



VILNIAUS GEDIMINO TECHNINIS UNIVERSITETAS

Kristina Greičiūtė

**KARINIŲ POLIGONŲ DIRVOŽEMIO PAŽEIDIMŲ IR TARŠOS TYRIMAI
BEI ELEKTROKINETINIO METODO TAIKYMO GALIMYBĖS**

Daktaro disertacija
Technologijos mokslai, Aplinkos inžinerija ir kraštotvarka (04T)

Vilnius, 2006

Disertacija parengta 2002–2006 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete

Darbo mokslinis vadovas:

doc. dr. Saulius VASAREVIČIUS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka – 04T).

Konsultantai:

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

doc. dr. Valentinas KADŪNAS (Geologijos ir geografijos institutas, fiziniai mokslai, geologija – 05 P).

TURINYS

Pagrindiniai žymenys	6
Įvadas	7
I. KARINIŲ POLIGONŲ APLINKOSAUGOS PROBLEMOS, JŲ VERTINIMAS BEI SPRENDIMO BŪDAI	13
1.1. <i>KARINIŲ TERITORIJŲ LIETUVOJE IR PASAULYJE PASKIRTIS, JŲ NAUDOJAMŲ IŠTEKLIŲ APŽVALGA</i>	13
1.2. <i>APLINKOS PAŽEIDIMŲ BEI UŽTARŠOS KARINĖSE TERITORIJOSE PROBLEMOS</i>	19
1.2.1. Dirvožemio, paviršinių bei gruntinių vandenių užterštumas karinės veiklos atliekomis bei toksinėmis medžiagomis	19
1.2.2. Karinės veiklos padariniai – kraštovaizdžio bei dirvožemio pažeidimai	23
1.2.3. Sunkieji metalai aplinkoje	24
1.3. <i>DIRVOŽEMYJE ESANČIOS ORGANINĖS MEDŽIAGOS, JŲ FUNKCIJOS BEI REIKŠMĖ DIRVOŽEMIUI</i>	29
1.4. <i>DIRVOŽEMIO VALYMO TECHNOLOGIJOS BEI JŲ TAIKYMAS</i>	34
1.4.1. Pagrindinių pasaulyje taikomų dirvožemio valymo metodų apžvalga	34
1.4.2. Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas	39
1.5. <i>TERŠALŲ SKLIDIMĄ KARINIŲ POLIGONŲ ŠAUDYKLOSE LEMIANTYS VEIKSNIAI. ŠĮ PROCESĄ NUSAKANČIOS LYGTYS</i>	44
1.6. <i>PROGRAMINIŲ PAKETŲ, TAIKOMŲ TERŠALŲ SKLAIDAI DIRVOŽEMYJE MODELIUOTI, APŽVALGA</i>	50
1.7. <i>IŠVADOS</i>	53
II. DIRVOŽEMIO TARŠOS IR PAŽEIDIMŲ KARINIUOSE POLIGONUOSE EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI	55
2.1. <i>DIRVOŽEMIO ORGANINIŲ MEDŽIAGŲ KIEKIO KITIMAS DIDŽIUOSIUOSE LIETUVOS KARINIUOSE POLIGONUOSE DĖL SPROGDINIMŲ ĮTAKOS</i>	56
2.1.1. Tyrimo aikštelių parinkimas bei dirvožemio mėginių ėmimo metodika	56
2.1.2. Organinių medžiagų kiekio Lietuvos centrinio Pabradės poligono taktinio mokymo lauko dirvožemyje analizės rezultatai	60
2.1.3. Organinių medžiagų kiekio Gaižiūnų mokomojo karinio poligono taktinių mokymo laukų dirvožemiuose analizės rezultatai	64
2.2. <i>GRUNTŲ TARŠOS SUNKIAISIAIS METALAIS DĖL SPROGDINIMŲ, ŠAUDYMŲ BEI KITOS KARINĖS VEIKLOS TYRIMAS</i>	66
2.2.1. Tyrimo aikštelių parinkimas bei dirvožemio mėginių ėmimo metodika	67
2.2.2. Karinių poligonų šaudyklų užterštumo sunkiaisiais metalais tyrimo rezultatai ir jų palyginimas	75

2.2.3.	Karinio transporto reikmėms naudojamų teritorijų užterštumas sunkiaisiais metalais	81
2.2.4.	Sunkiųjų metalų migracijos dirvožemyje tyrimo rezultatai, jų analizė ir palyginimas	86
2.3.	DIRVOŽEMIO, UŽTERŠTO SUNKIAISIAIS METALAIS, VALYMO ELEKTROKINETINIU METODU EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI BEI REZULTATŲ VERTINIMAS	91
2.3.1.	Elektrokinetinio sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio metodo eksperimentinio tyrimo metodika	91
2.3.2.	Eksperimentinio bandymo, taikant 18 V bei 29 V įtampą, rezultatai	97
2.3.3.	Dirvožemio, užteršto Cr, Cu, Mn, Ni, Zn bei Pb junginiais, valymo elektrokinetiniu metodu eksperimento rezultatų analizė	104
2.4.	IŠVADOS	132
III.	ŠVINO, PATENKANČIO Į DIRVOŽEMĮ POLIGONŲ ŠAUDYKLOSE, MIGRACIJOS MODELIAVIMAS TAIKANT CHEMFLUX PROGRAMINĮ PAKETĄ	136
3.1.	MODELIAVIMO UŽDAVINIO APRAŠYMAS	136
3.2.	MODELIAVIMO TAIKANT SVFLUX PAKETĄ REZULTATAI	141
3.3.	TERŠALŲ SKLAIDOS MODELIAVIMAS TAIKANT CHEMFLUX PROGRAMINĮ PAKETĄ	143
3.4.	TERŠALŲ SKLAIDOS MODELIAVIMO REZULTATAI	145
3.5.	SUMODELIUOTOS ŠVINO KONCENTRACIJOS SKLAIDOS GAIŽIŪNŲ POLIGONO ŠAUDYKLOJE PALYGINIMAS SU REALIAIS DUOMENIMIS	151
3.6.	IŠVADOS	155
IV.	ĮRANGA SUNKIESIEMS METALAMS IŠ DIRVOŽEMIO VALYTI	157
V.	GALUTINĖS IŠVADOS	161
VI.	REKOMENDACIJOS	162
	LITERATŪRA	164

Pagrindiniai žymenys

BVP – bendrasis vidaus produktas,

JAV – Jungtinės Amerikos Valstijos,

TSRS – Tarybų Socialistinių Respublikų Sąjunga,

LKCP – Lietuvos kariuomenės centrinis poligonas,

NATO – *North Atlantic Treaty Organization (Šiaurės Atlanto Šalių Organizacija)*,

ES – Europos Sąjunga,

ZRD – zenitinis raketinis divizionas,

KAB – Kelly oro pajėgų bazė (*angl. Kelly Air Force Base*),

TCE – trichloroetilenas,

MODFLOW – gruntinio vandens tėkmės modelis,

AT123D (Analytical Groundwater Transport Model for Long-Term Pollutant Fate and Migration) – analizinis gruntinio vandens tėkmės modelis ilgalaikėms teršalų migracijos prognozėms,

Chemflo – vandens bei teršalų judėjimo neprisotintuose dirvožemiuose modelis,

MT3D (A Modular 3D Solute Transport Model) – modelinis 3D tirpalų pernašos modelis,

FEFLOW (Finite Element Subsurface Flow System) – požeminių tėkmių baigtinių elementų sistema,

FLONET/TRANS (2-D cross-sectional groundwater flow and contaminant transport modeling) – 2D gruntinio vandens ir teršalų pernašos modelis,

FLOWPATH (2-D Groundwater Flow, Remediation, and Wellhead Protection Model) – 2D gruntinio vandens tėkmės modelis,

CHEMFLUX (Finite Element Mass Transport Model) – masės pernašos baigtinių elementų modelis,

DOM – dirvožemio organinės medžiagos,

AESA – *Alberta Environmentally Sustainable Agriculture*,

in situ – vietoje (čia – dirvožemio valymas vietoje),

ex situ – kitur (čia – dirvožemio valymas iškasus),

DLK – didžiausioji leistinoji koncentracija,

ŠV – šiaurės vakarai.

ĮVADAS

Problema

Viena iš specifinių sričių, turinčių tiesioginės įtakos aplinkos kokybei, yra teritorijų naudojimas kariniams tikslams. Didžiausios pagal užimamą plotą karinės teritorijos – kariniai poligonai. Kariniai poligonai dažniausiai įsikūrę nuošaliuose miškingose vietovėse, pakankamai toli nuo didelių miestų ir didesnių gyvenviečių. Kai kuriuose Lietuvos poligonuose karinė veikla vykdoma jau daugiau nei 100 metų, todėl aplinkos pažeidimai labai akivaizdūs. Kariniuose poligonuose dėl jų specifinės paskirties ir gausaus bei dažno karinės technikos bei įvairių sprogmenų naudojimo, susikaupus sunkiesiems metalams, pasitaiko gana didelių gamtinių anomalijų, dirvožemis daug kur užterštas naftos produktais, taktinio mokymo laukuose gausu sprogmenų ir šaudmenų liekanų, o dėl nuolatinių pažeidimų daug kur vyrauja smėlingas gruntas. Vienas iš svarbiausių aplinkos komponentų, ypač nukentėjęs nuo poligonuose vykdomos karinės veiklos, – dirvožemis. Turint mintyje dirvožemio sudėtį, vieną iš pagrindinių funkcijų atlieka jame esančios dirvožemio organinės medžiagos (toliau – DOM). Nuo jų priklauso dirvožemio fizinės, cheminės ir biologinės savybės. Intensyvi įvairaus pobūdžio karinė veikla, ypač sprogdinimai, lemia dirvožemio organinių medžiagų sumažėjimą. Tokios veiklos metu išdeginami ištisi plotai, o derlingos žemės palaipsniui virsta dykynėmis. Lietuvos karinių poligonų teritorijose ypač daug plotų, kur dėl įvairaus pobūdžio veiklos bei vykstant sprogdinimų pratyboms, visiškai sunaikinta augalinė danga. Sprogdinimų metu ne tik pasireiškia terminis poveikis, bet ir į dirvožemį nuo sprogstamųjų užtaisų patenka įvairių teršiančių medžiagų (švino, cinko, vario junginiai ir kt.). Dėl nuolatinių pažeidimų augalija tokiose teritorijose ypač skurdi, daug kur jos beveik nėra, vyrauja smėlingos dykynės. Dėl karinės veiklos įvairiomis cheminėmis medžiagomis gali būti užteršiami ne tik poligonų ir aplinkinių vietovių dirvožemiai, bet ir paviršiniai bei gruntiniai vandenys. Paviršinis gruntas yra viena iš pirmųjų gamtinių sistemų, tiesiogiai veikiama bet kokio lygio taršos. Jame kaupiasi teršalai, jis tarsi požeminio vandens apsauginis barjeras. Tačiau vanduo, skverbdamasis pro naftos angliavandeniliais ar sunkiaisiais metalais prisotintą gruntą, ištirpina ir išplauna jame esančias medžiagas ir pats užsiteršia. Vykstant šiam procesui, gali būti užteršti gruntiniai vandenys. Todėl ypač svarbu nustatyti Lietuvos kariniuose poligonuose dirvožemiui padarytą žalą ir įvertinti potencialų teršalų išplitimo, gruntinių vandenų užtaršos pavojų. Būtina imtis priemonių ypač užterštiems plotams išvalyti. Sunkiųjų metalų valymas iš dirvožemio vis dar yra probleminė sritis. Nė vienu pavieniu metodu nepavyksta sėkmingai išvalyti skirtingų metalų iš skirtingų tipų dirvožemio. Be to, susiduriama su papildomais apribojimais, susijusiais su efektyvumu, pritaikymo

galimybėmis, kaštais ir t. t. Todėl labai svarbu skirtingos paskirties karinėse teritorijose su joms būdinga užtaršos specifika taikyti tinkamą dirvožemio valymo būdą.

Disertacijoje siūlomo elektrokinetinio sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio metodo privalumas – panaudojant elektros srovę sukeliama teršalų judėjimas dirvožemyje nuo vieno elektrodo link kito, o teršalai adsorbuojami gamtinėje mineralinėje terpėje (ceolite), kuri neteršia aplinkos.

Darbo aktualumas

Siekiant nustatyti ir įvertinti karinių poligonų paviršinio dirvožemio sluoksnio pažeidimų bei užterštumo lygį, būtina atlikti išsamius karinės veiklos fizinio (sprogdinimai ir kt. mechaninis poveikis) bei cheminio (tarša sunkiaisiais metalais) poveikio dirvožemiui tyrimus. Svarbu nustatyti pažeidimų bei taršos kaitos tendencijas, atsižvelgiant į poveikio stiprumą, teritorijoje vykdomos veiklos pobūdį, intensyvumą, bei įvertinti teršalų sklaidą gilesniuose dirvožemio sluoksniuose, remiantis tyrimo rezultatais bei ilgalaikėmis prognozėmis. Siekiant sumažinti pavojų aplinkai dėl dirvožemio pažeidimų ir taršos sunkiaisiais metalais, būtina pritaikyti ir išstobulinti efektyvius užterštų karinių poligonų dirvožemių valymo metodus, bei pateikti pažeisto dirvožemio atkūrimo rekomendacijas. Pastaraisiais metais vis didesnę susidomėjimą kelia naujai plėtojama sunkiųjų metalų bei radionuklidų valymo iš dirvožemio technologija – elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas. Jo principas – per dirvožemį leidžiama elektros srovė sukuria krūvių judėjimą, kurį lemia jonų bei koloidų judėjimas porose esančiu vandeniu bei redukcinės reakcijos ant elektrodų paviršiaus. Taikant elektrokinetinį valymo metodą į dirvožemį įsmeigtais elektrodais leidžiama palyginti maža elektros srovė. Metodo privalumas tai, kad metalų jonai elektriniame lauke tampa judrūs, o užtikrinus tinkamą aplink elektrodus susikaupusių metalų pašalinimą (panaudojant gamtinį ceolitą), galima pasiekti gerų valymo rezultatų. Be to, metodas gali būti taikomas ir *in situ*, ir *ex situ*.

Darbo tikslai

1. Įvertinti karinės veiklos neigiamą poveikį paviršiniam dirvožemio sluoksniui, remiantis dviem pagrindiniais parametrais: dirvožemio organinių medžiagų kiekio sumažėjimu dėl sprogdinimų ir kitos karinės veiklos bei užtarša karinei veiklai būdingais sunkiaisiais metalais.
2. Įvertinti elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo taikymo galimybes Cr, Cu, Mn, Ni, Zn bei Pb užterštiems dirvožemiams valyti, remiantis jo efektyvumu, pasiektu valant skirtingų tipų bei

užterštumo lygių dirvožemius bei taikant skirtingas įtampas. Nustatyti, koks metalas bei kokio tipo dirvožemis esant tam tikrai įtampai išvalomas efektyviausiai.

3. Remiantis tyrimų, atliktų poligonuose, rezultatais, sumodeliuoti švino (kaip vieno būdingiausių karinėje veikloje metalo) koncentracijų sklaidą poligono šaudyklos dirvožemyje taikant *ChemFlux* programinį paketą. Modeliavimo rezultatus palyginti su tyrimo metu nustatytais švino koncentracijomis ir įvertinti modelio realumą bei tinkamumą ilgalaikėms taršos prognozėms sudaryti.

Pagrindiniai darbo uždaviniai

1. Išanalizuoti ir įvertinti karinėms reikmėms naudojamų ar anksčiau naudotų teritorijų dirvožemio pažeidimų bei teršimo problemas, nustatyti pagrindinius teršalus, kuriais teršiamas karinių poligonų dirvožemis, bei pagrindinius veiksnius, lemiančius dirvožemio organinių medžiagų sumažėjimą, parengti karinės veiklos žalos (fizinės – dėl sprogdinimų ir kitų mechaninių poveikių bei cheminės – dėl taršos sunkiaisiais metalais) įvertinimo paviršiniam dirvožemio sluoksniui metodiką.
2. Įvertinti dirvožemio organinių medžiagų koncentracijos sumažėjimo priklausomybę nuo poligonuose vykdomos karinės veiklos specifikos bei įvertinti pažeidimų mastą lyginant su karinės veiklos nepažeistomis teritorijomis.
3. Įvertinti užtaršą sunkiaisiais metalais Lietuvos karinių poligonų dirvožemiuose, nustatyti teršalų pasiskirstymą pagal teritorijos panaudojimo tipą ir intensyvumą bei palyginti rezultatus, gautus tiriant skirtingus poligonus.
4. Įvertinti elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo taikymo galimybes dėl karinės veiklos užterštiems dirvožemiams valyti bei nustatyti, kokiam dirvožemio tipui metodas labiausiai tinka, kokie metalai išvalomi efektyviausiai ir kokią išvalymo efektyvumą galima pasiekti, per kiek laiko ir kokią įtampą taikant pasiekiami geriausių rezultatų.
5. Taikant *ChemFlux* kompiuterinę programą sumodeliuoti vieno būdingiausių karinei veiklai metalų (švino) migraciją dirvožemyje, modelio prototipu pasirinkus vieną Gaižiūnų poligono šaudyklą. Nustatyti modelio patikimumą ir kiek jis atitinka tyrimo rezultatus bei įvertinti taršos sklaidos pasirinktoje teritorijoje įvairiais laiko tarpais tendencijas.

Darbo naujumas

Atliekant kompleksinius eksperimentinius aplinkosaugos tyrimus buvo nustatytas dirvožemio Lietuvos kariniuose poligonuose pažeidimų bei užtaršos sunkiaisiais metalais lygis ir jų

priklausomybė nuo teritorijos panaudos tipo bei intensyvumo, pasiūlytos, sukurtos ir įvertintos priemonės sunkiesiems metalams valyti bei pažeistiems dirvožemiams atkurti, taikant elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą, bei remiantis modeliavimo rezultatais nustatytos taršos masto kaitos tendencijos labiausiai teršiamose karinių poligonų teritorijose. Darbo naujumą rodo tai, kad:

1. Kariniuose poligonuose vykdomos veiklos poveikis dirvožemio organinių medžiagų kiekio sumažėjimui paviršiniame dirvožemio sluoksnyje įvertintas kompleksiskai, o teritorijos suskirstytos pagal pažeidimų sunkumą.
2. Įvertinta karinių poligonų dirvožemio užtarša sunkiaisiais metalais. Sunkiųjų metalų, būdingų amunicijos, karinės technikos bei sprogstamųjų užtaisų sudėčiai, koncentracija dirvožemyje susieta su karinės teritorijos naudojimo būdu bei intensyvumu.
3. Nustatyta tarša sunkiaisiais metalais dirvožemyje iki 1 m gylio skirtingų poligonų skirtingo naudojimo teritorijose.
4. Sumodeliuota teršalų sklaida labiausiai teršiamoje poligono teritorijoje, o modeliavimo rezultatai palyginti su gautaisiais tyrimo metu. Įvertintos teršalų sklaidos tendencijos 2 atvejais: kai teritorija nuolat teršiama ir kai teritorija po tam tikro laiko nustojama teršti.
5. Įvertintos elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo taikymo galimybės karinei veiklai būdingais metalais užterštiems dirvožemiams valyti.

Praktinė darbo vertė

Parengta DOM sumažėjimo dėl karinės veiklos vertinimo metodika bei rekomendacijos, kaip atkurti pažeisto karinių poligonų dirvožemio sudėtį. Įvertintas dirvožemio užterštumas sunkiaisiais metalais dviejuose Lietuvos kariniuose poligonuose, nustatytos labiausiai užterštos teritorijos, o metalų bei jų koncentracijų pasiskirstymas susietas su vykdoma specifine veikla. Modeliuojant nustatytos teršalų sklaidos tendencijos, jei poligonų šaudyklas būtų nustota teršti ir jei jos būtų teršiamos toliau. Modeliavimo rezultatai ne tik padėjo nustatyti teršalų sklaidos tendencijas, bet ir dirvožemiui išsivalyti būtina laiką, todėl šie rezultatai svarbūs planuojant tolesnę poligono šaudyklos veiklą bei jos intensyvumą.

Sukurta įrenginys sunkiaisiais metalais užterštam dirvožemiui valyti. Eksperimentu pagrįstos sąlygos, kuriomis pasiekiamas didžiausias išvalymo efektyvumas, nustatyta, kokiems dirvožemiams bei kokiems teršalams valyti šis metodas yra tinkamiausias. Pateikta patentinė paraiška „Įrenginys dirvožemiui valyti“.

Dalis disertacijos mokslinių tyrimų atlikti dalyvaujant tarptautinės *COST programos Nr. 859 „Fitotechnologijos, siekiant vystyti darnų žemės naudojimą ir gerinti maisto saugumą“* veikloje, bei vykdant projektą „Teršalai sistemoje „dirvožemis – augalai“: teršalų migracija, kaupimasis, dirvožemio atstatymas“, kurį remia Lietuvos valstybinis mokslo ir studijų fondas.

Teršalų valymo iš dirvožemio technologijų apžvalga ir analizė parengta stažuotės pagal *Socrates/Erasmus* programą Ankonos (Italija) Marke politechnikos universitete metu.

Ginamieji darbo teiginiai

1. Karinėms reikmėms naudojamų teritorijų dirvožemyje DOM kiekis kelis ar net keliasdešimt kartų mažesnis nei karinės veiklos nepažeistose teritorijose.
2. Užterštumo sunkiaisiais metalais lygis priklauso nuo teritorijos panaudos tipo bei intensyvumo: šaudymui naudojamų teritorijų dirvožemis labiausiai užterštas švinu bei variu (pagrindiniais į šaudmenų sudėtį įeinančiais metalais), o karinio transporto reikmėms naudojamos teritorijos – šaudmenų bei kuro sudėčiai būdingais metalais.
3. Elektrokinetinis metodas labiausiai tinka priesmėliui bei smėliui, užterštiems sunkiaisiais metalais (ypač manganu bei chromu), valyti.
4. Taikant elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą, didžiausio išvalymo efektyvumo pasiekama per 32 valandas (esant 24 V ir 29 V įtampai).
5. *ChemFlux* programiniu paketu modeliuojant sunkiųjų metalų koncentracijas poligonų dirvožemyje gautieji rezultatai yra patikimi.

Darbo aprobavimas

Darbo rezultatų pagrindu 1 straipsnis paskelbtas Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazėje referuojamuose leidiniuose (*ISI Proceedings*), 2 straipsniai – recenzuojamuose Lietuvos mokslo žurnaluose, įrašytuose į Mokslo ir studijų departamento patvirtintą sąrašą ar įtrauktuose į Tarptautines duomenų bazines, 3 straipsniai – recenzuojamuose užsienio mokslo žurnaluose, 2 straipsniai – tarptautinių konferencijų leidiniuose, 3 straipsniai – Lietuvos konferencijų leidiniuose bei su bendraautoriais išleista monografija.

Pateikta patentinė paraiška. 2004 m. žinios gilintos Ankonos (Italija) Marke politechnikos universitete.

PRANEŠIMAI KONFERENCIJOSE:

1. Military activities environmental impact in Lithuanian firing grounds. *Tarptautinėje konferencijoje „Integrative approaches towards sustainability“*, įvykusioje Jūrmaloje, Latvijoje, 2003 m. kovo 26 – 29 d.
2. Soil pollution with heavy metals in territories, used for military transport needs in Lithuanian military grounds. *6-ajame tarptautiniame simpoziume „Environmental Contamination in Central and Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States“*, įvykusiame Prahoje, Čekijoje, 2003 m. rugsėjo 1–4 d.
3. Karinės veiklos poligonuose poveikis dirvožemio organinių medžiagų koncentracijai. *Šeštojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*, įvykusioje Vilniuje 2003 m. kovo 20 d, Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcijoje.
4. Investigation of Explosions' Impact on Quality of Soil Organic Matter in Lithuania's Firing Grounds. *Tarptautinėje konferencijoje „Conference on Sustainable Range Management“*, įvykusioje Naujajame Orleane (New Orleans), Luizianos valstija, JAV, 2004 m. sausio 5–8 d.
5. Dirvožemio užterštumo sunkiaisiais metalais tyrimas ir vertinimas Lietuvos kariniuose poligonuose. *Septintojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*, įvykusioje Vilniuje 2004 m. kovo 25 d., Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcijoje.
6. Technologijų užterštam dirvožemiui valyti pritaikymas kariniuose poligonuose. *Aštuntojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“*, įvykusioje Vilniuje 2005 m. kovo 24 d., Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcijoje.
7. Pollution with Heavy Metals in Shooting Ranges of Lithuanian Military Grounds, and Future Prognosis Relying on Modeling Results. *Tarptautiniame seminare “Pollutant Pathways and Mitigation Strategies of Their Impact on the Ecosystems”*, įvykusiame Kazimerz Dolny (Lenkija) 2005 m. liepos 7 – 10 d.
8. Soil pollution with heavy metals in territories, used for military transport needs in Lithuanian military grounds. *6-ojoje tarptautinėje konferencijoje “Aplinkos inžinerija”*, įvykusioje Vilniuje 2005 m. gegužės 26 – 27 d. Aplinkos apsaugos, vandentvarkos ir hidraulikos sekcijoje.
9. Elektrokinetinio valymo metodo taikymo sunkiaisiais metalais užterštiems dirvožemiams valyti tyrimas ir vertinimas. *Devintojoje Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusioje Vilniuje 2006 m. kovo 30 d., Aplinkos apsaugos inžinerijos sekcijoje.

1. KARINIŲ POLIGONŲ APLINKOSAUGOS PROBLEMOS, JŲ VERTINIMAS BEI SPRENDIMO BŪDAI

1.1. KARINIŲ TERITORIJŲ LIETUVOJE IR PASAULYJE PASKIRTIS, JŲ NAUDOJAMŲ IŠTEKLIŲ APŽVALGA

Karyba – tai žmonijos veiklos rūšis, kuri ne tik padeda užtikrinti nacionalinį saugumą, krašto gynybą, bet ir reikalauja gausių ir įvairių gamtos išteklių, tad daromas poveikis aplinkai. Karinėms reikmėms tenkinti reikalingi dideli teritoriniai ištekliai – žemės paviršiaus, vandenynų, oro ir kosmoso erdvės [1].

Kariuomenei išlaikyti, techninei bazei, ginklams ir kitokioms karinėms reikmėms paprastai skiriama nemaža dalis šalių biudžeto. Daugiausia karinėms reikmėms išleidžia Jungtinės Amerikos Valstijos, Japonija ir keturios didžiosios Europos valstybės – Prancūzija, Vokietija, Jungtinė Karalystė bei Italija [2]. Bendra lėšų suma neatspindi šalies prioritetų, nes šalys skiriasi dydžiu, gyventojų skaičiumi, biudžetu ir pan. Didžiausią dalį lėšų, išreikštų bendrojo vidaus produkto (BVP) procentais karinėms reikmėms skiria Šiaurės Korėja – net 31,30 %. Pirmajame dešimtuose – Azijos bei Afrikos šalys, o JAV šiuo požiūriu tėra 17-ta [2, 3].

Kiek žemės paviršiaus yra naudojama karinėms reikmėms, tiksliai nežinoma, iš dalies todėl, kad kai kurios šalys slepia bet kokią informaciją, susijusią su jų karine bei gynybine veikla ir pramone. Nustatyta, kad 13 labiausiai išsivysčiusių šalių (be Rusijos) karinėms reikmėms naudoja 1,5 mln. km² žemės [4]. Pavyzdžiui, Jungtinėse Amerikos Valstijose karinės bazės, poligonai ir kitos karinėms reikmėms naudojamos teritorijos užima apie 20,23 mln. ha. Labai dideli plotai naudojami kaip apsauginės karinių objektų teritorijos. Pavyzdžiui, buvusios Vakarų Vokietijos tiesioginio karinio naudojimo teritorijos apėmė apie 1 mln. ha (2,8 %) šalies teritorijos, o apsauginės karinių objektų zonos – dar 5,6 % [3].

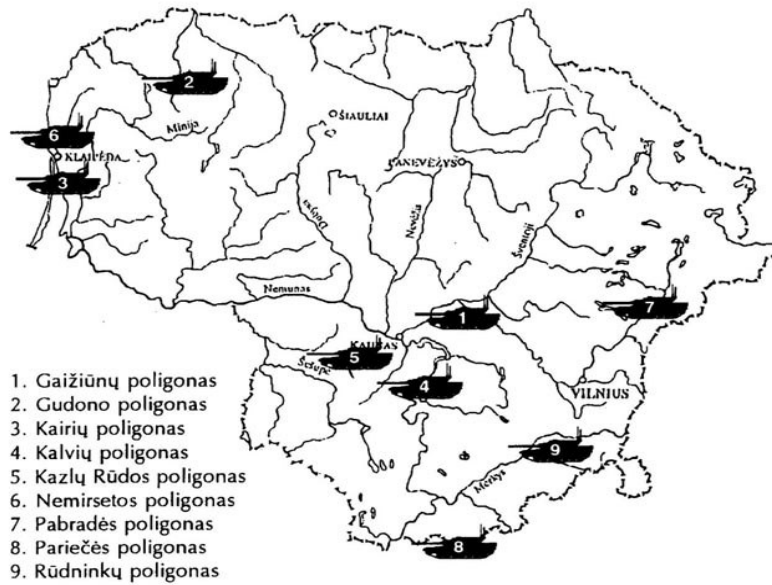
Olandijoje karinėms reikmėms skirta 1,2 % šalies teritorijos, netiesiogiai – dar 10,5 %. Daugumoje Europos šalių karinės teritorijos užima apie 1–3 % šalies teritorijos [5]. Ypač dideli kariniai plotai buvo tuometinėje tarybų Sąjungoje ir Rytų Europos šalyse. Nors tikslų duomenų nėra, tačiau žinoma, kad vien Kazachstane karinės teritorijos apėmė 200 000 km², t. y. daugiau nei kviečių pasėliai. Tuometinėje Lietuvoje TSRS okupacijos metais kariškiams buvo tiesiogiai skirta 0,9–1,3 % krašto teritorijos, o įvairioms reikmėms kariuomenė naudojo apie 6 % Lietuvos ploto [6]. Per pastaruosius dešimtmečius Centrinės ir Rytų Europos šalyse įvyko daug politinių pokyčių, kurie lėmė masišką karinių pajėgų mažinimą ir karinių bazių uždarymą. Apie 8000 Pasulyje karinėms reikmėms naudotų teritorijų (kurių bendras plotas siekia 1 mln. hektarų) tapo prieinamos civilinėms reikmėms [7]. Šis procesas ypač palietė Varšuvos pakto buvusias šalis. Buvusios Sovietų

sąjungos teritorijoje buvo uždaryta apie 1000 karinių bazių, kuriose tarnavo daugiau nei pusė milijono kareivių. Paliktų teritorijų ankstesnė paskirtis kito nuo gerai izoliuotų administracinių ar komunikacinių pastatų iki savarankiškų miestų, nuo gerai įrengtų bazių iki pratybų laukų be jokių įrenginių [8]. Karinėms reikmėms naudojamos ne tik žemės, bet ir jūrų išteklių: didelės uždaru karinių uostų akvatorijos, branduolinių povandeninių laivų budėjimo rajonai, karinės aviacijos ir jūrinių pajėgų manevrų rajonai. Karybai naudojamos ir oro erdvės [9]. Vokietijoje per metus atliekama iki 1 mln. karinių skrydžių (15 % iš visų šalies skrydžių). Vien tik vienai bazei Kalifornijoje aptarnauti virš Mohavės dykumos skirta 47 tūkst. km² erdvė [10, 11]. Kariškiai naudoja 30–50 % JAV oro erdvės. Aukštutiniuose atmosferos sluoksniuose vyksta karinių-balistinių raketų skrydžiai. Lietuvoje buvusių karinių oro bazių lėktuvų manevravimo zonos driekėsi virš Šiaulių, Panevėžio, Kėdainių gyvenamųjų rajonų [12]. Kosminė erdvė taip pat plačiai naudojama karinėms reikmėms: dislokuoti kosminiai žvalgybos ir ryšio palydovai, priešraketinės gynybinės sistemos. Karinėms reikmėms sunaudojama daug gamtinių išteklių. JAV karinės energetinės sąnaudos sudaro apie 3,4 %, Rusijoje – 3,9 %, Vokietijoje – 1,4 %, Olandijoje – 2–5 % [4]. Lietuvos karinėse teritorijose Valčiūnuose, Kazlų Rūdoje, Pagėgiuose prie aerodromų buvusiose saugyklose buvo 100–150 tūkst. m³ naftos produktų talpyklų, apie 10 tūkst. m³ raketinio kuro [12].

Apie karinių poligonų svarbą, išteklių naudojimo mastą galima spręsti iš didelio poligonuose dirbančio karinio personalo skaičiaus. Be didžiulio karybai sunaudojamo įvairių metalų kiekio, karinėms reikmėms naudojama nemaži kiekiai statybinių medžiagų, vandens, medienos, gumos, plastmasių, audinių [13]. Nors Lietuvoje nebuvo svarbiausių kariuomenei reikalingų mineralų, veikė žinybiniai kariniai statybinių medžiagų karjerai, specialios betono gamyklos, buvo naudojamos vandenvietės, kertamas miškas [14, 15].

• **Lietuvos Respublikos kariniai poligonai.** Lietuvos Respublikoje yra 6 kariniai poligonai, kurių naudojimas kariniams tikslams yra patvirtintas Vyriausybės (1.1.1 pav.). Kiekviena karinė teritorija susideda iš dviejų dalių – pilnutinio naudojimo ir riboto naudojimo pratyboms teritorijų. Teritorijų naudojimo kariniams tikslams ir jų valdymo taisyklės yra apibrėžtos 2000 m. gegužės 12 d. Lietuvos Respublikos Vyriausybės įsakymu Nr. 545 [16].

Pilno naudojimo kariniams tikslams teritorijos – tai žemės sklypai, atiduoti Krašto apsaugos ministerijai su nuosavybės teise. Tokiose teritorijose įrengiami nuostovieji įrenginiai, būtini kovos pratyboms, gynybos infrastruktūra, šiose teritorijose vykdomos šaudymo tikrais šoviniais pratybos bei naudojama sunkioji karinė technika.

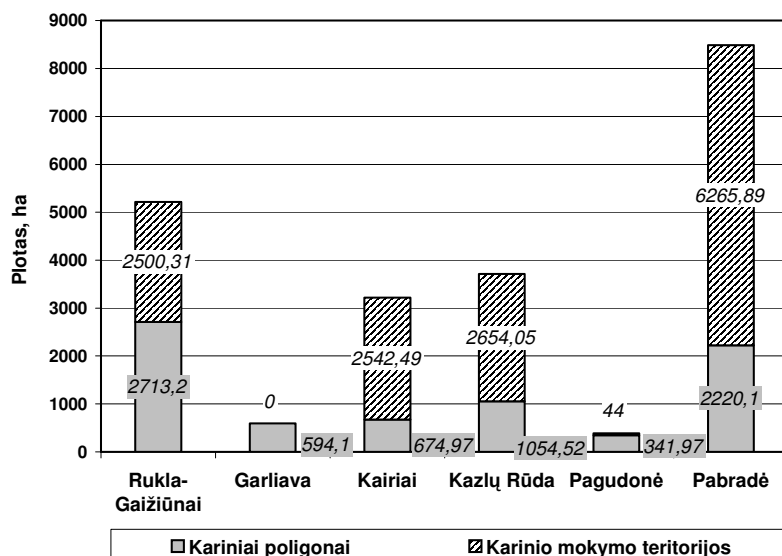


1.1.1 pav. Kariniai poligonai Lietuvoje [14]

Riboto naudojimo kariniams tikslams teritorijos – tai žemės (dažniausiai – miškų) sklypai, atiduoti Lietuvos Respublikos karinėms pajėgoms ir naudojami karinio personalo pratyboms, nepakeičiant žemių tiesioginės panaudos (miškininkystės) [15].

Lietuvos kariuomenės centrinis poligonas (LKCP) Pabradėje buvo įkurtas XX a. pradžioje ir pradėtas naudoti rusų-japonų karo metais. Iki 1939 m. poligoną intensyviai naudojo Lenkijos kariuomenė. Nuo 1940 m. vasaros čia įsikūrė Sovietų kariuomenė. Iki 1947 m. Pabradės poligonas užėmė 2 020 ha plotą, o nuo 1988 m. jau buvo išsidėstęs 16 146 ha plote (73 % teko miškams) ir buvo naudojamas bombardavimui, artilerijos šaudymams, taktiniams užsiėmimams (1.1.2 pav.). Teritorijoje buvo mokymo centras, autodromas, tankodromas, šaudykla, du kariniai miesteliai, sandėliai, karinės technikos angarai, kuro sandėliai, degalinė, veikė 3 katilinės. Karių skaičius nuolat kito. Dėl dažnų mokymų poligono teritorijoje buvo intensyvus karių ir technikos judėjimas. 1992 m. Lietuvos Vyriausybės potvarkiu poligono teritorija buvo perduota Krašto apsaugos ir Miškų ūkio ministerijoms [15, 16].

Galutinai poligono teritorijos valdymas ir žemės sklypas buvo įteisinti 2000 m. Lietuvos Vyriausybės nutarimu, pagal kurį Krašto apsaugos ministerijai suteikta valdyti Pabradės poligoną – 2220,1 ha ir neterminuotai naudotis poligoną supančia 6265,89 ha karinio mokymo teritorija, kurią valdo miškų urėdijos [15]. Pabradės poligonas yra 60 km į šiaurės rytus nuo Vilniaus, pietvakarinėje Švenčionių rajono dalyje, 6 km į šiaurę nuo Pabradės miestelio. Poligono teritorija išsidėsčiusi Pabradės miške, dešiniajame Žeimenos upės krante.



1.1.2 pav. Lietuvos kariuomenės poligonai ir karinio mokymo teritorijos [17]

Pabradės poligoną karinėms pratyboms naudoja Lietuvos kariuomenės daliniai ir užsienio šalių karinės pajėgos pagal tarptautinio bendradarbiavimo planus. Poligone vienu metu mokymus be kovinio šaudymo gali organizuoti du pėstininkų batalionai (iš viso apie 1 500 žmonių), o su koviniu šaudymu – vienas pėstininkų, mechanizuotas ar tankų batalionas.

Poligono teritorijoje vyksta kovinio šaudymo ir sunkiosios kovinės ginkluotės bei technikos naudojimo pratybos. Poligone šaudymo pratybas vykdo ir sraigtasparniai bei naikintuvai. Karinio mokymo teritoriją galima naudoti fiziniam karių rengimui, karo topografijos, taktikos pratyboms, artilerijos pozicijoms šaudyti aukšta trajektorija į taikinius poligone bei laikinoms stovyklavietėms įrengti, karine technika (išskyrus tankus) važiuoti miško keliukais, kasti apkasus ir t. t. Taip pat karinio mokymo teritorijai tenka svarbi funkcija – joje sudaromos saugos zonos vykstant kovinio šaudymo pratyboms poligone. Poligonas veikia visus metus, pratybos vyksta kasdien. Savaitgaliais poligone vyksta krašto apsaugos savanorių pajėgų mokymai. Vidutiniškai per dieną apmokymuose dalyvauja apie 280 žmonių. Pabradės poligone galima apgyvendinti: 12 karininkų (1 dvivietis, 1 dešimties vietų kambarys), 80 karių (dvejos kareivinės po 40 vietų), 1 600 karių (160 palapinių po 10 vietų). Yra 750 vietų valgykla ir 2 sanitariniai blokai po 210 žmonių – iš viso 420 žmonių (praustuvai, dušai, tualetai, drabužių ir batų džiovyklos) [13, 15].

Poligone tarnauja vienas būrys (50 karių) privalomosios karo tarnybos karių, kurių viena iš pagrindinių funkcijų yra užtikrinti šaudymo zonų apsaugą mokymų metu. Nuolatinis poligono personalas – apie 100 kariškių ir civilių.

Yra parengtas Pabradės poligono dešimties metų plėtros programos projektas. Programos tikslas – įrengti Pabradėje šiuolaikinį karinį mokymo poligoną, atitinkantį NATO šalyse priimtus reikalavimus. Programoje numatyta modernizuoti mokymo priemones bei įrangą, plėtoti

infrastruktūrą, tobulinti materialinį-techninį ir medicininį aprūpinimą, plėtoti transporto, apginklavimo, ryšių ir informacines sistemas [15, 18].

Gaižiūnų poligono istorija prasidėjo tarpukariu. Literatūrinuose šaltiniuose minima, kad Lietuvos kariuomenė, dėl administracijos linijos artumo ir lenkų protestų nebegalėdama naudotis senuoju Varėnos poligonu, išpirko iš savininkų nenaudingą Gaižiūnų žemę (apie 6–9 km pločio ir iki 16 km ilgio (iš viso iki 80 km²) plotą ir 1931 m. įsteigė čia kelias kariuomenės mokomąsias stovyklas-poligonus, paprastai vadinamą Gaižiūnų poligonu. Į šią teritoriją įėjo keletas kaimų ir pavienių vienkiemių, Ruklos ir Šilasėdžių dvarai. Buvo pastatyta nemažai pastatų, kareivinių, įrengti didžiuliai mokomojo šaudymo laukai, aerodromas, geležinkelio šaka. Dėl to buvo iškirsta dalis miško. Kiekvienais metais, ypač gegužės-rugsėjo mėnesiais, Gaižiūnai susilaukdavo gausių kariuomenės dalinių – tikrosios tarnybos karių ir atsarginių, kurie čia būdavo apmokomi [12, 15].

Prieš Antrąjį pasaulinį karą (apie 1939 m.) čia buvo susiformavęs didžiulis plataus profilio karinės veiklos kompleksas. Tačiau konkrečių duomenų apie tuometinę poligone vykdomą karinę veiklą nėra. Sovietų kariuomenei perėmus poligoną, jo teritorijoje ir ypač prieigose buvo pastatyta daugybė svarbios paskirties pastatų, įrenginių, karinių miestelių ir pan. Poligone nuolat buvo vykdomi intensyvūs kariniai mokymai, kuriuose dalyvaudavo svarbios paskirties kariuomenės daliniai su šarvuotąja technika, aviacija [16].

Lietuvai atgavus nepriklausomybę, Gaižiūnų karinis poligonas buvo perduotas atkurtos Lietuvos kariuomenės žinion. Dalis poligono teritorijos (daugiausia – miškai) 1992 m. buvo perduota Jonavos, Kaišiadorių, Kauno ir Prienų urėdijoms, o kitų teritorijų naudotojas – Krašto apsaugos ministerija. Gaižiūnų karinio poligono plotas Sovietų kariuomenės buvimo metu literatūrinuose šaltiniuose nurodomas skirtingai: vienuose –12877 ha, kituose – 11523 ha. Pagal dabartinę kartografinę medžiagą galima spręsti, jog didelė dalis anksčiau poligono žinioje buvusių gamtosauginiu požiūriu unikalių teritorijų nebepatenka į poligono ribas [15]. Pietinėje dalyje esanti Palaraisčio aukštapelkė, Romato durpynas ir kai kurios kitos reta augalija ir gyvūnija pasižyminčios vietovės dabar jau yra už dabartinių poligono ribų.

Poligono teritorijoje vienu metu mokymus (be kovinio šaudymo) ir šaudymo pratybas gali atlikti apie 2500 karių. Vidutiniškai per dieną poligono teritorijoje (įskaitant šaudyklas) karinėse pratybose dalyvauja 500 karių. Karinio mokymo teritorija naudojama fiziniam karių rengimui, joje vyksta karo topografijos, taktikos pratybos, įrengiamos laikinos stovyklavietės, kariai mokomi kasti apkasus, vairuoti šarvuočius ir kitą karinę techniką. Be to, karinio mokymo teritorijai tenka kita svarbi funkcija – joje karinio šaudymo pratybų metu sudaromos saugos zonos, statomi sargybos postai. Naudojamos ir kitos žmonių saugumą užtikrinančios priemonės [16].

Dabar Gaižiūnų poligone mokymams naudojami tie patys dar sovietinės kariuomenės naudoti mokomieji plotai: šaudyklos, karinės šarvuotosios technikos pratybų laukai ir kt. Naujų gamtinių

teritorijų transformacijos (pakeitimo) karinėms reikmėms poligone šiuo metu nėra. Karinės laikinos stovyklavietės dažniausiai rengiamos tose pačiose vietose. Pasibaigus mokymams, aplinka sutvarkoma.

Poligono vadovybės teigimu, „pagrindinis tikslas ateityje yra Gaižiūnų poligone įrengti šaudyklas, atitinkančias NATO standartus“. Taip pat numatyta tobulinti karinio mokymo priemonės bei įrangą, gerinti materialinį-techninį poligono aprūpinimą. Numatyta tvarkyti poligono mokomuosius laukus, nugriauti nenaudojamus sugriuvusius pastatus ir sutvarkyti teritoriją. Bus siekiama įrengti šiuolaikinį karinį mokymo poligoną, kuriame profesinės karo tarnybos kariai galės tobulinti profesinius įgūdžius [15].

Kairių karinis poligonas yra prie Kuršių marių apie 7 km į Pietus nuo Klaipėdos centro. Kai kur miesto objektai priartėja prie pat poligono ribų. Dabartinė karinio poligono teritorija yra apie 3700 ha [12].

Apie Kairių poligono istoriją duomenų nėra daug. Poligonas buvo įsteigtas netrukus po Antrojo pasaulinio karo – 1948 m. Kaip ir kitos Sovietų armijos teritorijos, tai buvo uždaras specialaus apsaugos režimo karinis objektas, nepasiekiamas ne tik paprastam piliečiui, bet ir mokslo atstovams. Dėl šios priežasties nebuvo pakankamai tikslų duomenų apie ten vykusius karinius mokymus, jų mastą, karinės veiklos poveikį aplinkai. Lietuvos kariuomenė 1993 m. perėmė Kairių poligoną savo žinion. Kai kurie čia buvę kariniai objektai ir karinių mokymų laukai buvo išlikę gana geros būklės, todėl juose – šaudykloje, autodrome, taktinio mokymo laukuose po nedidelio techninio remonto Lietuvos kariai pradėjo vykdyti karines pratybas [15, 16].

Sovietmečiu, šaudykla užėmė centrinę Kairių masyvo dalį marių pakrantėje. Autodromas buvo šiaurinėje teritorijos dalyje ir užėmė 76 ha plotą. Teritorijoje įrengti keliai, estakados, dirbtinės kalvos, kiti, mažesni, vairavimo mokymo įrenginiai [12]. Be autodromo, Kairių poligone dar buvo tankų direktrisė, kurios bendras 319 ha plotas tęsėsi beveik 4 km ilgio juosta tarp Klaipėdos kanalo ir Vaškių bei Lūžgalių kaimų. Be to, Kairių poligono teritorijoje buvo įsikūrusi zenitinio raketinio diviziono (ZRD) pozicija tarp Klaipėdos III vandenvietės apsauginės zonos ir kelio į Kairių poligonus (ties pietine Klaipėdos riba, už pamario karjerų) [12].

Dalinyje buvo komandinis punktas, kareivinės, mokomasis korpusas, gyvenamasis namas, sandėliai, saugyklos, pirtis, katilinė (iš viso 19 pastatų). Įrengtos šešios raketinės aikštelės, du angarai, nedidelė degalinė. Tankus komunikacijų tinklas. Ypač saugomame angare centrinėje dalyje buvo laikyta ypatingos paskirties raketa. Į angarą būdavo įleidžiama tik su specialia apranga [12, 15, 16].

1.2. APLINKOS PAŽEIDIMŲ BEI UŽTARŠOS KARINĖSE TERITORIJOSE PROBLEMOS

Karinė veikla daro didelę įtaką aplinkai. Šis poveikis gali būti fizinis bei cheminis. Fiziniam poveikiui galima priskirti įvairius pažeidimus, pvz., miškų kirtimą, dirvožemio struktūros suardymą, natūralios floros ir faunos trikdymą ir pan. Cheminis poveikis – tai tarša įvairiomis cheminėmis medžiagomis dėl karinės pramonės atliekų ir pan. Reikia paminėti ir kitus karinio poveikio aplinkai bruožus. Dėl fizinės ir cheminės taršos nukenčia kraštovaizdis, dirvožemiai. Neretai kariniai poligonai įrengiami poilsiui tinkamuose, svarbias ekologines funkcijas atliekančiose vietovėse, net saugotinosiose teritorijose. Taip sumažėja rekreacinių plotų, netenkama daug žemės naudmenų, miškų teritorijų. Karinė veikla žaloja unikalius biotopus, pažeidžiami gyvūnų migracijos keliai, sutrikdoma jų ramybė.

1.2.1. Dirvožemio, paviršinių bei gruntinių vandenų užterštumas karinės veiklos atliekomis bei toksinėmis medžiagomis

Pagrindinis ginkluotųjų pajėgų vaidmuo bet kurios šalies aplinkosaugos kontekste priklauso nuo tam tikrų aplinkybių. Pirma, iš esmės neįmanoma sukurti aplinkosauginiu požiūriu saugių ginklų ir karinių technologijų. Antra, karinės pajėgos, ypač dėl jų pagrindinės funkcijos ir technologijų, reikalaujančių didelių energijos ir medžiagų išteklių, yra labai pavojingos. Branduoliniai ir cheminiai ginklai, branduolinės oro pajėgos bei raketos kelia didžiulį pavojų aplinkai. Trečia, karinės pajėgos neigiamai veikia aplinką savo kasdienine veikla, pavyzdžiui, išleisdamos didžiulius kiekius nutekamųjų vandenų, teršdamos dirvožemį ir paviršinius bei gruntinius vandenis naftos produktais, naudodamos toksišką branduolinį kurą bei kitas žalingas medžiagas. Dėl tokios veiklos kaupiasi kietosios bei skystosios, kartais radioaktyviosios atliekos [19]. Ketvirta, karinės pajėgos kelia pavojų aplinkai netgi sunaikindamos branduolinius, cheminius bei kitus ginklus. Kasdienė veikla, – kaip pratybos, ginklų bandymas ir kt. – sukėlė daugybę aplinkosauginių problemų, kurias būtina spręsti [20]. Radioaktyviųjų atliekų susikaupė laikinai uždarius ar likvidavus karinius objektus, turėjusius branduolinių ginklų [21].

Kai kurie šaltiniai teigia, kad pasaulio ginkluotosios pajėgos yra didžiausias planetos teršėjas [22]. Teigiama, kad 10 – 30 % pasaulio aplinkos sunaikinama dėl karinės veiklos. Pasaulio karinės pajėgos naudoja aplinkos bei žmonių išteklius, be to, sunaudoja didžiulius energijos kiekius [8, 23].

JAV Gynybos departamentui priklausantis Pentagonas yra didžiausias naftos naudotojas pasaulyje. Jungtinių Amerikos Valstijų karinės pajėgos per metus sunaudoja tiek naftos, kiek visai

JAV tranzito sistemai jos užtektų 14–22 metams [22, 24]. Apskritai, ketvirtadalis pasaulyje sunaudojamo raketinio kuro yra skirta kariniams ar gynybos tikslams, o vario, nikelio, aliuminio ir platinos karyboje sunaudojama daugiau, nei kitiems tikslams [24].

Pasaulyje įrengtos karinės bazės užima neaprėpiamus žemės plotus. Vien JAV, sudėjęs visas teritorijas, skirtas karinei veiklai, jos prilygtų Virdžinijos valstijos plotui (t. y. tik šiek tiek mažiau nei visa Lietuva). Remiantis 1992 metų duomenimis, buvusioje Sovietų respublikoje Kazachstane karinės teritorijos užėmė plotą, beveik dvigubai didesnį nei Lietuva. Karyba sunaikina didžiulius žemės, kurią turėtų saugoti, plotus. Aplinkos dėl kai kurių karinės veiklos padarytų nuostolių atkūrimas gali trukti tūkstančius metų. Vienas iš žalos masto pavyzdžių – Indianos valstijoje, JAV, armijos uždarytas Jefferson bandymų poligonas, nes jį išvalyti buvo per daug pavojinga ir brangu [8].

Karinė veikla turėjo didelės įtakos oro taršai ir ozono sluoksnio irimui. Pavyzdžiui, Vakarų Vokietijoje oro pajėgų keliama atmosferos tarša siekė 58 % visos šalies oro transporto taršos. Skrydžiai pažėmė trikdo laukinės gyvūnijos migraciją, bei kelia pavojų žmonių sveikatai. Vokietijos mokslininkai teigia, kad net 6–10 % pasaulinės atmosferos taršos sudaro karinės veiklos tarša. Negana to, pasaulio karinė pramonė yra atsakinga net už 2 trečdalius ozoną ardančių dujų išmetimą [9].

Pasauliniu mastu, JAV bei sovietų ginkluotosios pajėgos lemia didžiausius kiekius pavojingų atliekų. Vienas iš baisiausių pavyzdžių – buvusioje Sovietų sąjungoje į Karachaj ežerą buvo supilta tiek toksinių atliekų, kad valdžiai teko uždengti ežerą betono sluoksniu. Kai kuriose tokiose teritorijose Rytų Europoje, dažniausiai aplink buvusias karines bazines, gruntinio vandens tarša viršija leidžiamąjį nuo 30 iki 50 kartų. 10 % buvusios Rytų Vokietijos buvo užteršta ar sugriauta, daugiausiai sovietų karinių pajėgų [25].

Remiantis Pasaulio stebėjimų instituto (*Worldwatch Institute*) ataskaita, branduolinių bandymų iškritos pasauliniu mastu galėjo lemti 150 000 ankstyvų mirčių, bei 86 000 apsigimimų [10, 26]. Specialistai skaičiuoja, kad branduolinio ginklo bandymas atvirame ore ateityje gali lemti 2,4 milijono mirčių nuo vėžio. Kai kurių mokslininkų tyrimai rodo, kad aplinkosauginiai nuostoliai dėl karinės veiklos – tai trilijonas dolerių per metus, tiek „įkainoti“ karinių veiksmų sunaikinti gamtiniai ištekčiai [27]. Tik 8 % pasaulinių išlaidų karinėms reikmėms užtektų nutekamųjų vandenų valymo įrenginių programoms, vandens tiekimo įrenginiams, tropinių miškų naikinimo bei dykumų susidarymo stebėsenos, populiacijų kontrolės atliekamiems matavimams pasauliniu mastu [27, 28].

Ekonominiai karai, technologinė pažanga ir demokratijos stoka leido įsibėgėti kariniam lenktyniavimui. Dabartinės problemos mastas yra sukrečiantis. Pavyzdžiui, skaičiuojama, kad pasaulyje yra apie 400 t grynojo plutonio, daugiausia JAV ir buvusios Sovietų armijos atsargose.

Radioaktyviojo plutonio pusamžis yra 24 000 metų, o viena milijoninė gramo dalis įkvėpto plutonio oksido žmogui sukeltų plaučių vėžį [28].

Radioaktyviosiomis medžiagomis užterštos atliekos, transportuojamos bei deponuojamos taip pat kenkia ekosistemoms bei žmonių sveikatai. Neseniai net 25 laivų kroviniai su radioaktyviosiomis atliekomis buvo nuskandinti Viduržemio jūroje netoli Italijos krantų [26]. Iš jų 7 nuskandinti ramioje jūroje, netoli nuo tankiai apgyvendinto Reggio. Keletoje konteinerių buvusios atliekos užterštos radioaktyviu Tr^{238} . Tokie faktai rodo apie realų pavojų, kurį gali sukelti neatsakingas elgesys su radioaktyviosiomis atliekomis.

Nors neigiamas karinės veiklos poveikis aplinkai jau seniai žinomas, pasaulyje susiduriama su vis naujomis, didesnėmis problemomis. Pavyzdžiui, žmonės, gyvenantys buvusioje JAV karinėje oro bazėje Filipinuose, kenčia nuo persileidimų, genetinių nukrypimų, bei neuro-raumenų ir kvėpavimo sutrikimų [20].

Kitas pavyzdys: žmonių bendruomenėse, gyvenančiose aplink Didžiosios Britanijos oro bazę Kipre, buvo nustatyti leukemijos protrūkiai, kurie yra lemtingi 6–10 metų vaikams. Panašūs ligų bei mirčių atvejai fiksuojami visur, kur yra didelės karinės bazės. Tačiau valyti aplinką ir toliau vengiama, taip paliekama daug toksiškų laiko „bombų“ [29].

Skaičiuojama, kad Pentagonas lemia vienos toksinių atliekų tonos sancaupą per minutę. Aštuntame dešimtmetyje JAV apskaitos biuras apskaičiavo, kad Gynybos departamentui krito atsakomybė už 500 000 t pagamintų toksinių medžiagų per metus, t. y. daugiau nei visos JAV chemijos kompanijos kartu. 1993 metų balandį JAV gynybos departamentas deklaravo, kad buvo rasta 18 795 zonos 1 800 karinių teritorijų, kuriose nustatyta dirvožemio bei gruntinių vandenų tarša [22]. Karinės paskirties objektuose nuolat neišvengiama pavojingų medžiagų pasklidimo pripildant bei ištuštinant transporto priemonių bakus, kuro saugyklas, valant variklius, dažant tankus, karinius laivus, karinių pratybų metu šaudant, kuriant ugnies kliūtis, laikant kenksmingus chemikalus bei toksiškus mišinius.

Kelly oro pajėgų bazėje (*Kelly Air Force Base* (KAB)), San Antonyje (JAV), darbininkai nuolat buvo veikiami radioaktyviosios taršos. Atvira sandėlyje jie valė radioaktyviojo urano dulkes nuo branduolinių galvučių. Mirtingumas buvo be galo didelis, ypač nuo vėžio. Šalia esančioje Medina bazėje dar 1950–1965 metais buvo nustatytos 5 radioaktyviosiomis atliekomis užterštos teritorijos. Jų yra ir daugiau, tačiau tai slepiama [24, 30]. Uranas reguliariai buvo naudojamas Kelly bazėje kaip atsvara lėktuvų dalims, gaminant ypač greitą prieštankinę amuniciją, ir kt. 1994 metais eilinio metalo atsargų patikrinimo metu aliuminio oksido smėlyje (naudojamame valant nuo variklių dalių dažus bei purvą) buvo nustatyta didesnė nei normali radiacija. Be to, radiaciją skleidė ir elektroninės lempos, kai kurie metalai bei uranas, naudotas C-5 lėktuvų balastams. Raketinio kuro bei jo priedų sudėtyje buvo rasta toksiškų vandenilio karbonatų (tokių kaip tetraetil-švinas,

benzenas, toluenas ir ksilenas). Rasta šių teršalų sąsaja su inkstų bei tiesiosios žarnos vėžiu. Šie teršalai pirmaisia sukelia centrinės nervų sistemos slopinimą ir daugelį kitų simptomų, kaip antai: galvos svaigimą, skausmą, nuovargį, depresiją, raumenų silpnumą, motorinių funkcijų pablogėjimą, klausos praradimą bei kvėpavimo takų suerzinimą. Tai patyrė Kelly oro pajėgų bazės apylinkėse gyvenantys žmonės [24]. Tokie teršalai kaip raketinis kuras bei nuriebinantis chemikalas (trichloroetilenas (TCE)) paprastai patenka į vandenį bei dirvožemį ir užteršia jį 20 ar daugiau metų [24].

JAV Gynybos departamentas yra didžiausias šalies teršėjas, kuriam atsakomybė tenka už daugiau nei 29 000 jautrių taškų 11 000 dabartinių ir buvusių karinių teritorijų, kurias išvalyti kainuotų bilijonus dolerių. Negana to, JAV Kongresas atleido karines pajėgas nuo įsipareigojimo mokėti mokesčius už toksiškas ir pavojingas atliekas bei laukinės gyvūnijos išsaugojimo įstatymų vykdymo. Toks žingsnis kelia nereguliuojamos taršos bei laukinės augalijos bei gyvūnijos niokojimo bumą [31, 32].

Karinės veiklos padarinys – užterštas vienintelis geriamojo vandens šaltinis pusei milijono žmonių Cape Cod mieste, Masačūsetse, bei privertė uždaryti geriamojo vandens gręžinius daugelyje kitų bendrijų. Vien chloru, kurio randama karinės amunicijos liekanose, užterštos vandens sistemos 18 valstijų. Kita didelė problema – vaikų leukemijos protrūkiai, nustatyti šalia karinių bazių Fallon'e, Nevadoje, Sierra Vistoje bei Arizonoje. Karinės veiklos sukelta tarša – padidėjusios plaučių vėžio rizikos, mažo ką tik gimusių kūdikių svorio ir daugelio kitų problemų priežastis [33, 34].

Su ne ką mažesnėmis, jei ne didesnėmis, aplinkosauginėmis problemomis susiduria ir Rusija. Štai pavyzdžiui Leonidovka (Rusija) –jokiam žemėlapyje nepažymėtas cheminių medžiagų kapinynas. Šiame miške vešli augalija iš viso baigia išnykti. Pomiškis atrodo kaip juoda skylė, nes ten neauga niekas, netgi žolė. Šioje vietoje į dirvą įsmeigta lazda gali atsitrekti į paliktos aviacinės bombos galvutę [35]. Čia laidotos senovinės aviacinės bombos, pripildytos liuizito (nuodingųjų dujų) bei iprito, naudotos dar II pasauliniame kare. Rusija turi daugiau cheminių bombų nei bet kuri kita valstybė, jų atsikratyti – problema, dar daugiau, net neįmanoma jų visų surasti. Oficialiai deklaruota, jog šių ginklų Rusijos armija turi 14 000 t, tačiau tūkstančiai jų guli nežinomuose kapinyuose, tokiuose, kaip Leonidovka. Šios aviacinės bombos buvo užkastos šeštame dešimtmetyje ir pamirštos, tačiau dabar kelia didelę grėsmę. Tyrėjai nustatė didžiules arseno koncentracijas dirvožemyje (liuizite yra 36 % arseno), negana to, juodosios dėmės dirvožemio paviršiuje kelia stiprų metalinį dvoką. Tyrimų metu nustatyta, kad arseno koncentracijos ir dirvožemyje, ir vandenyje didesnės nei foninės 2,5 mylių spinduliu aplink Sursko rezervuarą, kuris tiekia geriamąjį vandenį į Penzos miestą. Arsenas itin toksiškas – smarkiai apsinuodijus, prasideda pilvo bei žarnyno uždegimas bei kraujavimas, dėl kurio netenkama skysčių ir kūno druskų, o tai

lemia žmogaus išsekimą, šoką ir mirtį. Ilgą laiką veikiant mažesnėmis dozėmis, galima susirgti vėžiu [25].

Pradedant neaprepiamomis Rusijos stepėmis ir Sibiro taiga bei baigiant jūromis nuo Baltijos iki Ramiojo vandenyno, Sovietų Sąjunga (o vėliau ir Rusija) atsikratė, laidojo, išpylė ir sprogdino chemines bei branduolines medžiagas. Nors Sovietų Sąjunga ir iširo, tiksli taršos apskaita niekada nebuvo padaryta. Beje, daugumą aplinkosauginių problemų Rusija neigia. Tokio masto tarša gali tapti didžiule ekonomine našta, tačiau Rusija nėra pajėgi išvalyti teršalus, kurie buvo laidojami ištisus 50 metų. Tokio lygio tarša kelia didžiulį pavojų sveikatai, ypač galimi vėžio protrūkiai [25].

1.2.2. Karinės veiklos padariniai – kraštovaizdžio bei dirvožemio pažeidimai

Kariniai poligonai paprastai įkuriami (ypač remiantis Lietuvos patirtimi) retai apgyventuose pelkėtuose miškuose. Tam tikslui miškai buvo intensyviai kertami, tačiau reikia pažymėti, jog pelkėtosios vietovės (žemapelkės, aukštapelkės ar užliejamos pievos) Lietuvos poligonų teritorijoje išliko, ir jose išlikusi didelė rūšių įvairovė [7, 36].

Vienas iš labiausiai dėl karinės veiklos nukenčiančių aplinkos komponentų yra dirvožemis. Jis ardomas, suslegiamas, sunaikinamas po dirbtinėmis dangomis, be to, sukuriamas dirbtinis reljefas. Labiausiai dirvožemis mechaniškai pažeidžiamas ten, kur važinėja šarvuotoji technika, kur vykdomi bombardavimai, sprogdinimai [37]. Tokiose teritorijose dirvožemis pažeistas arba visiškai sunaikintas. Statant karines bazines, ypač požeminius statinius, metu atliekami didelio masto žemės darbai. Kariniuose poligonuose suardžius dirvožemį prasideda jo erozija. Pavyzdžiui, buvusios Rytų Vokietijos Jutenburgo poligone dėl šimtmetį trunkusios karinio poveikio visiškai sunaikinus augaliją 120 km² plote, susidarė iki 20 m aukščio kontinentinės kopos. Ypač giliai žemės paviršius pažeidžiamas karo veiksmų metu. Teigiama, kad Vietnamo karo metu bombų sprogdinimai permetė 2,5 mlrd. m³ grunto. Po karo liko 10 mln. duobių, kurių gylis 6–9 metrai. Daugelį ir jų užliejo vanduo [29]. Kursko mūšio (1943 m.) lauke apkasų ilgis siekė 5000 km, išrausta ir įtvirtinta 300 km pločio zona. Tokie paviršiaus pakitimai yra ilgalaikiai [21].

Didelis fizinis poveikis tenka bombardavimo poligonams ir tankodromams. Juose vykdomi sprogdinimai, o sunkioji technika išmaišo kelių metrų storio sluoksnį, teritoriją paverčia dykviete. Viena iš didžiausių Europos dykviečių – 250 km² ploto tankų poligonas į vakarus nuo Magdeburgo (Vokietija). Be to, nuo sprogdinimų nukenčia ir teritorijos už poligono ribų. Nevados valstijoje (JAV) už bombardavimo poligono ribos rasta net 28 000 sprogdinimo vietų. Pietų Kalifornijos (JAV) dykumoje vis dar matyti 40-ųjų metų tankų manevrų pėdsakai, o Libijoje dykumų gamta vis dar neatsikūrė po Antrojo pasaulinio karo tankų mūšių [30]. Tokie duomenys tik patvirtina faktą, jog

intensyvi karinė gamtonauda lemia gilius paviršiaus pažeidimus, fizinę kraštovaizdžio degradaciją. Visose tirtose teritorijose rasta daug pažeistų žemių [38, 39]. Daugiausia jų nustatyta poligonuose, aerodromuose, raketinėse bazėse. Čia buvęs gyvybingas paviršinis dirvožemio sluoksnis sumaltas į dulkes arba sunaikintas po dirbtinėmis dangomis. Pažeistuose plotuose plinta dirvožemio erozija, kai kuriuose poligonuose vyksta intensyvi defliacija [40 – 43].

Karinė veikla žaloja unikalius biotopus, saugomas teritorijas. Pavyzdžiui, dalį Kiskunsago nacionalinio parko Vengrijoje sovietinė kariuomenė naudojo kaip šaudyklą ir sprogmenų atliekų laidojimo vietą [11]. Šalia karinių objektų suveši nebūdingos kraštovaizdžiui augalų bendrijos, sutrikdoma gyvūnų ramybė, pažeidžiami jų migracijos keliai, gyvūnai kartais susižeidžia į karinius įrenginius miškuose ir pan. Karinė veikla sumažino gyvūnų populiacijų pastovumą, atsparumą, pablogino gyvenimo, mitybos ir dauginimosi sąlygas. Lietuvoje karinio poveikio zonose kuriasi neatsparios, nebūdingos ir neilgalaiškės gyvūnų populiacijos, o tipingų ir genetinio fondo apsaugos požiūriu svarbių gyvūnų populiacijos nyksta [7].

Nustatyta, jog augalinė danga Lietuvos poligonuose yra degradavusi keturis kartus labiau nei vidutiniškai Lietuvos miškuose. Dėl antropogeninio poveikio karinėse teritorijose, iškirtus miškus ir atsivėrus plynėms, tose vietose pradėjo plisti svetima toms vietoms augmenija. Atvirose vietose ėmė augti šiukšlynų, dykviečių augalai.

Lietuvos karinių poligonų teritorijose aktualios šios aplinkos pažeidimo problemos:

- Dirvožemio, paviršinio ir gruntinio vandens tarša naftos produktais ir sunkiaisiais metalais [44–51];
- Dirvožemio paviršinio sluoksnio pažeidimas arba visiškas sunaikinimas;
- Augalijos pažeidimas arba sunaikinimas;
- Natūralių biotopų sunaikinimas.

1.2.3. Sunkieji metalai aplinkoje

Nikelis daugiausiai naudojamas stipriems, elastingiems ir atspariems korozijai bei karščiui lydiniams gaminti. Apie 65 % nikelio pasaulyje sunaudojama nerūdijančiam plienui gaminti (kurio sudėties pagrindas paprastai esti geležis, su 18 % chromo bei 8 % nikelio) [52, 53].

Paprastai aplinkoje nikelio labai mažai. Nikelio yra kai kuriuose maisto produktuose. Nikelio pasisavinimas didėja, žmogui valgant daržoves ar vaisius, užaugintus užterštuose dirvožemiuose, nes augalai turi savybę nikelį kaupti. Į žmogaus organizmą nikelis gali patekti kvėpuojant užterštu oru, geriant užterštą vandenį ar rūkant. Nikelis gali patekti į organizmą ir per odą. Maži nikelio kiekiai žmogaus organizmui yra būtini, tačiau viršijus būtiną jo dozę, sveikata sutrinka. Manoma, kad nikelis turi ir kancerogeninį poveikį [52].

Į aplinką nikelis patenka apdorojant metalus, jo išsiskiria kartu su autotransporto bei energetinių įmonių išmetalais, taip pat suvirinant, pjaustant metalą, deginant kurą. Be to, Ni naudojamas ir įvairiuose lydinuose [54]. Kadangi kariniuose poligonuose intensyvios ne tik šaudymo bei sprogdinimo, bet ir karinio transporto pratybos, be to, daugelį metų šiukšlinama įvairiu metalo laužu, tikėtina, kad dirvožemyje Mn ir Ni koncentracijos padidėjusios [54].

Didžioji dalis nikelio, patekusio į aplinką, yra sorbuojama uolienu ar dirvožemio dalelių, todėl tampa nejudri. Rūgščioje dirvožemio terpėje nikelis tampa judresnis, todėl dažnai gali patekti į gruntinius vandenis [55]. Nikelio neigiamas poveikis organizmams bei žmogui nėra visiškai aiškus. Yra žinoma, kad didelės nikelio koncentracijos dirvožemyje labai pažeidžia augalus, o paviršiniuose vandenyse – sumažina dumblių augimo procesą. Panašus poveikis, pastebėta, ir mikroorganizmams, tačiau šie po tam tikro laiko įgyja atsparumą šiam metalui.

Varis – daugiausia sunaudojama elektros įrangai gaminti (apie 60 %); statyboms, pvz. stogams dengti bei vandentiekiai (apie 20 %); pramoniniams įrenginiams bei lydiniams gaminti. Pagrindiniai seniausiai naudojami vario lydiniai yra bronzos bei žalvaris (vario-cinko lydinys). Vario-alavo-cinko lydinys buvo pakankamai tvirtas, kad tiktų gaminti šautuvus bei sviedinius, todėl buvo vadinamas šautuvų metalu [52, 53]. Varis labai tinka elektros instaliacijoms, nes yra lengvai apdirbamas bei labai geras laidininkas.

Varis dažnai aplinkoje pasitaikanti medžiaga, atsirandanti natūraliai ir paplitanti aplinkoje kaip natūralių procesų padarinys. Pastaraisiais metais vario gamyba bei suvartojimas intensyvėjo, todėl vario aplinkoje padaugėjo. Pasaulinė vario gamybos apimtis ir toliau didėja, todėl vis daugiau vario išmetama į aplinką. Į upes išleidžiamos vario turinčios nuotekos ilgainiui nusėda krantuose kartu su dumbliu. Į atmosferą varis išsiskiria deginant naftos produktus bei anglį. Kartu su lietumi varis nusėda dirvožemyje, todėl padidėja dirvožemio užterštumas variu [54].

Varis patenka į aplinką ir dėl natūralių procesų, ir dėl žmogaus veiklos. Natūralūs šaltiniai – tai vėjo nešiojamos dulkės, nusėdančios ant augalų, miškų gaisrai ir t. t. Be jau minėtų vario išmetimo šaltinių, varis išsiskiria kalnakasyboje, metalų, fosfatinių trąšų gamybos, medienos apdirbimo įmonėse. Kadangi varis išsiskiria ir natūralių, ir žmogaus veiklos procesų metu, tai labai aplinkoje paplitęs metalas. Vario anomalijų dažnai aptinkama netoli kasyklų, pramoninių rajonų, sąvartynų ir pan. [52].

Kai kurie moksliniai tyrinėjimai rodo, kad ilgalaikės didelės vario koncentracijos lemia protinį paauglių atsilikimą. Pramoninis vario išsiskyrimas (dujų, dulkių, garų pavidalu) žmogui gali sukelti karščiavimą bei nosies membranų pakitimus. Chroniškas nuodijimas variu pasireiškia Vilsono (Wilson) liga, kepenų ciroze, smegenų pažeidimais, inkstų ligomis bei vario kaupimusi akies ragenoje. Patekęs į dirvožemį, varis sudaro patvarų junginį su dirvožemio organinėmis medžiagomis bei mineralais, todėl retai paplinta plačiai aplink išsiskyrimo šaltinį ir beveik niekada

nepatenka į gruntinius vandenis. Paviršiaus vandenimis varis gali nukeliauti didelius atstumus: arba prisijungęs prie dumblo dalelių, arba jonų pavidalu. Varis aplinkoje neskykla, todėl jis gali kauptis augaluose ir gyvūnų organizmuose. Labai variu užterštuose dirvožemiuose gali augti tik keletas augalų rūšių. Todėl šalia varį išmetančių taršos šaltinių augalija labai skurdi. Varis gali sutrikdyti dirvožemio aktyvumą, nes neigiamai veikia mikroorganizmus ir sliekus, sulėtėja organinių medžiagų skaidymas [56]. Karyboje varis plačiai naudojamas detonuojantiems užtaisams gaminti, ir daugelyje karinių poligonų užterštumas šiuo metalu yra padidėjęs.

Cinkas paprastai naudojamas cinkuotai geležiai gaminti – daugiau nei 50 % cinko sunaudojama nerūdijančiam plienui cinkuoti, tačiau cinkas naudojamas ir lydiniams. Taip pat naudojamas baterijoms bei cinkuotoms stogų dangoms gaminti, automobilių pramonėje, dažams gaminti, gumos pramonėje ir dar daugelyje kitų sričių. Karyboje šis elementas naudojamas detonuojantiems užtaisams gaminti [52, 53].

Cinkas labai plačiai paplitusi medžiaga, susidaranti natūraliai. Daugumoje maisto produktų bei geriamojo vandens yra cinko. Dėl antropogeninės veiklos cinko koncentracijos geriamajame vandenyje gali padidėti ir kelti sveikatos problemų. Atmosferoje, vandenyje bei dirvožemyje cinko koncentracijos atsiranda natūraliai, tačiau dėl žmonių veiklos jo koncentracijos nenatūraliai didėja. Daugiausia cinko išsiskiria pramoninėje veikloje, pvz. kalnakasyboje, deginant anglis bei atliekas, apdirbant metalus. Šalia tokių žmonių dirvožemis cinku esti labai užterštas [53].

Cinkas – žmogui būtinas elementas. Kai žmogus pasisavina per mažai cinko, sumažėja apetitas, pablogėja skonio ir kvapo jutimas, sulėtėja žaizdų gijimas ir pan. Tačiau jei cinko įsisavinama per daug, kyla didelis pavojus sveikatai (anemija, skrandžio veiklos sutrikimai, pykinimas). Labai dideli cinko kiekiai gali pažeisti kasą, sutrikdyti proteino metabolizmą ir sukelti arterijų sklerozę. Cinko chloridas gali sukelti kvėpavimo sutrikimus [56].

Pasaulinė cinko gamyba vis didėja. Tai reiškia, kad vis daugiau cinko patenka į aplinką. Dideli cinko kiekiai randami dirvožemyje. Vandenyje tirpstantis cinkas gali užteršti gruntinius vandenis [57]. Dėl cinko susikaupimo dirvožemiuose į augalus patenka tiek cinko, kad augalai nunyksta. Tik keletas augalų rūšių yra pakankamai atsparios augti cinku užterštuose dirvožemiuose [58]. Cinkas, kaip ir varis, gali sutrikdyti dirvožemio aktyvumą, nes neigiamai veikia mikroorganizmus ir sliekus, tad sulėtėja organinių medžiagų skaidymas [55].

Manganas yra būtinas geležies bei nerūdijančio plieno gamyboje: čia sunaudojama iki 90 % mangano. Manganas yra pagrindinis pigaus nerūdijančio plieno ir aliuminio lydinių komponentas. Mangano dioksidas naudojamas kaip katalizatorius [52, 53].

Iš visų metalų mangano dirvožemiuose yra daugiausia: čia jis esti kaip oksidas ar hidroksidas, įvairių oksidacijos būsenų. Manganas yra būtinas elementas daugelio gyvūnų organizmų gyvybinei veiklai palaikyti. Kai kurie organizmai, kaip, pavyzdžiui, dumbliai, moliuskai bei kerpės – kaupia

manganą. Žuvis savo organizmuose gali sukaupti iki 5 ppm, o žinduoliai – iki 3 ppm mangano, nors paprastai šis kiekis neviršija 1 ppm [52].

Manganas yra vienas iš trijų toksiškiausių elementų, todėl jis ne tik būtinas žmogaus organizmui, bet ir pavojingas, kai viršijamos leistinosios normos. Manganas pažeidžia kvėpavimo takus bei smegenis. Apsinuodijimo manganu požymiai yra haliucinacijos, užmaršumas ir nervų pažeidimai. Dėl mangano galima susirgti Parkinsono liga, plaučių embolija ir bronchitu, taip pat manganas gali sukelti nevaisingumą [52].

Mangano junginiai aplinkoje esti kaip kietosios medžiagos dirvožemyje arba mažos dalelės vandenyje. Ore manganas esti kietųjų dalelių pavidalo, jos per kelias dienas nusėda ant dirvožemio. Mangano koncentracijos ore padidėja dėl žmonių pramoninės veiklos bei deginant iškastinį kurą. Tokiu pat būdu manganas patenka ir į paviršinius bei gruntinius vandenis o į dirvožemį – dėl taršos pesticidais, metalų apdorojimo ir pan. [54].

Kai kurių gyvūnų letalinė mangano dozė labai maža, taigi jie neišgyvena netgi tada, kai leistinosios mangano dozės viršijamos labai nežymiai. Augaluose mangano jonai juda iš šaknų (kurios siurbia manganą iš dirvožemio) į lapus [59]. Labai didelės mangano koncentracijos augaluose suardo ląstelių sienelės, sunyksta ir nukrinta lapai, arba ant jų atsiranda rudos dėmės.

Chromas daugiausiai naudojamas lydiniuose, tokiuose kaip nerūdijantis plienas, chromavimui ir metalų keramikoje. Chromas plačiai naudojamas metalurgijoje kaip apsauga nuo korozijos, taip pat – metalo ir odos apdorojimo, įrankių gamybos, energetikos ir kt. įmonėse. Cr naudojamas pigmentams (dažams), degtukams, pirotechnikai, legiruotiesiems metalams gaminti ir kitose srityse [54]. Chromas įeina ir į nerūdijančio plieno sudėtį, todėl į aplinką gali patekti ir dėl šarvuotosios karinės technikos vikšrų trinties į dirvožemį, kitų detalių ar konstrukcijų dilimo [52, 53].

Žmonės gali būti paveikti chromo bei chromo junginių kvėpuojant, valgant ar geriant bei per odą. Paprastai chromo lygis ore bei vandenyje yra mažas, maži kiekiai šio elemento yra ir vaisiuose bei daržovėse. Keturvalentis chromas sukelia įvairius sveikatos sutrikimus. Odos pramonėje chromas gali sukelti alergines reakcijas, jo įkvėpus sudirginama nosis ir gali prasidėti kraujavimas. Chromo keliamo žala susijusi su jo valentingumu laipsniu. Metališkosios formos chromas yra mažai toksiškas. Heksavalentinės formos yra toksiškas: gali sukelti odos reakcijas, dermatitą, pažeisti nosies gleivinės membranas, astminį bronchitą ir t. t. Chromas bei dauguma jo trivalenčių junginių yra laikomi toksiškais [52].

Pagrindinės žmogaus veiklos sritys, sukeliančios chromo (III) koncentracijų padidėjimą, yra metalo, odos ir tekstilės pramonė. Pagrindinės teršėjos chromo (VI) junginiais – chemijos, odos, tekstilės, elektros ir kitos pramonės šakos. Dėl šios veiklos chromu teršiamas vanduo. Deginant anglį, chromas patenka į atmosferą, o iš sąvartynų – į dirvožemį. Chromas įeina ir į nerūdijančio plieno sudėtį, todėl į aplinką gali patekti ir dėl šarvuotosios karinės technikos vikšrų trinties į

dirvožemį, kitų detalių ar konstrukcijų dilimo. Iš oro chromas nusėda į paviršinius vandenis bei dirvožemį [54]. Dirvožemyje chromas jungiasi prie dirvožemio dalelių, todėl nepatenka į gruntinius vandenis. Vandenyje chromas, absorbuojamas nuosėdų, tampa nejudrus [60]. Tik maža dalis į vandenį patekusio chromo ištirpsta. Didelės chromo koncentracijos dirvožemyje lemia padidėjusias koncentracijas pasėliuose. Dirvožemio rūgštėjimas dar pagerina chromo įsisavinimą augaluose. Paprastai augalai absorbuoja tik trivalentį chromą. Nors chromas žuvų organizmuose nesikaupia, tačiau gali pažeisti žiaunas. Gyvūnams chromas sukelia kvėpavimo sutrikimus, apsigimimus ir pan. [52].

Švinas – tai minkštas metalas, ilgus metus naudojamas įvairiausioje veikloje: gaminant metalus, kabelius bei vamzdžius, dažus bei pesticidus. Švinas yra vienas iš keturių metalų, kurių neigiamas poveikis sveikatai didžiausias. Jis gali patekti į žmogaus organizmą ir per maistą, ir per vandenį, ir kvėpuojant oru. Švinas sukelia hemoglobino sumažėjimą bei anemiją, padidėjusį kraujo spaudimą, inkstų ligas, nervų sistemos bei smegenų pažeidimus ir t. t. Be to, švinas per placentą gali patekti į negimusio kūdikio organizmą ir sukelti sveikatos pažeidimus [52, 53].

Švinas aplinkoje egzistuoja natūraliai. Tačiau didžiąją dalį aplinkoje esančių švino koncentracijų nulemia žmonių veikla. Švino naudojimo degaluose padarinys – švino ciklas. Švinui degant automobilių varikliuose, susidaro kenksmingi švino junginiai – chlorinai, chrominai, oksidai. Daugiausia šių švino druskų į aplinką patenka dėl automobilių išmetimų. Didesnės dalelės iškart nusėda į dirvožemį arba ant paviršinių vandens telkinių ir juos užteršia, o mažesnės dalelės nukeliauja didelius atstumus ir išlieka atmosferoje. Dalis šių dalelių iškrinta su lietumi. Toks švino ciklas sukelia daug aplinkosauginių problemų pasauliniu mastu. Be degalų deginimo, aplinką švinu teršia daugelis pramonės šakų. Švinas į dirvožemį patenka ir rūdijant metalams [54]. Šis metalas nesuskaidomas, tik virsta kitų formų [56]. Švinas kaupiasi vandens bei dirvožemio organizmuose. Net labai mažos švino koncentracijos pažeidžia žuvų organizmus. Be viso to, švinas kaupiasi maisto grandinėse.

Švinas yra pagrindinis teršalas autotransporto, energetikos išmetimuose. Daug metų šis metalas buvo pagrindinė įvairiausių sprogmenų, detonuojančiųjų užtaisų bei kulku sudedamoji dalis, todėl tikėtina, kad dirvožemio užterštumas šiuo metalu kariniuose poligonuose turėtų būti labai didelis.

1.3. DIRVOŽEMYJE ESANČIOS ORGANINĖS MEDŽIAGOS, JŲ FUNKCIJOS BEI REIKŠMĖ DIRVOŽEMIUI

Dirvožemio organinių medžiagų sudėtis, funkcijos, biologinė svarba bei jų šaltiniai

Dirvožemio organinės medžiagos – tai pirmiausiai įvairių skaidyrosi lygių augalų ir kitų organizmų liekanos. Dirvožemio organinių medžiagų kaupimąsi dirvožemyje lemia augalų ir gyvūnų liekanų patekimo į dirvožemį ir jų nykimo dėl mikroorganizmų veiklos balansas [61].

Dauguma dirvožemio organinių medžiagų savybių yra ištirtos ir pagrįstos moksliai, tačiau kai kurios iš jų labai susiję su kitais dirvožemio veiksniais, todėl sunku jas tiesiogiai priskirti dirvožemio organinių junginių poveikiui. Dirvožemis yra kompleksas, komponentinė sąveikaujančių medžiagų sistema, o dirvožemio savybės – šių sąveikų grandininio poveikio rezultatas. Svarbiausia problema nagrinėjant dirvožemį ir jo frakcijas – išsamių ir tikslių tyrimų trūkumas. Netgi vartojama terminologija yra nevienoda. Terminas *humusas* dirvožemio mokslininkų vartojamas kaip dirvožemio organinių medžiagų sinonimas, nors jis aprėpia visas dirvožemio organines medžiagas, taip pat ir humusą. Šis terminas vartojamas ir kalbant tik apie humusines medžiagas [62].

Terminas *dirvožemio organinės medžiagos* paprastai vartojamas apibūdinant dirvožemio organinių junginių sudėtį (nesuirusios augalų ir gyvūnų liekanos, daliniai jų irimo produktai, dirvožemio biomasė). Taigi šis terminas apibrėžia:

- 1) didelio molekulių svorio organines medžiagas, tokias kaip polisacharidai ir proteinai;
- 2) paprastesnes ir mažesnių molekulių medžiagas, tokias, kaip cukrūs, amino rūgštys ir kt.
- 3) humusines medžiagas.

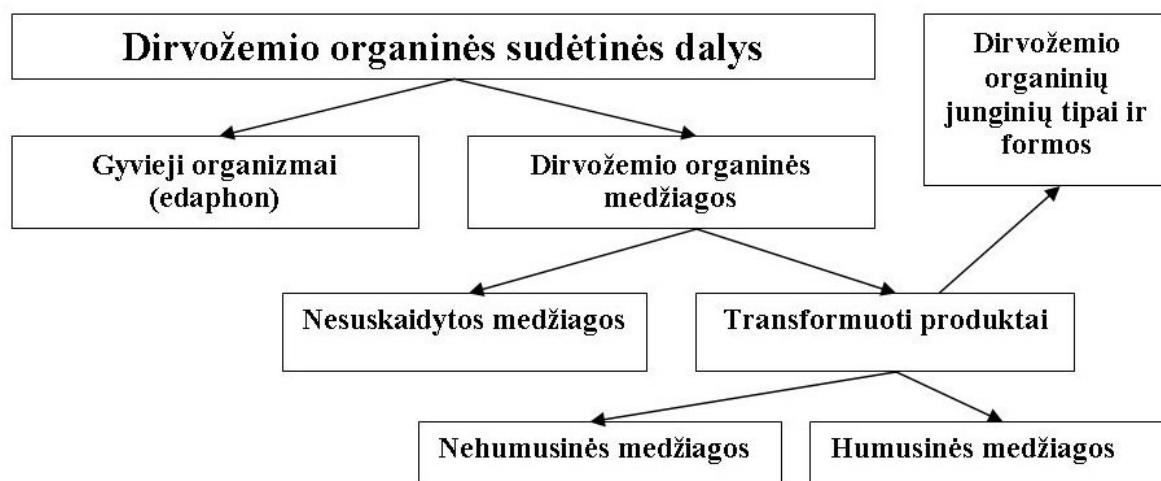
Dirvožemio organines medžiagas sudaro daugiausiai arba vien gyvū organizmų susintetinti organiniai junginiai. Paprastai sakoma, kad dirvožemio organinės medžiagos susideda iš humusinių ir nehumusinių medžiagų. Nehumusinės medžiagos – tokios, kurias galima priskirti cukraus, amino rūgščių, riebalų ir pan. kategorijoms. Visos kitos medžiagos yra humusinės, ir sunkiai nustatomos. Šis skirstymas nėra labai aiškus ir konkrečiai apibrėžtas [63].

Dirvožemio organinės sudėtinės dalys – gyvieji organizmai, jų suirusios, iš dalies suirusios ir visiškai suirusios liekanos, taip pat jų irimo produktai (1.3.1 pav.).

Gyvi organizmai – gyvieji organizmai (*edaphon*).

Dirvožemio organinės medžiagos – negyvieji komponentai, nevienalytis mišinys, sudarytas daugiausiai iš organinių augalų ir gyvūnų organizmų transformacijų, kurias sukelia mikroorganizmai bei jų biologinis poveikis, produktų [64].

Nesuskaidytosios medžiagos – švieži arba nesuirę komponentai.



1.3.1 pav. Dirvožemio organinių medžiagų sudėtinės dalys

Transformuotieji produktai – arba humusas – tai medžiagos, praradę pradinę morfologinę struktūrą. Šios transformavęsi medžiagos – humifikacijos proceso medžiagos.

Humusinės medžiagos – nemažai palyginti didelės molekulių masės, rudos ar juodos spalvos medžiagų, susiformavusių antrinės sintezės reakcijų metu. Šis terminas vartojamas kaip bendrasis pavadinimas, nusakantis spalvotąsias medžiagas arba jų frakcijas, nustatytas pagal rūgštines charakteristikas. Humuso, esančio įvairiose humusinėse frakcijose, procentinė sudėtis priklauso nuo dirvožemio tipo [65]. Miškų dirvožemio humusas gali būti apibūdinamas dideliu fulvinių rūgščių kiekiu, o durpinguose ir pievų dirvožemiuose daugiau humusinių rūgščių.

Nehumusinės medžiagos – jų sudedamosios dalys priklauso tokioms biocheminėms klasėms, kaip: *karbohidratai, lipidai ir amino rūgštys* [57, 60].

Išvardytos dirvožemio organinių medžiagų sudedamosios dalys rodo, kad tai be galo sudėtingas kompleksas įvairių medžiagų, kurį sunku vienareikšmiškai aprašyti. Dirvožemio organinių medžiagų, kaip specifinio tipo aprašymas, yra pagrįstas prielaidomis, kurias apsunkina ir tai, jog turbūt nėra dviejų tokių pat dirvožemio organinių molekulių. Atsiradus įvairioms cheminio modeliavimo programoms, atsirado galimybė sukurti trijų dimensijų molekulių modelius. Remiantis vienu jų, dirvožemio organinės molekulės susideda iš humusinės rūgšties, karbohidrato, heksapeptido ir vandens. Šio modelio cheminė išraiška: $C_{349}H_{401}N_{26}O_{173}S$ [62].

1.3.1. lentelė Įvairių cukraus rūšių kiekis organinėse dirvožemio medžiagose [63]

Cukrus	Procentinis kiekis dirvožemio organinėse medžiagose
Amino cukrūs	2–6
Heksozės cukrūs	4–12
Pentozės cukrūs	<5
Celiuliozė	iki 15
Kita	pėdsakai

Organinių medžiagų reikšmė dirvožemiui

Nuo dirvožemio organinių medžiagų priklauso dirvožemio fizinės, cheminės ir biologinės savybės, lemiančios augalų augimą. Organinių medžiagų funkcijos:

- maisto medžiagų tiekimas – tai N ir P, reikalingų augalams augti, šaltinis;
- biologinė funkcija – turi įtakojos mikrofloros ir mikrofaunos organizmų veiklai;
- fizinė ir fiziko-cheminė funkcija – užtikrina reikalingą dirvožemio struktūrą (aeracija, drėgmės sklaida ir pan.).

Verta pažymėti, kad bet kurio iš pateiktų veiksnių svarba kinta priklausomai nuo dirvožemio ir priklauso nuo tokių sąlygų kaip klimatas bei žemėnauda dabar ir praeityje [66].

Maisto medžiagos augalų augimui

Organiniai junginiai dirvožemyje turi įtakos maisto medžiagų tiekimui augalams tiesiogiai ir netiesiogiai. Be to, kad dirvožemio organinės medžiagos yra N, P ir S tiekimo šaltinis (dirvožemio mikroorganizmams mineralizuojant organines medžiagas), jos yra būtinos ir kitiems procesams, tokiems kaip jungimąsi lemiančių bakterijų veikla [67]. Vertinant humusą kaip maisto medžiagų tiekimo šaltinį, būtina atsižvelgti į žemės panaudą praeityje. Pavyzdžiui, dirbamuose laukuose humuso kiekis žymiai sumažėja per 10–30 metų laikotarpį. Tokiu atveju sutrikdoma pusiausvyra, ir būtina atstatyti prarastą humuso kiekį.

Organinių medžiagų įtaka dirvožemio fizinei būklei, dirvožemio erozijai, laidumo savybėms

Humusas turi didžiulę įtaką daugelio tipų dirvožemių struktūrai. Struktūros suardymas įdirbant žemę paprastai nėra toks ryškus dirvožemiuose, kuriuose pakankamai didelis humuso kiekis. Kai prarandamas vertingas humuso sluoksnis, dirvožemiai gali tapti kieti, nepurūs ir birūs. Humusas teigiamai veikia aeracijos procesus, vandens kaupimąsi, gerina laidumo savybes [68].

Nuolatinis lengvai suskaidomų organinių medžiagų tiekimas lemia kompleksinę organinių junginių sintezę, dėl jos dirvožemio dalelės jungiasi į struktūrinius vienetus, vadinamuosius agregatus, kurie palaiko dirvožemio granulimetrinę būseną [69]. Dėl šios priežasties palengvėja vandens filtracijos procesai. Be to, augalų šaknims būtinas nuolatinis O₂ tiekimas, kad jie galėtų kvėpuoti ir augti, o didelės poros užtikrina geresnę dujų apykaitą tarp gilesnių dirvožemio sluoksnių ir atmosferos. Paprastai dėl humuso dirvožemis apsaugomas nuo erozijos, dėl jo dirvožemyje sulaikoma daugiau vandens. Be to, pro dideles poras vandeniui lengviau prasiskverbti į gilesnius dirvožemio sluoksnius [70].

Įtaka dirvožemio biologinei aplinkai

Organiniai junginiai yra ir makro-, ir mikro organizmų energijos šaltinis. Įvairių bakterijų bei grybų gausa tiesiogiai priklauso nuo humusinės dangos. Kirminių bei kitų dirvožemio organizmų veisimas labai priklauso nuo į dirvožemį sugrįžtančių augalų liekanų. Organinės medžiagos gali turėti tiesioginį fiziologinį poveikį augalų augimui.

Žinoma, kad daugybė veiksnių, turinčių įtakos patogeninių organizmų dirvožemyje veikimui, taip pat tiesiogiai arba netiesiogiai priklauso nuo organinių medžiagų [71]. Pavyzdžiui, perteklinis organinių medžiagų kiekis gali teigiamai paveikti sapropelinių organizmų, artimų parazitams, gyvybines funkcijas, tačiau tuo pat metu ir sumažinti jų vėlesnę populiaciją. Biologiškai aktyvūs dirvožemio komponentai, tokie kaip antibiotikai ir fenolinės rūgštys, padidina augalų atsparumą patogenams [72].

Dirvožemio organinių medžiagų kiekis dirvožemyje, bei jį lemiantys veiksniai

Pagrindiniai natūralūs veiksniai, lemiantys dirvožemio organinių medžiagų kiekį dirvožemyje, yra klimatinės sąlygos – temperatūra bei lietus. Paprastai organinių medžiagų akumuliacija didesnė tuose dirvožemiuose, kurie gauna daugiau drėgmės ir yra šaltesnio klimato zonose. Kiti veiksniai, turintys įtakos organinių medžiagų suskaidymo lygiui, yra dirvožemio aeracija, pH lygis bei mikroorganizmų populiacijos gausumas [73]. Be to, dirvožemio organinių medžiagų kiekį gali lemti ir kita veikla, kaip, pavyzdžiui, žemės ūkis ar karinė ir pan. Dėl intensyvaus žemės dirbimo žemės ūkio reikmėms ar įvairaus pobūdžio karinių veiksnių (sprogdinimų) mažėja organinių dirvožemio medžiagų. Pakaitinė sėjomaina, paliekant laukus pūdymui, taip pat mažina dirvožemio organinių medžiagų kiekį, nes į dirvožemį patenka mažiau augalų liekanų [74]. Kalbant apie įvairaus pobūdžio sprogimų įtaką dirvožemio organinėms medžiagoms, reikia pabrėžti kad tokios veiklos metu išdeginami ištisi plotai, ir tai lemia netgi derlingų žemių virtimą dykynėmis. Dirvožemio organinių medžiagų paprastai padidėja naudojant trąšas (nes kartu pagausėja ir augalų liekanų), taip pat – ir organines. Teigiamas veiksnys yra dirvožemių drėkinimas, o neigiamas – erozija, kurios metu greičiausiai nuplaunamos daugiausiai organinių medžiagų turinčios dalelės [75].

1998 metais *Alberta Environmentally Sustainable Agriculture (AESA)* organizacija inicijavo programą, kurios tikslas buvo nustatyti ir stebėti žemės ūkio veiklos poveikį dirvožemio ištekliams bei surinkti reikalingą informaciją apie dirvožemių būklę. Programoje buvo analizuotos 43 tyrimų aikštelės. Mėginiai buvo imami iš trijų šlaito pozicijų (ant kalno, šlaito viduryje, ir pakalnėje), bei iš 3 gylių: iš dirvožemio paviršiaus, podirvio, ir geologinio pagrindo. Bendroji organinės anglies reikšmė buvo apskaičiuota iš organinės anglies procentinės sudėties, gylio ir tankio. Kaip žinoma, dirvožemio organinėse medžiagose yra apytiksliai 56 % organinės anglies. Dirvožemio organinių medžiagų kiekiui iš organinės anglies masės nustatyti taikyta tokia išraiška [76–79]:

$$\% \text{ Organinių medžiagų} = \% \text{ Organinės anglies} * 1.78$$

Tyrimų rezultatai parodė, kad dirvožemio organinių medžiagų kiekis labai kinta priklausomai nuo dirvožemio sudėties (žr. 1.3.2 lentelę). Be to, buvo pastebėta dirvožemio bendrosios anglies kiekio priklausomybė nuo vietos šlaite: žemesnėse vietose organinės anglies kiekiai buvo didesni

nei aukštose ir vidutiniškai aukštose šlaito vietose. Kaip žinoma, labiausiai dirvožemio organinių medžiagų sumažėja degimo metu. Šiuo požiūriu galima kalbėti apie atsitiktinius gaisrus, ganyklų dangos deginimus, bei sproginimus. Apie pastarųjų poveikį dirvožemio organinių medžiagų kiekiui žinoma palyginti nedaug. O štai dirvožemio organinių medžiagų dėl periodiško ganyklų deginimo sumažėjimui įvertinti JAV Ajovos valstijoje buvo atliktas tyrimas.

1.3.2 lentelė Tipiniai dirvožemio organinių medžiagų kiekiai dirbamuose dirvožemiuose

Dirvožemio tipas	Organinių medžiagų, %	Organinės anglies, %
Tamsiai pilkas	2–3	1,1–1,7
Pilkasis	1–2	0,6–1,1
Juodasis	4–6	2,2–3,4
Tamsiai rudas	3–4	1,7–2,2
Rudasis	2–3	1,1–1,7

Akivaizdu, kad periodiškasis ganyklų deginimas lemia organinės anglies sumažėjimą. Tyrimo metu buvo taikytas CENTURY modelis [82]. Nustatyta, kad per 100 metų periodą nedeginant ganyklų, dirvožemio organinės anglies kiekis padidėtų 10–12 %, deginant kas 4 metus – ji spėtų atsikurti, o deginant kasmet – organinės anglies kiekis sumažėtų apie 15 % [83, 84].

Vienas iš reikšmingesnių projektų, tiriant dirvožemio savybes, buvo vykdytas Floridos Purdue universiteto mokslininkų. Projektas vadintas Milestones (FY2001), jo tikslas buvo nustatyti tinkamus parametrus, nusakančius ekosistemų ekologinius pokyčius, kuriuos lemia ir natūrali kaita, ir antropogeninė veikla [85]. Pagal tyrimų planą projekto rezultatas turėjo būti nustatyta tinkami indikatoriai, pirmieji signalizuojantys apie karinės veiklos (pratybų ir bandymų) lemiamus ekosistemų pokyčius. Daugiausia dėmesio buvo kreipiama į dirvožemį ir jo vegetacinius išteklius, nes tai yra pagrindinis maisto medžiagų tiekimo šaltinis, jų cirkuliaciją bei populiacijų dinamiką užtikrinantis gamtos komponentas. Tikslams pasiekti buvo imami dirvožemio mėginiai teritorijose, gana intensyviai naudojamose karinėms reikmėms. Studijoje analizuoti tokie dirvožemio parametrai, kaip bendroji anglis (C), azotas (N) ir fosforas (P), pH, organinės medžiagos, potencialiai mineralizuojamas N, mikrobu biomaseje esantis C ir N, ir kt. Analizuojant mėginius pastebėta, kad tikslesni duomenys gaunami, kai mėginiai imami iš iki 5 cm gylio [85, 86]. Teritorijos, kuriose imti mėginiai, suklasifikuotos pagal pažeidimų lygį: mažai pažeistos (beveik nenaudojamos), vidutiniškai pažeistos (vidutiniškai naudojamos), labai pažeistos (intensyviai naudojamos) [87, 88].

1.4. DIRVOŽEMIO VALYMO TECHNOLOGIJOS BEI JŲ TAIKYMAS

Daugumoje Europos ir Pasaulio šalių sunkiaisiais metalais užterštas dirvožemis tiesiog išvežamas į sandarius sąvartynus. Dabar metu jau yra ir keletas naujų perspektyvių dirvožemio valymo metodų. Sunkiesiems metalams šalinti arba apsaugoti, kad šie teršalai nebūtų išplauti su lietaus buvo atrastos ir iširtos tokios medžiagos kaip detergentai ir silikatai, sunkiesiems metalams šalinti pritaikyta augalai bei elektros srovė. Vidurio ir Šiaurės Europos klimatinėmis sąlygomis ne visi sunkiųjų metalų šalinimo metodai pakankamai patikimi [89].

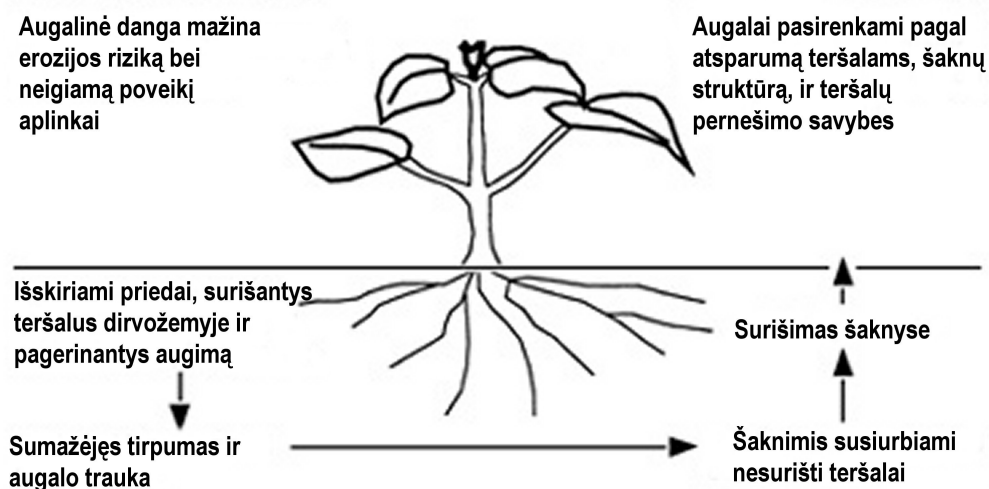
Daugelyje šalių kol kas nėra įmonių ir įrenginių, kurie būtų pajėgūs išvalyti dirvožemį, užterštą sunkiaisiais metalais. Toks dirvožemis dažnai kaupiamas sąvartynuose ar specialiose saugojimo aikštelėse. Toks problemos sprendimas yra žalingas aplinkosauginiu požiūriu, nes reikia daug energetinių, laiko, darbo išteklių užterštam dirvožemiui iškasti ir pervežti, o kokybė nepagerėja. Be to, užimamas naudingas sąvartynų plotas, jie žymiai greičiau pripildomi [89, 90].

1.4.1. Pagrindinių pasaulyje taikomų dirvožemio valymo metodų apžvalga

Šioje apžvalgoje lyginami keturi pagrindiniai sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio metodai: *fitoremediacija, dirvožemio plovimas, sunkiųjų metalų stabilizavimas dirvožemyje bei elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas*.

Fitoremediacija. Užteršto dirvožemio remediacija naudojant augalų savybes (fitoremediacija) yra visiškai naujas metodas, kuris pataraisiais metais buvo nuodugnai tiriamas, ypač JAV [91]. Tam tikros augalų rūšys yra natūraliai prisitaikiusios išgyventi dirvožemiuose, kuriuose didelės sunkiųjų metalų koncentracijos. Aiškintina tuo, jog dauguma augalų dalį metalų gali įsiurbti šaknimis, o kai kuriuose augaluose sunkieji metalai iš šaknų gali patekti į lapus, kur metalai yra „detoksikuojami“, t. y. tarsi uždaromi augalų ląstelėse [92]. Sunkiųjų metalų pernešimo iš dirvožemio į šaknis bei į augalų metu, proteinais ir organinės rūgštys metalus sujungia, taigi augalų ląstelėse metalas tampa neviksmingas (taigi netoksiškas). Toks mechanizmas taikomas metalams iš dirvožemio „ištraukti“ [93]. Panaudotieji augalai nupjaunami, ir sunaikinami, pvz., deginami. Tokiu būdu daugybė kubinių metrų užteršto dirvožemio sumažinama iki gerokai mažesnio kiekio sunkiaisiais metalais užterštų pelenų (mažiau nei 1 % nuo buvusio kiekio), kurie tada gali būti arba deponuojami arba panaudojami kaip rūda perdirbant metalus [94, 95]. Fitoremediacija tinkamiausias metodas paviršiniams dirvožemio sluoksniams valyti, kai sunkiųjų metalų koncentracijos nėra didelės, tačiau būtent toks teršimo tipas yra labai plačiai paplitęs (1.4.1 pav.).

Metodas daugiausiai ir sėkmingiausiai buvo taikojamas dirvožemiams, užterštiems cinku, nikeliumu, seleno ir švinu, valyti [89].



1.4.1 pav. Fitoremediacijos metodo principinė schema

Pirmiausia galima išskirti du augalus, kurie labai efektyviai ištraukia ir koncentruoja metalus: *Pennycress* (*Thlaspi caerulescens*) and *sarepta mustard* (*Brassica juncea*). Pastarasis ypač tinka valyti šviną, o *Pennycress* ypač tinka cinkui ir nikeliui iš dirvožemio šalinti. Apytiksliais apskaičiavimais nustatyta, kad, naudojant augalus, įmanoma pašalinti daugiau nei 100 mg metalo iš kilogramo užteršto dirvožemio per metus. Buvo atlikti tyrimai, siekiant nustatyti medžiagas, reguliuojančias metalų pašalinimą. Be to, buvo siekiama nustatyti, ar iš augalų, kurie ypač efektyviai pasisavina metalus, šaknų, išsiskiria specialios medžiagos, padedančios geriau pašalinti iš dirvožemio metalus.

Tyrimai parodė, kad metalų susiurbimą tokiu būdu reguliuoja įvairios nuo augalo tipo ir metalo priklausančios medžiagos. Tad svarbu pasirinkti tinkamą, specifinį taršos tipą atitinkantį, augalą. Buvo tiriama ir tai, kas lemia, kad augalai ypač tinka sunkiesiems metalams iš dirvožemio šalinti ir kaip tai veikia gyvūnus, kurie tais augalais minta. Buvo tiriama ir tai, kas lemia, kad augalai ypač tinka sunkiesiems metalams iš dirvožemio šalinti ir kaip tai veikia gyvūnus, kurie tais augalais minta. Šis poveikis taip pat priklauso nuo augalo ypatumų ir metalo [90]. Paaiškėjo, jog augalai, kurie prisotina daug cinko, blogai kvepia, ir tuo gyvūnus baido. Tai nepastebėta kai augaluose kaupiasi nikelis. Kai kurie augalai juose susikaupus metalams tampa toksiški vabzdžiams. Taigi kai kurių augalų geba įsisavinti sunkiuosius metalus apsaugo juos ir lemia išlikimą. Yra daugybė procesus augaluose reguliuojančių mechanizmų, apie kuriuos nieko nėra žinoma, be to, trūksta žinių ir apie dirvožemio chemines sąlygas, kurios lemia, ar fitoremediacijos metodas yra efektyvus, ar ne. Deja, kol kas, tolesni tokių augalų, įsisotinusių sunkiųjų metalų, apdorojimo metodai tik pradėti analizuoti ir tirti [94, 95].

Dirvožemio plovimas. Jau kurį laiką žinomas užteršto dirvožemio plovimo vandeniu, dažnai turinčiu detergentų ar silpnų rūgščių, yra metodas. Pvz., Olandijoje, yra komercinių įmonių,

užsiimančių dirvožemio plovimu. Dirvožemio plovimo metodas pagrįstas ir smulkių bei didelių dirvožemio dalelių atskyrimu. Sunkieji metalai pirmiausia jungiasi prie smulkiųjų dirvožemio dalelių, o atskyrus šią frakciją, likusi dirvožemio dalis lieka pakankamai švari [89, 90].

Pastaraisiais metais buvo atlikta daug tyrimų, siekiant pasirinkti sunkiesiems metalams sujungti organines rūgštis – tokias, kurias galima būtų panaudoti kaip ploviklį. Organiniai junginiai, iki šiol naudoti, pvz., sunkiųjų metalų dirvožemyje analizei, yra patvarūs ir labai toksiški. Taigi naudojami didelėse dirvožemio valybose keltų papildomų aplinkosauginių problemų. Atlikta tyrimai, kurių metu dirvožemis buvo rūgštinamas pridėdam tam tikros rūšies bakterijų. Tokiu būdu padidinamas daugelio metalų tirpumas, ir juos lengviau pašalinti iš dirvožemio. Tačiau šis metodas nėra pakankamai išstobulintas [96].

Dirvožemio plovimo metodas ypač tinka tada, kai procentinis dirvožemio smulkiųjų dalelių kiekis yra palyginti mažas – t. y., smėlinguose dirvožemiuose. Procesu metu atskiriamos smulkiosios, labiausiai užterštos dalelės nuo didesnių. Dirvožemio, kuris turi būti deponuojamas po dirvožemio plovimo, susidaro žymiai mažiau nei buvo prieš tai Įrodyta, kad dirvožemį plauti naudinga, kai jis užterštas arseno ir kadmio junginiais, pastaruoju atveju – taip pat kaip ir *in situ* metodu. Hjältevad mieste (Švedija) šis metodas buvo taikytas 25 000 tonoms dirvožemio išplauti, užteršto 4 tonomis arseno, 1 tona vario ir 1 tona chromo junginių [90, 96]. Remediacijos reikalavimas buvo išvalyti dirvožemį iki 30 mg/kg liekamosios koncentracijos. Tai pavyko ne visame dirvožemyje, nes jo sudėtyje buvo daugiau dirvožemio organinių medžiagų, nei tikėtasi [93]. Vidutinis remediacijos efektyvumas 65 %. Stacionariose Olandijos dirvožemio ploviklose buvo pasiektas daugiau nei 90 % efektyvumas plaunant kadmį, 65–85 % cinką, 65–95 % nikelį, 85–95 % chromą ir 70–95 % šviną.

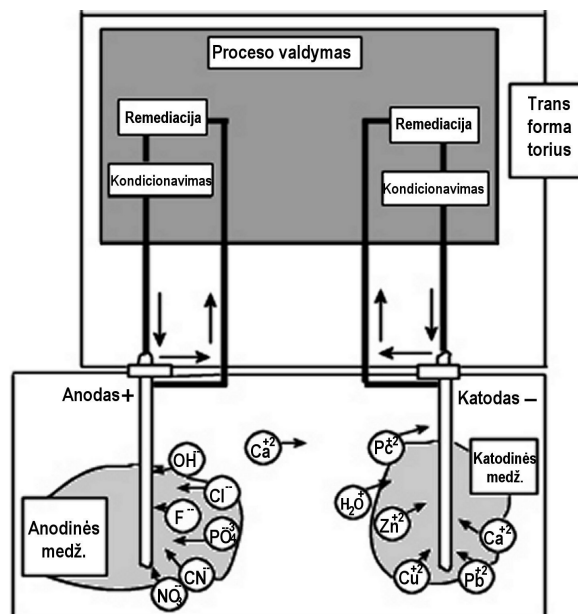
Atlikta keletas bandymų, dirvožemį plaunant metu pridėti ir papildomų chemikalų stipriai prisirišusiems metalams (t. y. švinui) nuo dirvožemio dalelių atskirti. Tokių priemonių imamasi ir valant sunkiai valomus dirvožemius, kuriuose dominuoja molis. Laboratoriniuose eksperimentuose pasiekiamas net 95 % efektyvumas, iš molingų dirvožemių valant šviną. Tolesni tikslai – rasti aplinkosauginiu požiūriu mažiau kenksmingas veikliąsias medžiagas. Paskutiniai šioje srityje atlikti darbai ir ataskaitos rodo, jog jos turėtų būti artimos bent tom, kurios iki šiol buvo naudotos kadmiumi iš labai molingų dirvožemių valyti.

Patobulintas dirvožemio plovimo metodas rūgštinant dirvožemį sierą oksiduojančiomis bakterijomis buvo išbandytas nutekamųjų vandenų dumbliui iš mažesnio dirvožemio kiekio valyti. Toks patobulinimas buvo efektyvus valant varį, nikelį, cinką ir manganą. Efektyvumas siekė iki 90 %. Kitų metalų šalinimo efektyvumas buvo mažesnis [96].

Sukietinimas/Stabilizacija. Imobilizacinės technologijos buvo sukurtos norint sumažinti teršalų mobilumą, pakeičiant jų fizines ar užteršto dirvožemio pralaidumo savybes. Teršalų mobilumas

sumažinamas, fiziškai užkertant teršalo ir jį supančio gruntinio vandens sąlytį arba chemiškai pakeičiant teršalą žymiai patvaresniu ir sunkiau tirpstančiu gruntiniuose vandenyse. Yra nemažai sunkiųjų metalų imobilizacijos metodų, taip pat ir tokių, kuriems naudojami papildomi cheminiai reagentai ir/arba kaitinama, siekiant fiziškai sujungti užterštą dirvožemį. Daugelis imobilizacijos technologijų gali būti taikomos ir *in situ*, ir *ex situ* [96]. Daugelį metų buvo stengiamasi sumažinti sunkiųjų metalų išplovimą iš atliekų juos stabilizuojant. Tai pasiekama arba sumažinant medžiagos laidumą vandeniui, arba chemiškai pakeičiant metalų, esančių dirvožemyje, formą, taigi būdu sumažinant jų tirpumą. Tokie metodai šiuo metu tik pradėti testuoti. Be to, gali būti naudojami tokie stabilizatoriai kaip cementas ar bentonitas. Taip pat plėtojami metodai tam tikrą stabilizavimo būdą pritaikyti specialiai dirvožemio tipui ir konkrečiam metalui, taip padidinamas efektyvumas. Tačiau šie metodai kol kas tiriami tik laboratorijos sąlygomis [97]. Dirvožemio stabilizacija iškastuose dirvožemiuose taikoma JAV, tačiau vykdomų projektų nuolat mažėja, nes dėl kyla abejonų, koks šio metodo efektyvumas ilgo laikotarpio požiūriu. Turima labai mažai duomenų dėl ilgalaikio dirvožemio stabilumo, kuriam, be kitų veiksnių, įtakos gali turėti šalčiai ir atlydžiai, rūgštūs lietūs ir bendroji erozija. Metodas tinkamiausias smėlingiems dirvožemiams, kuriuose lengviausia vienodai paskirstyti stabilizuojančiąją medžiagą, ir mažiausiai tinka tirpiausiems metalams – kadmiumui ir nikeliumui. Metodas buvo išbandytas *in situ* (t. y. užterštame lauke) JAV, tačiau toks metodo taikymas problemiškas, nes padidėja dirvožemio tūris [89, 97]. Belgijoje buvo atlikti eksperimentai 3 ha plote užterštame pramoniniame rajone, į dirvožemį dėta aliuminio silikato ir teritorija užsodinta žole. Po penkerių metų cinko sumažėjo 70 kartų, augalinė danga liko sveika, be to, ten pradėjo augti augalai, mažiau toleruojantys sunkiuosius metalus. Visiškai kitokia situacija stebima neapdirbtame plote [91]. JAV buvo testuoti ir dirvožemio kaitinimo aukštose temperatūrose metodai. Tai labai brangu, be to, kaitintam 1600–20000 °C temperatūroje dirvožemiui prireikia daug laiko atvėsti. Tokios temperatūros ribos yra būtina sąlyga norint pasiekti reikiamų rezultatų [90, 97].

Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas. Per dirvožemį leidžiama elektros srovė gali priversti dirvožemio vandenį ir metalų jonus migruoti per dirvožemį prie į jį įsmeigtų elektrodų. Tokiu būdu metalų jonus galima surinkti ir kai kuriais atvejais perdirbti, kad juos galima būtų panaudoti antrą kartą. Šis metodas gali būti taikomas labai plačiai, taip pat ir užterštiems dirvožemiams valyti [98]. Elektrokinetinis sunkiųjų metalų bei radionuklidų šalinimo iš dirvožemio metodas yra nauja tobulinama technologija [99]. Per dirvožemį leidžiama elektrinė srovė sukuria krūvių judėjimą, kurį lemia jonų bei koloidų judėjimas porose esančiu vandeniu bei redukcinės reakcijos ant elektrodų paviršiaus. Nejoninės dalelės juda dėl elektroosmoso sukkelto vandens srauto judėjimo. Elektrokinetinis valymas vyksta į dirvožemį įsmeigus elektrodus ir leidžiant jais palyginti mažą elektros srovę (1.4.2 pav.) [99–101].



1.4.2 pav. Elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo principinė schema

Visi aptartieji metodai yra pakankamai geri ir efektyvūs sunkiaisiais metalais užterštam dirvožemiui valyti. Ne visi iš jų jau yra pasiekę komercinį lygį, tačiau kai kurie, rodos, yra perspektyvūs. Dabar, turint pakankamai žinių apie sunkiųjų metalų patekimą į dirvožemį ir skirtingų metalų prisijungimą prie jo, akivaizdu, jog nė vienu pavieniu metodu nepavyks sėkmingai pašalinti iš skirtingų tipų dirvožemio. Todėl efektyvesni remediacijos metodai kuriami atsižvelgiant į specifinį metalą ar specifinį dirvožemio tipą [102]. Kitaip tariant, visi aptartieji metodai yra vienodai veiksmingi. Šiuo požiūriu išimtis yra dirvožemio plovimo metodas, nes jo efektyvumas priklauso nuo tam tikro metalo mobilumo. Valant dirvožemį, užterštą keletu metalų, kiekvieno metalo šalinimo efektyvumas skirtingas. Sukurtieji metodai dideliame užterštumui (ar metalų kombinacijai) vienu metalu valyti panaudojant grubius cheminius (pvz., ekstrakcija stipriomis ekstraguojančiomis medžiagomis) ar fizinius (pvz., kaitinimas aukštoje temperatūroje) efektus, yra mažai tinkami [103].

Iš visų analizuotų metodų bene perspektyviausi elektrokinetinė remediacija ir fitoremediacija. Dirvožemio plovimas galėtų būti taikomas kaip pirminis smėlingų dirvožemių valymas, o tada – elektrokinetinė remediacija [104].

Reikia daugiau tirti būdus, aplinkosaugine prasme patobulinti ekstraguojančias medžiagas. Tai pagerintų ir švino šalinimo iš molingų dirvožemių galimybes. Taip pat tobulinti papildomus stabilizacijos metodus dirvožemyje likusių nepašalintų sunkiųjų metalų poveikiui aplinkai sumažinti. Pastarieji du metodai dar tik pradedami vystyti, gi kiti – praktiškai labiau pritaikomi [103].

Tėra labai mažai informacijos apie tai, kiek galėtų atsieiti vieno ar kito metodo taikymas. Vis dėlto pagal turimą informaciją apie energijos, chemikalų suvartojimą ir pan. panašu, jog fitoremediacija būtų pats pigiausias metodas. Tada – elektrokinetinė remediacija ir dirvožemio plovimas. Yra apskaičiuota, kad bendra elektrokinetinio valymo metodo kaina svyruoja nuo 150 iki 450 Lt/m³. Ji priklauso ir nuo specifinių valomos teritorijos savybių [104]. Metodo pasirinkimą lemia jo tinkamumas, o ne kaina. Tradicinės stabilizacijos metodą sunku pritaikyti dėl tirpalų pavojingumo, o kaitinimas labai brangiai atsieitų [105].

Metodų tinkamumas priklauso atitinkamai nuo dirvožemio tipo. Elektrokinetinė remediacija labai tinka molingam dirvožemiui arba gerai sudrėkintam (vandens išotintam) smėlio bei priesmėlio dirvožemiui, kuriame tarp porų didelės erdvės, pripildytos skysčio, juo lengvai gali vykti elektromigracija. Tradicinis plovimas ypač tinka smėlingam dirvožemiui. Galima bandyti jungti keletą metodų, pvz., dirvožemio plovimas taikomas molio frakcijai atskirti, vėliau jai taikoma elektrokinetinė remediacija.

Fitoremediacija tinkamiausia didelėse teritorijose, užterštose palyginti mažomis teršalų koncentracijomis (pvz., vadinamąja paviršiaus tarša – nuo dūmų ir pan.), bei ten, kur ilga remediacijos trukmė nebūtų problema. Tradicinės stabilizacijos metodai dažnai yra neefektyvūs metalų tirpumo atžvilgiu arba pakeičia dirvožemį, arba yra per brangūs. Šiuos metodus reikėtų papildomai tobulinti, galbūt derinant su fitoremediacija [102–105].

1.4.2. Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas

Tarša sunkiaisiais metalais yra rimta problema, nes drėgname dirvožemyje sunkiųjų metalų jonai ir jų kompleksai stipriai sąveikauja su dirvožemio dalelėmis, tad juos labai sunku pašalinti tradiciniais remediacijos metodais. Dauguma dirvožemio dalelių yra sudarytos iš silikatų ir aliuminio oksidų. Pagrindinė silikatų struktūra yra Si O₄ vienetas, kuris turi –4 krūvį. Neigiami krūviai yra kiekvienos dirvožemio dalelės matricos paviršiuje, todėl dauguma dirvožemių yra šarminiai. Sunkieji metalai su dirvožemiu jungiasi trimis skirtingais būdais [106]. Sunkieji metalai gali būti metalų katijonų ar nuosėdų formos (pvz. metalų hidroksidai) ir laisvai plūduriuoti vandenyje esančiame tarp dirvožemio dalelių porų. Antrasis jungimosi tipas yra sorbcija. Sorbcija – tai kompleksinės metalo molekulės (pvz., CuSO₄) įtraukimas į pavienės dirvožemio dalelės poras. Svarbiausia sąveika tarp dirvožemio dalelės ir sunkiųjų metalų yra adsorbcija. Metalų kompleksai dirvožemyje paprastai yra jonizuoti, o metalų katijonai – ištirpę. Polinės vandens molekulės išsidėsto aplink metalo katijoną taip, kad jų teigiamasis vandenilio atomas yra išorėje. Ištirpę metalų jonai turi teigiamąjį krūvį, taigi traukia neigiamąsias dirvožemio daleles ir prie jų prilimpa arba adsorbuojasi į paviršių [107].

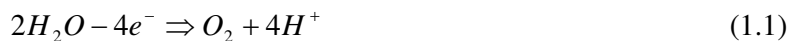
Elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo esmė pagrįsta 4 pagrindiniais procesais: elektromigracija, elektroosmosu, pH pakitimais dirvožemyje veikiant elektros srovei bei elektroforeze.

Elektromigracija – tai katijonų ir anijonų judėjimas, veikiant elektriniam laukui. Katijonai (teigiamai įelektrinti jonai) krypsta neigiamai įelektrinto katodo link, o anijonai (neigiamai įelektrinti jonai) juda teigiamai įelektrinto anodo link. Judėjimas vyksta išilgai dirvožemio dalelių paviršiaus ir per dirvožemio porų vandenį. Šie jonai susikoncentruoja tirpaluose šalia elektrodų, arba reaguoja su elektrodų paviršiumi ir gali padengti elektrodų paviršių arba išskirti dujas. Anksčiau atlikti eksperimentiniai tyrimai parodė, kad elektromigracijos intensyvumas labai priklauso nuo dirvožemio porose esančio vandens srovės tankio. Proceso efektyvumas ne tiek priklauso nuo dirvožemio pralaidumo, kiek nuo porose esančio vandens elektrinio laidumo ir judėjimo kelio ilgio, o šios abi savybės susiję su dirvožemyje esančios drėgmės kiekiu [100, 101].

Vandens srauto judėjimas katodo link neigiamai įelektrintuose dirvožemiuose vadinamas *elektroosmosu*. Dėl elektromigracijos katodo link judantys metalų jonai paskui save traukia vandens molekules. Taip susidaro vandens srautas, judantis katodo kryptimi – t. y. elektroosmoso procesas [108].

Koloidinis judėjimas anodo link vadinamas *elektroforeze*. Tai palyginti didelių dalelių, turinčių tam tikrą krūvį, judėjimas. Šios dalelės – tai laisvai plūduriuojančios dirvožemio dalelės, kurių paviršiuje yra adsorbuotų teršalų molekulių arba didesnių teršalų molekulių micelės. Visų trijų išvardytų mechanizmų masės pernašos yra įtampos funkcija [108].

pH pakitimai atsiranda veikiant srovei kaip elektrolizės reakcijos ant elektrodų rezultatas. Vandens oksidacija vyksta ant anodo, ir jos metu susidaro vandenilio (H^+) jonai (1.1 formulė). H^+ jonai sudaro rūgštų frontą, kuris migruoja katodo link. Ant katodo, priešingai, vyksta vandens redukcija, kurios metu susidaro hidroksilo (OH^-) jonai (1.2 formulė). Jie, sudarydami bazinį frontą, migruoja anodo link [109].



H^+ jonų migracija vidutiniškai du kartus greitesnė, nei OH^- jonų. Todėl rūgštus frontas juda greičiau nei bazinis [110]. Jei protono (H^+) judėjimo nesustabdo dirvožemio buferinis galingumas, dirvožemis tarp elektrodų rūgštėja. Tai nulemia teršalų tirpumo padidėjimą, ir išvalymą iš dirvožemio. Kadangi teršalai dirvožemio skystyje yra jonų formos, jie migruoja priešingo (savo krūviu) elektrodo link, veikiami elektrinio lauko ir/arba elektroosmoso, ir pašalinami iš dirvožemio prie elektrodų.

Be jau išvardytų procesų, elektrokinetinei remediacijai pastebimai įtakos turi dirvožemyje vykstančios geocheminės reakcijos. Jos gali arba pagreitinti, arba sulėtinti procesą. Sunkiųjų metalų

nusėdimas bei sorbcija sumažina jų judrumą, taigi sunkiau juos šalinti iš dirvožemio [111]. Jungimosi reakcijos gali turėti įtakos jonų krūvio, taigi ir judėjimo krypties, pokyčiui. Šios geocheminės reakcijos, taip pat nusėdimas/skaidymasis, sorbcija, skilimo bei jungimosi reakcijos labai priklauso nuo pH sąlygų, susidarančių proceso metu. Rūgščiojo fronto judėjimas nuo anodo katodo link padeda skaidyti bei tirpdyti metalų nuosėdas. Vis dėlto aukšto pH zona šalia katodo lemia metalų hidroksidų imobilizaciją ant nuosėdų. Dėl elektrokinetinio metodo taikymo ribojimų, susijusių su aukštu pH lygiu šalia katodo, reikia tobulinti technologiją ir vengti sunkiųjų metalų imobilizacijos katodo zonoje [112].

Išvardyti mechanizmai sukelia teršalų jonų judėjimą vieno ar kito elektrodo link. Judėjimo kryptis bei greitis priklauso nuo jonų krūvio (dydžio bei poliškumo) bei nuo elektroosmoso sukulto srauto judėjimo greičio [101]. Nejoninės dalelės juda dėl elektroosmosės sukulto vandens srauto judėjimo.

Masės pernašos modelis (joninių dalelių srautas elektrokinetinėje sistemoje) aprašomas formule [129]:

$$N_i = -z_i F u_i c_i \nabla \varphi + D_i^* \nabla c_i - \vec{v}_i c_i, \quad (1.3)$$

čia: z_i – krūvio dydis; F – Faradėjaus konstanta; u_i – jonų mobilumas; c_i – koncentracija; φ – elektros potencialas; D_i^* – natūraliosios difuzijos efektyvumo koeficientas.

Pirmasis lygties dėmuo atitinka elektrinę difuziją, kuri savo ruožtu nusako elektromigracijos nulemtą masės pernašą. Ji laikoma pagrindiniu elektrokinetinio dirvožemio valymo proceso elementu. Antrasis lygties dėmuo nusako natūraliąją difuziją. Kadangi nagrinėjamame procese dominuoja elektrinė difuzija, šis narys gali būti nevertinamas. Trečiasis lygties dėmuo nusako konvekcinių masės srautą dėl vandens tėkmės. Šis dėmuo aprašo ir elektrinio lauko sukeltą elektroosmosinį srautą, ir hidraulinių gradientų sukeltą vandens judėjimą. Konvekcijos lemiamą sunkiųjų metalų migraciją taip pat yra minimali, todėl šio proceso efektas gali būti nevertinamas [108].

Pirmieji elektrocheminės remediacijos eksperimentai buvo atlikti dirvožemyje šalia Danijos technikos universiteto. Remtasi disertaciniu darbu, kuriame buvo aprašyta eksperimentinės celės gamyba bei išbandytas įvairių jonams laidžių membranų tinkamumas [113]. Reikia pažymėti, kad pirmieji metodo eksperimentai būdavo atliekami elektrodus tiesiog įsmeigiant į dirvožemį, o vėlesnieji tyrėjai elektrodus atskirdavo nuo dirvožemio laidžiomis membranomis. Nuo 1995 iki 2000 metų šia tema buvo apgintos trys disertacijos, kuriose buvo aprašomas elektrokinetinio metodo taikymas bei valomo dirvožemio savybių pokyčių tyrimai [114–116]. Plėtojant elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą, buvo atlikta keletas bandymų ir su degimo metu susidariusiais pelenais, impregnuotomis medžio atliekomis bei nutekamųjų vandenių dumbliu [117, 118]. Elektrokinetinis metodas perspektyvus uosto nuosėdoms valyti, kurios dažniausiai yra

pernelyg užterštos, kad būtų paliekamos jūros dugne [119]. Šiose nuosėdose daug komponentų, būdingų dirvožemiui: molio, smilčių, organinės medžiagos, oksidų ir karbonatų. Elektrokinetinio metodo taikymo dirvožemiui bei jūrinės kilmės nuosėdoms valyti skirtumas yra susijęs su druskingumu, ir jo įtaka valymo procesui, nes sunkieji metalai gali sudaryti neįelektrintus junginius su chloridais, kurie elektriniame lauke yra nejudrūs. JAV elektrokinetinio metodo taikymo lauko sąlygomis eksperimentas buvo atliktas apie 2000 m² ploto lagūnoje, esančioje potvynių-atoslūgių zonoje [120]. Iš druskų nuosėdų buvo valomi ir sunkieji metalai, ir chloro tirpalai. Eksperimentas tęsėsi 96 savaites (dvejus metus), ir jo rezultatai parodė, kad sunkieji metalai juda katodo link. 77,5 % teritorijos chromo koncentracijos sumažėjo iki foninio lygio (< 109 mg/kg), o kadmio koncentracijų lygis 78,8 % teritorijos tapo gerokai mažesnis (3,1 mg/kg). Buvo atlikta ir keletas tyrimų, bandant išsiaiškinti horizontaliųjų elektrodų panaudojimo galimybes [121]. Tokios prielaidos esmė – hidraulinis sluoksniavimasis, dėl kurio tarp sluoksnių galima įrengti horizontaliuosius elektrodus (pagamintus iš grafito). Tačiau buvo susidurta su keletu problemų, susijusių su skysčių bei elektros srovės tekėjimu tarp sluoksnių, kadangi geras hidraulinis bei elektrinis laidumas yra būtini efektyviam valymo procesui užtikrinti. Be to, šalia elektrodų susidaranti dujos mažina elektrinį laidumą, todėl turi būti šalinamos, o pasirinkus horizontaliuosius elektrodus tai sudėtinga (naudojant vertikaliuosius elektrodus dujos kyla burbuliukų pavidalu).

Dauguma šio metodo tyrimų parodė, kad elektrokinetinė remediacija ypač tinka molingiems dirvožemiams valyti, nes jie yra laidūs elektros srovei [111]. Tai yra metodo pranašumas, nes molingas dirvožemis sunkiai valomas kitu metodu todėl, kad metalai prie jo jungiasi ypač stipriai. Jei dirvožemis yra kalkingas (kaip, pvz., Danijoje), valymo procesai sudėtingesni [112, 107, 108]. Tokiu atveju vertėtų į dirvožemį pridėti amoniako. Paprastai labai sunku iš dirvožemio pašalinti šviną, tačiau keleto eksperimentų valant dirvožemį elektrokinetiniu metodu rezultatai buvo teigiami. Per pirminius lauko tyrimus sėkmingai buvo pašalinta 93 % švino per 210 dienų periodą, kai pradinė švino koncentracija buvo 450 mg/kg [106, 122, 123]. Tokio išvalymo efektyvumo nebuvo pasiekta užteršto dirvožemio valymo projektuose, vykdytuose Olandijoje 1990 pradžioje, tačiau pažymėtina, jog dabar metodas yra labai patobulintas [110, 124, 125]. Šis metodas buvo taikytas ir dirvožemiui, užterštam keletu metalų, valyti. Rezultatai parodė, jog jis pakankamai tinka ir variui bei chromui šalinti. Metalų šalinimo efektyvumas labiausiai priklauso nuo to, koks procentas metalo gali būti paverčiamas tirpios formos, ir kaip greitai [109, 126, 127].

Siekdama iširti elektrokinetinio metodo taikymo galimybes, *Electrokinetic Inc.* Organizacija atliko tris eksperimentinius tyrimus (*USEPA SITE* programa). Du eksperimentai buvo atlikti valant švinu užterštą baltmolį (pradinės švino koncentracijos buvo 850 mg/kg ir 1 500 mg/kg), o trečiuoju bandymu buvo bandoma valyti smėlio ir baltmolio mišinį, kuriame pradinė švino koncentracija –

5 322 mg/kg. Kaip užtarša buvo panaudota švino druska, vietoj elektrolito – paprasčiausias vanduo [124, 128]. Nustatyta, kad daugiau nei 90 % dirvožemyje buvusio švino susikaupė katodo dalyje. Nekeičiant elektrolito katodo dalyje, švinas anksčiau laiko, dar nepasiekęs katodo, nusėdavo nuosėdų pavidalu. Tyrimo bei modeliavimo rezultatai parodė, kad švinas bei rūgštis, susidariusi dėl elektrolizės reakcijų prie anodo, pateko į dirvožemio porų skystį arba tirpdama, arba dėl vandenyje vykstančių reakcijų. Toliau šios medžiagos juda katodo link veikiamos elektrinio lauko. Švinas nusėda šalia katodo, kai pasiekama švino hidroksido (tiriant naudota druska) išotinio, jo koncentracijos padidėja. Tada švino koncentracijos šalia anodo mažėja, o šalia katodo – didėja.

Teršalai, susikaupę prie elektrodų, gali būti šalinami keliais būdais – galvanizuojant, nusodinant ant elektrodo, išsiurbiant vandenį, susikaupusį šalia elektrodo, ir t. t. Vienas iš naujausių teršalų surinkimo būdų – adsorbicija elektrodu, nes kai kurie jonai šalia elektrodo (priklausomai nuo pH) keičia krūvį, todėl gali būti adsorbuojami. Kai kurių šaltinių teigimu, adsorbicijos ant elektrodo metodu regeneruojama iki 88 % chromo (7 dienų periodu), o dauguma kitų metalų, valomų iš skirtingų tipų dirvožemių – apie 75 % [129]. Vėlesni tyrimai parodė, kad jau per 24 elektrokinetinio metodo taikymo valandas (esant 18 V įtampai) ant elektrodų regeneruojama nuo 63,8 % iki 83,5 % iš molio išvalyto vario (kai pradinė vario koncentracija molyje buvo 425 mg/kg) [129].

Teršalų judėjimo kryptis ir apimtis priklauso nuo teršalų koncentracijos (anijonai prieš katijonus), dirvožemio tipo ir struktūros, sąveikavimo cheminių procesų bei elektrinės srovės tankio dirvožemio porų vandenyje. Kad valymosi procesas būtų efektyvus, dirvožemio drėgmės lygis turi būti didesnis nei minimalus. Kai kurių tyrimų preliminarūs rezultatai rodo, kad optimalus dirvožemio drėgmės lygis, būtinas elektromigracijai, yra mažesnis nei soties lygis [99–101]. Teršalų migracijos greitis priklauso nuo drėgmės kiekio, dirvožemio dalelių dydžio, jonų mobilumo, porų vandens elektrinės srovės tankio, teršalų koncentracijos ir bendrosios jonų koncentracijos.

Apibendrinant galima pasakyti, kad sunkiųjų metalų išsiurbimo lygis ir efektyvumas, taikant elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą, priklauso nuo daugelio paviršiaus charakteristikų, tokių kaip: dirvožemio tipas bei jo dalelių dydis, teršalų koncentracijos, jonų mobilumas, bendroji jonų koncentracija, teršalų tipas bei jų tirpumas ir pan.. Papildomos problemos taikant šią technologiją kyla dėl dirvožemyje esančių organinių teršalų, bei dirvožemio organinės medžiagos. Dirvožemio fizinės, cheminės bei biologinės charakteristikos pavieniui arba kartu gali turėti įtakos teršalų siurbimo lygiui bei technologijos efektyvumui. Taikant šią technologiją galima išskirti šias problemas:

- Dauguma tyrimų buvo atlikta valant vienu teršalu užterštą dirvožemį arba sunkiojo metalo bei organinio teršalo mišinį. Atlikti tyrimai laboratorijos bei lauko sąlygomis rodė didelius duomenų nuokrypius. Trūksta žinių apie technologijos tinkamumą keletu teršalų užterštiems dirvožemiams valyti bei kokie metalų deriniai gali būti valomi šiuo metodu.

- Dirvožemio cheminiai ir biologiniai parametrai, kurie gali riboti elektrokinetinės remediacijos taikymo galimybes, iki šiol nebuvo tiksliai nustatyti. Taigi neįmanoma atlikti tyrimų zonos dirvožemio įvertinimo, remiantis iškart nustatomomis jo savybėmis. Trūksta žinių apie tai, kokiems dirvožemio tipams ir kokiomis sąlygomis metodas gali būti efektyvus.
- Trūksta žinių apie elektrodų formos ir išdėstymo įtaką dirvožemio gardelėje susiformuojančio elektrinio lauko pavidalui ir stipriui. Elektrinio lauko forma ir stipris veikia mobilių sunkiųjų metalų dalelių formavimąsi ir judėjimą. Jei elektrinis laukas nesukuriamas, visoje valomoje teritorijoje ne visi teršalai bus išsiurbti.
- Įtampai, taikomai valomoje teritorijoje, nustatyti yra daugiau menas, nei mokslas. Srovės tankio ar įtampos taikymas valomai teritorijai negali koreliuoti su jokiais specifiniais išmatuojamais parametrais (nebent išvalymo efektyvumu esant tam tikroms pasirinktoms įtampoms). Remiantis tuo, jog elektrinio lauko intensyvumas gali turėti įtakos susidarantiems teršalų rūšių tipui, bei paveikti dirvožemio fizines, chemines ir biologines savybes, šis parametras bei jo sukelti efektai turi būti ištirti ir įvertinti.
- Atliktų tyrimų metu ir laboratorinėmis, ir lauko sąlygomis, nebuvo atsakyta į klausimą, kokia trukmė yra būtina leistosioms užterštumo riboms pasiekti bei kokio užterštumo lygio dirvožemis gali būti efektyviai išvalomas elektrokinetiniu valymo metodu.

1.5. TERŠALŲ SKLIDIMĄ KARINIŲ POLIGONŲ ŠAUDYKLOSE LEMIANTYS VEIKSNIAI. ŠĮ PROCESĄ NUSAKANČIOS LYGTYS

Aplinkosauginės problemos karinių poligonų šaudyklose

Pagrindinė šaudyklų problema, kelianti susirūpinimą, susijusi su panaudotais šaudmenimis. Paprastai šoviniai iššaunami į taikinius, ir, priklausomai nuo šaudyklos tipo, kulkos susminga į jį arba į pylimą, esantį už taikinio. Šoviniai dažnai patenka ir į pylimus, ant kurių stovi taikiniai. Daugelį metų šovinių tūtos kaupiasi dirvožemio pylimuose šalia taikinių zonos [130, 131]. Šoviniai (kulkos), naudojami šaudyklose, paprastai susideda iš variu dengto apvalkalo bei švininės šerdies. Taigi pagrindiniai sudarytos iš švino ir vario [132].

1.5.1 lentelė Tipinė 5,56 mm šovinių sudėtis [131]

Šovinio tipas	Metalų koncentracija, %				
	Ginklas	Stibis (Sb)	Varis (Cu)	Geležis (Fe)	Švinas (Pb)
5,56 mm	M16	0,4	31,3	-	67,3
5,56 mm (užgrūdintojo metalo tūta)	M16	1,0	35,4	12,7	50,9

Kaip matyti iš 1.5.1 lentelės, švinas sudaro daugiau nei 67 % šovinio masės. Taigi tikėtina, kad šaudyklų pylimuose gali susikaupti dideli švino bei vario kiekiai [133, 134].

Metalų migracija šaudyklose

Metalų migraciją šaudyklose lemia du pagrindiniai pirminiai mechanizmai. Metalai gali judėti horizontaliai šaudyklos, užteršdami paviršinius vandenį, arba vertikalčiai, ir turėti įtakos gruntinių vandenų užterštumui [135].

Horizontalioji teršalų pernaša

Paprastai horizontalioji migracija atsiranda smarkiai lyjant, kai metalai juda kartu su paviršiumi nubėgančiu vandeniu, tad patenka į šalia esančius upelius. Dėl metalų tankio, tokia teršalų migracija sukelia lokalų užterštumą, nes lėtėjant vandens srautui, metalų dalelės iškrinta iš srauto – sėda ant paviršiaus. Horizontaliąją metalų migraciją gali lemti ir nuosėdų (nešmenų) judėjimas. Paprastai metalai prisijungia prie kietosios dirvožemio medžiagos. Laboratoriniai tyrimai parodė, kad daugeliu atvejų metalai koncentruojasi smulkiojoje dirvožemio frakcijoje (dalelių skersmuo mažesnis, nei 63 μm) [133]. Mažos dirvožemio dalelės, labai užterštos sunkiaisiais metalais, yra lengvai pernešamos kartu su vandeniu. Suspensijos medžiagos, užterštos sunkiaisiais metalais, gali nusėsti labai toli nuo taršos šaltinio – t. y. šaudyklos, ir upelių dugno nuosėdas užteršti sunkiaisiais metalais [135, 136].

Vertikalioji teršalų pernaša

Vertikaliją teršalų pernašą lemia tai, kad tarp metalų ir vandens visą laiką vyksta sąlytis dirvožemio porose, tad vanduo gali užsiteršti ištirpusių metalų dalelėmis. Lietaus vanduo, įsigerdamas į dirvožemį, stumia porose esantį vandenį gilyn, ir taip užterštas vanduo gali pasiekti gruntinius vandenį. Vis dėlto kapiliariniai dirvožemio procesai bei garavimas gali sumažinti teršalų migraciją. Kai teršalai patenka į gruntinį vandenį, jie juda kartu su juo, ir pasklinda toli nuo užtaršos šaltinio. Vertikaliją teršalų pernašą lemia daugelis veiksnių, tokių, kaip: dirvožemyje bei vandenyje vykstantys cheminiai procesai, metalo savybės, atmosferos krituliai, vietovės topografinės savybės, drėgmės patekimo bei garavimo, užšalimo bei atitirpimo ciklai, gruntinio vandens gylis bei srovės greitis, ir šovinių tipas. Kai metalas ištirpsta, tirpalo cheminius procesus lemia organinės medžiagos kiekis, metalų oksidai, metalų karbonatai bei sulfidai, molio dalelių kiekis bei dirvožemio katijonų kaitos geba. Visi šie veiksniai turi įtakos metalų užsilaikymui arba šalinimui iš dirvožemio. Vertikalioji teršalų pernaša – yra labai sudėtingas procesas, kuriam įtakos turi įvairaus pobūdžio dirvožemio bei porų vandens sąveikos [135, 136].

Metalų migracijos teorija

Kad šaudyklos dirvožemyje esantys metalai pradėtų migruoti gilyn, turi būti užtikrinamos 2 sąlygos: pirmiausia, metalai turi būti ištirpę porų vandenyje, antra, ištirpę metalai turi būti pernešami judant masei. Masės judėjimą sukelia teršalų judėjimas iš porų vandens į vertikalčiai bei

horizontaliai tekantį gruntinį vandenį. Metalų tirpumą lemia dirvožemio bei vandens cheminės savybės, metalo skilimo ypatumai bei šovinio tipas. Masės judėjimą lemia atmosferos krituliai, vietovės topografija, drėgmės patekimo bei garavimo ciklas, gruntinio vandens gylis [135, 137].

Veiksniai, turintys įtakos vandens koncentracijai porose

Nors šaudyklose naudojami šoviniai sudaryti iš švino, vario bei stibio, švinas iš visų jų yra toksiškiausias, todėl tai didžiausia šaudyklų aplinkosauginė problema, kuri turėtų būti analizuojama. Pagrindinis veiksnys, lemiantis porų vandens koncentraciją, yra junginys, kuriame yra švino. Švino junginių susidarymui įtakos turi vandenilio jonų koncentracija (pH) bei dirvožemio redukcinis potencialas [138]. Kaip ir daugelis kitų metalų, švinas daugiausiai sudaro druskų kompleksus. Dauguma švino druskų yra palyginti netirpios arba tik iš dalies tirpios, išskyrus švino nitratai ir švino acetatai (kuo didesnė tirpumo konstanta (K_{sp}), tuo geresnis tirpumas) (1.5.2 lentelė). Paprastai švinas esti trijų oksidacijos lygių: elementinis švinas, kurio valentingumas 0, divalentis švinas (+2) ir keturvalentis švinas (+4). Natūraliame vandenyje, kurio pH – nuo 3 iki 9, vyrauja divalentis švinas. Švino koncentracijoms įtakos gali turėti ir dirvožemio cheminiai procesai. Tam tikros dirvožemyje esančios medžiagos gali padidinti arba sumažinti švino tirpumą. Ištirpusios organinės medžiagos (daugiausia fulvinės rūgštys) didina švino tirpumą, kai terpės rūgštingumas yra nuo 4 iki 6 [138, 139]. Dirvožemio organinės medžiagos ir netirpiosios dalelės gali paveikti jonų kaitos gebą (paprastai jonai prisijungia prie molio dalelių arba organinės medžiagos), tai pastebimai turi įtakos švino tirpumui porų vandenyje. Suirusi dirvožemio organinėse medžiagose, tarkime miško paklotėje, taip pat gali susidaryti organinių rūgščių.

1.5.2 lentelė Keleto dažniausiai pasitaikančių švino druskų tirpumas [138]

Junginys	Simbolis	K_{sp}	Spalva
Švino acetatas	$Pb(C_2H_3O_2)$	10,1	baltas
Švino karbonatas	$PbCO_2$	$3,3 \cdot 10^{-14}$	baltas
Švino chloridas	$PbCl_2$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	baltas
Švino chromatas	$PbCrO_4$	$1,8 \cdot 10^{-14}$	oranžinis
Švino fluoridas	PbF_2	$3,7 \cdot 10^{-8}$	baltas
Švino hidroksidas	$Pb(OH)_2$	$1,42 \cdot 10^{-20}$	baltas
Švino nitratas	$Pb(NO_3)$	5,88	baltas
Švino ortofosfatas	$Pb(PO_4)_2$	$3 \cdot 10^{-44}$	baltas
Švino diortosilikatas	$Pb_2Si_2O_7$	netirpus	baltas
Švino oksidas	PbO	$1,2 \cdot 10^{-15}$	geltonai-raudonas
Švino dioksidas	PbO_2	netirpus	juodas, tamsiai rudas
Švino sulfatas	$PbSO_4$	$1,6 \cdot 10^{-8}$	baltas
Švino sulfitas	PbS	$8 \cdot 10^{-28}$	juodas

Tokios rūgštys sumažina dirvožemio pH, ir padidina švino tirpumą. Švino tirpumui įtakos turi ir joninė koncentracija.

Švino koncentracija dirvožemio porų vandenyje priklauso ir nuo kulkos tipo. Yra dvi pagrindinės teorijos, kaip švinas patenka iš šaudmens į porų vandenį. Kulkoms patekus į dirvožemį, švinas suminkštėja ir, prisitvirtinęs prie dirvožemio silikatų grūdelių, dirvožemio paviršiuje sudaro dėmę. Ant dirvožemio patekęs švinas ištirpsta, tad nuo dirvožemio paviršiaus patenka į porų vandenį [138, 140]. Kitoje teorijoje svarstoma galvaninės korozijos tikimybė. Dauguma karinių šovinių yra dengti variu, taigi, kai šovinys patenka į dirvožemį, šovinio apdangalas yra pažeidžiamas. Apdangalą sudarantis varis arba atsiskiria, arba lieka sąlytis su švinu. Nepaisant to, ar varinis apdangalas atsiskiria nuo švininės šerdies, ar ne, švino ir vario sankaupos šaudyklų dirvožemyje atsiranda po ilgo eksploatavimo laiko. Tarp lietaus sudrėkintų skirtingų metalų atsiranda elektrinis ryšys, ir prasideda elektronų migracija, sukelianti galvaninę koroziją. Vykstant šiam procesui, mažiau atsparaus metalo tirpumas padidėja, o atsparesnio metalo tirpumas sumažėja. Vario elektrinė varomoji jėga yra didesnė nei švino, todėl varis yra tauresnis metalas, padidinant švino tirpumą porų vandenyje. Šiai teorijai įrodyti 1995 metais buvo atliktas tyrimas, kurio metu buvo tiriami šovinių galvaninės korozijos efektai. Šio tyrimo rezultatai parodė, kad, kaip ir spėta, galvaninė korozija yra pagrindinis veiksnys, lemiantis švino koncentraciją porų vandenyje [138, 140].

Sąlygos, turinčios įtakos masės pernašai

Švino masės pernašą labai spartina lietus bei palankios teritorijos topografinės sąlygos. Vanduo patenka į vandeningąjį horizontą ir gali užteršti gruntinius vandenis tik pratekėjęs pro infiltracijos zoną. Jei kritulių mažai arba jų visai nėra, nėra sąlygų atsirasti vertikaliajai teršalų pernašai. Jei kritulių labai daug, tuomet ant dirvožemio paviršiaus patekęs vanduo, sunkdamasis per infiltracijos zoną, atskies porų vandenyje esančius teršalus. Teritorijos topografinės sąlygos padidina arba sumažina vandens infiltraciją. Jei teritorija yra pastebimai nuolaidi, tuomet dauguma paviršinio vandens nutekės, ir infiltracija bus maža. Ir priešingai, jei teritorija palyginti lėkšta, infiltracija bus didesnė [135].

Drėgmės patekimo bei garavimo ciklas taip pat turi įtakos masės pernašai. Džiūstant dirvožemiui, švino koncentracijos porų vandenyje padidėja, tuo pat metu intensyvėja metalo sėdimo bei sorbcijos procesai. Jei dirvožemis visiškai išdžiūsta, švinas tampa kietos formos, taigi pasikeičia metalo būvis. Kai dirvožemis vėl sudrėksta, vyksta papildomos metalo transformacijos, kurios gali padidinti (arba sumažinti) švino masės pernašą [135, 138].

Teršalų judėjimo dirvožemyje teorinis pagrindas

Teršalų/ištirpusių medžiagų judėjimą lemia:

- 1) *Difuzija* – judėjimas iš didelių koncentracijų zonos į mažų koncentracijų zoną;

2) *Advekcija* – ištirpusių medžiagų judėjimas kartu su gruntiniais vandenimis;

3) *Dispersija*, kurios metu tirpalas su teršalais atskiedžiamas;

Advekcija – tai paprastas dalelių judėjimas, apibūdinamas greičiu bei dalelių keliu [141–143].

Teršalai esti arba ištirpę gruntiniame vandenyje, arba teršalų dalelės juda tokiu pat greičiu kaip ir gruntinis vanduo:

$$v_x = -\frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl}, \quad (1.4)$$

čia: v_x – vidutinis linijinis greitis; K – hidraulinis laidumas; n_e – efektyvusis poringumas; h/dl – hidraulinis gradientas.

Difuzija – ištirpusios medžiagos vandenyje judės iš didesnių koncentracijų zonos į mažesnių koncentracijų zoną. Difuziją nusako Fiko dėsnis (ištirpusių medžiagų difuzija vandenyje) [141]:

$$F = -D_d \frac{dC}{dx}, \quad (1.5)$$

čia: F – ištirpusių medžiagų masės srautas per ploto vienetą, per laiko vienetą; D_d – difuzijos koeficientas; C – koncentracija; dC/dx – koncentracijos gradientas.

Minuso ženklas rašomas todėl, kad judėjimas vyksta iš didesnių koncentracijų į mažesnes.

Poringoje terpėje difuzija nėra tokia efektyvi kaip atvirame vandenyje *dėl judėjimo vingiuotumo*. Šis dydis gali būti išreikštas tikrojo tėkmės kelio (L_e) ir tiesios linijos, nubrėžtos per tėkmės kelią (L), santykiu. Kadangi tekėjimas vyksta tik per poras, difuzijos koeficientą galima išreikšti:

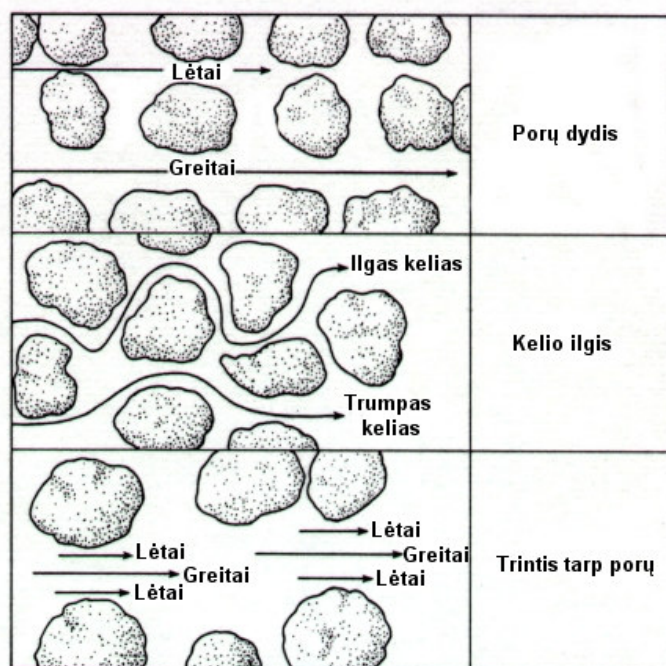
$$D^* = \omega D_d, \quad (1.6)$$

čia: D^* – difuzijos efektyvumo koeficientas, ω – empirinis koeficientas, vingiuotumo funkcija, kuri visuomet mažesnė už 1. Netirpstančių medžiagų $\omega = 0,01$ – $0,5$. Bėgant laikui, didžiausioji koncentracija sumažėja, tačiau užterštas plotas didėja.

Ištirpusių medžiagų koncentracijai galima taikyti normalinį pasiskirstymą. Difuzija leidžia medžiagoms judėti ir tada, kai nejuda gruntinis vanduo. Difuzija ypač svarbi mažo laidumo medžiagose [144–146].

Dispersija – (mechaninė dispersija) nulemta srauto judesio. *Išilginė dispersija* – išilgai srauto linijos, *skersinė dispersija* – skersai srauto linijos. Dispersijai įtakos turi: porų dydis (kur poros didesnės, dispersija lėtesnė, ir atvirkščiai); vingiuotumas (kelio ilgis); trintis tarp porų (arčiau porų trintis didesnė, o per vidurį dispersija greitesnė) (1.5.1 pav.) [147].

Išilginės mechaninės dispersijos koeficientas lygus $\alpha_L \cdot v_x$; čia α_L – išilginė sklaida. Skersinės mechaninės dispersijos koeficientas lygus $\alpha_T \cdot v_x$; čia α_T – skersinė sklaida.



1.5.1 pav. Dispersijai įtakos turintys veiksniai

Hidrodinaminė dispersija (pabrėžiama tai, jog difuzijos ir dispersijos procesai negali būti atskirti):

$$D_L = \alpha_L v_x + D^*, \quad (1.7)$$

čia D_L – išilginės hidrodinaminės dispersijos koeficientas.

$$D_T = \alpha_T v_x + D^*, \quad (1.8)$$

čia D_T – skersinės hidrodinaminės dispersijos koeficientas.

Santykis tarp išilginės ir skersinės sklaidos lemia teršalų pasiskirstymo formą. Kuo šis santykis mažesnis, tuo didesniame plote pasiskirsto teršalai. Todėl šį santykį svarbu žinoti, tačiau yra problema – apie tai trūksta duomenų.

$$\frac{\alpha_L}{\alpha_T} \quad \text{kinta nuo 6 iki 20.}$$

Remiantis laboratorinių tyrimų (kurie buvo atlikti su 7 skirtingomis terpės rūšimis: kalkėmis, kreidos akmeniu, granitu, skalūnu, moliu, smėliu ar žvyru, dolomitu) duomenimis, α laboratorijos sąlygomis buvo lygus 0,035 cm, kai tėkmės ilgis 30 cm. Kai tėkmės ilgis lygus 3,1 m (lauko bandymuose), α buvo lygus 3 cm, o kai tėkmės ilgis 5 m, α buvo lygus 5 cm [148, 149]. Tokie rezultatai parodė, kad kuo didesnis atstumas, kuriame matuojama, tuo didesnė sklaida. Remiantis empiriniais duomenimis, galima išvesti formulę, pagal kurią $\alpha_L = 0,1 \times x$ (čia x – atstumas). Tokį skirtumą tarp laboratorinių ir lauko tyrimų rezultatų galima paaiškinti veikiančiais skirtingais mechanizmais. Laboratorijos sąlygomis (mažas plotas) dispersija daugiausia vyksta dėl difuzijos,

porų dydžių pasiskirstymo ir jų geometrijos. Taip pat įtakos turi vingiuotumas ir mikroskopiškas greičio svyravimas tarp porų ir poroje. Lauko sąlygomis didžiausią įtaką daro stratigrafijos bei laidumo kaita [146, 147].

Ištirpusių medžiagų pernaša

Tirpalai, tekantys terpe, gali būti aktyvieji ir pasyvieji. Pasyvieji tirpalai nereaguoja su gruntiniu vandeniu. Aktyvieji tirpalai sorbuojami ant mineralinių terpės dalelių kaip ir organinės medžiagos. Dėl sorbcijos procesų kai kurie tirpalai terpe judės lėčiau nei juos nešantis gruntinis vanduo [148].

Teršalų pernašos procesų modeliavimas

Koncentracijos kitimą laike galima aprašyti vienos dimensijos advekcijos-dispersijos lygtimi:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn}, \quad (1.9)$$

čia: D_L – išilginės hidrodinaminės dispersijos koeficientas; C – skystosios fazės ištirpusių teršalų koncentracija; v_x – vidutinis linijinis gruntinio vandens greitis; t – trukmė; B_d – vandeningojo sluoksnio tūrio tankis; θ – vandeningojo drėkinamo sluoksnio poringumas; C^* – ištirpusių medžiagų, sorbuojamų kietosios medžiagos masės vienetu, kiekis; rxn – rodo biologinę ar cheminę ištirpusių medžiagų reakciją. Formulės pirmasis dėmuo nusako dispersiją, antrasis – advekciją, trečiasis – sorbciją, o ketvirtasis – reakciją [141–143].

1.6. PROGRAMINIŲ PAKETŲ, TAIKOMŲ TERŠALŲ SKLAIDAI DIRVOŽEMYJE MODELIUOTI, APŽVALGA

Vadinamieji gruntinio vandens modeliai yra labai paplitę aplinkos moksluose. Įvairiausi modeliai pritaikomi įvairioms hidrogeologinėms sąlygoms tirti. Pastaruoju metu šie modeliai ypač dažnai taikomi rizikai vertinti, modeliuojant teršalų pernašą. Bendrąja prasme, modeliai yra abstraktus fizinių sistemų aprašymas ar aproksimacija, taikant matematinės lygtis; tai nėra tikslūs fizinių sistemų ar procesų aprašymai [150]. Remiantis matematiškai aprašyta supaprastinta hidrogeologine sistema, galima pagrįstai numatyti, išbandyti ir palyginti alternatyvius vandens ar teršalų tėkmės atvejus. Modelio pritaikomumas bei naudingumas priklauso nuo to, kiek artimai matematinės lygtys nusako modeliuojamąją sistemą. Gruntinio vandens modeliai nusako gruntinio vandens tėkmę ir pernašos procesus, matematinės lygtis, grindžiant tam tikromis supaprastintomis prielaidomis. Šios prielaidos paprastai įvertina tėkmės kryptį, vandeningojo sluoksnio geometriją, vandeningajame sluoksnyje esančių nuosėdų ar pamatinės uolienos heterogeniškumą arba anizotropiją, teršalų pernašos mechanizmus ir chemines reakcijas [150, 151]. Modeliai turi būti vertinami ne kaip lauko sąlygų pakartojimas, bet kaip aproksimacija, nes modelį sudaro daug supaprastintų prielaidų ir modeliui reikalingų duomenų reikšmių neapibrėžčių. Nors ir nebūdami

visiškai tikslūs, modeliai yra labai naudinga tyrimo priemonė, kuri gali būti naudojama labai daugeliu atvejų. Taikomi modeliai padeda įvertinti vandens balansą (vertinant vandens kiekį), nedrėkinamos zonos kiekybinius aspektus, modeliuoja vandens tėkmės ir cheminių medžiagų migraciją soties zonoje, padeda numatyti gruntinio vandens režimo pokyčio poveikį aplinkai, sudaryti/optimizuoti stebėsenos tinklus bei nustatyti gruntinio vandens apsaugos zonas [151, 152].

Tik apibendrinus nagrinėjamos teritorijos hidrogeologines savybes, galima pasirinkti tinkamą kompiuterinę programinę įrangą. Pasirinktas modelis turėtų tikti modeliuoti tokias sąlygas, kokios buvo nustatytos tiriamoje teritorijoje. Pavyzdžiui, analitiniai modeliai gali būti taikomi tuomet, kai tyrimų duomenys rodo, jog gruntinio vandens tėkmės ar pernašos procesai teritorijoje yra palyginti paprasti. Dažniausiai taikomų gruntinio vandens bei teršalų pernašos modeliavimo programų pagrindinės savybės pateikiamos toliau [153, 154].

MODFLOW

Bene plačiausiai taikomas skaitmeninis gruntinio vandens tėkmės modelis *MODFLOW* – tai trijų dimensijų modelis, sukurtas JAV Geologijos tarnyboje. *MODFLOW* privalumas yra tai, kad į jį įtraukta daugybė įrankių, skirtų duomenims tvarkyti, paprasta keitimosi standartiniais duomenimis funkcija, sukaupta didžiulė pasaulinė šio modelio taikymo patirtis ir t.t. Vis dėlto modelyje neįvertinamas paviršiaus nuotėkis, nemodeliuojama tėkmė neįsotintoje zonoje, taigi sprendžiant trumpalaikes problemas, *MODFLOW* negalima taikyti zonai virš gruntinio vandens lygio, jei tėkmė priklauso nuo hidrostatinio slėgio, o jo funkcija iš anksto nėra žinoma [155].

AT123D

(Analytical Groundwater Transport Model for Long-Term Pollutant Fate and Migration)

Tai analitinis gruntinio vandens judėjimo modelis (gali būti vienos, dviejų ar trijų dimensijų). *AT123D* apskaičiuoja atliekų koncentracijų pasiskirstymą erdvėje bei laike vandeningajame sluoksnyje bei numato tolesnį teršalų pasiskirstymą. Šis modelis įvertina advekciją, dispersiją, adsorbiciją bei nusėdimą. Modeliuojant numatoma šių komponentų kaita kas mėnesį 99 metų periodu. *AT123D* galima taikyti kaip įrankį, padedantį nustatyti ištirpusio chemikalo, patekusio į vandenį iš taršos šaltinio, koncentraciją gruntiniame vandenyje trijose dimensijose. *AT123D* galima modeliuoti: 2 tipų šaltinius – momentinius bei nuolatinius; 3 tipų atliekas – radioaktyviuosius chemikalus; 4 tipų šaltinius: linijinius, taškinius ir t. t. [156].

Chemflo

(Modeliuoja vandens bei teršalų judėjimą neįsotintuose dirvožemiuose)

Chemflo yra interaktyvioji vienos dimensijos programinė įranga, skirta vienos dimensijos vandens bei teršalų judėjimui neįsotintuose dirvožemiuose modeliuoti. Šis modelis buvo sukurtas kaip įrankis valdininkams, kontrolieriams, mokslininkams, konsultantams ir studentams vandens bei teršalų judėjimui neįsotintuose dirvožemiuose modeliuoti. Vandens judėjimas modeliuojamas

taikant Richardso lygtis. Teršalų pernašos procesai modeliuojami taikant konvekcijos-dispersijos lygties reikšmių vidurkius. Vienos dimensijos tėkmės ir pernašos procesų lygtys sprendžiamos skaitmeniniu būdu, taikant baigtinių elementų metodą. *Chemflo* rezultatai gali būti pateikiami grafikais bei lentelėmis [157].

MT3D

(A Modular 3D Solute Transport Model)

MT3D yra visapusiškas 3 dimensijų skaitmeninis modelis, skirtas tirpalų judėjimui kompleksinėse hidrogeologinėse aplinkose modeliuoti. *MT3D* yra sukurtas taip, kad pernašos procesus galima modeliuoti ir kartu, ir atskirai. *MT3D* tinka modeliuoti advekciją kompleksiniuose pastovių sąlygų bei kintamuose tėkmių laukuose, anizotropinę dispersiją, pirmines nuosėdas bei reakcijų produktus, linijinę bei nelinijinę sorbciją. Šios savybės leidžia *MT3D* modeliuoti kelių teršalų reakcijas bei modeliuoti ar nustatyti natūralų teršalų atsiskiedimą. *MT3D* yra sujungtas su JAV Geologijos tarnybos gruntinio vandens modeliu *MODFLOW*, ir tai supaprastina kai kurių uždavinių sprendimą [152, 153].

FEFLOW

(Finite Element Subsurface Flow System)

FEFLOW yra baigtinių elementų skaičiavimu pagrįstas 2 bei 3 dimensijų paketas, skirtas ypač tankioms tėkmėms, teršalų masei ir karščiui požeminiuose dirvožemio sluoksniuose modeliuoti. Juo galima modeliuoti gruntinio vandens sistemas su ir be laisvųjų paviršių; procesus ir įsotintoje, ir neišotintoje zonoje; pernašos procesus, priklausančius ir nuo koncentracijos, ir nuo temperatūros; ir geometrines, ir parametrines sistemas. Paketui būdinga puiki grafika ir interaktyvumas. Integruota į GIS sistemą. Skaitmeninės ribos leidžia spręsti didelės apimties problemas [158].

FLONET/TRANS

(2-D cross-sectional groundwater flow and contaminant transport modeling)

FLONET/TRANS yra programinė įranga, skirta 2 dimensijų gruntinio vandens tėkmei bei pernašos procesams modeliuoti. Modeliavimo aplinka turi visus baigtinių elementų modeliavimo privalumus (skaitmeninį stabilumą bei lanksčią geometriją), bei logišką ir patogią grafinę aplinką, tai labai palengvina ir pagreitina modeliavimo procesą. Modelyje taikoma dviguba hidraulinių potencialų bei tėkmių formuluotė bet kurios dviejų dimensijų išotintosios zonos gruntinio vandens sistemos gruntinio vandens tėkmei išotintoje zonoje sumodeliuoti ir tikslioms diagramoms sukurti. Be to, šiuo modeliu galima modeliuoti ir advekcinio-dispersinio teršalų judėjimo problemas, esant įvairiausiems taršos šaltiniams [159].

FLOWPATH

(2-D Groundwater Flow, Remediation, and Wellhead Protection Model)

FLOWPATH Windows sistemai yra labai populiarus modelis, skirtas gruntinio vandens tėkmei ir jo valymuisi modeliuoti. Tai visapusiška modeliavimo aplinka, specialiai sukurta 2 dimensijų gruntinio vandens tėkmei ir teršalų pernašai ir uždarose, ir atvirose sistemose, pasižyminčiose heterogeniškomis savybėmis bei kompleksinėmis kraštinėmis sąlygomis, modeliuoti [160].

ChemFlux

(Finite Element Mass Transport Model)

ChemFlux yra stabili baigtinių elementų metodu pagrįsta teršalų sklaidos modeliavimo programa. Šiai modeliavimo sistemai būdinga tai, kad tinklelis generuojamas bei tinklelis laiko žingsnelis patobulinamas automatiškai. Naudojantis skaičiavimo moduliu, galima apdoroti rezultatus iki konverguojančių reikšmių. Bandant *MT3D* ir sprendžiant tas pačias problemas, buvo nustatyta, kad *ChemFlux* skaičiavimo modulis yra daug efektyvesnis. *ChemFlux* užtikrinamas toks pat tikslumas sprendžiant advekcijos lygtis, kaip ir taikant minėtąjį *MT3D* modelį. Be to, *ChemFlux* taikant baigtinių elementų skaičiavimo metodą galima rinktis netaisyklingos formos geometriją. *ChemFlux* gali perkelti gradientų rinkmeną iš *SVFlux* gruntinio vandens modeliavimo programos. Teršalų sklaida apskaičiuojama įvertinant advekciją, difuziją, adsorbciją bei nusėdimą. Programos privalumas – patogumas naudoti, nes visos funkcijos ekrane išdėstytos patogiai ir logiškai [151, 153].

Kad sumodeliuotumėme teršalų sklaidą, pirmiausia turime žinoti, kaip dirvožemyje teka vanduo arba kitaip – sumodeliuoti tėkmės gradientus. Tam programinėje įrangoje *SoilVision* numatytas atskiras programinis paketas, skirtas vandens srautams bei gruntiniams vandenims modeliuoti *SVFlux*. *AcuMesh* – modulis, suformuojantis modeliuojamojo objekto struktūrą, vadinamąjį tinklą. Kiekvienoje tinklo celėje yra nustatomi skaičiavimo parametrai, ir gaunama tam tikra reikšmė. *FlexPDE* modulis skirtas skaičiavimui. Visa grafinė bei skaitmeninė informacija, užrašyta programavimo kalba, patenka į šį paketą, ir jame atliekami skaičiavimai, rezultatai atvaizduojami grafiškai. Abu šie paketai yra būtini modeliuojant bet kuria kita *SoilVision* programa. *SVFlux* ir *Chemflux* paketai yra susieti, t.y., norint modeliuoti *ChemFlux* paketu, reikalinga grafika bei gradientų rinkmena, sukurta *SVFlux* paketu [151–154].

1.7. IŠVADOS

1. Dirvožemis yra tarsi barjeras, saugantis gruntinį vandenį nuo užteršimo, be to, tai ne tik augalų, bet ir daugelio gyvų organizmų funkcionavimui būtina terpė, todėl labai svarbu užkirsti kelią dirvožemio pažeidimams bei užtaršai. Tam reikia tiksliai žinoti dirvožemio pažeidimų bei užterštumo lygį, o kompleksiškos informacijos apie dirvožemio pažeidimų lygį kariniuose poligonuose lygį vis dar trūksta.

2. Pagrindinė problema, kelianti susirūpinimą poligonuose, yra susijusi su panaudotais šaudmenimis. Daugelį metų naudojant poligonus, šovinių tūtos nuolat patenka ir kaupiasi dirvožemyje. Šoviniai paprastai susideda iš variu dengto apvalkalo bei šviningės šerdies, todėl užterštumas šiais metalais poligonuose turėtų būti itin didelis. Dėl kitos veiklos, vykdomos poligonuose, į aplinką patenka ir mangano, chromo, nikelio bei cinko, todėl būtina nustatyti užterštumo šiais metalais lygį.
3. Taikyti daugumą žinomų metodų sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti labai brangiai atsieina, retai atsiperka, be to, nė vienu pavieniu metodu nepavyksta iš išvalyti skirtingų tipų dirvožemių pašalinti skirtingų metalų ar jų kompleksų. Viena perspektyviausių technologijų ir efektyvumo, ir taikymo ribų, ir kainos prasme yra *elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas*.
4. Dauguma ankstesnių elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo tyrimų ir lauko, ir laboratorinėmis sąlygomis buvo atliekami valant vienu teršalu (arba sunkiuoju metalu bei organiniu teršalu) užterštą dirvožemį, todėl reikalingi tyrimai, kurie parodytų, ar metodas efektyvus keletu sunkiųjų metalų užterštiems dirvožemiams valyti.
5. Dirvožemio valymas elektrokinetiniu metodu – labai sudėtingas procesas, jo efektyvumą lemia daugybė veiksnių. Vis dar trūksta žinių apie tai, kokiems dirvožemio tipams ir kokiomis sąlygomis metodas gali būti taikomas ir kokio efektyvumo galima pasiekti.
6. Dauguma tyrimų, atliktų analizuojant elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą parodė, kad įtampos pasirinkimas nekoreliuoja su jokiais specifiniais išmatuojamais parametrais (jos tinkamumą gali nusakyti nebent galutinis išvalymo rezultatas esant tam tikroms įtampoms). Teoriškai įtampos pasirinkimą pagrįsti labai sunku, todėl šioje srityje reikia daugiau eksperimentinių tyrimų.
7. Atlikus tyrimus ir laboratorinėmis, ir lauko sąlygomis, nebuvo atsakyta į klausimą, kokia trukmė būtina siekiant leistinųjų užterštumo ribų kokio užterštumo lygio dirvožemis gali būti efektyviai išvalomas elektrokinetiniu valymo metodu.
8. Teršalų sklaidai modeliuoti poligonų šaudyklose tinkamiausias yra *ChemFlux* modelis. Jis leidžia tiksliai geometriškai apibrėžti modeliavimo sistemą (objektą) bei įvertinti pagrindinius veiksnius, turinčius įtakos teršalų sklaidai dirvožemyje. Modelis skirtas teršalų pernašos procesams dirvožemyje modeliuoti ir tinka modeliuoti pakankamai geometriškai dideles sistemas, kurioms būdinga kompleksinės terpės savybės.

2. DIRVOŽEMIO TARŠOS IR PAŽEIDIMŲ KARINIUOSE POLIGONUOSE EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI

Ši skyrių sudaro trys poskyriai, kuriuose pateikti trijų skirtingų tyrimų rezultatai bei jų analizė.

2.1. poskyryje aprašytas tyrimas, 2002–2003 metais vykdytas Lietuvos kariuomenės centriniame poligone Pabradėje bei Gaižiūnų poligone. Tyrimo tikslas buvo nustatyti karinės veiklos įtaką dirvožemio organinių medžiagų sumažėjimui dirvožemyje. Buvo parengta išsami tyrimo metodika. Daugiausia dėmesio buvo skiriama karinių poligonų teritorijoms, kuriose vykdomi įvairūs sprogdinimai, nes dėl šios veiklos labiausiai pažeidžiamas (išdeginamas, išblaškomas) paviršinis derlingas dirvožemio sluoksnis. Tyrimo metu nustatyta, kad visi karinėms pratyboms naudojami plotai yra daugiau ar mažiau pažeisti, o kai kuriuose iš jų dirvožemis pažeistas taip smarkiai, kad sunaikinta visa augalinė danga ir vyrauja smėlis.

2.2. poskyryje analizuojama Lietuvos karinių poligonų dirvožemio užterštumo sunkiaisiais metalais problema. Parengta išsami metodika teritorijų užterštumui įvertinti kompleksiskai, atsižvelgiant į jų naudojimo pobūdį bei intensyvumą. Dirvožemio užterštumas chromo, vario, mangano, nikelio, cinko bei švino junginiais buvo tiriamas 2002 metais Lietuvos kariuomenės Gaižiūnų bei Kairių poligonuose. Rezultatai, gauti abiejų poligonų panašaus naudojimo teritorijose (šaudyklose, kariniam transportui skirtose teritorijose), buvo palyginti tarpusavyje. Padarytos išvados, kaip užtarša sunkiaisiais metalais susijusi su teritorijų naudojimo intensyvumu.

2.3. poskyryje aprašyti elektrokinetinio metodo taikymo sunkiaisiais metalais užterštam dirvožemiui valyti eksperimentiniai bandymai. Šiam tyrimui buvo sukurtas įrenginys, kuris, remiantis pirmaisiais tyrimų rezultatais, buvo patobulintas. Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas taikytas chromu, variu, manganu, nikeliumi, cinku bei švinu užterštiems molio, smėlio bei priesmėlio dirvožemiams valyti. Eksperimento rezultatai parodė, kad netgi pritaikius palyginti mažas įtampas, dirvožemis, ypač smėlis ir priesmėlis, gali būti labai efektyviai išvalomas. Tokie rezultatai rodo, kad elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas labai perspektyvi nauja technologija, nereikalaujanti ypatingų energijos, darbo išteklių bei kitų sąnaudų, ir tinka sunkiaisiais metalais užterštam karinių poligonų dirvožemiui valyti.

Šio disertacijos skyriaus moksliniai tyrimai buvo atlikti dalyvaujant tarptautinės *COST* programos Nr. 859 „Fitotechnologijos, siekiant vystyti darnų žemės naudojimą ir gerinti maisto saugumą“ veikloje, bei vykdant projektą „Teršalai sistemoje „dirvožemis – augalai“: teršalų migracija, kaupimasis, dirvožemio atstatymas“, kurį remia Lietuvos valstybinis mokslo ir studijų fondas.

Šio skyriaus medžiaga paskelbta mokslinėje spaudoje [150–162].

2.1. DIRVOŽEMIO ORGANINIŲ MEDŽIAGŲ KIEKIO KITIMAS DIDŽIUOSIUOSE LIETUVOS KARINIUOSE POLIGONUOSE DĖL SPROGDINIMŲ ĮTAKOS

Šiame poskyryje pateikti dirvožemio organinių medžiagų sumažėjimo dėl įvairios karinės veiklos, vykdomos kariniuose poligonuose, tyrimų rezultatai, gauti didžiuosiuose Lietuvos kariniuose poligonuose 2002–2003 m. Dirvožemio mėginiai buvo imti 2002 m. gruodį Lietuvos kariuomenės centriniame poligone Pabradėje, bei 2003 m. gegužę Gaižiūnų poligone. Buvo vertinamas dirvožemio organinių medžiagų sumažėjimas dėl specifinės karinės veiklos, o gauti rezultatai lyginami su dirvožemio organinių medžiagų kiekiu karinės veiklos nepažeistose teritorijose. Tyrimo metu gauti rezultatai parodė neabejotinai žalingą karinės veiklos poveikį paviršiniam dirvožemio sluoksniui. Tirtose teritorijose jis yra labai arba visiškai pažeistas.

Pagrindiniai šio poskyrio rezultatai paskelbti mokslinėje spaudoje [151, 152, 155–158, 161].

2.1.1. Tyrimo aikštelių parinkimas bei dirvožemio mėginių ėmimo metodika

Dirvožemis yra svarbus aplinkos komponentas. Vieną svarbiausių funkcijų atlieka dirvožemio organinės medžiagos. Nuo jų priklauso dirvožemio fizinės, cheminės ir biologinės savybės.

Dirvožemio organinių medžiagų gali sumažėti dėl intensyvios žemės ūkio ar įvairaus pobūdžio karinės veiklos, ypač sprogdinimų. Tokios veiklos metu išdeginami ištisi plotai, o derlingos žemės palaiptumui virsta dykynėmis. Be to, sprogdinimų, šaudymų metu dirvožemis užteršiamas sunkiaisiais metalais bei sprogstamųjų medžiagų liekanomis.

Ypač daug plotų, kur visiškai sunaikinta augalinė danga, yra Lietuvos karinių poligonų teritorijose. Didžiausi Lietuvoje yra Pabradės bei Gaižiūnų kariniai poligonai. Juose vykdoma įvairaus pobūdžio veikla, taip pat ir sprogdinimų pratybos. Sprogdinimų metu pasireiškia ne tik terminis poveikis, bet ir į dirvožemį patenka nuo sprogstamųjų užtaisų pasklidę teršiančios medžiagos (švino, cinko junginiai ir kt.). Dėl nuolatinių pažeidimų augalija tokiose teritorijose ypač skurdi, daug kur jos beveik nėra, vyrauja smėlingos dykynės. Kaip žinia, augalijos gausumą nulemia dirvožemio paviršiniame sluoksnyje esančios organinės medžiagos. Tyrimo tikslas buvo ištirti ir įvertinti neigiamą karinės veiklos įtaką dirvožemio organinių medžiagų koncentracijai, nustatyti dirvožemio organinių medžiagų koncentracijų priklausomybę nuo karinės veiklos pobūdžio bei intensyvumo (kaip sprogstamųjų užtaisų tipas bei galingumas lemia organinių medžiagų sumažėjimą, koku atstumu nuo sprogimų epicentro pasireiškia neigiamas poveikis, kokios sąlygos turi tam įtakos ir pan.).

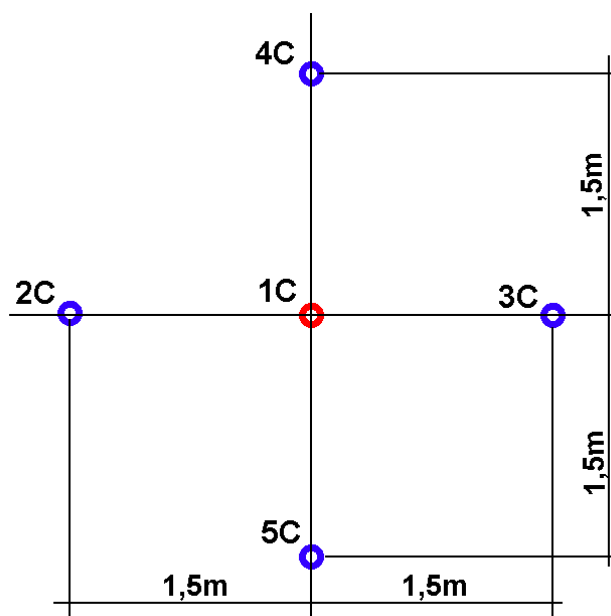
Dirvožemio organinių medžiagų koncentracijos tyrimai teritorijose, naudojamose sprogdinimo pratyboms, buvo atliekami dviejuose didžiausiuose Lietuvos kariniuose poligonuose – Gaižiūnų, bei

Centriniame Lietuvos poligone Pabradėje. Tirti buvo pasirinktos 3 aikštelės: Pabradės poligono taktinių mokymų laukas bei Gaižiūnų poligono 1-asis ir 2-asis taktinių mokymų laukai.

Tyrimo aikštelės parinkimas bei mėginių ėmimo tinklo sudarymas dirvožemio organinių medžiagų kiekiui nustatyti teritorijose, kuriose vykdomi pavieniai sprogdinimai

Pirmoji tyrimų aikštelė – Centrinio Lietuvos karinio poligono Pabradėje taktinių mokymų laukas, kuriame dažniausiai vykdomi sprogdinimai. Dirvožemio mėginių ėmimo vietos buvo parinktos atsižvelgiant į poligono teritorijos naudojimo intensyvumą (pasirinkta vietos, kuriose karinė veikla intensyviausia). Įvairaus pobūdžio pratybos šiame lauke vykdomos ištisuos metus. Dėl nuolatinių sprogdinimų dirvožemio paviršinis sluoksnis šioje teritorijoje labai pažeistas, augalija skurdi, vietomis jos nėra – vyrauja smėlingas gruntas.

Dirvožemio mėginiai organinių medžiagų kiekio analizei imami taip, kad kuo tiksliau atspindėtų įvairaus pobūdžio ir galingumo užtaisų sprogdinimų įtaką, bei būtų išvengta analizių rezultatų iškraipymo. Sprogdinimų įtaka ir žala dirvožemiui ir jo svarbiausiai – paviršinei daliai gali būti apibūdinama ne vien fiziniu (dirvožemio struktūros suardymas, masės išblaškymas), bet ir terminiu (sprogimo karštis išdegina paviršinį dirvožemio sluoksnį, kuriame gausu organinių augalų ir gyvūnų liekanų) poveikiu. Bandomieji plotai pasirenkami ten, kur planuojama vykdyti įvairaus profilio užtaisų sprogdinimą. Pasižymimas planuojamas sprogimo epicentras (vieta, kurioje bus padėtas užtaisas). Norint įvertinti, kaip dėl sprogimo įtakos sumažėja dirvožemyje organinių medžiagų, atliekamos dvi mėginių ėmimo serijos. Pirmoji serija – dirvožemio mėginių ėmimas analizei prieš sprogimą, o antroji – dirvožemio mėginių ėmimas analizei po sprogimo tuose pačiuose taškuose. Idealiomis sąlygomis sprogimo banga sklinda tolygiai visomis kryptimis. Tačiau realiai yra veiksnių, lemiančių nevienodą sprogimo bangos sklidimą įvairiomis kryptimis. Vienas iš svarbiausių veiksnių – vėjo kryptis. Į tai ypač reikia atsižvelgti tikslinant vietas, iš kur po sprogimo bus imamas dirvožemis. Nuo atstumo nuo epicentro priklauso sprogimo bangos stiprumas bei temperatūra, todėl ir poveikis dirvožemio organinėms medžiagoms kiekiui turėtų kisti didėjant atstumui. Mėginių ėmimo dieną taktinių pratybų lauke vyko mokomosios sprogdinimo pratybos. Dirvožemio mėginiai buvo imami taktinio mokymo lauko viduryje, kur buvo sprogdinamas taikiny, imituojantis žmogaus iškamšą bei trotilo užtaisas. Lauko viduryje paimta iš viso 10 mėginių – 5 prieš sprogdinimą ir 5 – po sprogdinimo, siekiant nustatyti, ar sprogimo karštis bei smūgio banga turi tiesioginės įtakos dirvožemio organinių medžiagų kiekiui. Buvo sudarytas mėginių ėmimo tinklas: 1 mėginys imtas iš sprogimo epicentro (prieš ir po sprogimo), o kiti 4 – 1,5 m spinduliu aplink epicentrą (2.1.1 pav.). Šio pavienio sprogdinimo metu buvo panaudotas 200 g trotilo užtaisas (trinkelės po 0,2 kg). Kapsulės detonatoriaus KD8A sudėtis: heksogenas – 1,02 g; švino azidas – 0,01 g; švino stiftatas – 0,02 g.



2.1.1 pav. Dirvožemio mėginių ėmimo organinių medžiagų kiekiui analizei taškai Pabradės poligono taktinio mokymo lauke trotilo užtaiso sprogdinimo vietoje (raudonai pažymėtas sprogdimo epicentras)

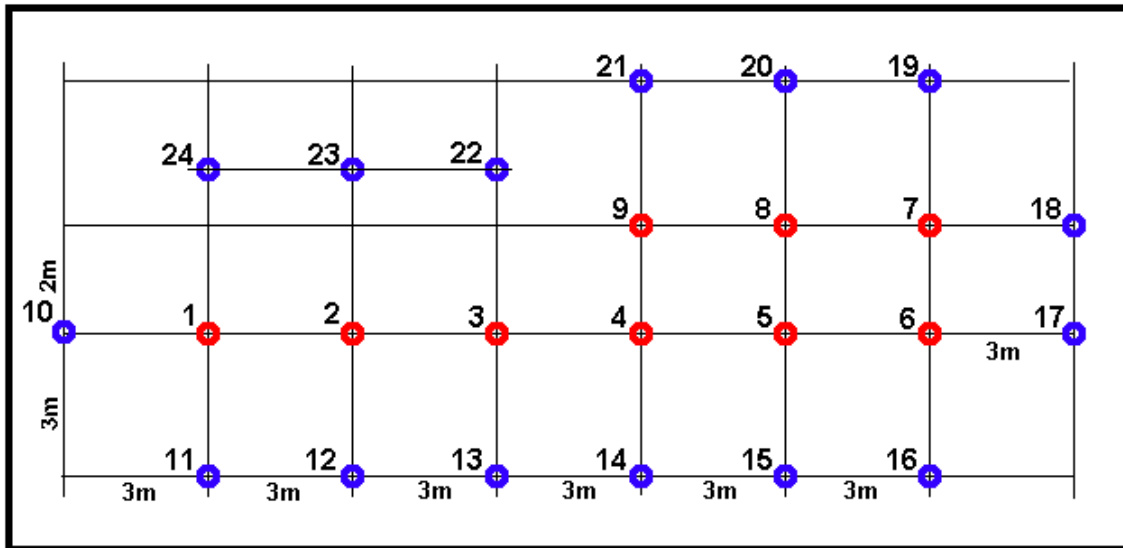
Iš viso šių pratybų metu lauko viduryje buvo susprogdinta 6,8 kg TNT. Turint galvoje tokią sprogdinimų intensyvumą, sunku tikėtis akivaizdžių rezultatų, įrodančių pavienio sprogdimo įtaką, tačiau galima įtarti dirvožemio skurdumą organinių medžiagų požiūriu.

Tyrimo aikštelės parinkimas bei mėginių ėmimo tinklo sudarymas dirvožemio organinių medžiagų kiekiui nustatyti teritorijose, kuriose vykdomi keli sprogdinimai iš karto

Antroji tyrimų aikštelė – taip pat Lietuvos kariuomenės centrinio poligono Pabradėje taktinių mokymų lauko pakraštys, kuriame dažniausiai vykdomi sprogdinimo darbai. Mėginių ėmimo vieta pasirinkta taktinio mokymo lauko dešiniajame pakraštyje, kuriame buvo vykdomi konstrukcijų sprogdinimo darbai. Iš viso buvo susprogdintos 9 konstrukcijos: surištų polių, tašų, rąstų, 2 betoninių sijų, plieninio lyno, plieninio lakšto, plieninio strypo bei geležinkelio bėgių. Šiems sprogdinimams buvo naudojamas nevienodas trotilo kiekis – jis priklausė nuo konstrukcijos. Iš viso buvo sunaudota 9,2 kg TNT. Mėginiai sunkiųjų metalų analizei imti kaip ir pirmuoju atveju – prieš sprogdinimą ir po jo. Mėginiai imti iš sprogdinimų epicentru taškų bei 3 m atstumu nuo jų (2.1.2 pav.). Tokiu būdu buvo sudarytas tinklas, siekiant išsiaiškinti sprogdinimų įtakos dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais kaitą sulig didėjančiu atstumu nuo sprogdinimo epicentro.

Tyrimo aikštelės parinkimas bei mėginių ėmimo tinklo sudarymas dirvožemio organinių medžiagų kiekiui nustatyti skirtingu intensyvumu naudojamose teritorijose

Trečioji tyrimų aikštelė pasirinkta teritorijoje, esančioje šalia Gaižiūnų poligono desantinio aerodromo, kuris šiuo metu nėra naudojamas (žr. 2.2.1 pav.).



2.1.2 pav. Dirvožemio mėginių ėmimo organinių medžiagų kiekiui analizei taškai Pabradės poligono taktinio mokymo lauke įvairių konstrukcijų sprogdinimo vietoje (raudonai pažymėti sprogdimų epicentra)

Ši teritorija, vadinama taktiniu lauku (1-asis taktinis laukas), nuo pat Gaižiūnų poligono įkūrimo pradžios (tai atsitiko daugiau nei prieš 100 metų) buvo naudojama įvairiausiems kariniams tikslams (bandymams, minuotojų pratyboms, įvairaus pobūdžio šaudymo bei sprogdinimo pratyboms; važinėjo karinė technika). Dėl vyraujančio didelio smėlingo grunto ploto miško apsuptyje teritorija praminta „Sacharos dykuma“. Šioje teritorijoje kraštovaizdis ir dirvožemio paviršinis sluoksnis smarkiai pažeistas, augalijos beveik nėra arba ji labai skurdi, visa teritorija virtusi dykyme. 100 metų šioje teritorijoje vykdyta karinė veikla visiškai sunaikino derlingą paviršinį dirvožemio sluoksnį. Padarytai žalai kiekybiškai įvertinti taktinio lauko teritorijoje buvo sudarytas mėginių ėmimo tinklelis (žr. 2.1.2 pav.), iš viso paimta 25 mėginiai.

Ketvirtoji tyrimų aikštelė pasirinkta teritorijoje, esančioje apie 1 km atstumu nuo desantinio aerodromo (priešingoje pusėje nei 1-oji tyrimų aikštelė). Šiuo metu ši teritorija naudojama panašioms tikslams kaip ir teritorija, kurioje pasirinkta 1-oji tyrimų aikštelė, skiriasi tik jų eksploataavimo trukmė. Teritorija (2-asis taktinis laukas), kurioje yra 2-oji tyrimų aikštelė, praeityje buvo naudota mažiau, nes tuomet, kai Gaižiūnų poligone buvo dislokuoti Sovietų daliniai, čia buvo įvairios paskirties pastatai. Sovietų dalinius išvedus liko daug nenaudojamų įrenginių ir pastatų, kurie, prabėgus keleriems metams, virto griuvėsiais. Vadovavimą poligonui perėmus Lietuvos Respublikos kariuomenei, dauguma pastatų buvo susprogdinti įvairių pratybų metu. Taigi 2-asis taktinis laukas karinėms reikmėms buvo imtas naudoti ne anksčiau nei prieš 15 metų. Vizualiai šioje teritorijoje dirvožemio paviršinis sluoksnis taip pat pažeistas, tačiau ne taip smarkiai kaip

„Sacharos dykumoje“. Vis dėlto vietomis augalija labai skurdi, o visoje teritorijoje dominuoja samanos ir menka žolinė augmenija, yra keli krūmai ir nedidelių medžių. Vizualiai matyti, jog paviršinis dirvožemio sluoksnis šioje teritorijoje pažeistas mažiau, nei 1-ajame taktiniame lauke. Šiai prielaidai ištirti buvo sudarytas mėginių ėmimo tinklėlis, ir iš viso paimta 8 mėginiai.

Dirvožemio mėginių ėmimo bei organinių medžiagų kiekio nustatymo metodika.

Aktyviausias ir turtingiausias biologinės bei cheminės sudėties dirvožemio sluoksnis yra humusinis sluoksnis. Jame labai daug organinių liekanų ir jų irimo produktų. Dirvožemio organikos kiekio pokyčiams tirti netikslinga mėginius imti iš labai didelio gylio. Mėginiai imami iš paviršinio dirvožemio sluoksnio, t. y. 0–10 cm gylio.

Kiekvienas mėginys renkamas „voko“ principu padengiant visą elementarų jam skirtą plotą iš ne mažiau nei 5 tolygiai nutolusių vienas nuo kito subėminių į vieną. Remiantis šiuo metodu, vienam dirvožemio mėginiui imami iš viso 5 subėminiai: keturi subėminiai sudaro kvadratą, o vienas yra kvadrato centre. Voko kraštinių ilgis – 1–5 metrai. Tokiu būdu visas elementarusis mėginiai skirtas plotas padengiamas 5 tolygiai vienas nuo kito nutolusiais subėminiais. Taip padidinamas mėginio sąlyginio kartografinio ėmimo taško geocheminės situacijos rodiklių tikslumas. Kiekviename subėminio ėmimo taške gruntas buvo permaišomas kastuvėliu 20×20×10 cm grunto tūryje. Tada mėginiai semiami nedažytais nerūdijančio metalo kastuvėliais ir dedami į sandarų indą, šiuo atveju naudojami polietileniniai „zip“ tipo maišeliai. Kiekvienas mėginys numeruojamas.

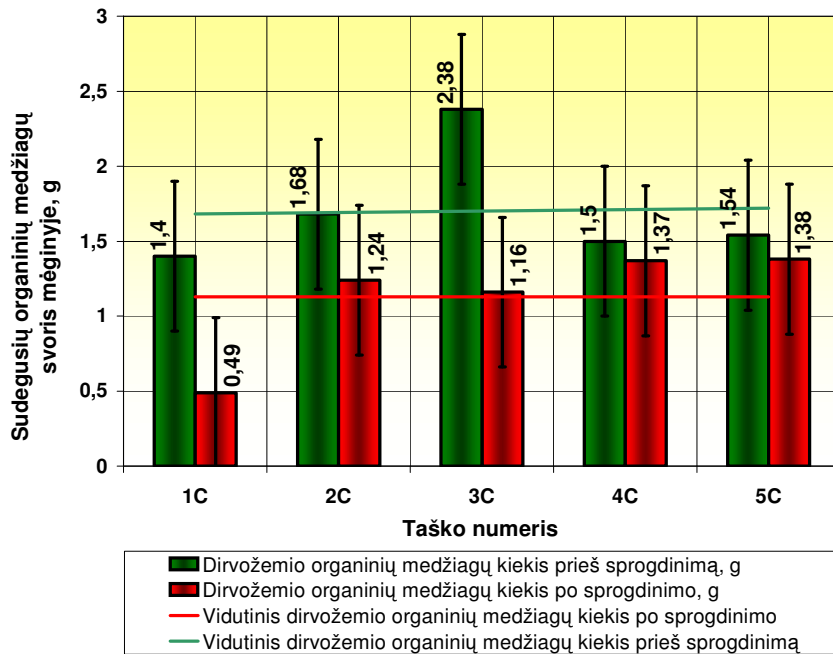
Dirvožemio organinių medžiagų kiekis paimtuose dirvožemio mėginiuose nustatytas deginimo būdu, t. y. svorio netekimo deginant nustatymo metodu [78–80].

Šiai procedūrai atlikti reikalinga krosnis, kuria galima pasiekti 650 °C. Atsveriama 200 g sauso dirvožemio ir supilama į sugraduotus indus. 2 valandas džiovinama 105 °C temperatūroje. Tada ėminiai pasveriami (tikslumas 0,001g) ir kaitinami 550 °C temperatūroje 5 valandas. Atvėsunami iki 150 °C, tada pasveriami dar kartą (tikslumas 0,001 g). Ėminio svorio prieš ir po deginimo skirtumas rodo bendrą organinių medžiagų kiekį, buvusį dirvožemio ėminyje.

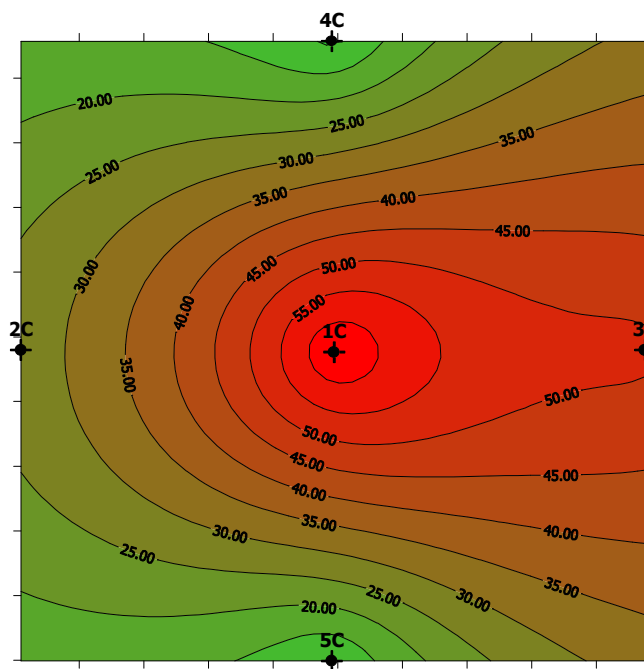
2.1.2. Organinių medžiagų kiekio Lietuvos centrinio Pabradės poligono taktinio mokymo lauko dirvožemyje analizės rezultatai

Remiantis aprašyta dirvožemio organinių medžiagų kiekio nustatymo metodika, buvo gauti gana akivaizdūs rezultatai. Visuose analizuotuose taškuose bendra sudėgusių organinių medžiagų masė mėginiuose, imtuose prieš sprogdinimą, nustatyta didesnė nei mėginiuose, imtuose po sprogdinimo (2.1.3 pav.). Tai paaiškinama terminiu sprogdinimų poveikiu. Kalbant apie pavienio sprogdinimo įtaką (trotilo užtaiso sprogdinimas) dirvožemio organinių medžiagų kiekio pokyčiui,

gauta priklausomybė tarp sudegusių organinių medžiagų kiekio, ir mėginio ėmimo taško atstumo nuo sproginimo epicentro. Daugiausia organinių medžiagų sproginimo metu sunyko epicentro vietoje – net 55 % (2.1.4 pav.). Net 50 % organinių medžiagų kiekis sumažėjo kitame taške, esančiame už 1,5m nuo sproginimo epicentro. Akivaizdu, jog sproginant gana nedidelės sproginamosios galios užtaisą (200 g trotilo), jo neigiamas poveikis dideliu spinduliu nepasireiškia.

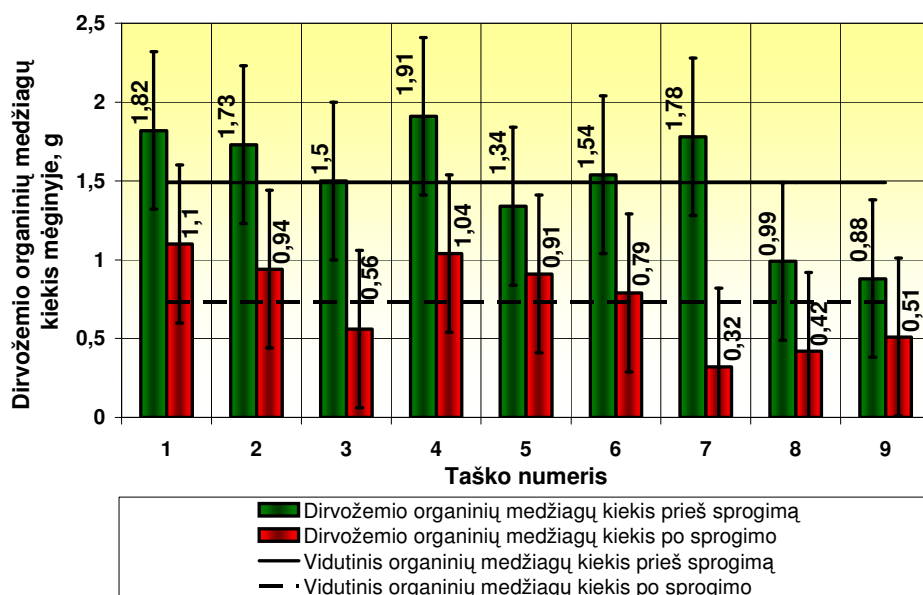


2.1.3 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekis dirvožemio mėginiuose prieš ir po trotilo užtaiso sproginimo

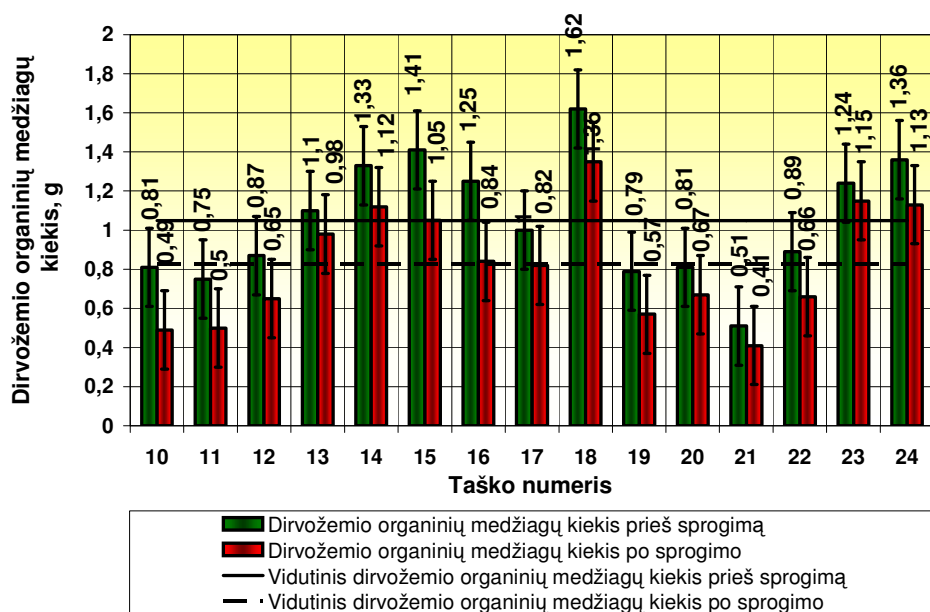


2.1.4 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekio procentinis sumažėjimas po trotilo užtaiso sproginimo

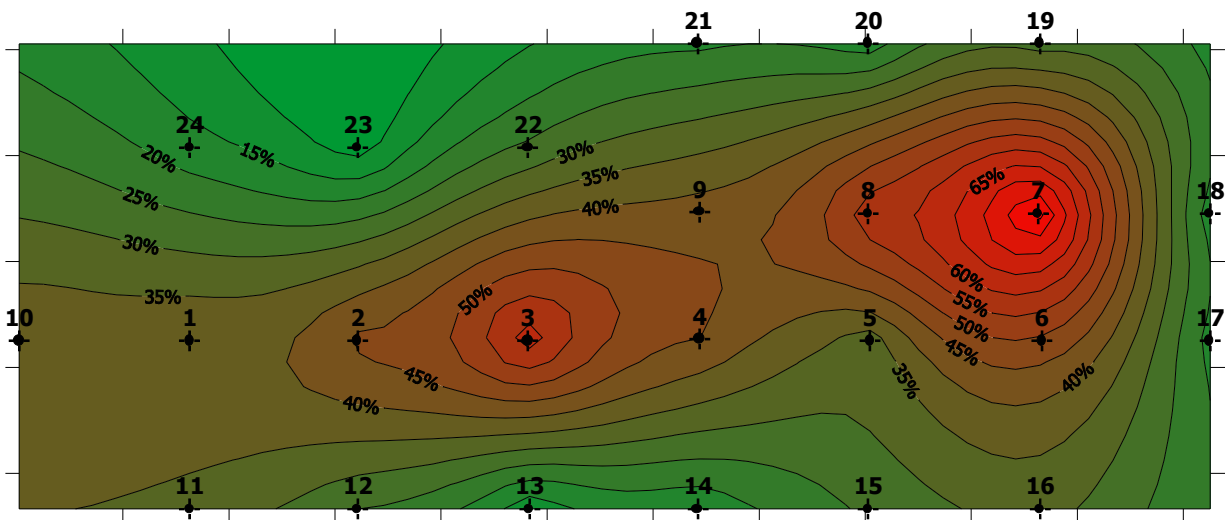
Mėginiuose, imtuose 1,5 m atstumu nuo epicentro, užfiksuotas organinių medžiagų kiekio sumažėjimas, tačiau 4C ir 5C taškuose jis tesiekia 15 %. Tačiau 2C taške organinių medžiagų sumažėjo 25 %, o 3C taške – jau net 50 %. Tai galima paaiškinti sprogimo bangos kryptimi, kuriai savo ruožtu įtakos gali turėti vėjas. Tuose taškuose, kur sprogimo banga, o kartu ir šilumos kiekis, buvo didesni, organikos sumažėjo labai akivaizdžiai. Vidutinis organinių medžiagų kiekis mėginiuose, imtuose Pabradės poligono taktinio mokymo lauko viduryje, kur buvo susprogdintas trotilo užtaisas, prieš sprogdinimą buvo 1,7 g (mėginio pradinis svoris 200 g), o po sprogdinimo – jau tik 1,128 g, t. y., sumažėjo 34 % (2.1.3 pav.). Antroje tyrimų aikštelėje (taktinio mokymo lauke esanti smėlio duobė) gauti panašūs rezultatai kaip ir tyrimų aikštelėje taktinio mokymo lauko viduryje, kur buvo susprogdintas 200 g trotilo užtaisas (2.1.5 pav.). Visuose analizuotuose taškuose nustatyti dirvožemio organinių medžiagų kiekiai skyrėsi prieš ir po sprogimo. Dirvožemio organinių medžiagų masės sumažėjimas po sprogimo visuose analizuotuose mėginiuose buvo akivaizdus (2.1.5 ir 2.1.6 pav.). Sprogimo įtakai dirvožemio organinių medžiagų kiekiui sprogimo epicentre ir tolėliau įvertinti tyrimų rezultatai pavaizduoti grafikais. Kaip matyti, taškuose, kurie atitinka vykdytų sprogdinimų epicentrus, prieš sprogimą buvo vidutiniškai 1,49 g organinių medžiagų (200 g mėginyje), o po sprogimo – tik 0,73 g, t. y., 51% mažiau. Didžiausias procentinis organinių medžiagų sumažėjimas užfiksuotas 7 taške – net 82 % (2.1.7 pav.). Šis taškas atitinka plieninio lakšto sprogdinimo epicentrą. Kadangi sprogdinant įvairias konstrukcijas pasirenkamas nevienodas sprogstamųjų medžiagų kiekis ir galingumas, galima teigti, kad sprogdinant plieninį lakštą sprogimo galingumas buvo didesnis nei kituose taškuose.



2.1.5 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekis dirvožemio mėginiuose prieš ir po konstrukcijų sprogdinimo (sprogimų epicentruose)



2.1.6 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekis dirvožemio mėginiuose prieš ir po konstrukcijų sprogdinimo (3 m atstumais nuo epicentrų aplink sprogdinimų aikštelę)



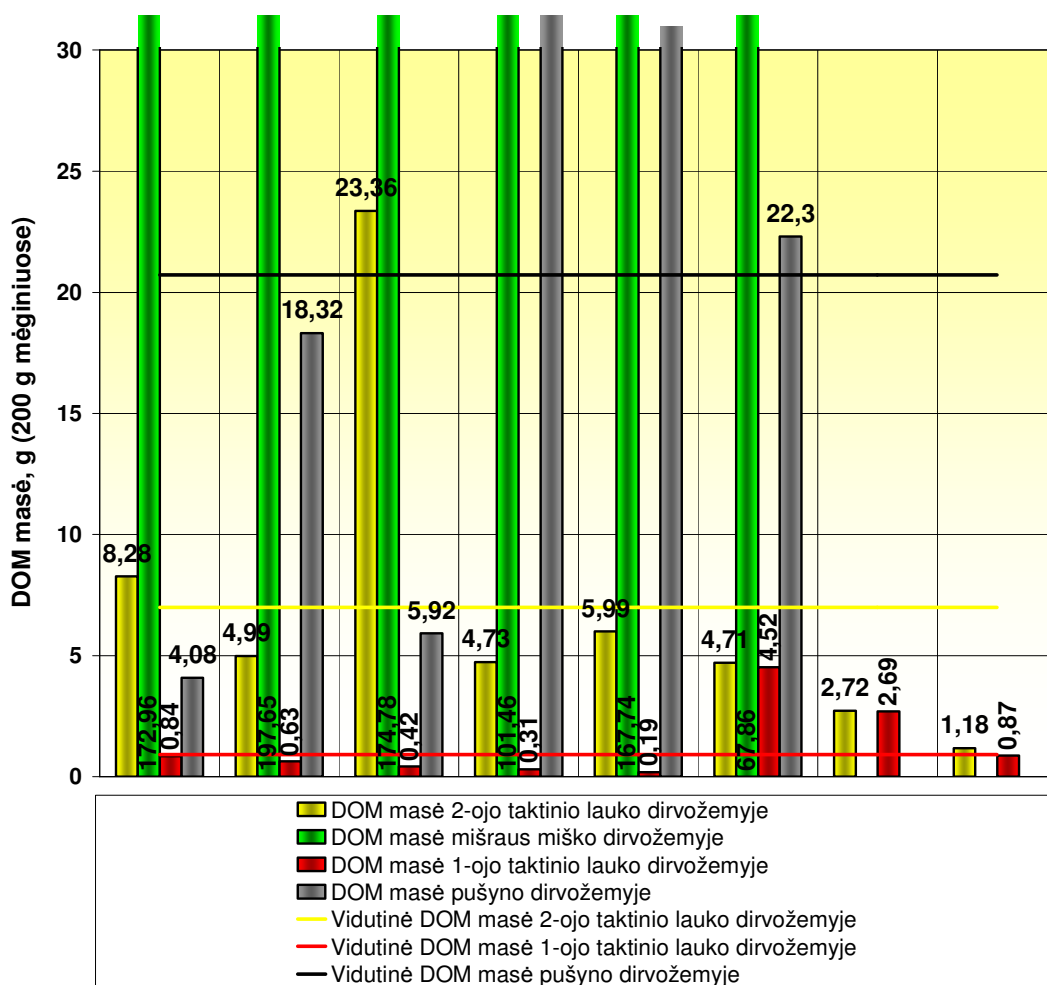
2.1.7 Pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekio procentinis sumažėjimas po įvairių konstrukcijų sprogdinimo (taškai nuo 1 iki 9 – sprogdinimų epicentra)

62 % dirvožemio organinių medžiagų po sprogimo sumažėjo 3 taške, kuris atitinka rąsto sprogdinimo epicentrą. Mažiausias procentinis organinių medžiagų sumažėjimas (32%) užfiksuotas betoninės sijos sprogdinimo vietoje – 5 taške. Rezultatų, gautų taškuose, esančiuose 3 m atstumu nuo sprogimo epicentrų, analizė parodė, jog čia vidutinis organinių medžiagų kiekis mėginiuose prieš sprogimą buvo 1,049 g, o po sprogimo – 0,826 g (2.1.6 ir 2.1.7 pav.). Procentinis organinių medžiagų sumažėjimas – 21 %, ir tai yra gerokai mažiau, nei sprogdinimų epicentruose (čia vidutinis sumažėjimas sudarė net 51 %). Mažiausia įtaka dirvožemio organinių medžiagų kiekiui sprogdinimo

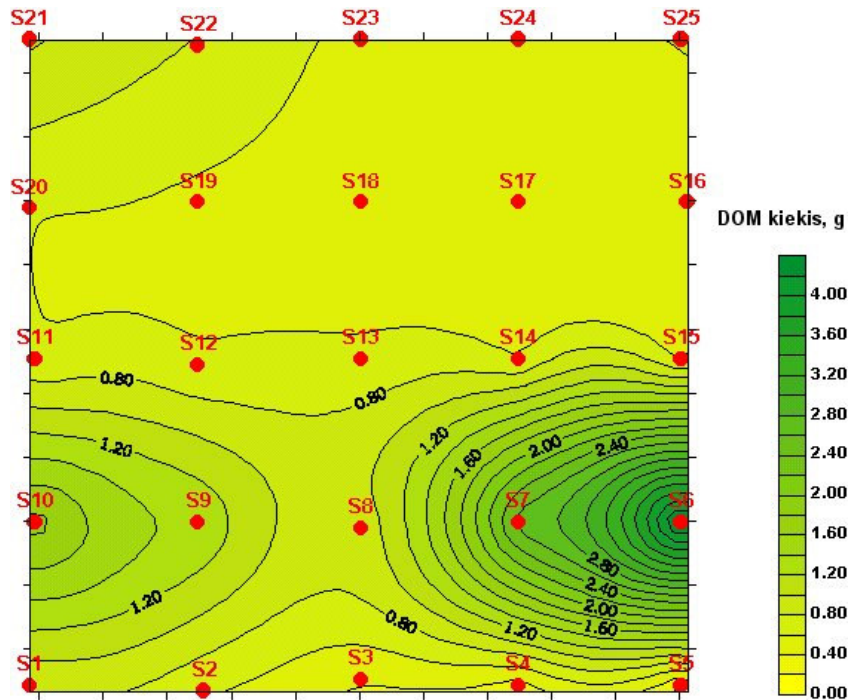
metu užfiksuota 23 taške – tik 7 % ir 13 taške – 11 %. Iš 2.1.7 pav. matyti, jog tolstant nuo sprogdimo epicentrų sunaikintas dirvožemio organinių medžiagų kiekis mažėja. Vis dėlto, lyginant abi tyrimų aikštes, galima pastebėti, kad vietoje, kur buvo sprogdinamos konstrukcijos, žymus organinių medžiagų kiekio dirvožemyje sumažėjimas fiksuojamas net už 3 m nuo epicentro. Pirmuoju atveju (kai sprogdintas 200 g trotilo užtaisas) ir už 1,5 m nuo epicentro sumažėjimas vietomis tebuvo 17 %. Tai lėmė užtaisų galingumas ir sprogdimo banga bei šiluma.

2.1.3. Organinių medžiagų kiekio Gaižiūnų mokomojo karinio poligono taktinių mokymo laukų dirvožemiuose analizės rezultatai

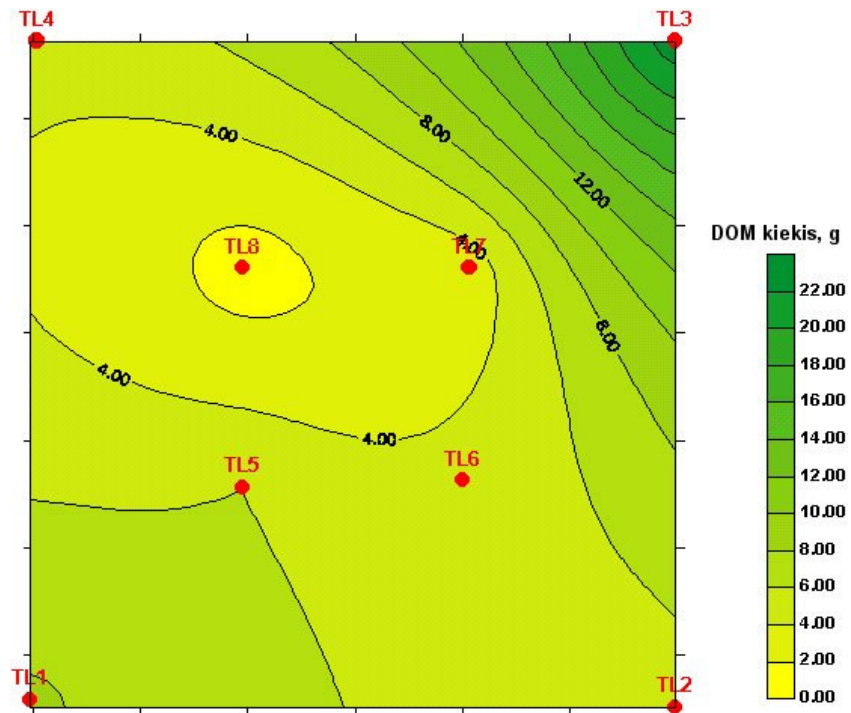
Kaip jau buvo minėta metodikoje, 1-ojo taktinio lauko paviršinis dirvožemio sluoksnis pažeistas žymiai labiau, nei 2-ojo (2.1.8 pav.).



2.1.8 pav. Dirvožemio organinių medžiagų (DOM) kiekiai skirtinguose dirvožemio tipuose (pažeistuose ir nepažeistuose karinės veiklos)



2.1.9 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekis 1-ojo taktinio lauko dirvožemyje (200 g masės mėginiuose)



2.1.10 pav. Dirvožemio organinių medžiagų kiekis 2-ojo taktinio lauko dirvožemyje (200 g masės mėginiuose)

Vidutinė dirvožemio organinių medžiagų masė 200 g dirvožemio mėginiuose, imtuose iš 1-ojo taktinio lauko („Sacharos dykumoje“), buvo 0,92 g (tai tik 0,46 % bendrosios masės). 2-ajame taktiniame lauke imtuose mėginiuose vidutinė dirvožemio organinių medžiagų masė 6,99 g, ir tai yra 3,49 % bendrosios mėginio masės. Minimalus dirvožemio organinių medžiagų kiekis nustatytas 1-ajame taktiniame lauke – 0,19 g (tai tik 0,095 %). Maksimali dirvožemio organinių medžiagų reikšmė, nustatyta 1-ajame taktiniame lauke, buvo 4,52 g, tačiau ji netgi 64 % mažesnė nei vidutinė nustatyta dirvožemio organinių medžiagų reikšmė 2-ajame taktiniame lauke. 1-ajame taktiniame lauke rasti tik 2 taškai, kuriuose nustatyta DOM masė buvo didesnė nei 1,88 g. Kitos koncentracijos kito labai nedaug, daugumoje mėginių jos nebuvo didesnės nei 0,65 g (pav 2.1.9). Minimali nustatyta dirvožemio organinių medžiagų koncentracija 2-ajame taktiniame lauke buvo 1,18 g, o maksimali – 23,36 g (200 g masės mėginiuose)(pav. 2.1.10). Nors 2-ajame taktiniame lauke nustatytos DOM koncentracijos buvo didesnės nei 1-ajame, jos buvo 66 % mažesnės nei vidutinė koncentracija, nustatyta pušyno dirvožemyje, ir net 95 % mažesnės, nei vidutinė DOM koncentracija mišraus miško dirvožemyje (2.1.8 pav.). Vidutinė dirvožemio organinių medžiagų masė, nustatyta 1-ojo taktinio lauko teritorijoje, 95 % mažesnė nei pušyno dirvožemyje ir net 99 % mažesnė nei mišraus miško dirvožemyje.

2.2. GRUNTŲ TARŠOS SUNKIAISIAIS METALAIS DĖL SPROGDINIMŲ, ŠAUDYMŲ BEI KITOS KARINĖS VEIKLOS TYRIMAS

Šiame skyriuje pateikti dirvožemio užtaršos tyrimų, atliktų Lietuvos kariuomenės Gaižiūnų bei Kairių kariniuose poligonuose 2002 m. rugsėjo-spalio mėnesiais, rezultatai. Imant mėginius, be autorės, dalyvavo ir VGTU Aplinkos apsaugos katedros darbuotojai bei I kurso magistrantai. Dirvožemio mėginiai išanalizuoti Aplinkos apsaugos katedros laboratorijoje. Gautus rezultatus apdorojo bei įvertino autorė. Dirvožemio mėginiai buvo imti dviejuose didžiausiuose (neskaitant Pabradės) poligonuose, panašios paskirties teritorijose (šaudyklose, karinio transporto reikmėms naudojamose teritorijose), kad gautus rezultatus galima būtų palyginti. Šių tyrimų metu buvo bandoma atsakyti į klausimą, kokiais sunkiaisiais metalais labiausiai užterštos karinei veiklai naudojamos teritorijos, kokie metalai būdingi specifinei karinės veiklos lemiamai taršai, koks užterštumo jais lygis tirtose teritorijose.

Šiame poskyryje pateikti tyrimų rezultatai paskelbti mokslinėje spaudoje [150, 153, 154, 156, 159, 161].

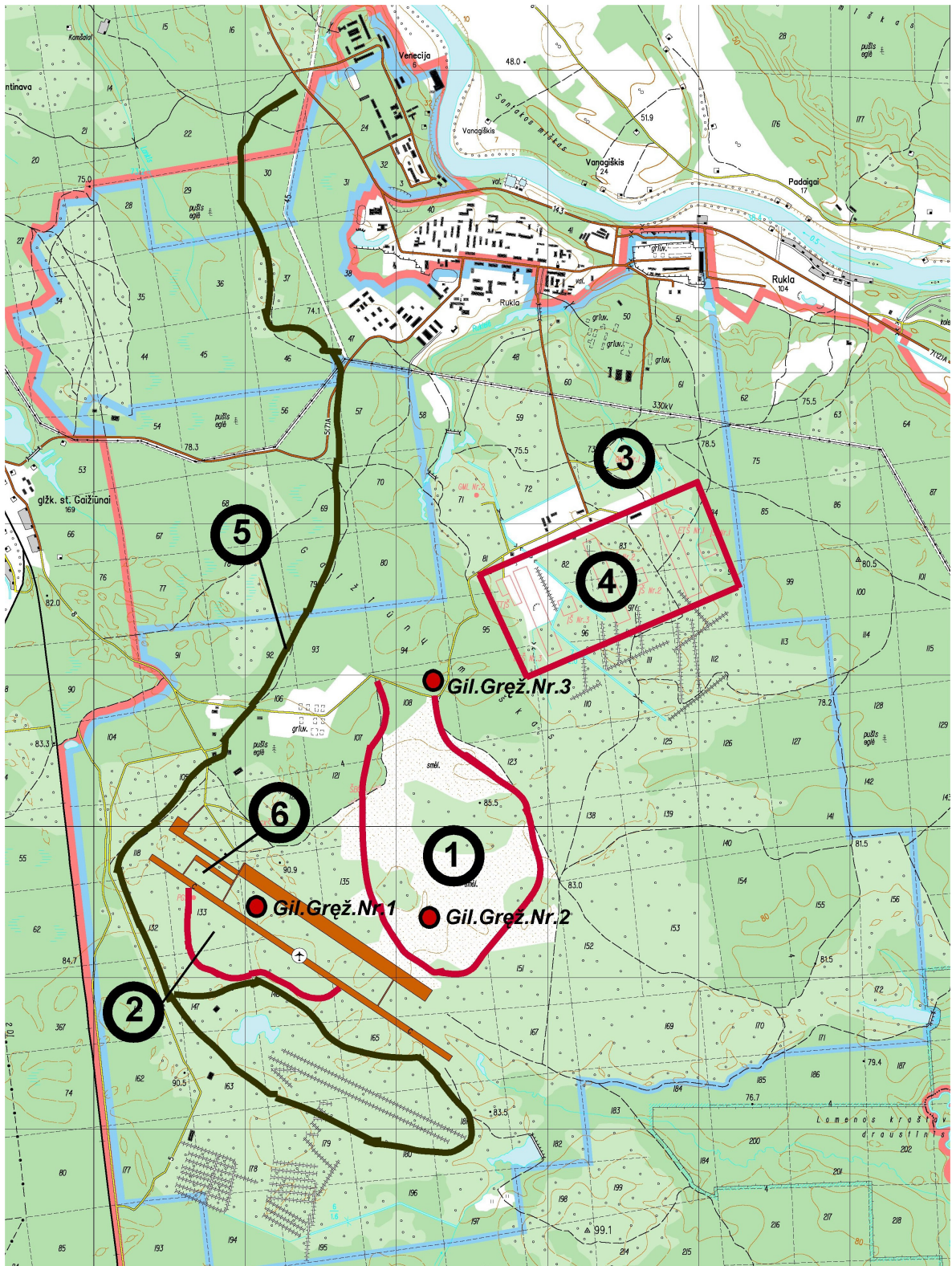
2.2.1. Tyrimo aikštelių parinkimas bei dirvožemio mėginių ėmimo metodika

Tyrimo aikštelių parinkimas bei mėginių ėmimo tinklo sudarymas dirvožemio užtaršai sunkiaisiais metalais tirti teritorijose, kuriose vyksta šaudymo pratybos

Šaudymo pratybos kariniuose poligonuose vyksta specialiai tam pagal atitinkamus reikalavimus įrengtose aikštelėse – šaudyklose. Atitinkamai pagal šaudyklos tipą, šaudymo atstumą, šaudyklos gali būti iš visų pusių atskirtos pylimais arba ne. Dažniausiai pylimais atskiriamos mažos šaudyklos (100 m ilgio). Didesnėse šaudyklos pylimai supilami kas 100 metrų, įrengiami taikiniai ir taikymo aikštelės. Šio tyrimo tikslas buvo ne tik nustatyti sunkiųjų metalų (ypač – švino, vario ir cinko – pagrindinių medžiagų, iš kurios sudaryti šaudmenys, cheminių elementų) pasiskirstymą, bet ir jų koncentracijų priklausomybes nuo teritorijos panaudojimo intensyvumo ir eksploataavimo trukmės. Šiam tikslui, kad tyrimo rezultatus galima būtų palyginti, pasirinktos dvių poligonų – Gaižiūnų bei Kairių – šaudyklos.

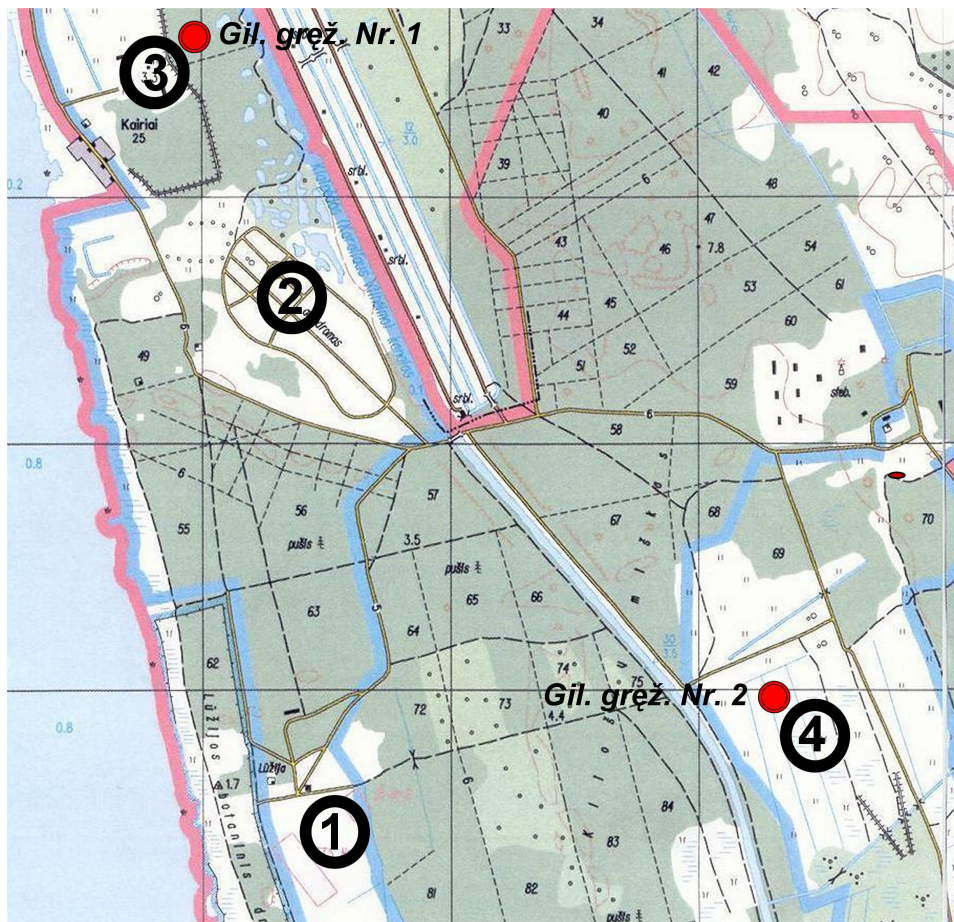
Gaižiūnų poligono šaudyklos – tai bene intensyviausiai naudojama poligono teritorija. Šaudymai vyksta kelis kartus per dieną, kartais intensyviau, nei centriniame Lietuvos kariuomenės poligone Pabradėje. Gaižiūnų poligone įrengtos 3 šaudyklos, kurių ilgis 600 m, o plotis 100 m, 3 šaudyklos, kurių ilgis ir plotis po 100 m, ir viena šaudykla (iš visų pusių atskirta pylimais), kurios ilgis 200 m, o plotis – 100 m (2.2.1 pav.). Dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais, būdingais šaudmenų cheminei sudėčiai, tirti buvo sudarytas mėginių ėmimo tinklelis (2.2.3 pav.). Juo stengtasi tolygiai viens nuo kito nutolusiais mėginių ėmimo taškais padengti visą šaudyklų teritoriją. Iš viso Gaižiūnų poligono šaudyklose buvo paimti 24 mėginiai. Dirvožemio mėginiai buvo imti šaudyklų pylimuose, nes būtent ten patenka didžioji dalis iššautų šovinių gilzių.

Kairių poligono šaudyklos nėra taip intensyviai naudojamos kaip Gaižiūnų poligono, be to, nuo pastarųjų jos šiek tiek skiriasi ir inžineriniais sprendimais. Gaižiūnų poligono šaudyklos naudojamos nuo pat poligono eksploataavimo pradžios, t. y. jau daugiau nei 100 metų, gi Kairių poligonas buvo įrengtas tik šiek tiek daugiau nei prieš 50 metų. Kairių poligone yra dvi šaudyklos: pirmoji – 100 m pločio ir apie 300 m ilgio, o antroji – mažesnė – 100 m pločio ir 100 m ilgio (2.2.2 pav.). Tai bene intensyviausiai naudojama poligono teritorija. Šaudymai vyksta kelis kartus per dieną, įvairiausiai šoviniais, kurių gilzės nesurenkamos – lieka paviršiniame dirvožemio sluoksnyje. Palaispniui dūlėdamos ir irdamos, jos kelia realią grėsmę užteršti dirvožemį sunkiaisiais metalais. Dirvožemio mėginiai buvo imami šaudyklų pylimuose, kur stovi taikiniai ir patenka daugiausiai iššautų šovinių gilzių, tad atitinkamai tarša sunkiaisiais metalais turėtų būti didesnė nei kitame plote. Didžiojoje šaudykloje paimta 9 mėginiai, po 3 iš kiekvieno pylimo, o mažojoje – 6 mėginiai, taip pat po 3 iš pylimų (2.2.4 pav.). Mėginių ėmimo tinklelis sudarytas taip, kad kuo tolygiau aprėptų visą nagrinėjamą teritoriją, ir rezultatai kuo tiksliau atspindėtų realią situaciją.

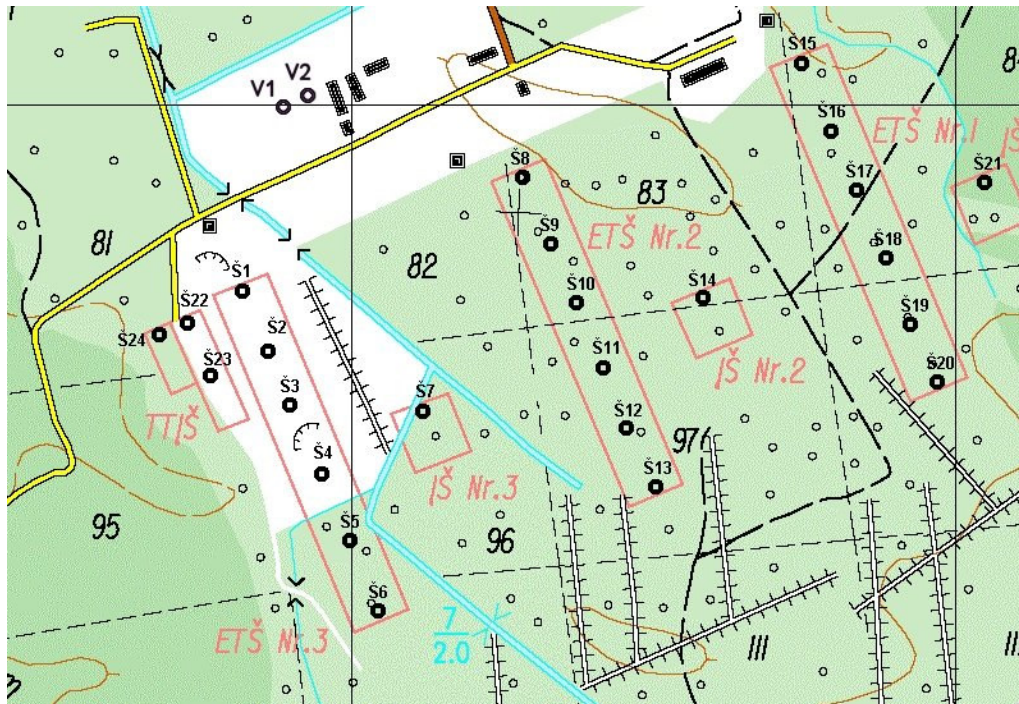


2.2.1 pav. Mėginių ėmimo teritorijos dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais tirti Gaižiūnų poligone

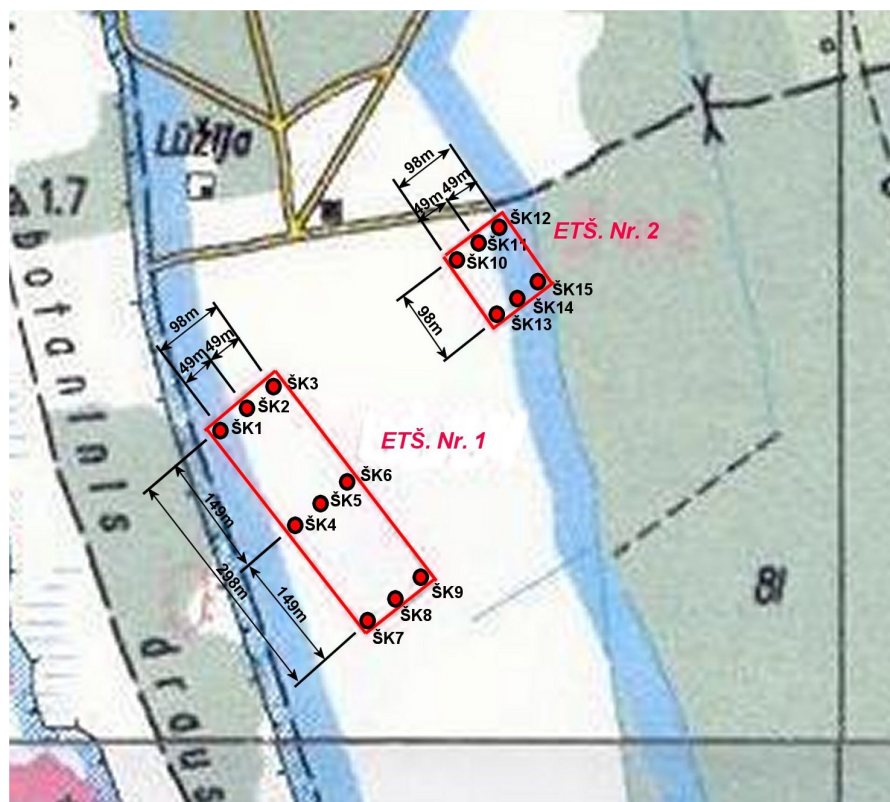
(1 – pirmasis taktinis laukas („Sacharos dykuma“), 2 – antrasis taktinis laukas, 3 – granatų mėtymo aikštelė, 4 – šaudyklos, 5 – karinės technikos trasa, 6 – aerodromas. Raudonai pažymėtos giluminių gręžinių vietos)



2.2.2 pav. Mėginių ėmimo teritorijos dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais tirti Kairių poligone (1 – šaudyklos, 2 – autodromas, 3 – apleistas karinis – raketinis miestelis, 4 – pušų jaunuolynas. Raudonai pažymėtos giluminių gręžinių vietos)



2.2.3 pav. Mėginių ėmimo taškai Gaižiūnų poligono šaudyklose



2.2.4 pav. Mėginių ėmimo taškai Kairių poligono šaudyklose

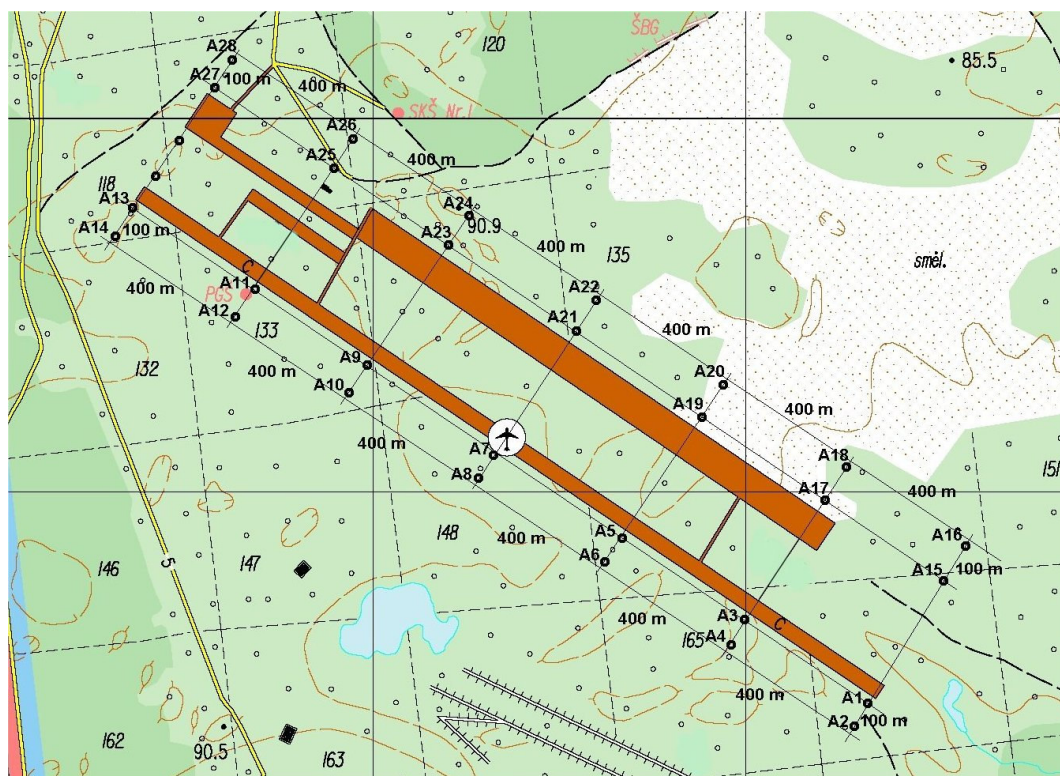


2.2.5 pav. Karinės technikos trasa Gaižiūnų poligone

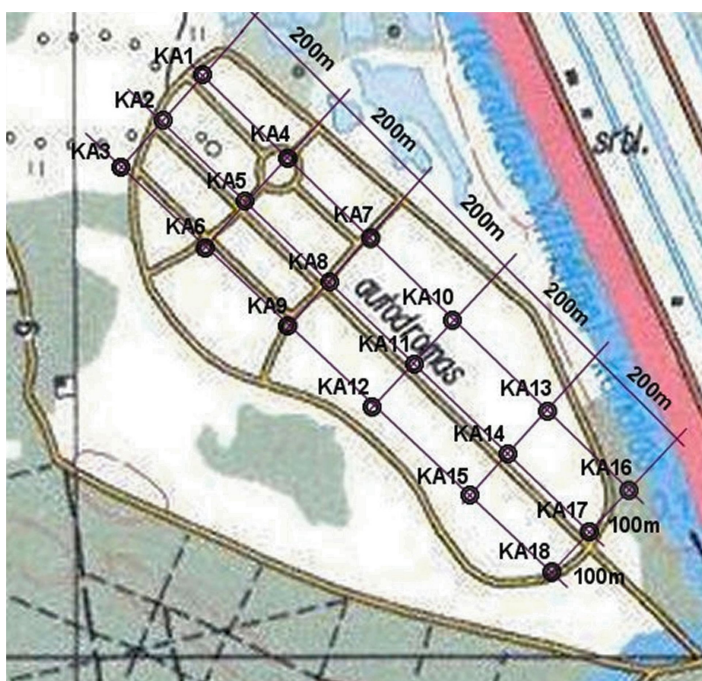
Tyrimo aikštelių parinkimas bei mėginių ėmimo tinklo sudarymas dirvožemio taršai sunkiaisiais metalais tirti teritorijose, naudojamose karinių transporto priemonių reikmėms

Kariniuose poligonuose naudojamos įvairiausios karinės technikos priemonės – nuo paprasčiausių automobilių, džipų iki šarvuotos karinės technikos (2.2.5 pav.). Gaižiūnų poligone buvo įrengtas ir desantinis aerodromas karinio oro transporto manevrams.

Pirmoji tyrimų teritorija – Gaižiūnų poligone esantis desantinis aerodromas įrengtas Gaižiūnų-Ruklos masyvo pietinėje dalyje. Aerodromą supa didelė dykvietė, susidariusi dėl intensyvios karinės veiklos (sprogdinimų, karinės technikos bandymų, pratybų ir pan.). Aerodrome yra du betono danga dengti pakilimo-nusileidimo takai ŠV-PR kryptimi, vieno jų ilgis apie 2100 m, kitas šiek tiek trumpesnis. Šalia aerodromo įrengtos stovėjimo aikštelės, be to, yra aikštelė sraigtasparniams nusileisti. Aerodromas nebuvo labai intensyviai naudojamas, jo teritorijoje nebuvo naftos saugyklų, lėktuvų priežiūros įrenginių ir pan. Tačiau lėktuvams kylant, leidžiantis, manevruojant ir pan. gali nutekėti tepalas ar benzinas, taigi galima dirvožemio tarša. Šiam spėjimui pagrįsti dirvožemio mėginiai sunkiųjų metalų analizei buvo imami išilgai aerodromo pakilimo-nusileidimo takų, siekiant gauti teršiančių medžiagų pasiskirstymo profilį. Mėginių ėmimo taškai buvo pasirinkti taip: išilgai pakilimo takų sudarytas tinklas kas 400 m, mėginiai buvo imami abiejose aerodromo pakilimo-nusileidimo takų pusėse (po du mėginius, vienas – 10 m, kitas – 100 m atstumu nuo tako), tokiu būdu gauti 7 skersiniai ir 4 išilginiai profiliai (2.2.6 pav.).



2.2.6 pav. Mėginių ėmimo tinklas dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais tirti Gaižiūnų poligono desantiniame aerodrome



2.2.7 pav. Mėginių ėmimo tinklas dirvožemio užterštumui sunkiaisiais metalais tirti Kairių poligono autodrome

Antroji tyrimų aikštelė dirvožemio taršai sunkiaisiais metalais tirti karinių transporto priemonių trasose pasirinkta Kairių poligono autodrome. Kairių poligono paskirtis šiek tiek skiriasi nuo Gaižiūnų poligono. Kairių poligone viena iš svarbiausių ir nuo pat poligono įkūrimo bene intensyviausiai naudojama teritorija – autodromas. Autodromo paskirtis – įvairiausios karinės technikos bandymai, pratybos ir pan. Gana dažnai čia per pratybas su šaudoma, todėl šiuo atveju taršos sunkiaisiais metalais pavojus kyla ne vien dėl šarvuotos technikos vikšrų dilimo ar degalų ir tepalų išsiliejimo, bet ir šovinių gilzėms dūlant dirvožemyje. Siekiant kuo tiksliau įvertinti autodromo paviršinio dirvožemio sluoksnio užtaršą sunkiaisiais metalais, dirvožemio mėginių ėmimo tinklas sudarytas aprėpiant visą autodromo teritoriją parinkus tolygiai viens nuo kito nutolusius mėginių paėmimo taškus (2.2.7 pav.).

Sunkiųjų metalų migracijos dirvožemyje tyrimas, taikant giluminius gręžinius

Kaip žinoma, sunkieji metalai turi savybę skverbtis į gilesnius dirvožemio sluoksnius, taigi yra grėsmė užteršti gruntinius vandenis. Su gruntiniais bei lietaus vandenimis kyla pavojus užteršti ir paviršinius vandens telkinius. Paimti mėginių vien iš paviršinio dirvožemio sluoksnio neužtenka, nes jei tam tikra teritorija šiuo metu nėra intensyviai naudojama kariniams tikslams, tikėtina, kad didelių sunkiųjų metalų koncentracijų paviršiuje nebus nustatyta. Tačiau jei prieš kelis ar net keliasdešimt metų teritorija buvo naudota intensyviai, tikėtinos sunkiųjų metalų koncentracijų sankaupos gilesniuose dirvožemio sluoksniuose.

Pirmoji tyrimų aikštelė – Gaižiūnų poligono 1-asis taktinis laukas (vadinamoji „Sacharos dykuma“) ir šalia esantis desantinis aerodromas. Ši teritorija, vadinama taktiniu lauku (1-asis taktinis laukas), nuo pat Gaižiūnų poligono įkūrimo pradžios (daugiau nei prieš 100 metų) buvo naudojama įvairiausiems kariniams tikslams (karinei technikai važinėti ir jos bandymams, minuotojų pratyboms, įvairaus pobūdžio šaudymo bei sprogdinimo pratyboms). Dėl vyraujančio didelio smėlingo grunto ploto miško apsuptyje ši teritorija praminta „Sacharos dykuma“ (2.2.1 pav.). Šioje teritorijoje kraštovaizdis ir dirvožemio paviršinis sluoksnis labai pažeisti, augalijos beveik nėra, arba ji skurdi, visa teritorija virtusi dykyne. 100 metų šioje teritorijoje nuolat vyko karinė veikla, tad galima spėti, kad dūlant įvairiausioms karinės amunicijos liekanoms bei dylant karinei technikai dirvožemis užterštas sunkiaisiais metalais. Šioje teritorijoje buvo padaryta du 1 m gylio gręžiniai: 1-asis – tarp aerodromo leidimosi takų, o 2-asis – 1-ojo taktinio lauko teritorijoje (2.2.1 pav.).

Antroji tyrimų aikštelė – Gaižiūnų poligono teritorijoje esantis apleistas karinis miestelis (2.2.1 pav.). Anksčiau tokio pobūdžio miesteliuose būdavo ne tik komunalinės paskirties pastatai, bet taip pat ir garažų, įvairaus pobūdžio saugyklų, remonto dirbtuvių ir pan. Gaižiūnų poligone esantis apleistas miestelis buvo įkurtas dar prieš karą, tuometinės Lietuvos kariuomenės, vėliau perėjo Sovietų armijos žinion. Visą laiką iki Sovietų armijos pasitraukimo ten buvo vykdoma intensyvi veikla, galėjusi turėti neigiamos įtakos aplinkai. Dabar teritorija nėra naudojama, likę tik buvusio miestelio griuvėsiai. Dėl minėtų priežasčių tikėtina, kad paviršinio dirvožemio sluoksnio tarša sunkiaisiais metalais nebus labai didelė, tačiau galimos teršalų sankaupos gilesniuose sluoksniuose.

Trečioji tyrimų aikštelė – Kairių poligono teritorijoje esantis apleistas karinis raketinis miestelis. Jame sovietmečiu buvo kareivinės, raketų bunkeriai, automobilių remonto dirbtuvės, štabas bei kiti ūkinės paskirties pastatai. Tuometinė karinė veikla galėjo lemti dirvožemio užterštumą sunkiaisiais metalais, todėl dabartinę dirvožemio būklę būtina iširti. Karinio raketinio miestelio teritorijoje šalia apleisto raketinio bunkerio buvo padarytas vienas 1 m gylio gręžinys (2.2.2 pav.).

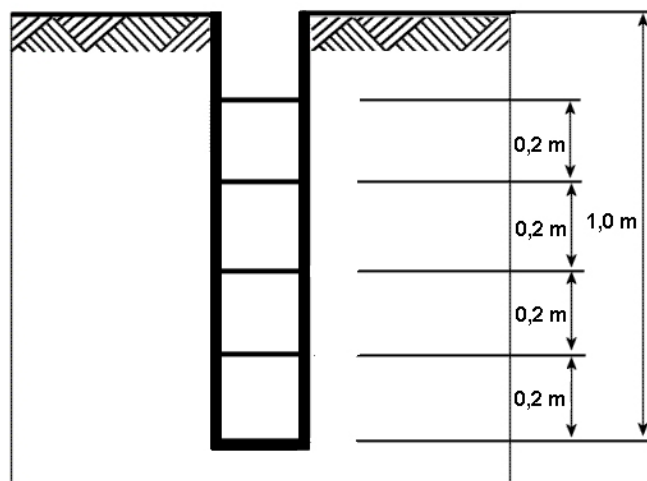
Ketvirtoji tyrimų aikštelė – Kairių poligono teritorijoje esantis pušų jaunuolynas (2.2.2 pav.). Atordytų tai karinės veiklos nepaliesta teritorija, tačiau iš tiesų anksčiau, Sovietų armijos laikais, čia buvo pastatų, vyko įvairaus pobūdžio veikla. Ši teritorija nenaudojama ilgiau nei apleistas raketinis miestelis Kairių poligone, todėl tikėtina, kad didesnės sunkiųjų metalų koncentracijos turėtų būti susikaupusios gilesniuose dirvožemio sluoksniuose.

Dirvožemio mėginių ėmimo ir analizės metodika

Mėginiai imami taip, kad būtų išvengta analizių rezultatų iškraipymo. Bandomieji plotai suskirstomi pagal tinklę ir jei spėjama, kad tarša pasiskirsčiusi tolygiai mėginiai plotelyje imami vienodais vienas nuo kito atstumais. Jei spėjama, kad tarša plotelyje pasiskirsčiusi netolygiai,

mėginiai plotelyje imami nevienodais atstumais, atsižvelgiant į nuotolį nuo taršos šaltinio ir vyraujančią vėjo kryptį.

Siekiant kiek įmanoma tiksliau nustatyti užtaršos intensyvumą, mėginiai imti iš paviršinio dirvožemio sluoksnio, t. y. 0–20 cm gylio, „voko“ principu – padengiant visą elementarųjį jam skirtą plotą iš ne mažiau nei 5 tolygiai nutolusių vienas nuo kito submėginių į vieną. Remiantis šiuo metodu, vienam dirvožemio mėginiui imami iš viso 5 submėginiai: keturi sudaro kvadratą, o vienas submėginys yra kvadrato centre. Voko kraštinių ilgis – 1–5 metrai. Visas elementarusis mėginiui skirtas plotas padengiamas 5 tolygiai vienas nuo kito nutolusiais submėginiais. Taip gaunami tikslesni sąlyginio kartografinio mėginio paėmimo taško geocheminės situacijos rodikliai. Visuose mėginiuose pašalinamos augalų šaknys, akmenukai ir kitos stambios priemaišos, mėginiuose iš miško – viršutinis neperpuvęs paklotės sluoksnis. Kiekviename submėginio ėmimo taške gruntas buvo permaišomas kastuvėliu 20×20×15 cm grunto tūryje, supilamas į specialų maišelį ir numeruojamas. Teršiančių medžiagų sklaidos dirvožemyje pobūdžiui įvertinti, mėginiai tame pačiame taške imti iš skirtingų gylių (2.2.8 pav.). Tam iškasama vieno metro gylio duobė (grėžinys). Atskaitos tašku laikomas paviršinis dirvožemio sluoksnis (gylis 0 cm). Dirvožemio mėginiai imami nedažytu nerūdijančio metalo kastuvėliu iš tranšėjos šlaito kas 20 cm – po kelis iš visų grėžinio sienų ir kastuvėliu sumaišomi, tada pilami į maišelius ir sunumeruojami. Surinkti į specialius medžiaginius maišelius ėminiai (apie 500 g svorio) tirti vežami į Vilniaus Gedimino technikos universiteto Aplinkos apsaugos katedros laboratoriją. Čia atominės absorbcinės spektroskopijos (AAS) būdu nustatomos sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje. Prieš tai surinktieji mėginiai džiovinami, išrenkamos stambesnės šaknys, kiti organiniai intarpai bei akmenėliai, mėginiai susmulkinami, homogenizuojami prasijojant.



2.2.8 pav. Mėginių paėmimo užterštumo sunkiaisiais metalais analizei iš gilesnių dirvožemio sluoksnių, schema

Grunto mėginių paruošimo metodika sunkiųjų metalų bendrajam kiekiui nustatyti AAS metodu:

30–40 gramų kietojo mėginio dvi valandas džiovinama 105 °C temperatūroje.

Prasijotas mėginys vėl džiovinamas 105° C temperatūroje apie 30 minučių, džiovinamas eksikatoriuje ir atsveriamas 20 gramų. Atsvertas mėginys dedamas į termiškai atsparią 500 ml kolbą, užpilama 100 ml 20 % HNO₃ ir virinama ant elektrinės plytelės 15 minučių. Tirpalas filtruojamas, kol yra karštas, į 100 ml kolbutę. Stiklinis filtras praplaunamas distiliuotu vandeniu. Gautas tirpalas pilamas į tą pačią kolbutę turiniu ir atskiedžiamas iki 100 ml 2 % HNO₃ (azoto rūgštimi). Mėginio tirpalas analizuojamas atominiu absorbciniu spektrometru 210 VGP. Rezultatai vaizduojami grafiniu būdu pažymint atominės absorbcinės spektroskopijos metodo paklaidas – 20 proc. Tyrimo metu gauti rezultatai buvo statistiškai apdoroti programiniu paketu *Statistica*, įvertinant tokius parametrus, kaip moda, mediana, standartinis nuokrypis. Dauguma šių duomenų čia nebus pateikti, nes tebuvo reikalingi statistiniam duomenų patikimumui patikrinti. Esminis parametras, būtinas tirtų teritorijų užterštumui įvertinti – medianinė sunkiųjų metalų koncentracija. Kadangi sunkiųjų metalų kiekiai dirvožemyje tyrimo metu buvo nustatyti remiantis kitokia metodika nei galiojančiose higienos normose (HN 60:2004) nurodyti foniniai sunkiųjų metalų kiekiai Lietuvos dirvožemiuose bei DLK, gautieji rezultatai su šiomis reikšmėmis nebuvo lyginami. Pagrindinis atskaitos taškas analizei – medianinis sunkiųjų metalų kiekis, nustatytas tyrimo metu visoje teritorijoje.

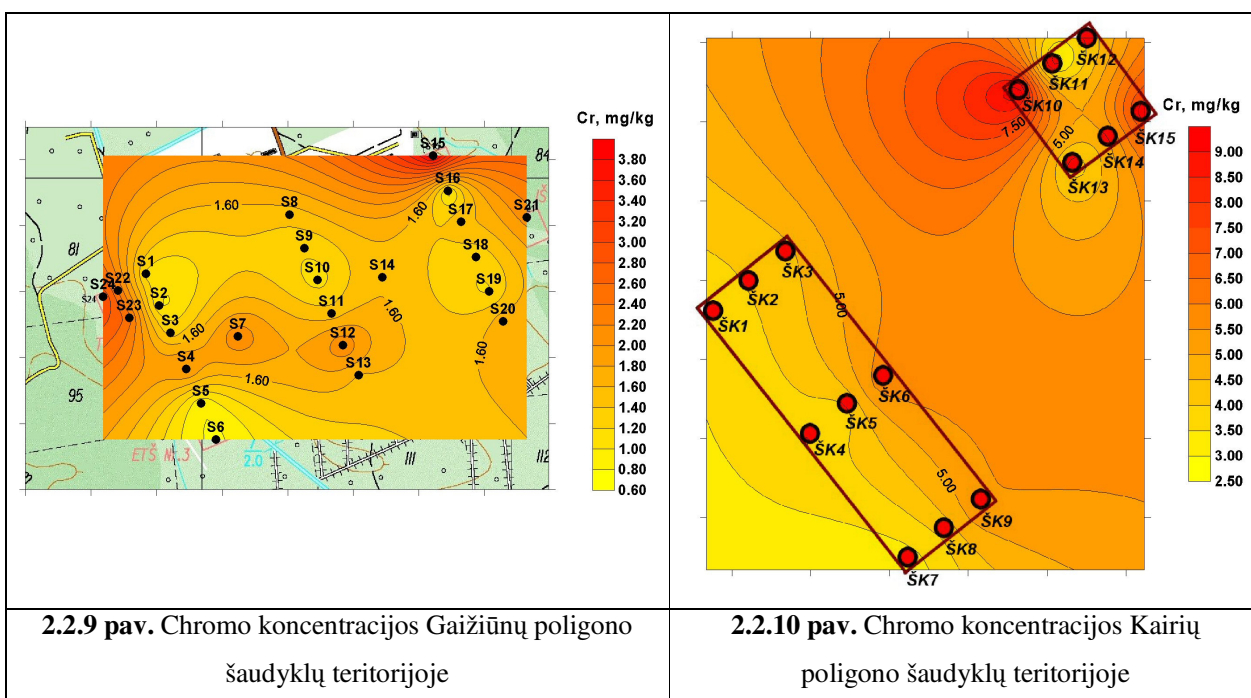
Tyrimams buvo pasirinkti 6 pagrindiniai metalai (Cr, Cu, Mn, Ni, Pb ir Zn), kurių dažniausiai esti šaudmenyse, sprogmenyse, amunicijoje, bei kurie patenka į aplinką dėl kitos karinės veiklos. Šių metalų žalingas poveikis bei pagrindiniai šaltiniai aprašyti 1.2.3. poskyryje.

2.2.2. Karinių poligonų šaudyklų užterštumo sunkiaisiais metalais tyrimo rezultatai ir jų palyginimas

Gaižiūnų poligono šaudyklų dirvožemyje chromo koncentracijos svyravo nuo 0,75 iki 3 mg/kg (2.2.9 pav.). Vidutinė nustatytoji chromo koncentracija buvo 1,57 mg/kg, o medianinė chromo koncentracija Gaižiūnų poligono šaudyklų dirvožemyje – 1,53 mg/kg. Kaip matyti iš 2.2.9 pav., chromo koncentracijos šaudyklų teritorijoje pasiskirstę netolygiai. Didžiausios koncentracijos, viršijančios medianinę chromo koncentraciją, nustatytos kraštinėse šaudylose, o viduriniojoje tirtos teritorijos dalyje chromo koncentracijos viršijo medianinę tik S4, S7 ir S12 taškuose. Didžiausios koncentracijos, viršijančios medianinę 61 % ir 48 % (2,5 ir 2 kartus), nustatytos atitinkamai S15 ir S24 mėginių ėmimo taškuose. Kitur viršijo palyginti nedaug, tad taršos chromo junginiais nerodo. Didžiausios chromo koncentracijos nustatytos taškuose, kurie atitinka kraštines mažąsias Gaižiūnų poligono šaudyklas (100 m pločio ir 100 bei 200 m ilgio). Maksimali

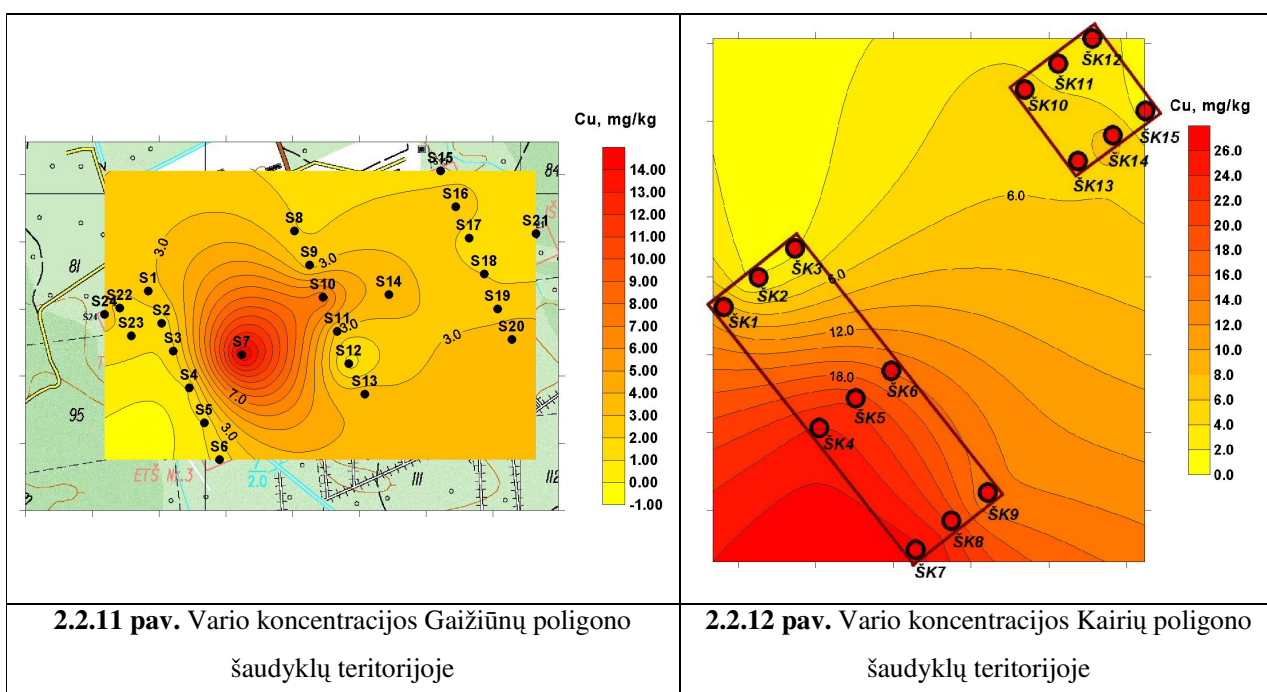
koncentracija didžiosios šaudyklos (100 m pločio bei 600 m ilgio) kraštiniame pylime (taškas S15). Tokie rezultatai patvirtina teršalų pasiskirstymo priklausomybę nuo teritorijos panaudojimo dažnumo. Tikėtina, kad šaudyklos, kurių dirvožemyje nustatytos didžiausios chromo koncentracijos, buvo naudotos dažniau. Tai gali būti susiję ir su transporto išmetalais, nes kraštinės šaudyklos yra šalia poligono kelių.

Kaip jau buvo minėta, Kairių poligono šaudyklos naudojamos tokiu pat intensyvumu kaip ir Gaižiūnų poligono šaudyklos. Be to, jų užimamas plotas mažesnis, naudojamos nuo poligono įkūrimo (daugiau nei prieš 50 metų) pradžios, o šovinių liekanos niekada nesurenkamos, tad dūla paviršiniame dirvožemio sluoksnyje. Visi šie veiksniai rodo, jog Kairių poligono šaudyklose galima tikėtis didelių sunkiųjų metalų koncentracijų. Kairių poligone šaudyklų teritorijoje nustatytos chromo koncentracijos svyravo nuo 2,65 iki 9,51 mg/kg (2.2.10 pav.). Medianinė chromo koncentracija, nustatyta Kairių poligono šaudyklų dirvožemyje, buvo 4,05 mg/kg. Tai net 2,6 karto daugiau nei medianinė chromo koncentracija, nustatyta Gaižiūnų poligono šaudyklose. Kadangi abiejų poligonų dirvožemis labai panašus (smėliai, priesmėliai), galima teigti, kad Kairių poligono šaudyklos labiau užterštos chromo junginiais nei Gaižiūnų šaudyklos. Tokie rezultatai labai tikėtini, turint mintyje tai, kad Gaižiūnų šaudyklų plotas bent 3 kartus didesnis už Kairių šaudyklų plotą, o jų naudojimo intensyvumas yra panašus. Todėl Kairių poligono šaudyklose teršiama mažesniame plote, taigi sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje didesnės. Kaip matyti iš 2.2.10 pav., didžiausios chromo koncentracijos nustatytos mažojoje Kairių poligono šaudykloje. Maksimali SK10 taške nustatyta koncentracija buvo net 57 % (2,3 karto) didesnė už medianinę.



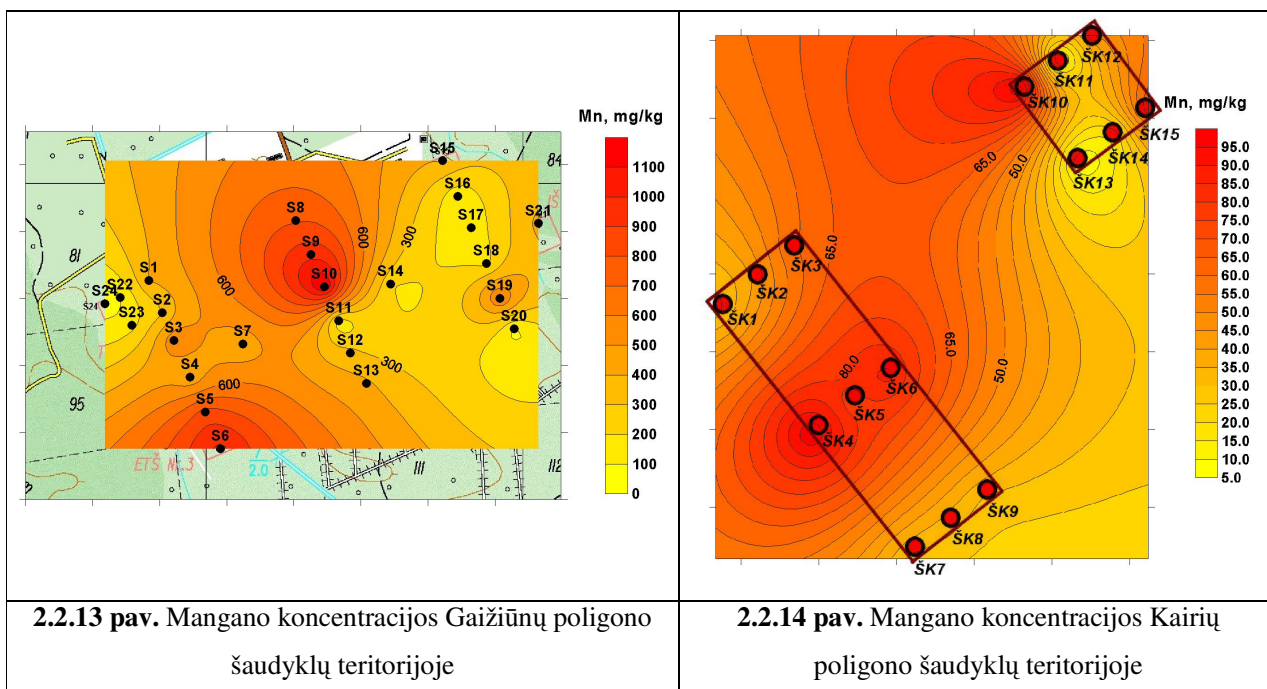
Atitinkamai 20 % ir 49 % už medianinę didesnės chromo koncentracijos nustatytos SK14 ir SK15 mėginių ėmimo taškuose toje pačioje mažojoje (100 m pločio ir 100 m ilgio) Kairių poligono šaudykloje.

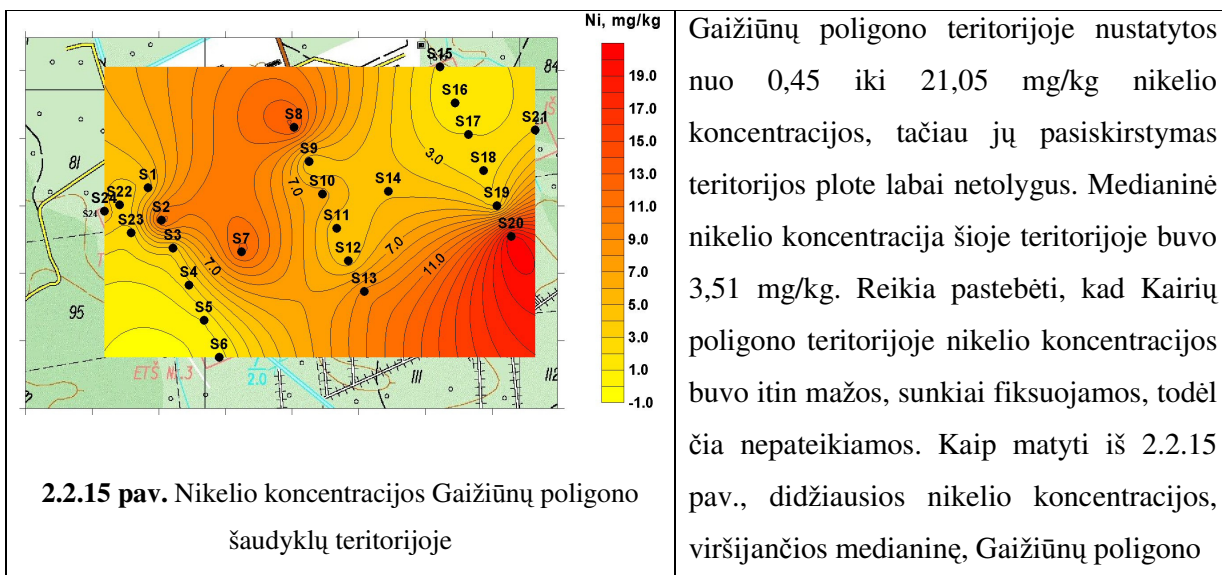
Gaižiūnų poligono šaudyklose didžiausioji nustatyta vario koncentracija buvo 15,39 mg/kg ir net 86 % (7,5 karto) viršijo šioje teritorijoje nustatytą medianinę koncentraciją (2,043 mg/kg). Kitos nustatytosios koncentracijos buvo mažesnės ir svyravo nuo 0,433 mg/kg (S12 taške) iki 3,99 mg/kg (S20 taške). Maksimali vario koncentracija, 7,5 karto viršijanti medianinę, buvo nustatyta vienoje mažųjų (100 m ilgio ir 100 m pločio) Gaižiūnų poligono šaudyklų (2.2.11 pav.). Priešingai nei chromo, didžiausios vario koncentracijos, viršijančios medianinę, nustatytos centrinėje teritorijos dalyje esančiose šaudyklose. Tai leidžia daryti prielaidą, kad vario koncentracijos padidėjo būtent dėl šaudymo pratybų, o ne dėl pašalinių veiksnių, tokių kaip transporto išmetalai. Kairių poligono šaudyklose nustatytos vario koncentracijos svyravo nuo 0,695 mg/kg (ŠK15 taške) iki 27,56 mg/kg (ŠK7 taške). Medianinė koncentracija šioje teritorijoje buvo lygi 6,92 mg/kg. ŠK7 taške vario koncentracija net 75 % (4 kartus) viršijo medianinę. Kaip matyti iš 2.2.12 pav., didžiausios vario koncentracijos didžiojoje Kairių poligono šaudykloje (ŠK4, ŠK5, ŠK6, ŠK7, ŠK8, ŠK9 taškuose), o mažojoje šaudykloje vario koncentracijos nė viename taške nebuvo didesnės už medianinę. Turint mintyje tai, kad didžiojoje Kairių poligono šaudykloje nustatytos vario koncentracijos buvo didesnės už medianinę nuo 2 iki 4 kartų, galima daryti išvadą, jog ši teritorija yra teršiama vario junginiais. Lyginant rezultatus, gautus Gaižiūnų bei Kairių poligonų šaudyklose, akivaizdu, kad ir chromu, ir variu užterštumas didesnis Kairių poligono šaudyklose.



Medianinė koncentracija Gaižiūnų poligone daugiau nei 3 kartus mažesnė už nustatytą Kairių poligone. Gaižiūnų poligono šaudyklų teritorijos dirvožemiuose nustatyta medianinė mangano koncentracija buvo lygi 402,5 mg/kg. Kaip matyti iš 2.2.13 pav., labiausiai manganu teršiamos dvi didžiosios bei viena mažoji šaudykla. Didžiausios mangano koncentracijos, nustatytos taškuose S10 ir S6, atitinkamai buvo lygios 1225 mg/kg bei 1025 mg/kg (67 % bei 61 % didesnės už medianinę koncentraciją). Taškuose S3 – S6 (atitinka kairiąją didžiąją šaudyklą) viršijo medianinę nuo 8 % iki 61 %, o taškuose S8 – S10 (atitinka viduriniąją didžiąją šaudyklą) – nuo 50 % iki 67 %. Tokie rezultatai rodo, kad Gaižiūnų poligono šaudyklos teršiamos mangano junginiais. Dėl tokio netolygaus mangano koncentracijų pasiskirstymo sunku įvertinti teršimo pobūdžio priklausomybę nuo veiklos teritorijoje pobūdžio. Tikėtina, kad teritorijos centre esančios šaudyklos tarša nulemta būtent karinės veiklos, ir tarša manganu šaudyklos pylimuose padidėjusi dėl ten sukrentančioms kulkoms (manganas įeina į kai kurių metalo lydinių sudėtį). Kraštinės šaudyklos tarša galėjo būti nulemta ir kitų veiksnių, pvz., transporto išmetalų.

Priešingai nei chromo bei vario junginių Gaižiūnų ir Kairių šaudyklose didesnės mangano koncentracijos nustatytos Gaižiūnų poligono šaudyklose. Mangano medianinė koncentracija (402,5 mg/kg) net 10 kartų didesnė už nustatytą Kairiuose (39,24 mg/kg). Kairių poligone mangano koncentracijos siekė nuo 5,9 iki 100,65 mg/kg, didžiausios – Kairių poligono didžiosios šaudyklos centriniam pylime (taškai ŠK4, ŠK5 ir ŠK6) bei mažosios šaudyklos pakraštyje (ŠK10). Maksimali mangano koncentracija buvo taške ŠK4 – 100,65 mg/kg (t. y. 61 % arba 2,6 karto daugiau nei medianinė koncentracija).





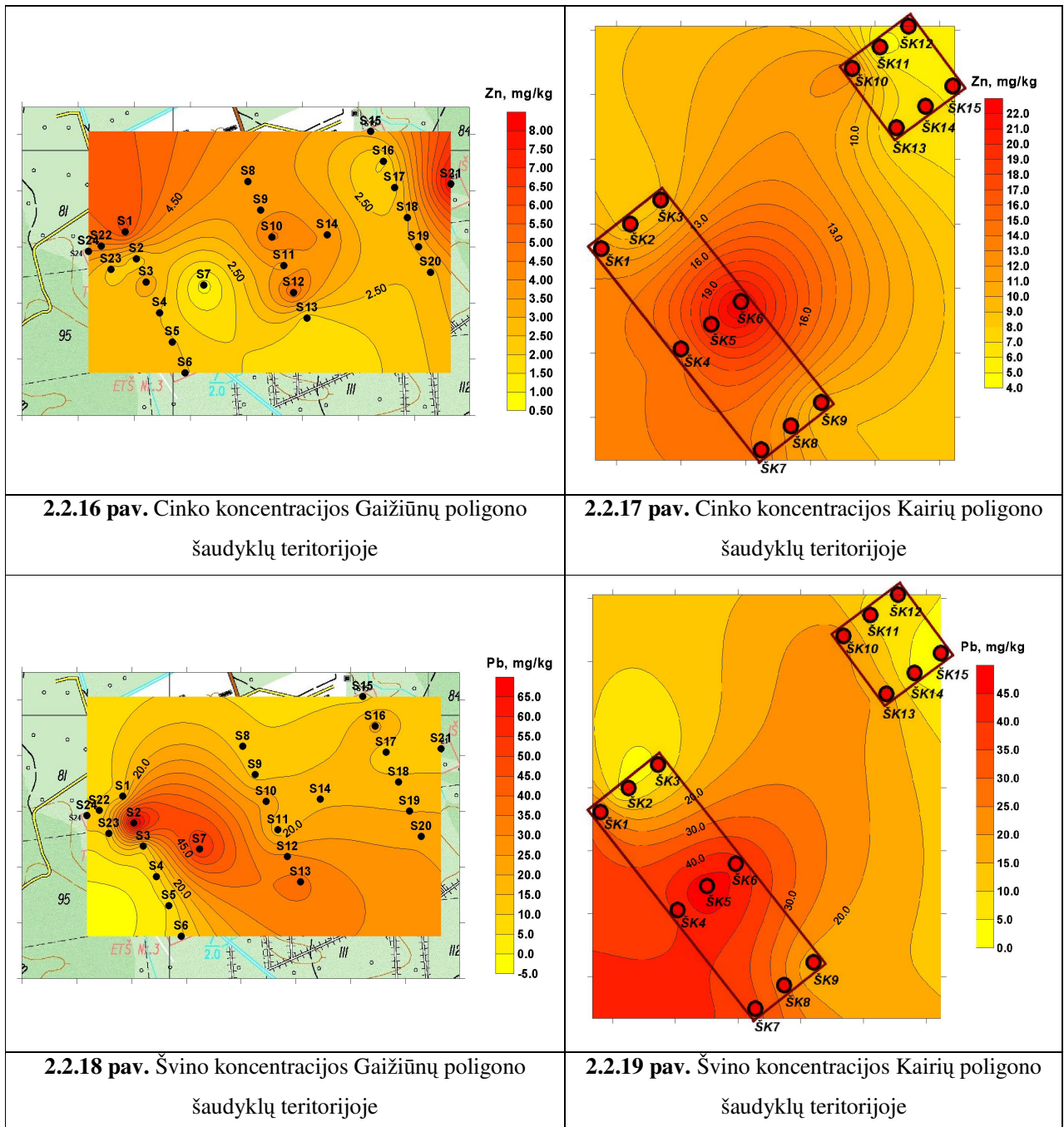
Gaižiūnų poligono teritorijoje nustatytos nuo 0,45 iki 21,05 mg/kg nikelio koncentracijos, tačiau jų pasiskirstymas teritorijos plote labai netolygus. Medianinė nikelio koncentracija šioje teritorijoje buvo 3,51 mg/kg. Reikia pastebėti, kad Kairių poligono teritorijoje nikelio koncentracijos buvo itin mažos, sunkiai fiksuojamos, todėl čia nepateikiamos. Kaip matyti iš 2.2.15 pav., didžiausios nikelio koncentracijos, viršijančios medianinę, Gaižiūnų poligono

šaudyklose yra taškuose S2, S7, S8, S10 – S13, bei S20. Pastarajame taške gauta maksimali nikelio koncentracija, ji buvo lygi 21,05 mg/kg ir net 83 % (6 kartus) viršijo medianinę. Lyginant užterštumo kitais metalais rezultatus matyti, jog taške S7 visų analizuotų metalų (Cr, Mn, bei Cu) koncentracijos viršijo medianinę, o vario ji buvo didžiausia – net 86 % viršijo medianinę. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad būtent ši šaudykla (mažoji 100 m pločio ir 100 m ilgio šaudykla) Gaižiūnų poligone labiausiai užteršta sunkiaisiais metalais. Nikelis yra metalas, įeinantis į daugelio metalo lydinių sudėtį, o tyrimo rezultatai parodė, kad užterštumas šiuo metalu Gaižiūnų poligono šaudyklose yra padidėjęs.

Gaižiūnų poligono šaudyklų dirvožemyje nustatytos nuo 0,69 mg/kg, iki 8,21 mg/kg cinko koncentracijos. Medianinė cinko koncentracija Gaižiūnų poligono šaudyklų teritorijoje buvo 3,17 mg/kg. Didžiausios cinko koncentracijos – S1 ir S21 taškuose, atitinkamai lygios 6,16 ir 8,21 mg/kg, t. y., 48 % ir 61 % didesnės nei medianinė cinko koncentracija. Didžiausios cinko koncentracijos nustatytos kraštinėse šaudyklose, todėl yra pagrindo teigti, kad užterštumo cinku Gaižiūnų poligono šaudyklose priežastis – ne šaudymo pratybos, o kita poligone vykdoma veikla. Kaip žinoma, karyboje šis elementas dažniausiai naudojamas detonuojančiųjų užtaisų gamyboje, kurie paprastai nėra naudojami šaudyklose. Tiesa, cinko koncentracijos viršijo medianinę ir centrinėje šaudykloje S10 – S12 taškuose, tačiau kiek mažiau – 37 %. Tokie tyrimo rezultatai leidžia teigti, kad vis dėlto Gaižiūnų poligono šaudyklos yra teršiamos cinko junginiais. Kaip ir chromo bei vario, Kairių poligono šaudyklų teritorijoje nustatytos didesnės cinko koncentracijos nei Gaižiūnų poligono šaudyklose. Kairiuose medianinė cinko koncentracija buvo 8,98 mg/kg, Gaižiūnuose – tik 3,17 mg/kg (t. y., 3 kartus mažesnė). Palyginus 2.2.14 bei 2.2.17 pav., pastebimas labai panašus mangano bei cinko koncentracijų pasiskirstymas Kairių poligono šaudyklose. Didžiausias užterštumas cinku, kaip ir manganu, Kairių šaudyklose yra taškuose ŠK4 – ŠK7 (koncentracijos nuo 36 % iki 61 % didesnės, nei medianinė), 29 % medianinė koncentracija

viršijama ir ŠK10 taške. Tokie rezultatai rodo, kad Kairių, kaip ir Gaižiūnų, poligono šaudyklos yra teršiamos cinko junginiais.

Kaip jau minėta metodikoje, švinas ilgus metus buvo pagrindinė įvairiausių sprogmenų, detonuojančiųjų užtaisų bei kulku pagrindinė sudedamoji dalis, todėl tikėtina, kad dirvožemio užterštumas šiuo metalu kariniuose poligonuose, ir ypač šaudyklose, turėtų būti labai didelis. Gaižiūnų poligono šaudyklose švino koncentracijos siekė nuo 6,14 iki 76,22 mg/kg, o medianinė koncentracija buvo 14,58 mg/kg. Kaip matyti iš 2.2.18 pav., beveik visoje Gaižiūnų poligono šaudyklų teritorijoje švino koncentracijos pasiskirstę gana tolygiai, tai rodo panašų užterštumo lygį.



Tik kairiojoje didžiojoje šaudykloje švino koncentracijos mažesnės už medianinę, tačiau ir maksimali švino koncentracija nustatyta būtent šioje šaudykloje, taške S2, ir ten ji buvo net 80 % didesnė už medianinę. Analizuojant užterštumo švinu rezultatus, matyti, kad kaip ir kitų analizuotų metalų, švino koncentracijos viršija medianinę S7 taške, kuris atitinka vieną mažųjų 100 m pločio ir 100 m ilgio šaudyklų. Tokie rezultatai leidžia daryti išvadą, kad Gaižiūnų poligono šaudyklos yra užterštos švino junginiais.

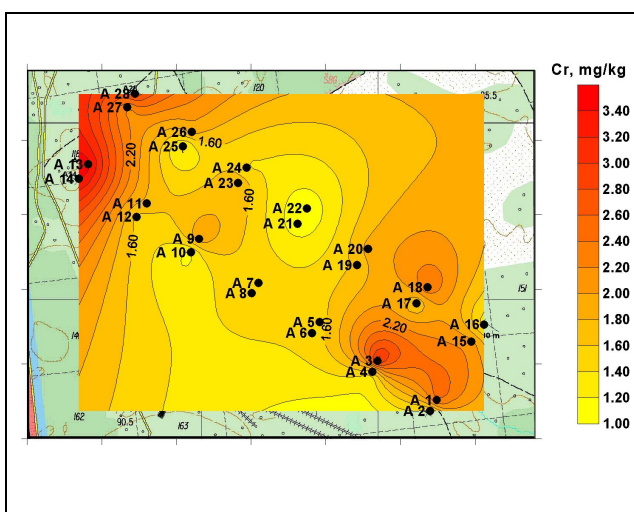
Kairių poligono šaudyklose nustatyta medianinė švino koncentracija nedaug tedidesnė už nustatytąją Gaižiūnuose – 18,62 mg/kg. Maksimali švino koncentracija Kairių poligono šaudyklose – taške ŠK5 – 49,22 mg/kg (tai 1,5 karto mažiau nei maksimali švino koncentracija Gaižiūnų poligono šaudyklose). Kaip ir cinko, mangano bei vario, didžiausios švino koncentracijos nustatytos didžiojoje Kairių poligono šaudykloje centriniame pylime, taškuose ŠK4 – ŠK6. Šiuose taškuose švino koncentracijos svyravo nuo 38,2 iki 49,22 mg/kg, t. y. buvo nuo 2 iki 2,6 karto didesnės už medianinę (2.2.19 pav.). Tokie rezultatai rodo, jog didžioji Kairių poligono šaudykla yra labiau užteršta nei mažoji, ir tai gali būti susiję su šaudyklos naudojimo intensyvumu.

2.2.3. Karinio transporto reikmėms naudojamų teritorijų užterštumas sunkiaisiais metalais

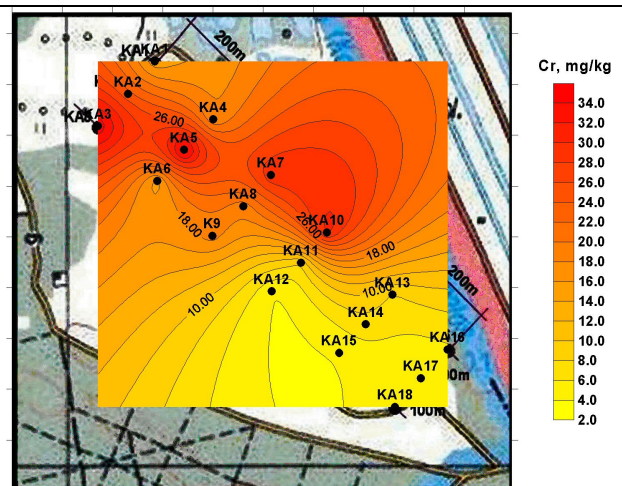
Kariniuose poligonuose naudojamos įvairiausios karinės technikos priemonės – nuo paprasčiausių automobilių, džipų iki šarvuotosios karinės technikos. Gaižiūnų poligone, be to, buvo įrengtas desantinis aerodromas karinio oro transporto manevrams.

Gaižiūnų poligono desantinio aerodromo teritorijoje chromo koncentracijos svyravo nuo 1,26 iki 3,47 mg/kg, o medianinė koncentracija buvo lygi 1,615 mg/kg. Reikia pažymėti, jog taškuose, esančiuose arčiau pakilimo takų, chromo koncentracijos vidutiniškai 2 kartus didesnės nei už 100 m nuo jų. Be to, kaip matyti iš 2.2.20 pav., didžiausios chromo koncentracijos, viršijančios medianinę – aerodromo pakilimo takų pradžioje ir pabaigoje. Taškuose A13 – A15 bei A27 ir A28 chromo koncentracijos viršijo medianinę nuo 22 % iki 53 % (taške A13 – maksimali chromo koncentracija). Šios koncentracijos Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje nustatytos toje vietoje, kur yra sraigtasparnių nusileidimo-pakilimo bei lėktuvų manevravimo aikštelės. Šioje vietoje oro-transporto bakai buvo pildomi kuru, todėl tikėtina, kad dažnai būdavo neišvengiama kuro išlaistymo. Be to, didesnės chromo koncentracijos nustatytos ir priešingoje aerodromo pakilimo takų dalyje. Tokie rezultatai rodo, jog chromu nebuvo teršiama tolygiai visoje teritorijoje, tačiau užterštumas šiuo metalu aerodromo pakilimo takų pradžioje ir pabaigoje yra didesnis. 18 mėginių, imtų ir Kairių karinio poligono autodrome, analizė parodė, jog užterštumas chromu čia gerokai didesnis nei nustatytas Gaižiūnų aerodrome. Kairių autodrome medianinė koncentracija buvo lygi 14,92 mg/kg, t. y. net 9 kartus didesnė nei Gaižiūnų aerodrome. Didžiausios chromo koncentracijos

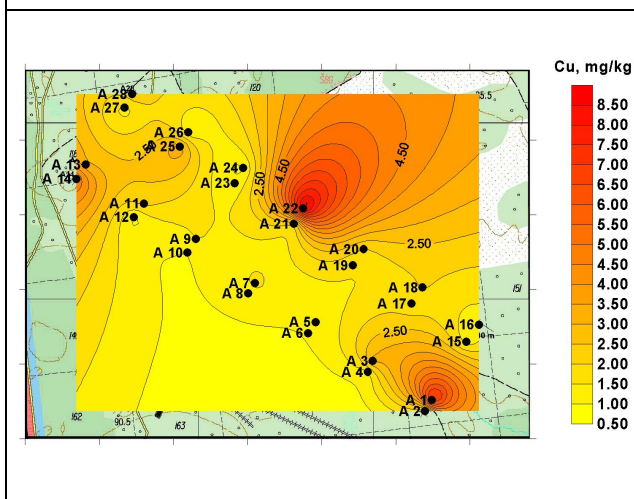
tirtoje teritorijoje šiaurės-vakarinėje autodromo dalyje – taškuose KA2 – KA10, čia jos viršijo medianinę nuo 17 % iki 59 % (2.2.21 pav.). Maksimali koncentracija, nustatyta KA5 taške, viršijo medianinę daugiau nei 2 kartus. Tokie rezultatai kelia susirūpinimą, nes akivaizdu, kad pusė Kairių poligono autodromo teritorijos yra labai užteršta chromo junginiais. Chromas įeina ir į nerūdijančio plieno sudėtį, todėl į aplinką gali patekti ir dėl šarvuotosios karinės technikos vikšrų trinties į dirvožemį, kitų detalių ar konstrukcijų dilimo. Gaižiūnų poligono teritorijoje nustatytos nuo 0,89 mg/kg iki 9,06 mg/kg vario koncentracijos, o medianinė koncentracija – 1,55 mg/kg. Didžiausios vario koncentracijos buvo taškuose A1 ir A22, ir atitinkamai 80 % bei 83 % didesnės už medianinę. Kaip matyti iš 2.2.22 pav., didesnės vario koncentracijos, kaip ir chromo, pakilimo-leidimosi takų pradžioje ir pabaigoje, kur yra manevravimo bei stovėjimo aikštelės.



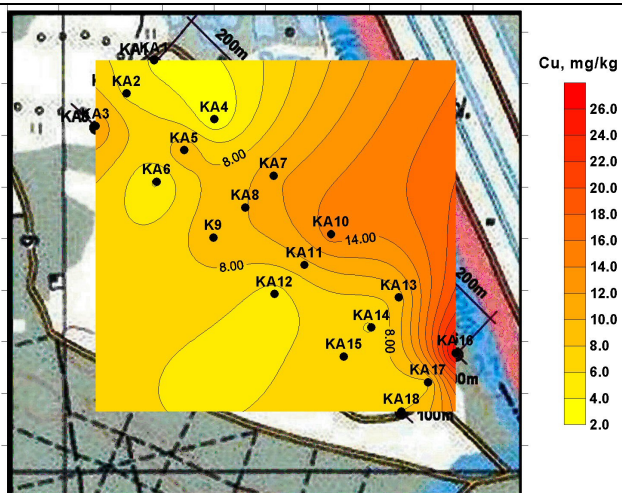
2.2.20 pav. Chromo koncentracijos Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje



2.2.21 pav. Chromo koncentracijos Kairių poligono autodromo teritorijoje



2.2.22 pav. Vario koncentracijos Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje



2.2.23 pav. Vario koncentracijos Kairių poligono autodromo teritorijoje

A22 taškas yra pakilimo tako pakraštyje, ir tokia didelė vario koncentracija šioje vietoje galėjo būti nulemta ir kitos veiklos, šalia esančiame taktiniame lauke. Ten labai dažnos karinio transporto, sprogdinimų bei šaudymo pratybos. Kaip jau minėta metodikoje, vienas iš pagrindinių taršos variu šaltinių yra kuro deginimas, transporto išmetalai, o karyboje varis naudojamas detonuojančiųjų užtaisų gamybai. Todėl labai tikėtina kad vario koncentracijų padidėjimas aerodromo takų pakraščiuose labiau susijęs su sunkiosios karinės technikos bei sprogdinimo pratybomis, o ne su įprastine aerodromo veikla. Tyrimo rezultatai parodė, kad, išskyrus minėtuosius taškus, kuriuose vario koncentracijos didžiausios, kitų mėginių, kuriuose medianinė koncentracija buvo viršyta, šis viršijimas tebuvo nuo 4 % iki 36 %. Tokie rezultatai leidžia teigti, jog tirta aerodromo teritorija nėra labai teršiama vario junginiais.

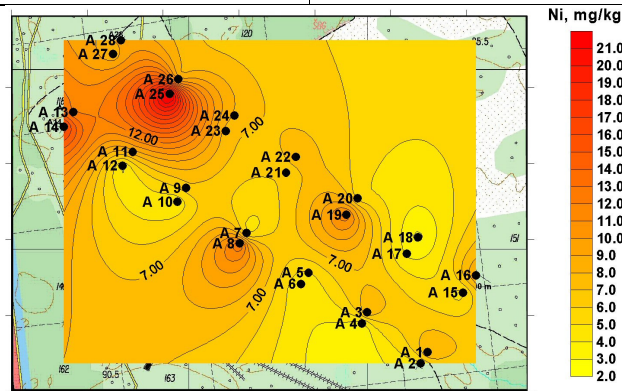
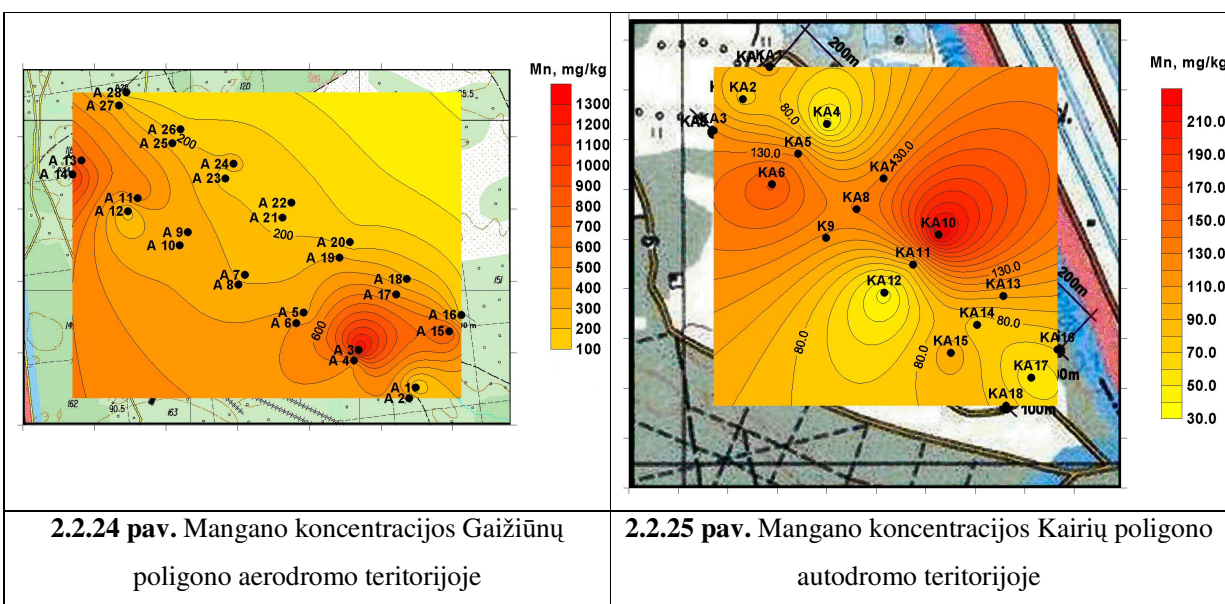
Rezultatai, gauti analizuojant mėginius iš Kairių poligono autodromo, parodė, kad vario koncentracijos čia svyravo nuo 2,12 mg/kg iki 28,07 mg/kg, o medianinė koncentracija buvo 8,57 mg/kg (t. y. net 5,5 karto didesnė už nustatytą Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje). Turint mintyje, kad ir Gaižiūnų, ir Kairių poligonams būdingi panašūs dirvožemiai (smėlis, priemolis), galima teigti, kad Kairių poligono autodromo teritorija žymiai labiau užteršta vario junginiais. Iš 2.2.23 pav. matyti, kad didesnės vario koncentracijos vienoje autodromo pusėje, o maksimali koncentracija, 71 % viršijanti medianinę, KA16 taške. Koncentracijos, viršijančios medianinę 28 % bei 46 %, nustatytos ir KA7 bei KA10 taškuose. Mažiausiai variu užteršta autodromo šiaurės-vakarinė dalis (taškai KA1, KA4). Akivaizdu, kad Kairių autodromo dirvožemis yra užterštas vario junginiais. Tokių rezultatų galima buvo tikėtis, nes žinoma, kad varis yra vienas pagrindinių teršalų, susijusių su transporto tarša.

Medianinė mangano koncentracija, nustatyta Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje, buvo 314 mg/kg. Mažiausia koncentracija – A28 taške – 35,5 mg/kg, o maksimali, 76 % viršijanti medianinę, taške A3 – 1350,3 mg/kg. Kaip ir chromo, didžiausios mangano koncentracijos nustatytos pakilimo-nusileidimo takų galuose, manevravimo bei stovėjimo aikštelėse (2.2.24 pav.). Čia jos viršijo medianinę nuo 35 % iki 71 %. Tokie rezultatai rodo, kad Gaižiūnų poligono teritorijos yra užterštos mangano junginiais. Kadangi manganas yra metalas, būdingas transporto išmetalams, tikėtina, kad jo koncentracijos šioje teritorijoje padidėjo ne vien dėl aerodrome vykdomos veiklos, bet ir dėl dažnų sunkiojo karinio transporto pratybų aplink esančiuose taktiniuose laukuose.

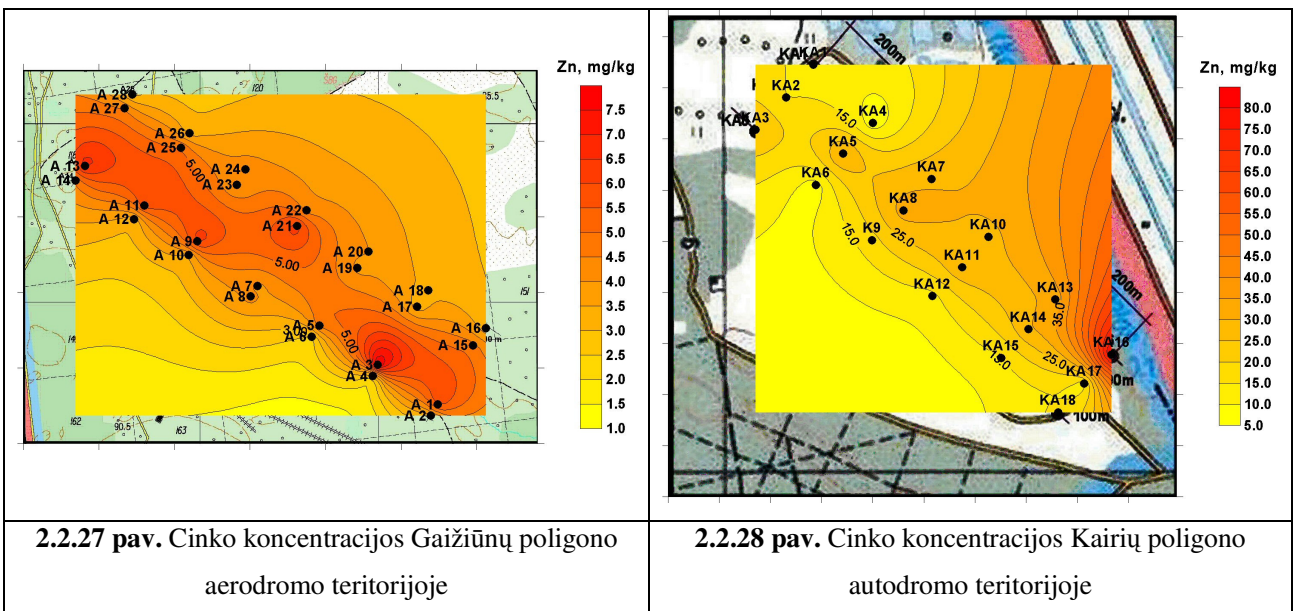
Kairių poligono autodromo teritorijoje nustatytos mangano koncentracijos svyravo nuo 28,2 mg/kg iki 245,36 mg/kg, o medianinė koncentracija buvo 98,21 mg/kg (t. y. net 3 kartus mažesnė nei Gaižiūnų karinio poligono aerodromo teritorijoje). Remiantis gautais rezultatais, sunku daryti išvadas apie Kairių karinio poligono autodromo teršimą mangano junginiais, nes, kaip matyti 2.2.25 pav., koncentracijos pasiskirsčiusios labai netolygiai, didesnės koncentracijos tik KA6 ir KA10

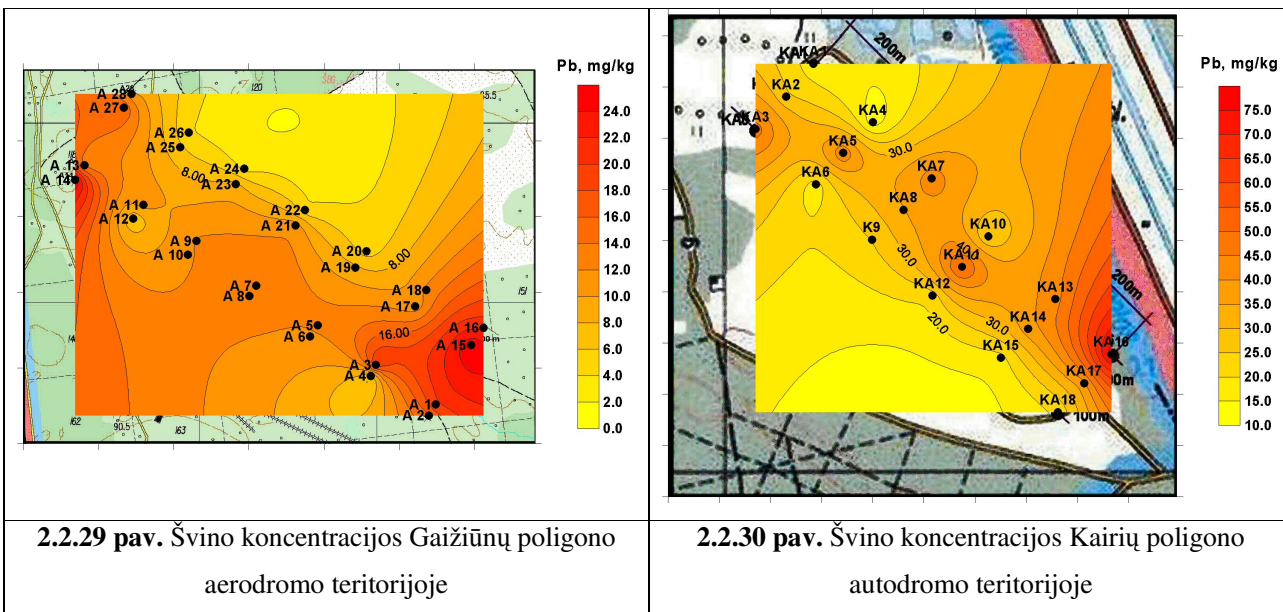
taškuose (atitinkamai 162,72 mg/kg bei 233,17 mg/kg, t. y. 40 % bei 58 % didesnės nei medianinė mangano koncentracija).

Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje nustatytos nikelio koncentracijos buvo nuo 2,69 mg/kg, iki 23,6 mg/kg, o medianinė nikelio koncentracija šioje teritorijoje – 7,08 mg/kg. Kaip matyti iš 2.2.26 pav., nikelio koncentracijų pasiskirstymas labai netolygus. Didžiausios koncentracijos nustatytos pakilimo-nusileidimo takų pabaigoje (taškai A13-14, A25-26, bei A27-28). Čia nikelio koncentracijos nuo 13 % iki 70 % didesnės nei medianinė nikelio koncentracija. Tokie rezultatai rodo, jog ši aerodromo dalis yra užteršta nikelio junginiais. Tai tikėtina, nes, kaip jau minėta, šioje aerodromo dalyje vyko lėktuvų bei sraigtasparnių manevrai, jų bakai buvo pildomi kuru, tad greičiausiai nebuvo išvengiama kuro išlaistymo. Nikelio esti ne tik transporto išmetaluose, jis įeina ir į įvairių metalo lydinių sudėtį, dėl to transportas (ir išmetamosios dujos, ir detalių dilimo produktai) yra bene pagrindinis nikelio taršos šaltinis. Kaip matyti 2.2.27 pav., didžiausias užterštumas cinko junginiais išilgai pakilimo takų.



Taškuose, esančiuose arčiausiai jų, cinko koncentracijos didžiausios, o tolstant nuo pakilimo takų per 100 m – mažėja. Medianinė cinko koncentracija šioje teritorijoje buvo 4,125 mg/kg, o didžiausia koncentracija, nustatyta A3 taške – 8,14 mg/kg, t. y. 49 % viršijo medianinę. Kituose taškuose, kuriuose medianinė koncentracija buvo viršyta, viršijimas tesudarė nuo 10 % iki 39 %. Palyginti su kitų metalų užterštumo duomenimis, tai yra nedaug, todėl galima teigti, kad nors aerodromo teritorija cinku užteršta (akivaizdus koncentracijų padidėjimas išilgai pakilimo takų), tačiau užterštumas nėra toks didelis kaip kitais metalais. Kairių poligono autodromo teritorijoje medianinė cinko koncentracija dirvožemyje buvo 21,675 mg/kg (net 5 kartais didesnė nei Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje). Didžiausia nustatyta cinko koncentracija 74 % viršijo medianinę. Kaip matyti iš 2.2.28 pav., didžiausios cinko koncentracijos Kairių poligono autodromo teritorijoje pasiskirstę centrinėje bei dešiniojoje teritorijos pusėje. Kaip žinoma, cinkas labai plačiai ir pramonėje, ir buityje naudojamas elementas. Karyboje šis elementas naudojamas gaminant detonuojančiuosius užtaisus. Tiroje teritorijoje intensyviai vyksta karinio transporto pratybos, kurių metu šaudoma, kartais – sprogdinama. Tyrimo rezultatai parodė, kad cinko koncentracijos tam tikruose teritorijos taškuose labai padidėję, palyginti su medianine cinko koncentracija. Viršijimai nėra dideli, tačiau turint mintyje tai, kad Kairių poligone medianinė koncentracija gerokai didesnė už nustatytąją Gaižiūnų poligono aerodrome ir tai, kad autodrome didesnės koncentracijos fiksuotos vienoje jo dalyje, galima teigti, kad ši teritorija užteršta cinko junginiais. Ištyrus paaiškėjo, kad didžiausias užterštumas švinu, kaip ir kitais metalais (Cr, Mn, Ni), Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje kilimo-leidimosi takų pradžioje ir pabaigoje (2.2.29 pav.). Tyrimo rezultatai parodė, kad švinu labiau teršiamas dirvožemis tarp pakilimo takų bei teritorija šalia kairiojo pakilimo tako.





Tokius rezultatus galima paaiškinti tuo, kad netoli nuo kairiojo pakilimo tako yra vienas Gaižiūnų poligono taktinių laukų, kuriame vyksta ir šaudymo, ir sprogdinimo pratybos. Švino koncentracijos aerodromo teritorijoje siekė nuo 4,21 mg/kg iki 26,06 mg/kg, o medianinė šio teršalo koncentracija buvo 11,595 mg/kg. Maksimali švino koncentracija, nustatyta A14 taške (šalia aerodromo manevravimo bei stovėjimo aikštelių), medianinę viršijo 56 %. Kitame aerodromo pakilimo takų gale ne ką mažesnės koncentracijos ir taškuose A3, A15 ir A16 (nuo 42 % iki 55 %). Tokie tyrimo rezultatai rodo, kad Gaižiūnų poligono teritorija teršiama tose vietose, kur atliekama daugiausiai karinių ar transporto manevrų. Kaip ir vario bei cinko, Kairių poligono autodrome švinu labiausiai užteršta centrinė bei nuo jos į šiaurę nutolusi teritorija (2.2.30 pav.).

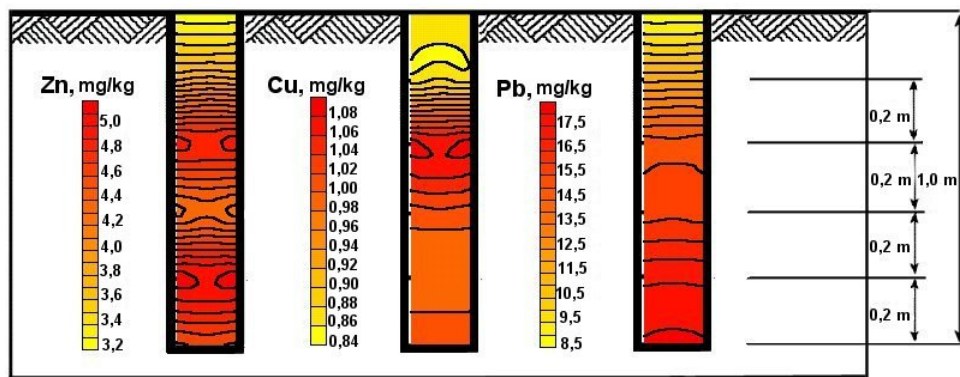
Kaip ir kitais atvejais, medianinė švino koncentracija, nustatyta autodromo teritorijoje, buvo didesnė nei Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje (ji buvo lygi 30,28 mg/kg, t. y., 2,6 karto didesnė). Maksimali švino koncentracija – KA16 taške – 78,47 mg/kg, ir 61 % viršijo medianinę. Kituose taškuose viršijimai nebuvo tokie dideli – svyravo nuo 13 % iki 43 %. Akivaizdu, kad autodromo teritorija yra teršiama švino junginiais, tai patvirtino ir tyrimo rezultatai. Šioje teritorijoje dažnos karinės technikos pratybos, kurių metu šaudoma. Ant žemės nukritę kulkos nesurenkamos, o pasilieka dūlėti. Atsižvelgiant į tai, kad jau dabar užterštumas šioje teritorijoje didesnis nei Gaižiūnų poligono autodrome, ir teritorija toliau teršiama, galima teigti, kad užterštumas su laiku tik didės.

2.2.4. Sunkiųjų metalų migracijos dirvožemyje tyrimo rezultatai, jų analizė ir palyginimas

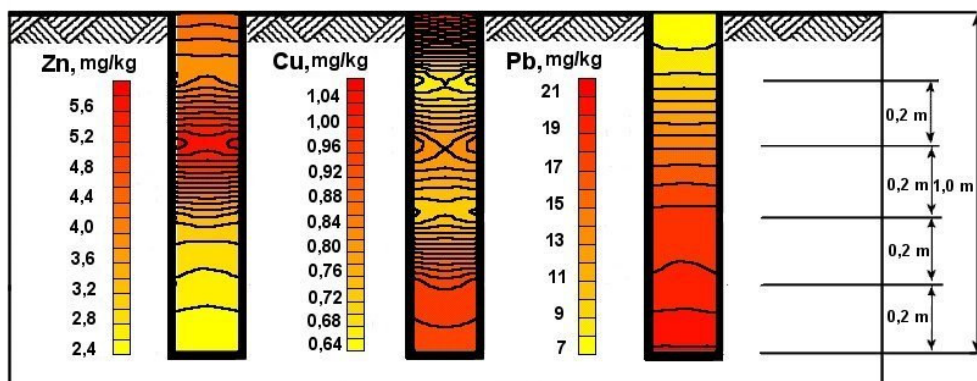
Pirmosios tyrimų aikštelės (Gaižiūnų poligono desantinis aerodromas) dirvožemio tyrimo rezultatai gana akivaizdžiai patvirtino sunkiųjų metalų migracijos tendenciją. Kaip matyti iš 2.2.31

pav., visų analizuotų metalų (Zn, Cu, Pb) koncentracijos buvo didesnės gilesniuose sluoksniuose nei žemės paviršiuje. Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje nustatyta cinko medianinė koncentracija buvo 4,125 mg/kg, vario – 1,55 mg/kg, o švino – 11,595 mg/kg. Kaip matyti iš 2.2.31 pav., nustatytos vario koncentracijos nė viename mėginyje nebuvo didesnės už medianinę šios teritorijos dirvožemyje vario koncentraciją (maksimali nustatyta vario koncentracija buvo lygi 1,10 mg/kg). Maksimali nustatyta cinko koncentracija – 5,20 mg/kg, t. y. 20 % didesnė, nei medianinė. Didesnės cinko ir vario koncentracijos gilesniuose dirvožemio sluoksniuose (skirtumas tarp cinko ir vario koncentracijų, nustatytų dirvožemio paviršiuje ir 1 m gylyje, yra atitinkamai 38 % ir 58 %). Šiek tiek kitokia situacija matyti apibendrinant užterštumo švinu analizės rezultatus. Čia taip pat akivaizdi koncentracijų didėjimo sulig gyliu tendencija (skirtumas tarp maksimalios koncentracijos 1 m gylyje ir minimalios koncentracijos paviršiniame sluoksnyje – 53 %), tačiau maksimali švino koncentracija 1 m gylyje jau 37 % didesnė už foninę. Kaip minėta metodikoje, šis giluminis grežinys darytas tarpe tarp desantinio aerodromo nusileidimo takų, o aerodromas jau kurį laiką nėra naudojamas. Tuo galima paaiškinti sunkiųjų metalų didesnių koncentracijų susikaupimą gilesniuose dirvožemio sluoksniuose. Anksčiau aerodromas intensyviai naudotas, į teritoriją patekdavo medžiagų, užteršdavusių sunkiaisiais metalais. Bėgant laikui, jie migravo į gilesnius dirvožemio sluoksnius ir ten kaupėsi. Nustojus naudoti aerodromą, naujų teršalų nebepatekdavo, todėl paviršiniame dirvožemio sluoksnyje sunkiųjų metalų koncentracijos labai mažos.

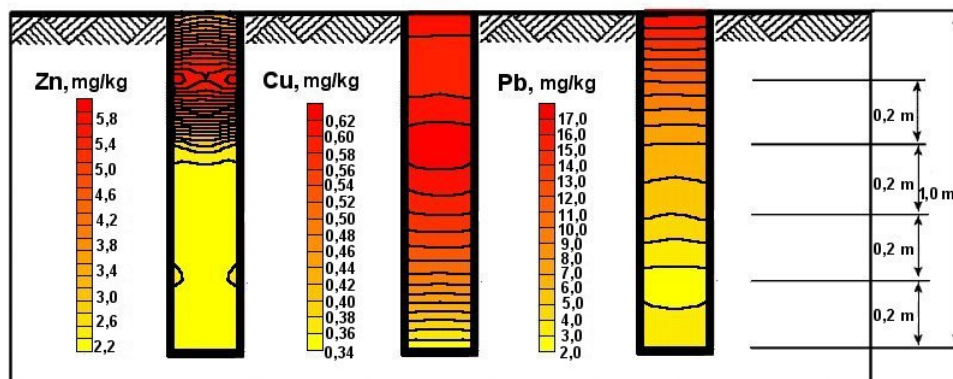
Antrosios tyrimų aikštelės (1-ajame taktiniame lauke) dirvožemio tyrimo rezultatai parodė šiek tiek kitokias tendencijas. Kaip ir pirmojoje tyrimų aikštelėje, vario koncentracijos neviršijo medianinės reikšmės (ji lygi 1,55 mg/kg). Didžiausios vario koncentracijos nustatytos paviršiniame dirvožemio sluoksnyje ir 1 m gylyje (2.2.32 pav.). Didžiausios cinko koncentracijos, kaip matyti iš 2.2.32 pav., nustatytos 0,4 m gylyje, o mažiausios – 1 m gylyje. Didžiausia cinko koncentracija buvo 30 % didesnė už medianinę. Toks netolygus teršalų pasiskirstymas neleidžia daryti tikslių išvadų apie užterštumo tendencijas. Reikia paminėti, kad 1-ajame taktiniame lauke vyrauja išskirtinai smėlingas gruntas, todėl teršalų asimiliacija, skatinama augalų, bei savaiminio dirvožemio išsivalymo procesas vyksta ilgiau. Tuo galima paaiškinti didesnes cinko ir vario koncentracijas nuo 0 iki 0,4 m gylyje. Tačiau šiam teiginiui prieštarauja kito metalo – švino koncentracijų analizės tyrimai. Šiuo atveju situacija tokia pat kaip ir 1-ojoje tyrimų aikštelėje. Iš paveikslo aiškiai matyti, jog didžiausios švino koncentracijos (maksimali – viršijanti medianinę 47 %), susikaupusios 0,5–1 m gylyje, o paviršiuje yra minimalios (2.2.32 pav.). Palyginus rezultatus, gautus pirmojoje ir antrojoje tyrimų aikštelėje, pastebima, kad vario koncentracijos abiejose teritorijose buvo panašios, o štai cinko bei švino – 1-ojo taktinio lauko teritorijoje imtuose mėginiuose iš gilesnių dirvožemio sluoksnių buvo didesnės.



2.2.31 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos Gaižiūnų poligono aerodromo teritorijoje giluminiame gręžinyje (gyliai kintant nuo 0 iki 1 m)



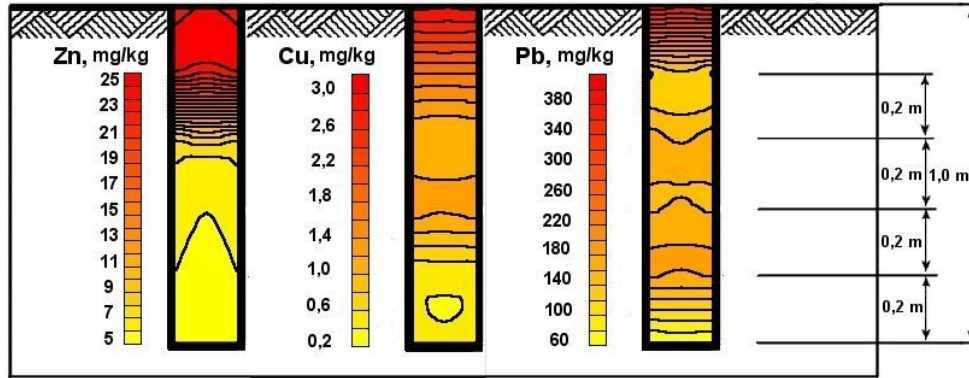
2.2.32 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos Gaižiūnų poligono 1-ojo taktinio lauko („Sacharos dykumos“) teritorijoje giluminiame gręžinyje (gyliai kintant nuo 0 iki 1 m)



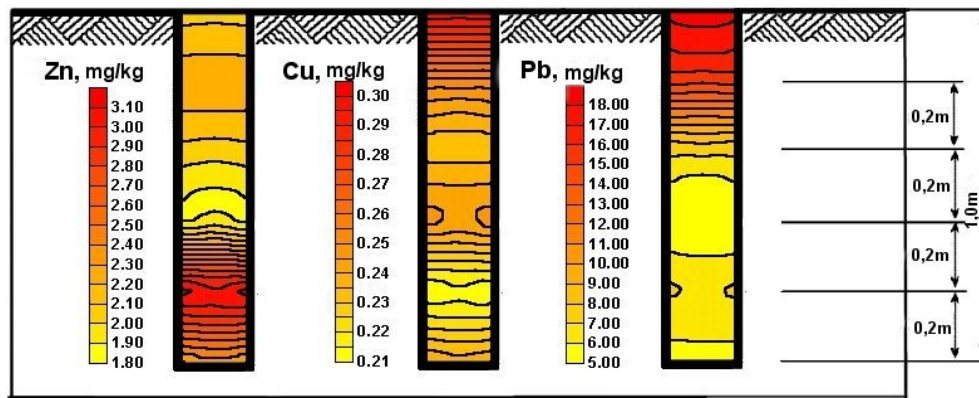
2.2.33 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos Gaižiūnų poligono apleisto karinio miestelio teritorijoje giluminiame gręžinyje (gyliai kintant nuo 0 iki 1 m)

Nevienodą sunkiųjų metalų pasiskirstymą giluminiame gręžinyje 1-ajame taktiniame lauke galbūt galima paaiškinti ir tuo, jog dabar šioje teritorijoje naudojamų sprogmenų bei amunicijos

medžiagų sudėtis yra pasikeitusi, joje mažiau švino, o daugiau vario ir cinko. Reikia paminėti ir tą faktą, jog ši teritorija dabar nėra naudojama taip intensyviai kaip prieš 30 ar 20 metų, o pratybų šioje teritorijoje pobūdis yra pasikeitęs. Anksčiau čia vykdavo intensyvūs šaudymai ir kitokio pobūdžio pratybos, šiuo metu čia dažniau vyksta sprogdinimo mokymai. Kaip žinoma, pagrindiniai sprogstamųjų užtaisų sudedamieji elementai yra cinkas ir varis, o švino esti medžiagoje, iš kurios pagamintos šovinių gilzės. Galbūt dėl šių priežasčių gauta, kad didesnės cinko ir vario koncentracijos dirvožemio paviršiuje, o didžiausios švino koncentracijos didesniame gylyje. Gaižiūnų poligono apleisto karinio miestelio teritorijoje daryto giluminio gręžinio mėginių analizės rezultatai visiškai priešingi, nei nustatyta mėginių, imtų iš giluminio gręžinio šalia aerodromo. Ten didžiausios nagrinėtų sunkiųjų metalų koncentracijos buvo gilesniuose dirvožemio sluoksniuose, čia priešingai – ir cinko, ir vario, ir švino junginių didžiausios koncentracijos – dirvožemio paviršiuje (2.2.33 pav.). Tiesa, vario netgi maksimali koncentracija (0,64 mg/kg) buvo mažesnė už medianinę daugiau nei dvigubai. Nustatytos cinko koncentracijos buvo panašios kaip ir kitų analizuotų gręžinių, tačiau didžiausia cinko koncentracija buvo šiek tiek (33 %) didesnė už medianinę. Maksimali švino koncentracija, nustatyta pačiame dirvožemio paviršiuje, buvo 18 mg/kg, medianinė – 11,595 mg/kg. Taigi tokie rezultatai leidžia teigti, jog Gaižiūnų poligono apleisto karinio miestelio teritorija nėra užteršta vario junginiais, o štai cinko bei švino koncentracijos dirvožemio paviršiniame sluoksnyje viršija medianinę. Galima būtų teigti, jog sunkiųjų metalų koncentracijos kaupiasi paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, tačiau šioje teritorijoje jokia karinė veikla nevykdoma jau gerą dešimtį metų, todėl mažai tikėtina, kad sunkiųjų metalų koncentracijos didėtų. Akivaizdu, kad Kairių poligono užterštumas sunkiasiais metalais pasiekė neleistiną lygį. Kaip matyti iš 2.2.34 pav., didžiausios visų tirtų metalų koncentracijos, nustatytos Kairių poligono apleisto raketinio miestelio giluminiame gręžinyje, susikaupusios paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, o sulig gyliu – mažėja. Cinko ir vario koncentracijos 1 m gylyje yra net kelis kartus mažesnės už šioje teritorijoje nustatytą medianinę cinko bei vario kiekį (atitinkamai 25,93 mg/kg ir 2,12 mg/kg). Visiškai kitokie rezultatai gauti ištyrus švino koncentraciją. Medianinė švino koncentracija Kairių poligono apleisto karinio miestelio teritorijoje yra 35,23 mg/kg ir netgi giliausiai, 1 m gylyje, nustatyta mažiausia švino koncentracija medianinę viršija dvigubai. Paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, toje vietoje, kur imti mėginiai gilesnių dirvožemio sluoksnių užterštumui tirti, nustatyta ypač didelė švino koncentracija – net 390 mg/kg (t. y. net 11 kartų didesnė, nei švino medianinė koncentracija). Tokių didelių koncentracijų nebuvo nustatyta nė viename mėginyje, imtame iš Gaižiūnų poligono giluminių gręžinių. Palyginus rezultatus, gautus ištyrus abiejų (Gaižiūnų bei Kairių) poligonų apleistų karinių miestelių teritorijų dirvožemius, pastebėta tokia pati teršalų pasiskirstymo tendencija: didžiausios visų teršalų koncentracijos susikaupusios paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, o sulig gyliu – mažėja.



2.2.34 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos Kairių poligono apleisto karinio miestelio teritorijoje giluminiame gręžinyje (gyliui kintant nuo 0 iki 1 m)



2.2. 35 pav. Sunkiųjų metalų koncentracijos Kairių poligono pušų jaunuolyno teritorijoje giluminiame gręžinyje (gyliui kintant nuo 0 iki 1 m)

Kairių poligono pušų jaunuolyno teritorijoje didžiausios cinko koncentracijos nustatytos 0,8–1,0 m gylyje, tačiau jos gerokai mažesnės už medianinę cinko koncentraciją, nustatytą Kairių poligono dirvožemiuose (medianinė cinko koncentracija – 14,02 mg/kg) (2.2.35 pav.). Toks cinko koncentracijų pasiskirstymas nustatytas ir Gaižiūnų poligono desantinio aerodromo giluminiame gręžinyje. Vario ir švino koncentracijos, priešingai, didesnės paviršiniame dirvožemio sluoksnyje, tačiau ir jos ne didesnės už medianines koncentracijas, nustatytas Kairių poligono dirvožemiuose (medianinės vario ir švino koncentracijos buvo, atitinkamai 5,012 mg/kg ir 25,18 mg/kg). Tokia pati tendencija nustatyta ir ištyrus mėginius iš giluminių gręžinių Gaižiūnų bei Kairių poligonų apleistuose kariniuose miesteliuose. Analizuojamoje teritorijoje jokia karinė veikla dabar nėra vykdoma, teritorija apsodinta pušelėmis, todėl galima teigti, jog tarša sunkiaisiais metalais nedidės, o su laiku, vykstant savaiminiam dirvožemio valymosi procesui, priešingai – mažės.

2.3. DIRVOŽEMIO, UŽTERŠTO SUNKIAISIAIS METALAIS, VALYMO ELEKTROKINETINIU METODU EKSPERIMENTINIAI TYRIMAI BEI REZULTATŲ VERTINIMAS

Šis skyrius skirtas naujo ir perspektyvaus elektrokinetinio dirvožemio valymo metodo tyrimams. Jiems atlikti autorė sukūrė laboratorinį eksperimentinį įrenginį, parengė išsamią tyrimo metodiką. Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas buvo analizuojamas keliais aspektais, nustatyta jo efektyvumo priklausomybė nuo dirvožemio tipo ir užterštumo lygis, kuriam esant metodas dar pakankamai efektyvus. Eksperimento metu buvo tiriama, ar elektrokinetinis metodas tinka karinei veiklai būdingais metalais (kaip aprašyta 2.2. skyriuje) užterštiems dirvožemiams valyti ir kokio efektyvumo galima pasiekti. Tyrimo metu siekiant maksimalaus efektyvumo buvo keičiamos ne tik įrenginio dalys, bet ir pati konstrukcija. Remiantis tyrimo rezultatais, buvo pateikta paraiška patentui gauti.

Šio skyriaus medžiaga paskelbta mokslinėje spaudoje [162].

Elektrokinetinis metodas yra nauja perspektyvi technologija. Metodo pagrindas – įjungus elektros srovę sukeliamas teršalų judėjimas dirvožemyje esančio elektrodo link. Metodo esmė tai, kad įelektrintosios dalelės dėl difuzijos bei elektros srovės dirvožemyje tampa judrios. Šis judrumas priklauso nuo dirvožemio drėgnumo. Įelektrintos teršalų dalelės gali būti ištirpusios arba iš dalies ištirpusios dirvožemio skystyje. Įjungus maitinimo šaltinį ir paleidus elektrinę srovę tarp elektrodų, dirvožemyje sukuriamas elektrinis laukas, kuris dėl elektroosmosės ir jonų migracijos sukelia teršalų judėjimą. Elektroosmosė nukreipia porų skystį dirvožemio terpėje nuo anodo link katodo, o jonų migracija efektyviai atskiria anijonus ir katijonus, kurie atitinkamai migruoja prie anodo ir katodo. Šis judėjimas, kartu su geocheminėmis reakcijomis (desorbicija, tirpimu ir jungimusi), sudaro fundamentinį elektrokinetinio proceso mechanizmą.

Teršalų išvalymo efektyvumas priklauso nuo daugelio veiksnių, taip pat ir dirvožemio sudėties, pritaikytos įtampos ir trukmės. Eksperimentuojant daugiausia dėmesio ir reikia skirti šiems trims parametrams. Anksčiau atliktų tyrimų trūkumus būtina išanalizuoti, ir patobulinti eksperimentines procedūras.

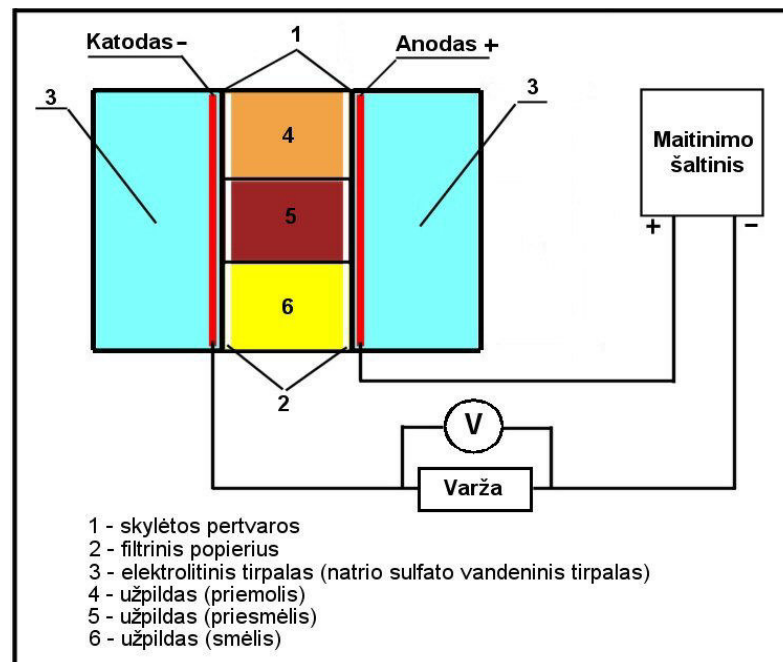
2.3.1. Elektrokinetinio sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio metodo eksperimentinio tyrimo metodika

1-uoju eksperimentu buvo siekiama: 1) sukurti įrenginį sunkiųjų metalų valymui iš dirvožemio elektrokinetiniu metodu tirti; 2) nustatyti, iš kokio tipo dirvožemio elektrokinetiniu metodu sunkieji metalai išvalomi efektyviausiai; 3) nustatyti, kokia įtampa yra optimali, kad valymas vyktų

efektyviausiai; 4) nustatyti optimalią trukmę, per kurią pasiekiamas norimas dirvožemio išvalymo efektyvumas, išvengiant pašalinių procesų; 5) nustatyti valymo elektrokinetiniu metodu ribas (kokio užterštumo dirvožemis išvalomas efektyviausiai).

Elektrokinetiniame dirvožemio valymo metode tirti buvo sukurtas eksperimentinis įrenginys. Eksperimentinio įrenginio pagrindas – neorganinio stiklo medžiagos dėžė, susidedanti iš kelių sekcijų, iš kurių trys yra pagrindinės. Vidurinėje dalyje talpinamas dirvožemio bandinys, ir ji atskirama nuo elektrodų dalių kiekvienoje pusėje pusiau pralaidžiomis membranomis. Pusiau pralaidžios membranos iš filtrinio popieriaus, kuris ribojasi su perforuotomis organinio stiklo pertvaromis (pastoviam elektroosmotiniam srautui užtikrinti). Filtrinio popieriaus paskirtis įrenginyje – užkirsti kelią kietųjų dalelių judėjimui. Statinėmis sąlygomis, kai nėra termodinaminių gradientų, dalelių judėjimą sukeltų dirvožemio daleles traukianti elektroforezinė trauka anodo pusėje, bei erozija katodo pusėje, kylanti dėl elektroosmosės. Filtrinis popierius turi būti atsparus rūgštims bei šarmams. Pasirenkamas taip, kad jo poros būtų mažesnės už dirvožemio daleles. Dėl reakcijų, kurias sukelia elektrodai, pagrindinė filtrinio popieriaus pasirinkimo sąlyga – jo atsparumas didelei pH sąlygų kaitai.

Aparato sekcijos, į kurias talpinamas užterštas dirvožemis, dydis – 21x12x26 cm. Ši sekcija dar papildomai padalyta į tris mažas lygias sekcijas, į kurias supilamas trijų skirtingų tipų dirvožemis (2.3.1 pav.).



2.3.1 pav. Eksperimentinio aparato principinė schema

Skirstymas sekcijomis pasirinktas dėl to, kad norint išanalizuoti valymo proceso priklausomybę trukmės ir nuo dirvožemio tipo, eksperimentas truktų labai ilgai. Todėl su visų trijų tipų dirvožemiais eksperimentuojama vienu metu. Kaip anodas bei katodas naudojamas metalas – nerūdijantis plienas, jo forma – perforuota plokštelė, tvirtinama prie vidinės įrenginio sienelės pusės. Maitinimo elektrodų medžiaga pasirinkta atsižvelgiant į elektrochemines savybes. Medžiagos, iš kurių padaryti elektrodai, gali turėti ir kokybinės, ir kiekybinės įtakos, kylantiems dirvožemyje elektrocheminiams bei elektrokinetiniams procesams. Todėl labai svarbu, kad pasirinktoji medžiaga elektrodams būtų kuo inertiškesnė, kad nuo jų atsiskyre dalelės nepatektų į dirvožemį bei elektrolitą.

Prieš pradėdant eksperimentą, nustatomas pasirinktų dirvožemio bandinių tipas (smėlis, priesmėlis, molis), jų granulimetrinė sudėtis (t. y. procentinis dalelių kiekis ir santykis), drėgnumas bei dirvožemio organinių medžiagų kiekis kiekvieno tipo bandiniuose (deginimo būdu) [78, 79]. Kiekvienas eksperimentas pradedamas dirbtinai užteršiant dirvožemio bandinius. Bandinių svoris – 500 g. Eksperimentas atliekamas su vienu iš būdingiausių karinei veiklai metalų – švinu. Kiekvienas iš trijų rūšių dirvožemio bandinių pripilami 0,5 l švino druskos tirpalo, kuriame švino koncentracija 0,6 g/l, ir palaikomi parą. Tada tirpalas nupilamas, bandiniai išdžiovinami, ir nustatoma sunkiojo metalo pradinė koncentracija. Dirbtinai teršiant dirvožemį siekta 300 mg/kg koncentracijos – būtent tokia didžiausia švino koncentracija nustatyta Gaižiūnų poligono dirvožemyje.

Užteršti, sausi dirvožemio bandiniai sudrėkinami iki 15 % svorio (tirpalu, kurio sudėtis – 10 % distiliuoto vandens bei 5 % – elektrolitinio tirpalo), kad padidėtų dirvožemio specifinis laidumas. Elektrolitas, kuris bus naudojamas visuose bandymuose – 0,1 M natrio sulfato tirpalas. Dirvožemio dalis ties katodu kas 12 valandų drėkinama acto rūgšties tirpalu, kad formuotųsi rūgštusis frontas. Tokių pat elektrolitinių tirpalų (natrio sulfato tirpalo) lygiomis dalimis įpilama ir į anodo bei katodo dalis. Elektrolitų lygis turi būti šiek tiek mažesnis nei dirvožemio lygis viduriniojoje dalyje.

Kaip minėta, eksperimento tikslas buvo nustatyti pagrindinius veiksnius, turinčius įtakos sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio efektyvumui. Kadangi eksperimentas ilgai trunka, iš pradžių buvo pasirinktas tik vienas metalas – švinas, nes jis yra vienas iš būdingiausių metalų karinėje veikloje. Eksperimentas atliekamas su trijų tipų dirvožemiais: vidutinio sunkumo priemoliu, priesmėliu bei smėliu. Priesmėlis ir smėlis paimti atitinkamai iš Gaižiūnų poligono 2-ojo ir 1-ojo taktinių laukų, o priemolis – iš neužterštos, gamybinei veiklai nenaudojamos aplinkos. Pradiniai eksperimento duomenys pateikti 2.1 lentelėje.

Eksperimentas buvo kartojamas du kartus, keičiant įtampą. Pirmuoju atveju pasirinkta 18 V įtampa. Pasirinkimą nulėmė tai, kad, remiantis atliktų panašių tyrimų rezultatais, tokia įtampa dažniausiai naudojama tuomet, kai elektrokinetinis metodas taikomas dirvožemiams valyti lauko

sąlygomis [99, 101]. Tai, remiantis literatūros šaltiniais, žemiausia pakopa, kai pasiekiamas pakankamas sunkiųjų metalų išvalymo iš dirvožemio efektyvumas, išvengiant pašalinių efektų (t. y. dirvožemio temperatūros padidėjimo) [102, 103]. Kadangi vienas iš eksperimento tikslų – nustatyti optimalią įtampą, kad dirvožemio valymas būtų efektyvus, taikant elektrokinetinį metodą, eksperimentas pradėtas nuo mažiausios įtampos. Standartinės įtampos – 6 V arba 12 V nesirinkta, nes literatūros apžvalga parodė, kad tokios mažos įtampos neužtikrina efektyvaus dirvožemio išvalymo, tad pasirinkta didesnė – 18 V įtampa. Antruoju bandymu įtampa padidinta iki 29 V – tokią reikšmę nulėmė techninės turimo maitinimo šaltinio galimybės, nes tai maksimali galima įtampa. Taigi atlikus eksperimentą taikant minimalią ir maksimalią įtampas, bus galima įvertinti dirvožemio išvalymo efektyvumo priklausomybę nuo pasirinktų įtampų ir kitam etapui pasirinkti tinkamiausią – 18 V, 29 V arba šio diapazono standartinę įtampą (24 V).

Kiekvieno bandymo trukmė – 2 paros. Mėginiai imami po 24 val. nuo eksperimento pradžios, po 32 val., ir po 48 val. Mėginiai imami iš kiekvienos įrenginio sekcijos atskirai. Iš kiekvienos sekcijos paimama po du mėginius (prie katodo ir prie anodo), kad galima būtų kuo tiksliau nustatyti liekamąsias teršalo koncentracijas bei efektyvesnio išvalymo sritis.

2.3.1 lentelė 1-ojo eksperimento metu elektrokinetiniu metodu valytų dirvožemių charakteristikos ir užterštumas

Bandinio nr., Dirvožemio tipas	Granulimetrinė dirvožemio sudėtis	Dirvožemio organinių medžiagų kiekis, mg/kg	Švino koncentracija prieš I bandymą	Švino koncentracija prieš II bandymą
E1 Vidutinio sunkumo priemolis	vidutinio sunkumo priemolis: smėlio 37 %, dumblo 39 %, molio 24 %;	17,5 mg/kg	255,3 mg/kg	285,00 mg/kg
E2 (II taktinis l.) Priesmėlis	priesmėlis: smėlio 71 %, dumblo 24 %, molio 5 %;	34,95 mg/kg	151,6 mg/kg	732,50 mg/kg
E3 (I taktinis l.) Smėlis	smėlis: smėlio 99 %, dumblo 0,5 %, molio 0,5 %;	4,6 mg/kg	207,5 mg/kg	455,00 mg/kg

2-ojo eksperimento metodika patobulinta remiantis pirmojo eksperimento rezultatais. 2-uoju eksperimentu buvo siekiama: 1) patobulinti sukurtą įrenginį sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti; 2) taikant elektrokinetinį metodą, išvalyti trijų skirtingų tipų dirvožemius, užterštus 6 skirtingais metalais: chromu, variu, manganu, nikeliumu, cinku bei švinu; 3) nustatyti, kokios įtampai esant dirvožemis išvalomas efektyviausiai; 4) nustatyti, ar 48 valandos yra pakankama trukmė užterštam dirvožemiui išvalyti; 5) įvertinti, kokiems sunkiesiems metalams ir kokiam dirvožemio tipui valyti šis metodas yra tinkamiausias; 6) nustatyti dirvožemio užterštumo ribas, kad išvalymo efektyvumas būtų pakankamas; 7) įvertinti gamtinio ceolito įtaką valymo efektyvumui, kai jis naudojamas kaip absorbentas, absorbuojantis šalia elektrodų susikaupiančius sunkiųjų metalų jonus.

Remiantis pirmojo eksperimento rezultatais (žr. 2.3.2 skyrių), buvo padarytos išvados, kad optimali trukmė, leidžianti pasiekti geriausių rezultatų valant švinu užterštą dirvožemį elektrokinetiniu metodu, yra 32 valandos, įtampa – didesnė, nei 18 V, ir mažesnė nei 29 V, dirvožemio užterštumas – 400–500 mg/kg. Be to, buvo nustatytas švino koncentracijų didėjimas šalia katodo, kuris paaiškinamas tuo, kad švino jonai turi teigiamą krūvį (Pb^{+2}), todėl, esant potencialų skirtumui, jie juda katodo link ir kaupiasi arba elektrolite, arba dirvožemyje šalia katodo. Tokie rezultatai rodo, kad įrenginio konstrukcija, kurioje nėra užtikrinamas susikaupusio švino pašalinimas, yra neefektyvi, nes judrūs švino jonai susikaupia šalia elektrodų, ir, jei nepašalinami, lieka dirvožemyje. Todėl elektrokinetinio dirvožemio valymo įrenginį siūloma patobulinti.

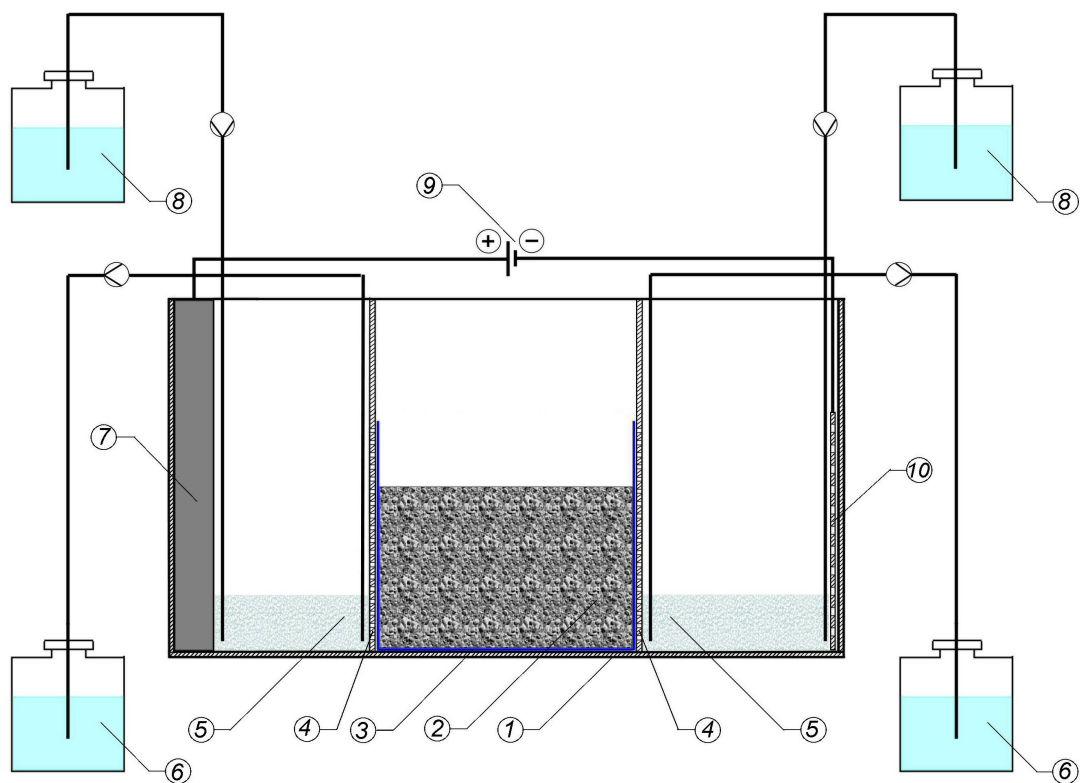
Įrenginys modifikuojamas:

- 1) Pakeičiama anodo medžiaga: vietoj nerūdijančio plieno plokštelės panaudojamas 50 mm skersmens grafito strypas. Katodas nekeičiamas, tai – nerūdijantis plienas, forma – perforuoti plokštelė. Maitinimo elektrodų medžiagos – grafitas bei nerūdijantis plienas – pasirinktos atsižvelgiant į jų elektrochemines savybes. Medžiagos, iš kurių padaryti elektrodai, gali turėti ir kokybinės, ir kiekybinės įtakos elektrocheminiams bei elektrokinetiniams procesams, vykstantiems dirvožemyje. Todėl labai svarbu, kad pasirinkta elektrodų medžiaga būtų kuo labiau inertiška, kad nuo elektrodų atsiskyre dalelės nepatektų į dirvožemį bei ceolitą skalaujantį skystį. Grafitui tokios savybės būdingos ir naudojant kaip anodą, ir kaip katodą. Grafito pagrindinė sudedamoji medžiaga – anglis – anglis nedalyvauja reakcijose, netgi tose, kurios ima vykti rūgščioje terpėje. Dėl šių priežasčių kaip anodas pasirinktas grafitas. Tokia pat sąlyga keliami ir katodui. Valant užterštus dirvožemius, katodui tinka dauguma metalų, todėl pasirinktas nerūdijantis plienas (2.3.2 pav.).
- 2) Įrenginio sekcijos, kuriose yra elektrodai, iki 1/3 dirvožemio tūrio pripilamos adsorbento – gamtinio ceolito. Jo paskirtis įrenginyje – sorbuoti sunkiųjų metalų jonus, kurie, veikiami elektros srovės, juda elektrodų link. Teršalams surinkti prie elektrodų naudojamas gamtinis ceolitas. Ceolitai – tai kalnų uolienos mineralai, kristalinės struktūros aliumosilikatai, kurių pagrindiniai aktyvieji komponentai – klinoptilolitas ir montmorilonitas. Viena iš unikalių ceolitų savybių, lėmusių pasirinkimą – atsparumas aukštų temperatūrų, agresyvių terpių, jonizuojančiojo spinduliavimo poveikiui, selektyvumas šarminių, žemės šarminių ir kai kurių sunkiųjų metalų stambiems katijonams. Ceolitams būdingos jonų kaitos ir adsorbcinės savybės. Ceolitų gardelėje yra atvirais kanalais susijungusių ertmių. Kanalų skersmuo svyruoja nuo 2,8 iki 8,0 angstromų. Todėl į juos gali laisvai patekti vandens bei kitos polinės molekulės – tokios, kaip NH_3 , SO_2 , H_2S , CO_2 , ir pan. Dėl specifinės struktūros ceolitai turi nemažai naudingų savybių: adsorbcinių – efektyviai adsorbuoja įvairias medžiagas iš dujų mišinių ir tirpalų; molekulinį sietų – sorbuoja tik atitinkamo dydžio molekules; katijoninių – silpnai prijungti

katijonai vidiniuose porų ir atvirų kanalų paviršiuose gali būti pakeičiami kitais katijonais; katalitinių – kristalinės gardelės porose esančių molekulių aktyvioji energija kai kuriose reakcijose sumažėja. Ceolitai ekologiškai švari inertinė ir netoksiška medžiaga. Įrenginyje siūloma naudoti 3–5 mm frakcijos ceolitą (2.3.2 pav.).

- 3) Viena iš menko dirvožemio valymo efektyvumo priežasčių – tai, kad dalis sunkiųjų metalų jonų patenka į elektrolito tirpalą, kuris savo ruožtu susisiekiama su valomu dirvožemiu ir gali trukdyti valymo procesui. Dėl šios priežasties elektrolito tirpalas turėtų būti nuolat keičiamas. Todėl įrenginys patobulinamas – įdiegiama drėkinimo-drenažo sistema (2.3.2 pav.).

Patobulintu įrenginiu atliekami du bandymai, taikant skirtingą įtampą. Kaip jau minėta, pirmojo eksperimento metu buvo nustatyta, kad taikant 18 V įtampą, nebuvo pasiekta pakankamo dirvožemio išvalymo efektyvumo, o padidinus įtampą iki 29 V – dirvožemyje prasidėjo nepageidaujami šalutiniai procesai.



2.3.2 pav. Patobulintas įrenginys sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti, taikant elektrokinetinį valymo metodą

(1 – įrenginio korpusas, 2 – užterštas dirvožemis, 3 – filtrinis popierius, 4 – perforuotos pertvaros, 5 – adsorbentas (gamtinis ceolitas), 6 – panaudoto elektrolito šalinimo indai, 7 – grafitinis anodas (50 mm skersmens strypas), 8 – elektrolito tirpalo tiekimo indai, 9 – maitinimo šaltinis, 10 – nerūdijančio plieno katodas (perforuotoji plokštelė)

2.3.2 lentelė 2-ojo eksperimento metu elektrokinetiniu metodu valytų dirvožemių charakteristikos ir užterštumas

Bandinio nr., Dirvožemio tipas	Granulimetrinė dirvožemio sudėtis	Dirvožemio organinių medžiagų kiekis, mg/kg	Metalas, koncentracija prieš I bandymą	Metalas, koncentracija prieš II bandymą
E1 Vidutinio sunkumo priemolis	vidutinio sunkumo priemolis: smėlio 37 %, dumblo 39 %, molio 24 %;	17,5 mg/kg	Cr – 1021,29 mg/kg Cu – 750,10 mg/kg Mn – 2418,75 mg/kg Ni – 481,64 mg/kg Zn – 720,32 mg/kg Pb – 594,53 mg/kg	Cr – 995,52 mg/kg Cu – 679,13 mg/kg Mn – 2556,23 mg/kg Ni – 552,17 mg/kg Zn – 735,33 mg/kg Pb – 631,59 mg/kg
E2 (II taktinis l.) Priesmėlis	priesmėlis: smėlio 71 %, dumblo (silt) 24 %, molio 5 %;	34,95 mg/kg	Cr – 1195,92 mg/kg Cu – 1092,16 mg/kg Mn – 3538,75 mg/kg Ni – 671,31 mg/kg Zn – 1171,06 mg/kg Pb – 668,56 mg/kg	Cr – 1230,23 mg/kg Cu – 1124,78 mg/kg Mn – 3776,11 mg/kg Ni – 599,33 mg/kg Zn – 1213,47 mg/kg Pb – 715,69 mg/kg
E3 (I taktinis l.) Smėlis	smėlis: smėlio 99 %, dumblo 0,5 %, molio 0,5 %;	4,6 mg/kg	Cr – 406,40 mg/kg Cu – 234,34 mg/kg Mn – 1075,00 mg/kg Ni – 360,48 mg/kg Zn – 284,94 mg/kg Pb – 280,12 mg/kg	Cr – 453,67 mg/kg Cu – 257,88 mg/kg Mn – 995,42 mg/kg Ni – 421,13 mg/kg Zn – 275,91 mg/kg Pb – 313,69 mg/kg

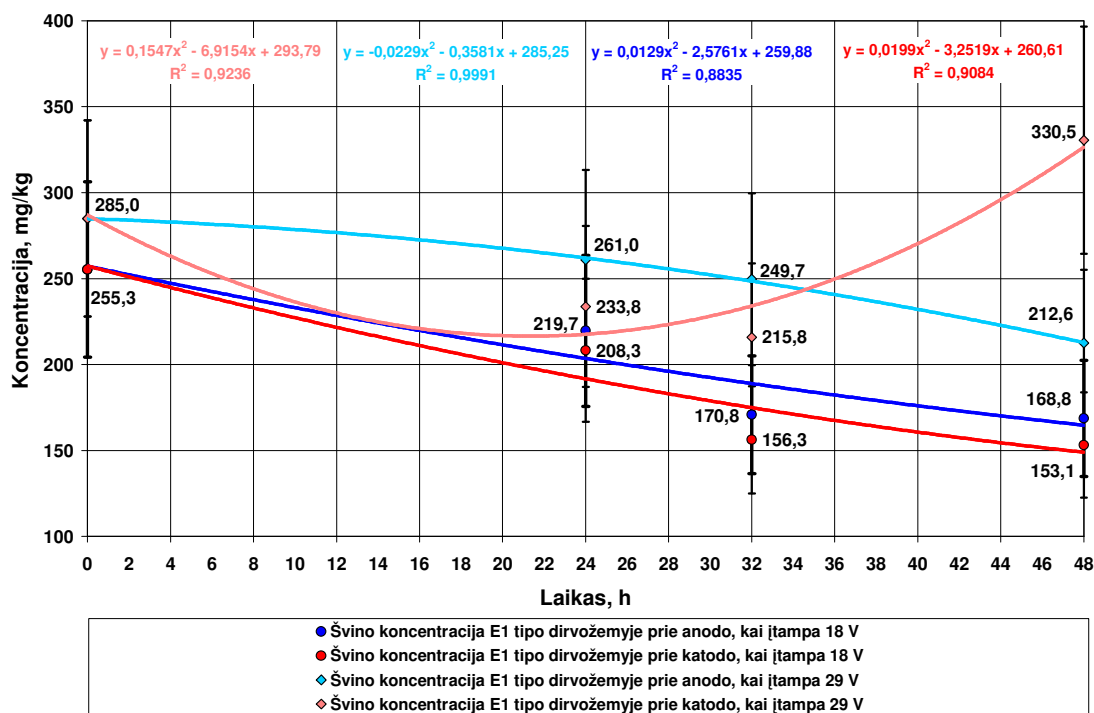
Tikėtina, kad patobulinus įrenginio konstrukciją, jų bus išvengta, todėl eksperimentą, įjungus maksimalią turimomis techninėmis sąlygomis 29 V įtampą reikia pakartoti. Taigi 2-ojo eksperimento metu dirvožemis buvo valomas taikant 24 V (standartinė įtampa, pasirinkta iš 18 V ir 29 V diapazono kaip tarpinis variantas) ir 29 V įtampas. Dirvožemio mėginiai buvo užteršti chromo, vario, mangano, nikelio, cinko bei švino junginiais (500 g dirvožemio bandiniai užpilti 0,5 l šių metalų druskų tirpalo). Kaip ir pirmojo eksperimento metu, pasirinkta trijų skirtingų tipų dirvožemiai. Dirvožemių charakteristikos pateiktos 2.2 lentelėje. 2-ojo eksperimento paruošiamieji darbai ir eiga analogiška kaip ir pirmojo eksperimento. Eksperimento trukmė – 48 valandos. Mėginiai imami po 24, po 32 ir po 48 val. nuo eksperimento pradžios – iš kiekvienos įrenginio sekcijos, kuriose yra valomas dirvožemis; iš kiekvienos sekcijos paimama po du mėginius (prie katodo ir prie anodo).

2.3.2. Eksperimentinio bandymo, taikant 18 V bei 29V įtampą, rezultatai

Atliktas eksperimentas, kurio metu sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti taikyta įtampa. Atliktos dvi bandymo serijos – įjungus 18 V bei 29 V įtampą. Esminė užduotis ir svarbiausias tikslas buvo nustatyti, ar elektrokinetinis metodas tinka dirvožemiui, užterštam švino junginiais, valyti. Ne mažiau svarbu, koks išvalymo efektyvumas gali būti pasiekiamas, kiek tai priklauso nuo įtampos, kokio užterštumo dirvožemį šiuo valymo metodu galima būtų išvalyti užtikrintai iki leistinų užterštumo ribų, kokio tipo dirvožemiui šis valymo metodas tinkamiausias, kokios medžiagos turi būti elektrodai ir t. t. Pirmuoju bandymu dirvožemį norėta užteršti iki 300 mg/kg

švino koncentracijos. Tačiau užteršus gautos koncentracijos visų trijų tipų dirvožemiuose buvo labai skirtingos: priemolio dirvožemis užsiteršė labiausiai, pradinė švino koncentracija jame siekė 255,3 mg/kg ir nedaug skyrėsi nuo norėto pasiekti užterštumo. Mažiausias užterštumas gautas priesmėlio dirvožemyje (151,6 mg/kg), o švino koncentracija smėlyje prieš pradėdant eksperimentą buvo 207,5 mg/kg. Eksperimento metu dirvožemiui valyti buvo taikyta 18 V įtampa. Antruoju bandymu padidinta ir įtampa (iki 29 V), ir užterštumo lygiai. Pradinės švino koncentracijos priemolio, priesmėlio bei smėlio dirvožemiuose atitinkamai buvo 285,00 mg/kg, 455,00 mg/kg bei 732,50 mg/kg.

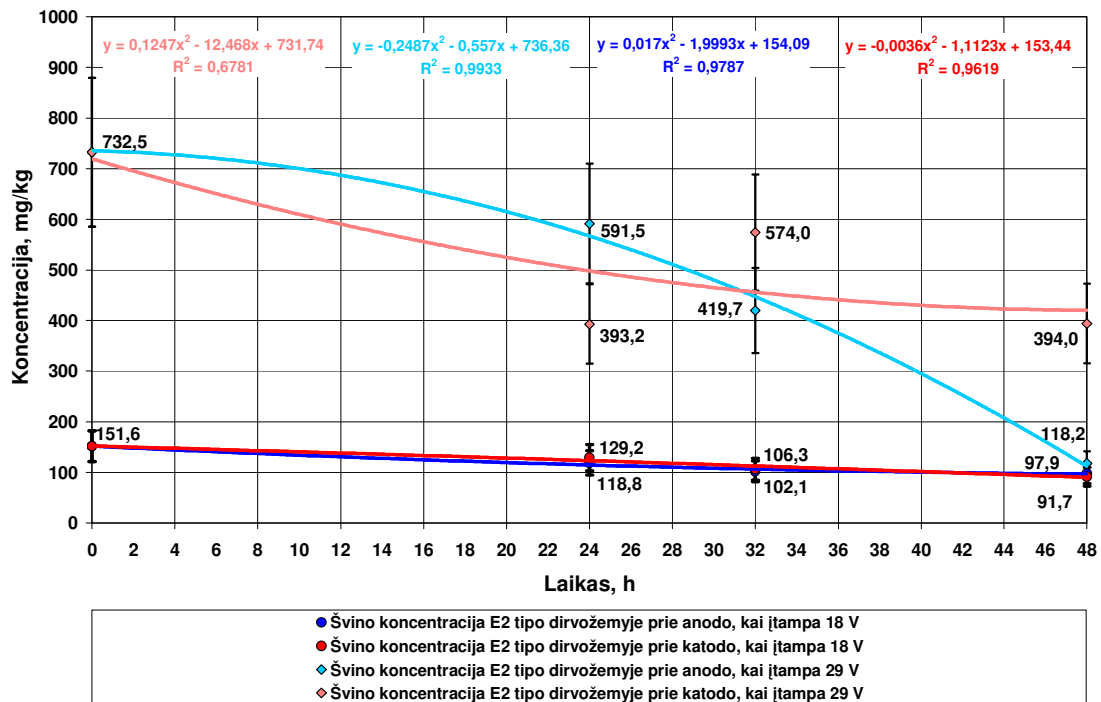
Eksperimento rezultatai parodė švino koncentracijų kitimo dinamiką. Kaip matyti iš 2.3.3 pav., švino koncentracijos priemolio dirvožemyje, taikant 18 V įtampą, bėgant laikui mažėjo. Tačiau šis koncentracijų sumažėjimas nebuvo toks didelis, kaip galima buvo tikėtis. Praėjus 24 val. nuo eksperimento pradžios, švino koncentracijos dirvožemyje sumažėjo tik 14 % prie anodo ir 18 % prie katodo (liekamoji švino koncentracija atitinkamai buvo 219,67 mg/kg prie anodo ir 208,34 mg/kg prie katodo). Antrojo bandymo, taikant 29 V įtampą, rezultatai parodė, jog po 24 val. buvo išvalyta tik 8 % švino prie anodo bei 18 % prie katodo. Per pirmąjį bandymą, nuo eksperimento pradžios praėjus 32 val., švino koncentracijos mažėjo intensyviausiai – išvalymo efektyvumas buvo: 33 % prie anodo ir 39 % prie katodo. Kaip matyti iš 2.3.3 pav., per kitas 16 valandų procesas nusistovėjo, ir švino koncentracijos beveik nebekito.



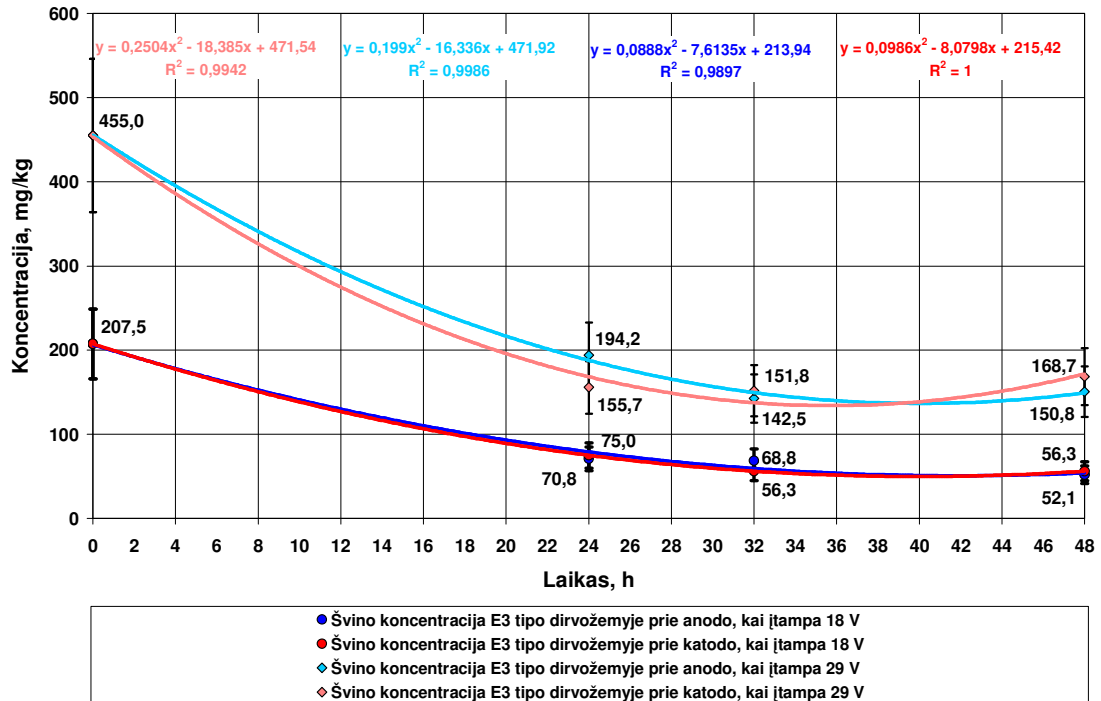
2.3.3 pav. Švino koncentracijų kaita, E1 tipo dirvožemį (vidutinio sunkumo priemolis: 37 % smėlio, 39 % dumblo, 24% molio) valant elektrokinetiniu metodu ir taikant 18 V bei 29 V įtampą

(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Visiškai kitokie rezultatai gauti antrojo bandymo metu, kai įtampa buvo 29 V (2.3.3 pav.). Lyginant rezultatus, gautus po 24 ir 32 val., matyti, kad švino koncentracijos per šį laiko tarpą kito labai mažai ir skyrėsi vos 4 % prie anodo, bei 8 % prie katodo. Tačiau praėjus dar 16 val., švino koncentracijos priemolio dirvožemyje prie anodo sumažėjo 15 %, o prie katodo labai padidėjo – net 35 %. Tokie rezultatai, išsigilinus į proceso esmę, visai tikėtini. Švino jonai turi teigiamą krūvį (Pb^{+2}), todėl suprantama, kad esant potencialų skirtumui, juda priešingo krūvio elektrodo (katodo) link. Eksperimento metu judrūs švino jonai patenka į elektrolito tirpalą, skalaujantį katodą, arba susikaupia dirvožemyje šalia jo. Kadangi dirvožemio mėginiai buvo imami šalia elektrodų, todėl gali būti, kad išvardytos priežastys ir nulėmė po 48 val. ne sumažėjusias, o padidėjusias švino koncentracijas. Iš 2.3.3 pav. matyti, jog optimalus išvalymo rezultatas pasiekiamas per 32 valandas. Vėliau, kai įtampa 18 V, procesas stabilizuojasi, o kai įtampa 29 V – prasideda nepageidautini antrinio užterštumo procesai. Taikant 18 V įtampą priemolis buvo išvalytas iki 68,75 mg/kg švino koncentracijos prie anodo (efektyvumas 34 %), ir 153,13 mg/kg prie katodo (efektyvumas 40 %). Taikant 29 V įtampą, liekamoji švino koncentracija šalia anodo buvo 212,55 mg/kg (efektyvumas 25 %), o prie katodo – net 330,50 mg/kg. Lyginant gautuosius rezultatus su galiojančiomis higienos normomis, toks išvalymo efektyvumas nėra pakankamas (remiantis HN 60:2004, didžiausia leistinoji švino koncentracija dirvožemyje – 100 mg/kg, o foninė – 15 mg/kg). Valant švinu užterštą priesmėlį esant 18 V įtampai, gauti labai panašūs rezultatai kaip ir valant priemolį. Bėgant laikui, švino koncentracijos beveik tolygiai mažėjo ir ties anodu, ir ties katodu. Tačiau vėlgi švino koncentracijų mažėjimas nebuvo labai intensyvus: prabėgus parai nuo eksperimento pradžios, švino koncentracija dirvožemyje sumažėjo 22 % prie anodo, ir tik 15 % prie katodo. Kaip ir priemolyje, po 32 val. švino koncentracijos dar sumažėjo – 33 % prie anodo ir 30 % prie katodo (2.3.4 pav.). Per paskutiniąsias 16 val. švino koncentracijos iš esmės nekito, todėl galima daryti išvadą, kad ir valant priemolį, ir priesmėlį taikant 18 V įtampą, optimali valymo trukmė būtų 32 val. Vis dėlto liekamoji švino koncentracija, vertinant švino koncentracijų, nustatytų prie anodo ir prie katodo, vidurkį, yra net 84 % didesnė už foninę, tačiau neviršija DLK ribų. Bendrasis priesmėlio išvalymo efektyvumas tebuvo 37 %. Kiek geresnių rezultatų pasiekta antruoju bandymo atveju – taikant 29 V įtampą. Šiuo atveju bendras išvalymo ties katodu efektyvumas siekė 46 %, o ties anodu – net 84 %. Liekamosios koncentracijos vis dar buvo per didelės, kad galima būtų laikyti dirvožemį švairiu, jos viršijo ir foninę, ir DLK koncentracijas (buvo 394,00 mg/kg ties katodu ir 118,167 mg/kg ties anodu), tačiau pradinė švino koncentracija siekė net 732,50 mg/kg (2.3.4 pav.). Kalbant apie proceso dinamiką, galima pastebėti, kad švino valymo iš dirvožemio procesas tolygesnis ties anodu: koncentracijos, bėgant laikui, tolygiai mažėjo (2.3.4 pav.). Ties katodu procesas nebuvo toks tolygus.



2.3.4 pav. Švino koncentracijų kaita, E2 tipo dirvožemį (priesmėlis: 71% smėlio, 24 % dumblo, 5 % molio) valant elektrokinetiniu metodu ir taikant 18 V bei 29 V įtampą (čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



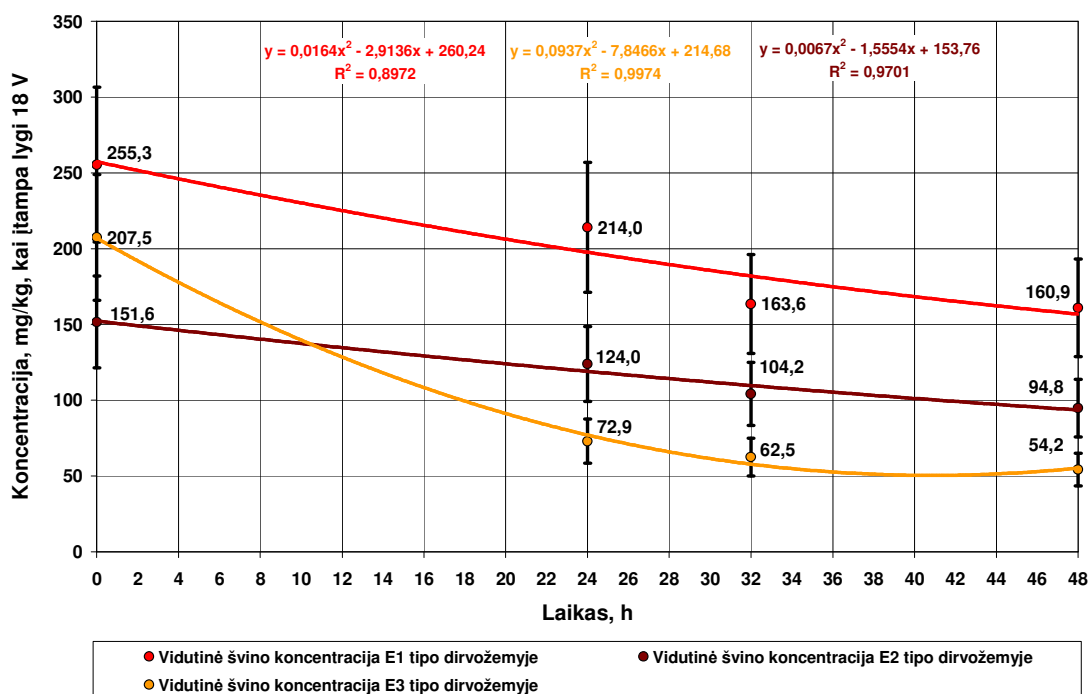
2.3.5 pav. Švino koncentracijų kaita, E3 tipo dirvožemį (smėlis: 99 % smėlio, 0,5 % dumblo, 0,5 % molio) valant elektrokinetiniu metodu ir taikant 18 V bei 29 V įtampą (čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Praėjus pirmosioms 24 valandoms, švino koncentracija sumažėjo beveik dvigubai (46 %), po dar 8 valandų – padidėjo 31 %, o praėjus dar 16 valandų – vėl sumažėjo iki buvusios, ir buvo 394,00 mg/kg. Tokia koncentracijų kaita ir padidėjimas ties katodu aiškintina teigiamąjį krūvį turinčių švino jonų susikaupimu dirvožemyje ties katodu. Reikia paminėti ir tai, kad teršalų valymas labai priklauso nuo terpės rūgštinių savybių, nes pH padidėjus, jonų migracijos procesai slopsta, o sumažėjus – valymosi procesas vėl suaktyvėja. Apibendrinant galima pasakyti, kad švinui išvalyti iš priesmėlio reikėtų taikyti bent 29 V įtampą, nes jei įtampa mažesnė (pvz., kaip pirmuoju atveju – 18 V), valymo procesas labai lėtas ir neefektyvus.

Bene geriausi rezultatai buvo pasiekti elektrokinetiniu metodu valant smėlį pasirinkus ir 18 V, ir 29 V įtampas. 2.3.5 pav. pavaizduota, kaip kito švino koncentracijos bėgant laikui, kai per dirvožemį buvo leidžiama elektros srovė, esant 18 V bei 29 V įtampai. Kai įtampa buvo 18 V, jau po pirmųjų 24 valandų švino koncentracija sumažėjo nuo 207,45 mg/kg iki 70,83 mg/kg prie anodo, bei 75,00 mg/kg prie katodo (t. y. vidutiniškai 65 %) (2.3.5 pav.). Kartoiant eksperimentą iki 29 V padidinus įtampą, švino koncentracija po 24 val. sumažėjo nuo 455,00 mg/kg iki 194,17 mg/kg prie anodo (57 %) ir iki 155,67 mg/kg prie katodo (66 %) (2.3.5 pav.). Praėjus dar 8 valandoms, esant 18 V įtampai, švino koncentracija prie anodo nepakito, o prie katodo sumažėjo dar 20 %, ir buvo lygi 56,25 mg/kg. Praėjus dar 16 val., didesnių pakitimų nenustatyta, o ir ties anodu, ir ties katodu švino koncentracijos buvo beveik vienodos (atitinkamai 56,27 ir 52,08 mg/kg). Tokios švino koncentracijos viršija foninę (kuri lygi 15 mg/kg), tačiau yra beveik perpus mažesnės už DLK. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad, nepavykus pagerinti išvalymo efektyvumo, jo pakaktų dirvožemį išvalyti bent iki DLK leistinų ribų. Visai kiti rezultatai gauti antruoju bandymu (taikant 29 V įtampą). Šiuo atveju liekamosios švino koncentracijos buvo 150,83 mg/kg prie anodo ir 168,67 mg/kg prie katodo (t. y. atitinkamai 33 % ir 41 % didesnės už DLK). Kaip matyti iš 2.3.5 pav., valymo proceso dinamika buvo labai panaši ir kai įtampa 18 V, ir kai 29 V. Abiem atvejais geriausių rezultatų pasiekta jau po 32 val. Apibendrinant galima pasakyti, kad šis tyrimas leido atsakyti į vieną labai svarbų klausimą apie elektrokinetinio metodo taikymo ribas. Kaip parodė rezultatai, esant pradinei švino koncentracijai 207,45 mg/kg ir taikant 18 V įtampą, galima pakankamai išvalyti dirvožemį (t. y. tiek, kad liekamoji koncentracija neviršytų DLK). Antruoju atveju pradinė koncentracija buvo 455,00 mg/kg, ir norimo rezultato nebuvo pasiekta. Palyginus rezultatus, pavaizduotus 2.3.6 bei 2.3.7 pav., matyti, kad abiem bandymo atvejais (ir taikant 18 V, ir 29 V įtampą), dirvožemiuose vyko panašūs procesai. Intensyviausiai valymo procesas vyko smėlio dirvožemyje, lėčiausiai – priesmėlyje esant 18 V įtampai, bei priemolyje – esant 29 V įtampai. Vertinant dirvožemio išvalymo efektyvumą pirmuoju eksperimento atveju, matyti, kad smėlis buvo išvalytas iki leistinų užterštumo lygių, priesmėlio užterštumas švinu taip pat neviršijo DLK ribų, tačiau liekamoji švino koncentracija priemolyje vis dar buvo per didelė (160,94 mg/kg, o DLK yra

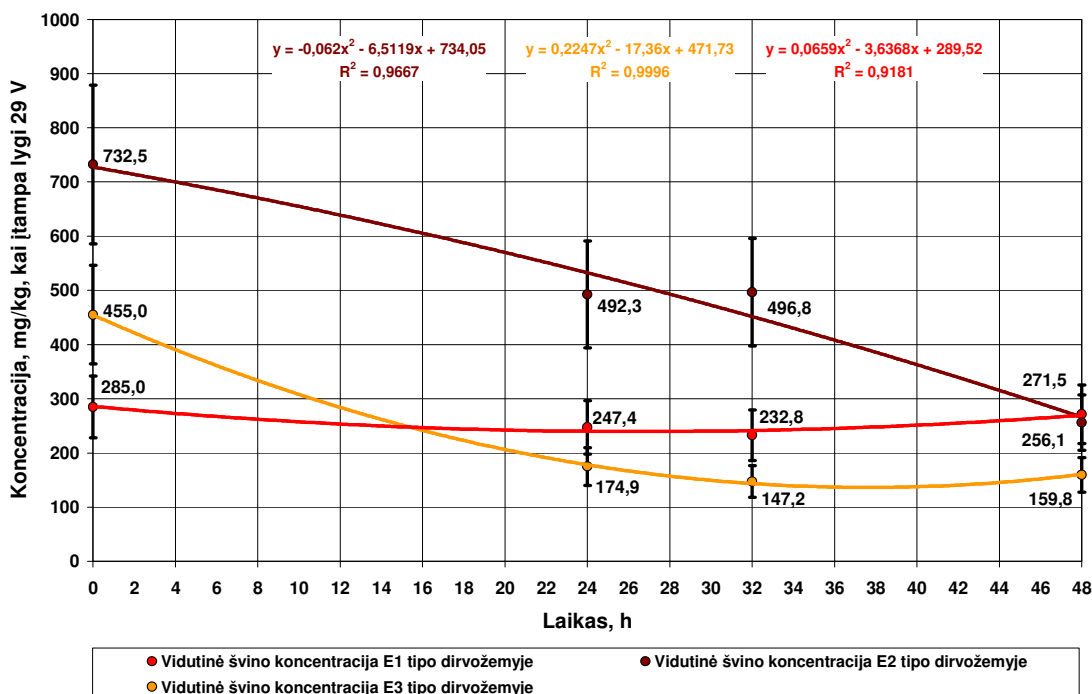
100 mg/kg). Antruoju atveju, kai pradinės koncentracijos visuose dirvožemiuose buvo padidintos dvigubai ir daugiau bei įtampa – nuo 18 V padidinta iki 29 V, dirvožemio išvalyti iki leistinų užterštumo ribų nepavyko (visuose dirvožemiuose DLK buvo viršijama nuo 37 % net iki 63 %).

Lyginant vidutines švino išvalymo iš skirtingų dirvožemių efektyvumo vertes (imant išvalymo efektyvumo prie anodo bei prie katodo vidurkį), matyti, kad elektrokinetiniu metodu efektyviausiai išvalomas smėlis – bendrasis efektyvumas siekia net 74 % (taikant 18 V įtampą), bei 65 % (kai įtampa 29 V) (2.3.8 pav.). Taikant 18 V įtampą, priemolio bei priesmėlio bendrasis išvalymo efektyvumas buvo labai panašus – apie 37 %. Tačiau įtampą padidinus iki 29 V, priesmėlio išvalymo efektyvumas padidėjo beveik dvigubai – iki 65 %, o priemolio – sumažėjo iki 5 % (dėl jau minėtų priežasčių). Abiejų tyrimų rezultatai parodė, jog pakankamas efektyvumas ir leistinos užterštumo vertės pasirinkus skirtingų tipų dirvožemius pasiektas tik valant smėlį ir priesmėlį (kai įtampa 18 V). Šių tipų dirvožemių išvalymo efektyvumas buvo didžiausias ir antruoju atveju – esant 29 V įtampai, tačiau leistinų užterštumo verčių nebuvo pasiekta. Vis dėlto galima teigti, jog optimizavus pradines užterštumo vertes (maždaug iki 500 mg/kg priesmėlio bei 400 mg/kg smėlio) ir pasirinkus didesnę nei 18 V ir mažesnę nei 29 V įtampą, galima tikėtis gerų rezultatų. Kaip bebūtų, abiejų tyrimų rezultatai parodė, jog taikytas elektrokinetinis metodas visiškai netinka priemolio dirvožemiams valyti.

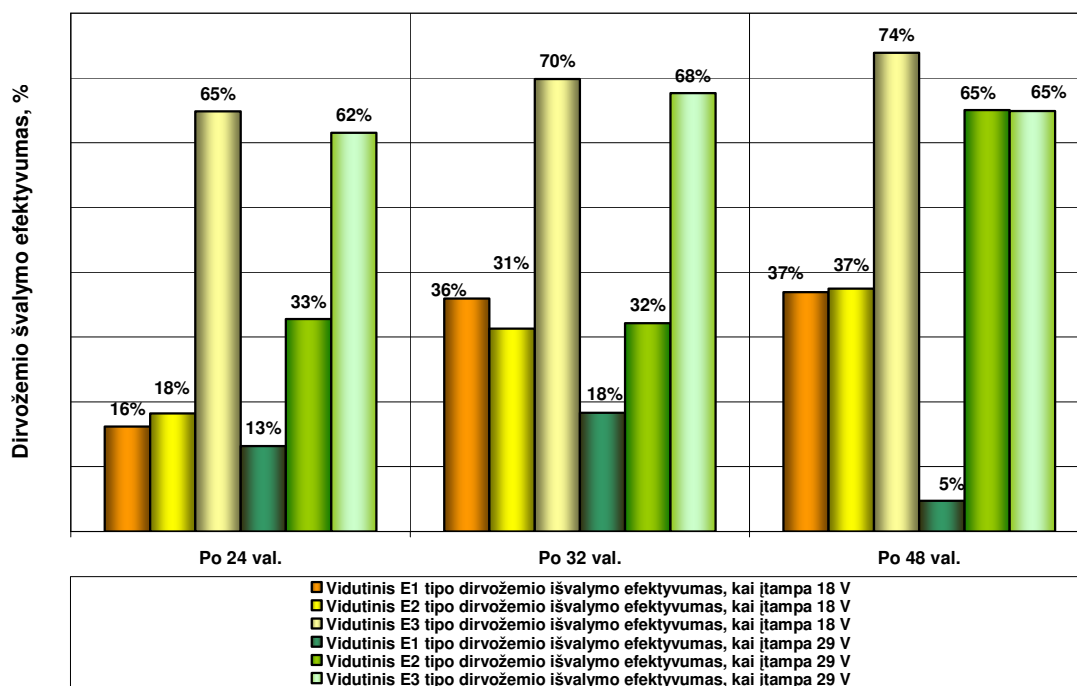


2.3.6 pav. Švino koncentracijų kaita, E1, E2 bei E3 tipo dirvožemius valant elektrokinetiniu metodu ir taikant 18 V įtampą (E1 – vidutinio sunkumo priemolis (37 % smėlio, 39 % dumblo, 24 % molio); E2 – priesmėlis (71 % smėlio, 24 % dumblo, 5 % molio); E3 – smėlis (99 % smėlio, 0,5 % dumblo, 0,5 % molio))

(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.7 pav. Švino koncentracijų kaita, E1, E2 bei E3 tipo dirvožemius valant elektrokinetiniu metodu ir taikant 29 V įtampą (E1 – vidutinio sunkumo priemolis (37 % mëllo, 39 % dumblo, 24 % molio); E2 – priesmëlis (71 % smëllo, 24 % dumblo, 5 % molio); E3 – smëlis (99 % smëllo, 0,5 % dumblo, 0,5 % molio))
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.8 pav. E1, E2 bei E3 tipo dirvožemių išvalymo efektyvumas, taikant elektrokinetinį metodą ir 18 V bei 29 V įtampą (E1 – vidutinio sunkumo priemolis (37 % mëllo, 39 % dumblo, 24 % molio); E2 – priesmëlis (71 % smëllo, 24 % dumblo, 5 % molio); E3 – smëlis (99 % smëllo, 0,5 % dumblo, 0,5 % molio))

Vertinant valymui būtiną trukmę, rezultatai parodė, kad efektyviausiai procesas vyksta bei didžiausias efektyvumas pasiekiamas per 32 valandas (ir taikant 18 V, ir 29 V įtampą), o vėliau procesas stabilizuojasi, ir koncentracijos kinta labai mažai. Taikant 29 V įtampą visų tipų dirvožemiams valyti pastebėta, kad, praėjus maždaug 30–32 val. nuo eksperimento pradžios, švino koncentracijos ne tik nesumažėja, bet ir padidėja dirvožemio srityje šalia katodo. Aiškintina tuo, kad švino jonai turi teigiamąjį krūvį (Pb^{+2}), todėl esant potencialų skirtumui, jie juda link katodo ir kaupiasi arba elektrolite, arba dirvožemyje šalia katodo. Rezultatai rodo, kad tokia įrenginio konstrukcija, kai nėra užtikrinamas susikaupusio švino pašalinimas, yra neefektyvi, nes judrūs švino jonai susikaupia šalia elektrodų, ir, jei nepatenka į elektrolitą, lieka dirvožemyje.

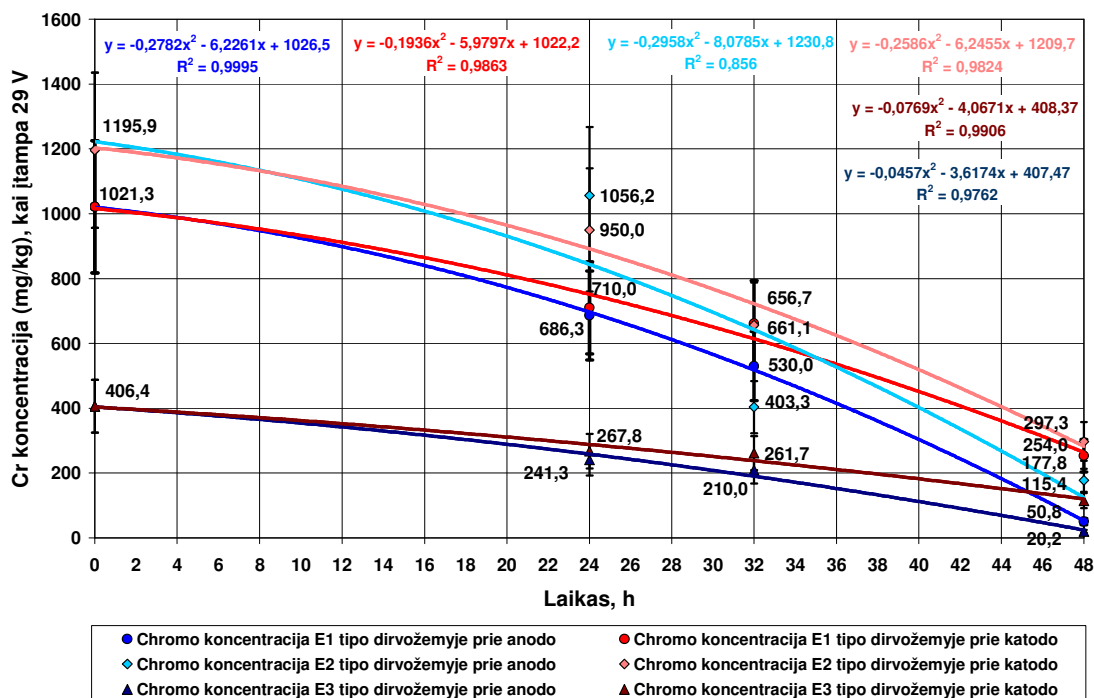
2.3.3. Dirvožemio, užteršto Cr, Cu, Mn, Ni, Zn bei Pb junginiais, valymo elektrokinetiniu metodu eksperimento rezultatų analizė

Dirbtinai užteršus E1, E2 ir E3 tipo dirvožemius (toliau tekste, atitinkamai, *priemolis*, *priesmėlis* ir *smėlis*), gautos labai skirtingos chromo koncentracijos, nors visiems dirvožemiams užteršti buvo naudotas vienodos koncentracijos chromo druskos tirpalas (5 g/l). Didžiausia chromo koncentracija nustatyta priesmėlyje (1195,92 mg/kg prieš pradėdant 1-ąjį ir 1230,23 mg/kg prieš pradėdant 2-ąjį bandymą), o mažiausia – smėlyje (406,40 mg/kg prieš pradėdant 1-ąjį ir 453,67 mg/kg prieš pradėdant 2-ąjį bandymą). Tokios nevienodos koncentracijos galėjo būti nulemtos dirvožemio organinių medžiagų kiekio: priesmėlyje jų buvo daugiausia, todėl įpylus druskos tirpalo, teršalai lengvai įsigėrė į organinę medžiagą, ir chromo koncentracijos priesmėlyje buvo didžiausios. Mažiausiai organinių medžiagų buvo smėlyje, ir chromo koncentracija ten buvo mažiausia (2.3.9 pav. ir 2.3.10 pav.). Prieš pirmąjį ir antrąjį bandymą priesmėlio užterštumas chromu buvo net 12 kartų didesnis nei DLK. Chromo koncentracijos priemolyje prieš 1-ąjį ir 2-ąjį bandymą atitinkamai buvo 1021,29 mg/kg ir 995,52 mg/kg, tad viršijo DLK 10 kartų. Smėlyje nustatytos chromo koncentracijos ir prieš pirmąjį, ir prieš antrąjį bandymą buvo mažiausios, ir viršijo DLK nuo 4 iki 4,5 karto.

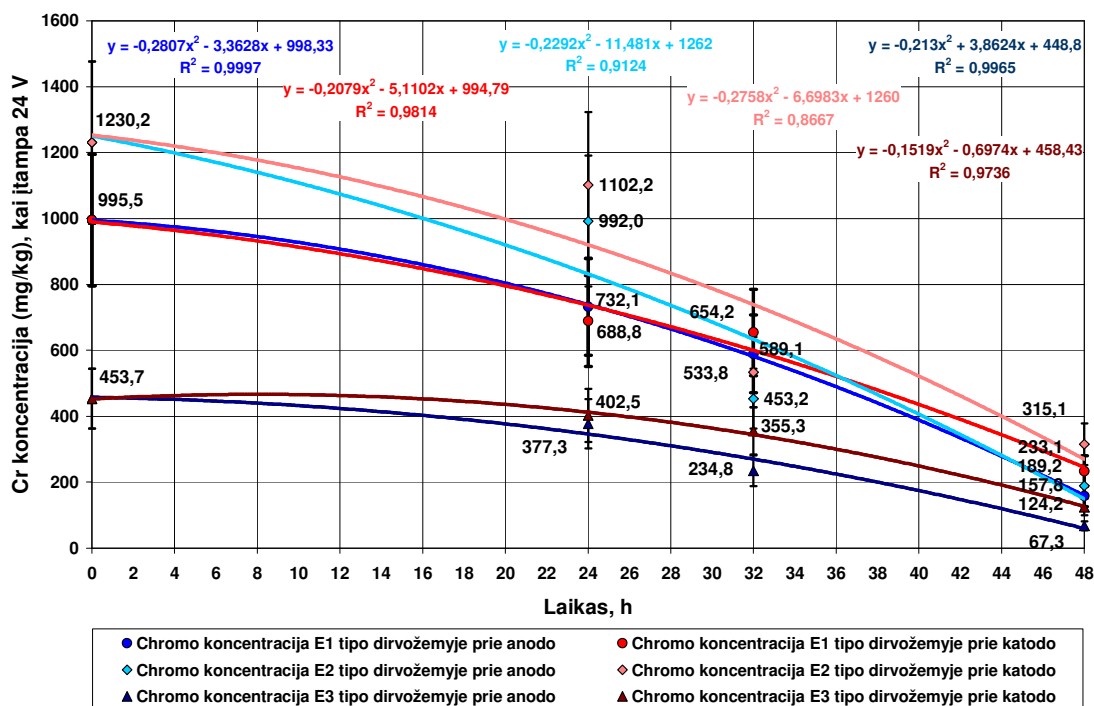
Atlikus 2 bandymus, kurių metu Cr, Cu, Mn, Ni, Zn ir Pb užterštas priemolis buvo valomas elektrokinetiniu valymo metodu, nustatyti labai panašūs dėsningumai. Per pirmąsias 24 1-ojo bandymo valandas chromo koncentracijos *priemolyje* sumažėjo nuo 1021,29 mg/kg iki 686,33 mg/kg (sumažėjo 33 %) anodo bei 710,00 mg/kg (sumažėjo 30%) katodo srityje (2.3.9 pav.). 2-ojo bandymo metu per 24 valandas chromo koncentracijos anodo srityje sumažėjo 26 %, o katodo srityje – 31 % (2.3.10 pav.). Per kitas 8 valandas chromo koncentracijos abiem atvejais pakito nedaug, kiek daugiau – anodo srityje. Kaip matyti iš 2.3.9 pav., per paskutiniąsias 16 eksperimento valandų, kai buvo 29 V įtampa, chromo koncentracijos sumažėjo nuo 661,08 mg/kg iki 254,00

mg/kg katodo bei nuo 530,00 mg/kg iki 50,8 mg/kg anodo srityje. Taikant 24 V įtampą, per paskutiniąsias 16 valandų chromo koncentracijos priemolyje sumažėjo nuo 589,13 mg/kg iki 157,81 mg/kg anodo bei nuo 654,15 mg/kg iki 233,14 mg/kg katodo srityje. Lyginant 2.3.9 ir 2.3.10 pav. matyti, kad taikant 24 V įtampą priemoliui, užterštam chromu, valyti, valymosi procesas buvo tolygesnis, ir skirtumas tarp galutinių koncentracijų, gautų anodo bei katodo zonose, buvo mažesnis, o 1-ojo bandymo atveju, kai įtampa 29 V, katodo srityje chromo koncentracijos buvo net 5 kartus didesnės nei anodo srityje. Didesnės koncentracijos katodo srityje aiškintinos tuo, kad teigiamieji chromo jonai, veikiami elektros srovės, juda neigiamąjį krūvį turinčio katodo link, todėl tikėtina kad dalis jų, nepašalintų su elektrolitu ar nesorbuotų ceolito, pasilieka dirvožemyje katodo pusėje. Kadangi 1-ojo bandymo atveju, kai įtampa buvo didesnė, išvalymo efektyvumo skirtumas anodo ir katodo srityse buvo didesnis – galima teigti, kad taikant didesnę įtampą, chromo jonų migracija katodo link yra spartesnė. Bendras chromo išvalymo iš *priemolio* efektyvumas pirmuoju atveju, esant 29 V įtampai, buvo 75 % katodo bei 95 % anodo srityje, o antruoju atveju, esant 24 V įtampai – atitinkamai 77 % ir 84 %. Taigi, taikant 24 V įtampą chromu užterštam *priemoliui* valyti, valymo procesas tolygesnis, o taikant 29 V – valymo procesas gerokai aktyvesnis anodo srityje, tačiau išvaloma žymiai efektyviau. Nors pradinės chromo koncentracijos abiem atvejais buvo labai panašios (1021,29 mg/kg ir 995,52 mg/kg), norimo rezultato pasiekta tik taikant 29 V įtampą ir tik anodo srityje – čia liekamoji chromo koncentracija buvo 50,8 mg/kg, t. y. neviršijo DLK (remiantis HN 60:2004, Cr DLK – 100 mg/kg.). Vis dėlto, kaip matyti iš 2.3.9 ir 2.3.10 pav., eksperimentas buvo sustabdytas tebesitęsiant valymo procesui, todėl tikėtina, kad prailginus valymo trukmę, būtų pasiekta dar geresnių rezultatų, esant 24 V, ir 29 V įtampai.

Valant chromą iš užteršto *priesmėlio*, ir taikant 29 V, ir 24 V įtampą, valymo procesas buvo labai netolygus, ypač tai pasakytina apie chromo šalinimą anodo srityje (2.3.9 ir 2.3.10 pav.). Per pirmąsias 24 valymo proceso valandas, esant 29 V įtampai valymo efektyvumas nebuvo didelis – anodo srityje – tik 12 %, o katodo srityje – 21 %; panašūs rezultatai po 24 eksperimento valandų gauti ir taikant 24 V įtampą – efektyvumas anodo srityje tebuvo 19 %, o katodo srityje – 10 %. Per kitas 8 valandas procesas abiejų bandymų metu gerokai paspartėjo, ir buvo pasiekta 66 % išvalymo efektyvumo anodo bei 46 % – katodo srityje, esant 29 V įtampai, bei atitinkamai 63 % ir 57 % – kai įtampa 24 V. Tyrimo rezultatai parodė, kad abiejų bandymų metu valymo procesas buvo aktyvesnis anodo srityje – ten nustatytos mažesnės chromo koncentracijos, be to, skirtumas tarp koncentracijų, nustatytų anodo bei katodo srityse abiejų bandymų metu bėgant laikui didėjo. Tai rodo, kad chromo jonai, kai ceolitas nespėja jų, judančių neigiamai įelektrinto katodo link, sorbuoti, arba jie nepasišalina su užterštu elektrolitu, kaupiasi dirvožemyje katodo srityje.



2.3.9 pav. Chromo koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.10 pav. Chromo koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Pasibaigus pirmajam bandymui, taikant 29V įtampą, išvalymo efektyvumas buvo 85 % anodo bei 75 % katodo pusėje; antrojo bandymo metu, taikant 24 V įtampą, išvalymo efektyvumas buvo labai panašus: 84 % anodo, ir 74 % – katodo pusėje.

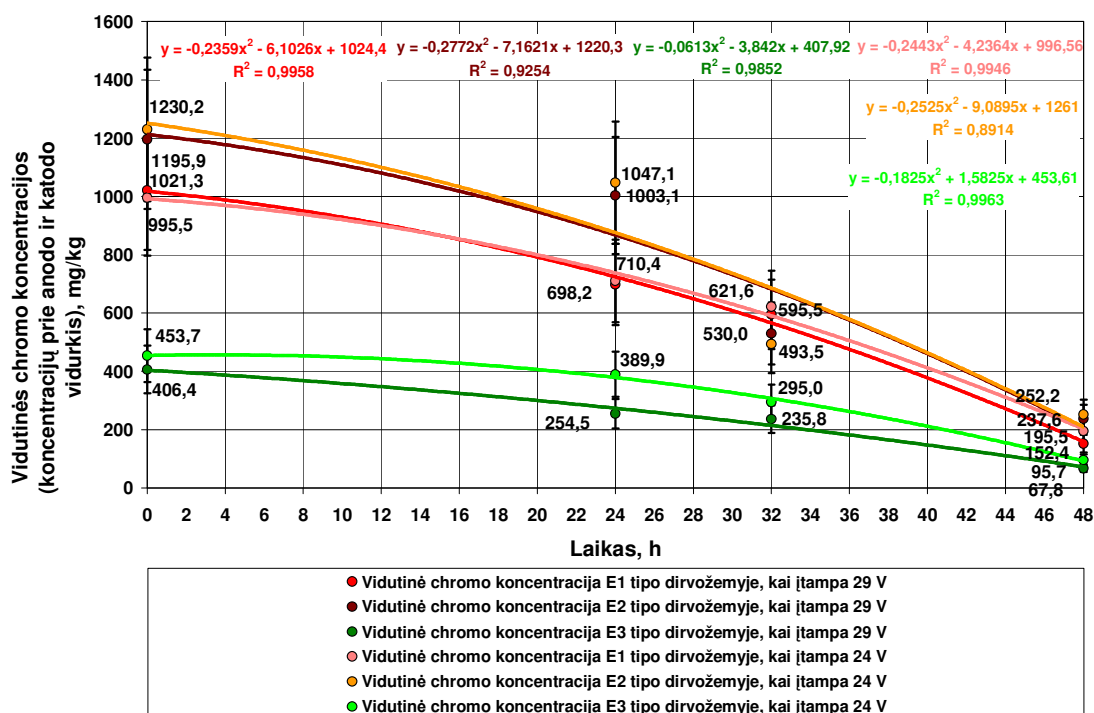
Vidutinės liekamosios koncentracijos abiem atvejais buvo panašios: pirmuoju atveju liekamoji chromo koncentracija buvo 237,57 mg/kg, o antruoju – 252,17 mg/kg (remiantis HN 60:2004, Cr DLK – 100 mg/kg.). Nepaisant gana nebloga valymo efektyvumo, reglamentuojamo leidžiamojo užterštumo lygio nebuvo pasiekta – liekamosios Cr koncentracijos dirvožemyje daugiau nei 2 kartus viršijo DLK. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad elektrokinetinis metodas tiktų *priesmėliui*, užterštam chromo junginiais valyti, tačiau norint pasiekti geresnių rezultatų pradinis užterštumo lygis turėtų būti mažesnis. Kita vertus, kaip matyti iš 2.3.9 ir 2.3.10 pav., eksperimentas sustabdytas tuo metu, kai dirvožemyje valymosi procesas tebevyko, todėl tikėtina, kad pratęsus jo trukmę, dirvožemis iki leistinų ribų būtų išvalytas ir taikant 29 V, ir 24 V įtampą.

Nustatyta, kad abiem atvejais, eksperimento metu elektrokinetiniu metodu valant iš *smėlio* chromą, ir taikant 29 V ir 24 V įtampą, valymosi procesų dinamika skyrėsi, priešingai nei valant *priemolį* ir *priesmėlį*. Esant 29 V įtampai, valymosi procesas buvo labai netolygus. Per pirmąsias 24 valandas chromo koncentracijos sumažėjo nuo 406,40 mg/kg iki 241,30 mg/kg (išvalymo efektyvumas 41 %) anodo bei iki 267,76 mg/kg (34 %) katodo srityje (2.3.9 pav.). Per kitas 8 valandas chromo koncentracija *smėlyje* katodo pusėje išliko beveik tokia pati (t. y. valymosi procesas buvo sustojęs), o anodo pusėje sumažėjo taip pat nedaug – dar 8 %. Per paskutiniąsias eksperimento valandas valymosi procesas ir anodo, ir katodo srityse vėl suintensyvėjo, išvalymo efektyvumas anodo bei katodo srityse buvo atitinkamai net 95 %, bei 72 %. Taikant 24 V įtampą valymo procesas vyko tolygiau. Per pirmąsias 24 valandas chromo koncentracijos sumažėjo 17 % prie anodo, ir 11 % prie katodo (2.3.10 pav.). Per kitas 8 valandas efektyvumas padidėjo dvigubai, o po 48 valandų nuo bandymo pradžios, išvalymo efektyvumas pasiekė 85 % anodo, bei 73 % katodo srityse. Nepaisant tolygesnio proceso, valymas efektyvesnis taikant 29 V įtampą. Abiem eksperimento atvejais, valant chromą iš *smėlio*, dirvožemio efektyvesnis išvalymas nustatytas anodo (grafitinių strypų) pusėje. Čia galutinė chromo koncentracija, kai dirvožemis buvo valomas jungiant 29 V įtampą, koncentracija buvo 5 kartus mažesnė už HN 60:2004 reglamentuotą chromo DLK (100 mg/kg) ir neviršijo (chromo foninė koncentracija smėlio bei priesmėlio dirvožemiuose – 30 mg/kg). Katodo pusėje liekamoji koncentracija buvo 115,36 mg/kg, t. y. viršijo DLK minimaliai. Tokių gerų rezultatų nebuvo pasiekta, taikant 24 V įtampą, tačiau liekamoji chromo koncentracija anodo srityje buvo 67,32 mg/kg, taigi neviršijo DLK, o katodo srityje Cr koncentracija buvo 124,15 mg/kg, t. y. labai nedaug didesnė už DLK. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad chromo junginiai iš *smėlio* pakankamai efektyviai išvalyti taikant 24 V, ir 29 V įtampą. Kaip ir valant *priemolį* bei

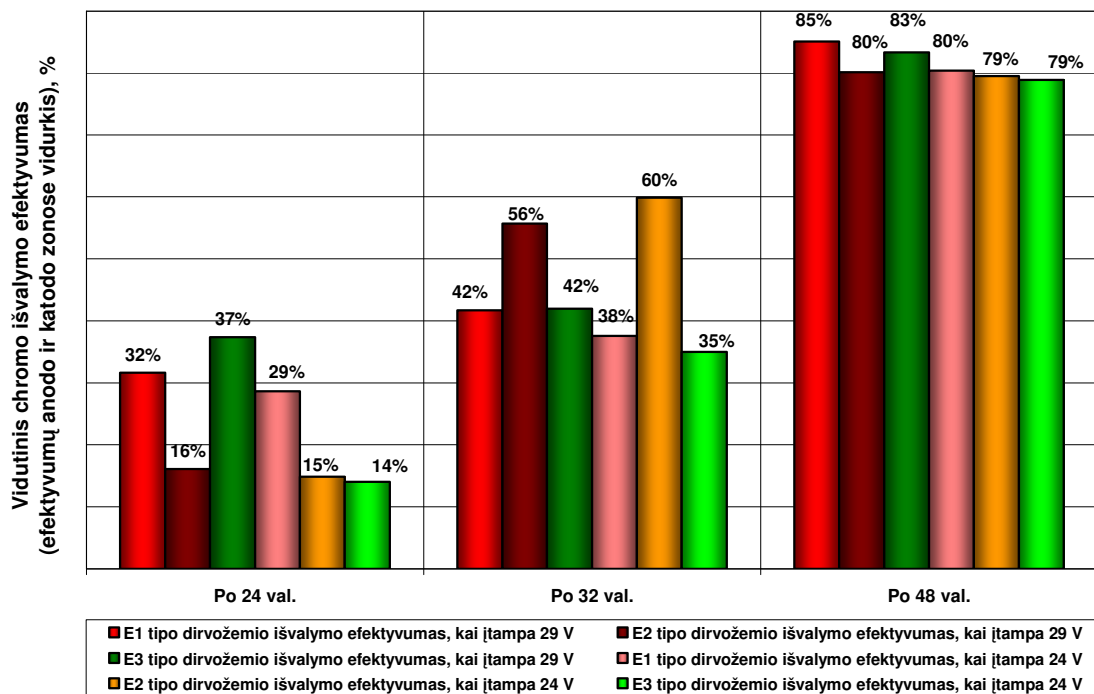
priesmėlį, sustabdžius eksperimentą, valymosi procesas dar nebuvo sustojęs, todėl tikėtina, kad prailginus eksperimento trukmę, būtų pasiekta dar geresnių rezultatų.

Kaip matyti iš 2.3.11 pav., ir taikant 24 V, ir 29 V įtampą, visų tipų dirvožemiuose chromo koncentracijos mažėjo tolygiai. Tiek pradėjus, tiek ir baigus eksperimentą, chromo koncentracijos pagal dydį ir dirvožemio tipą išsirikiavo taip pat: didžiausia koncentracija buvo *priesmėlyje*, o mažiausia – *smėlyje*. Kaip rodo koncentracijų kitimo kreivės, visuose 3 dirvožemiuose abiem bandymo atvejais esant skirtingoms įtampoms, sustabdžius eksperimentą, valymo procesas nebuvo visiškai pasibaigęs, nes chromo koncentracijos vis dar turėjo tendenciją mažėti (2.3.11 pav.). Lyginant rezultatus, gautus valant chromą iš dirvožemio, įjungus 24 V ir 29 V įtampą, matyti, kad priemolio ir *priesmėlio* valymo proceso dinamika buvo beveik vienoda: tai rodo krypties kreivės, kurios iš esmės sutampa. *Smėlyje* viso proceso metu mažesnės chromo koncentracijos buvo, kai įtampa 29 V, taigi galima teigti, kad geresnių rezultatų valant iš *smėlio* chromą pasiekama taikoma didesnę įtampą nei 24 V. Kad valymo procesas esant 29 V įtampai buvo gana tolygus, rodo ir chromo valymo iš skirtingų dirvožemių efektyvumas tam tikrais laiko periodais (2.3.12 pav.). Tiesa, *priemolyje* bei *smėlyje* po pirmųjų 24 valandų valymo procesas buvo truputį sulėtėjęs, *priesmėlyje* – atvirkščiai, pagreitėjęs. Nors chromo junginių iš visų tipų dirvožemių valymo efektyvumas buvo gana didelis (*priemolio* – 85 %, *smėlio* – 83 %, *priesmėlio* – 80 %), koncentracijų, neviršijančių chromo DLK (100 mg/kg) pasiekta tik valant *smėlį*. Tačiau negalima teigti, kad būtent iš šio tipo dirvožemio chromo junginiai išvalomi efektyviausiai, nes jame ir pradinė chromo koncentracija buvo mažiausia. Tikėtina, kad pratęsus valymo trukmę, norimas rezultatas būtų pasiektas visų tipų dirvožemiuose. Kai įtampa buvo 24 V, valymo procesai visuose tirtuose dirvožemiuose buvo tolygesni, nors tam tikrais laiko intervalais įvairių dirvožemių valymo efektyvumas labai skyrėsi. Kaip ir esant 29 V įtampai, bene tolygiausiai ir efektyviausiai chromo junginiai buvo valomi iš E1 tipo dirvožemio (*priemolio*) efektyvumas – 80 %. Apibendrinant galima pasakyti, kad visų tipų dirvožemiuose esant 24 V įtampai išvalymo efektyvumas buvo panašus (*priemolio* – 80 %, o *priesmėlio* ir *smėlio* – 79 %) (2.3.12 pav.). Tokie eksperimento rezultatai leidžia teigti, kad chromo junginiai iš visų trijų tirtų tipų dirvožemių buvo išvalyti gana efektyviai ir taikant 24 V, ir 29 V įtampą. Vis dėlto, esant 29 V įtampai, rezultatai geresni, todėl tolesniuose tyrimuose siūloma rinktis ne mažesnę nei 29 V įtampą, o valymo trukmę prailginti, kad visų tipų dirvožemiuose chromo koncentracijos sumažėtų iki vertės, neviršijančios DLK.

Kaip chromu, taip ir variu užteršiant tris skirtingų tipų dirvožemius, gautos labai skirtingos koncentracijos, nors dirvožemiai buvo užpilti vienodos koncentracijos vario druskos tirpalu (2,4 g/l).



2.3.11 pav. Vidutinių chromo koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

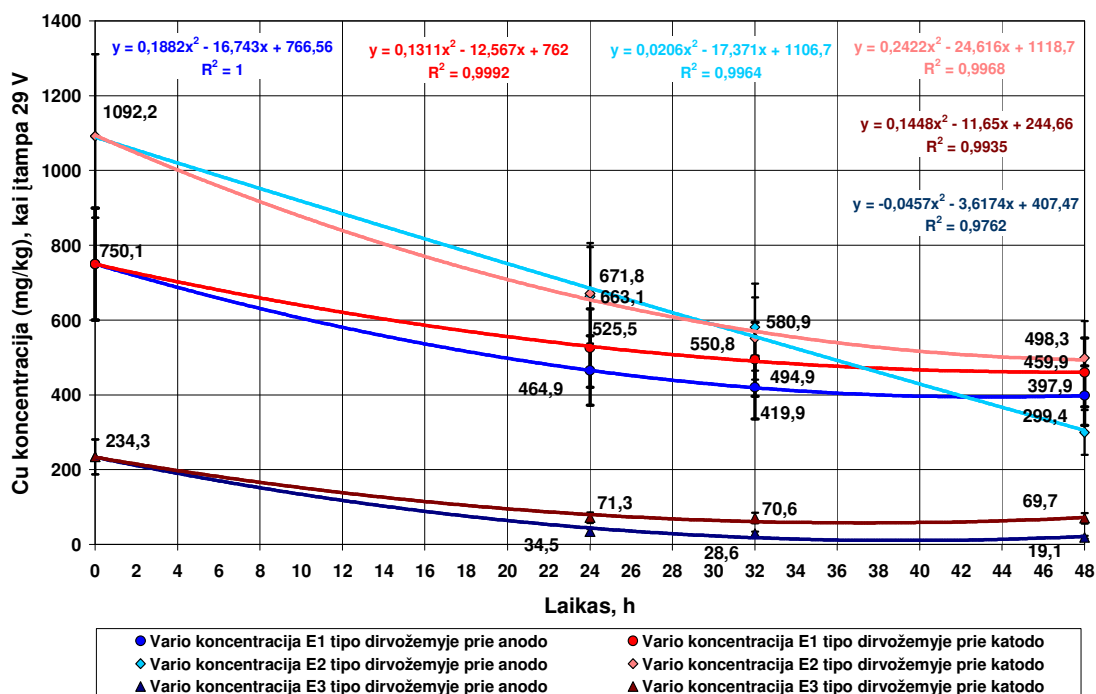


2.3.12 pav. Chromo valymo iš skirtingų tipų dirvožemių efektyvumas (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

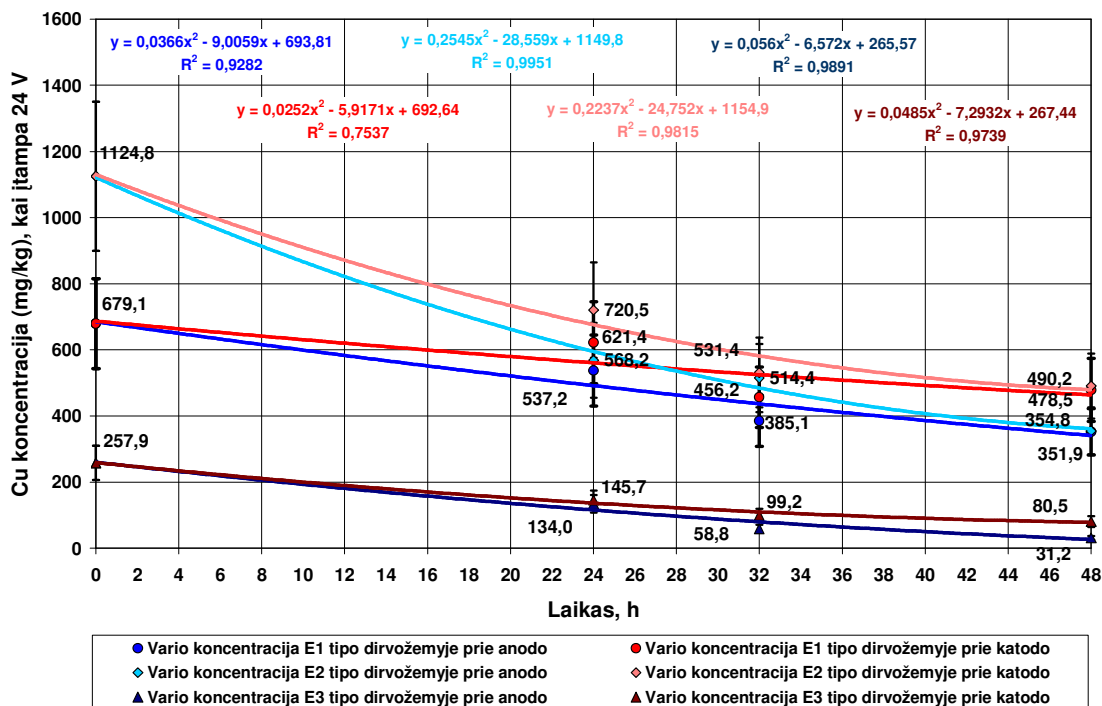
Kaip ir chromo, didžiausios pradinės vario koncentracijos buvo nustatytos E2 tipo dirvožemyje (toliau tekste – priesmėlis) – 1092,16 mg/kg prieš pirmąjį, ir 1124,78 mg/kg prieš antrąjį bandymą, o mažiausios E3 tipo dirvožemyje (toliau tekste – smėlis) – 234,34 mg/kg prieš pirmąjį, ir 257,88 mg/kg prieš antrąjį bandymą. Dirbtinai užteršus daugiausiai organinių medžiagų turintį priesmėlį, pasiektos vario koncentracijos, 11 kartų viršijančios DLK (remiantis HN 60:2004, vario DLK – 100 mg/kg). E1 tipo dirvožemis (toliau tekste – priemolis) buvo užterštas variu iki 750,10 mg/kg koncentracijos prieš pirmąjį, ir iki 679,13 mg/kg koncentracijos prieš antrąjį bandymą, t. y. atitinkamai 7,5 ir 7 kartus viršijant DLK. Pradinės koncentracijos smėlyje buvo mažiausios, ir viršijo DLK apie 2 kartus.

Valant varį iš *priemolio* įjungus 29 V įtampą, intensyviausiai valymo procesas vyko pirmąsias 24 valandas – vario koncentracija sumažėjo nuo 750,10 mg/kg iki 525,46 mg/kg (30%) katodo bei iki 464,86 mg/kg (38%) anodo srityje (2.3.13 pav.). Tuomet procesas stabilizavosi, ir vario koncentracijos iki pat eksperimento pabaigos kito labai nedaug. Antruoju bandymo atveju, kai dirvožemiui valyti buvo taikyta 24 V įtampa, per pirmąsias 24 valandas valymo efektyvumas buvo itin mažas: tik 8 % katodo ir 21 % anodo srityje (t. y. koncentracijos sumažėjo nuo 679,13 mg/kg iki 621,44 mg/kg katodo bei 537,22 mg/kg anodo srityje) (2.3.14 pav.). Tada katodo srityje valymo procesas suaktyvėjo – po 32 eksperimento valandų, esant 24 V įtampai, katodo srityje vario valymo efektyvumas siekė 33 %, o per paskutiniąsias 16 valandų ir pirmuoju, ir antruoju atveju, skirtingų įtampų atvejais, valymosi procesas buvo iš esmės sustojęs. Vario junginių valymo iš *priemolio* efektyvumas tesiekė 39 % katodo bei 47 % anodo srityje, kai įtampa buvo 29 V, ir atitinkamai 48 % ir 30 %, kai įtampa buvo 24 V. Liekamosios vario koncentracijos dirvožemyje, valytame įjungus 29 V įtampą, buvo 459,85 mg/kg katodo bei 397,85 mg/kg anodo pusėje, t. y. atitinkamai 4,6 bei 4 kartus daugiau nei HN 60:2004 reglamentuota vario DLK – 100 mg/kg. Antruoju bandymu, kai taikyta 24 V įtampa, liekamosios vario koncentracijos buvo 351,9 mg/kg anodo bei 478,46 mg/kg katodo pusėse, t. y. atitinkamai 3,5 ir 4,8 karto didesnės nei DLK. Nepaisant to, kad taikant mažesnę įtampą *priemolio* valymas anodo srityje vyko efektyviau, vidutinis pasiektas valymo efektyvumas buvo didesnis esant 29 V įtampai. Be to, pirmuoju atveju pradinės dirvožemio užterštumo vertės buvo didesnės, todėl tikėtina, kad kai įtampa 29 V, valymo procesas yra intensyvesnis nei kai 24 V. Nepaisant to, abiem atvejais rezultatai buvo labai prasti, ir tai rodo, kad *priemolis*, užterštas vario junginiais, elektrokinetiniu metodu valomas labai neefektyviai. Kaip matyti iš 2.3.13 ir 2.3.14 pav., jau po 24 valandų valymosi proceso vario koncentracijos *priemolyje* beveik nekito, todėl pokyčiai mažai tikėtini, ir ilginant proceso trukmę.

Geresnių rezultatų pasiekta valant varį iš *priesmėlio*. Eksperimento metu taikant ir 29 V, ir 24 V įtampą buvo pastebėta, kad valymo procesas per pirmąsias 8 valandas buvo gana intensyvus ir anodo, ir katodo pusėse.



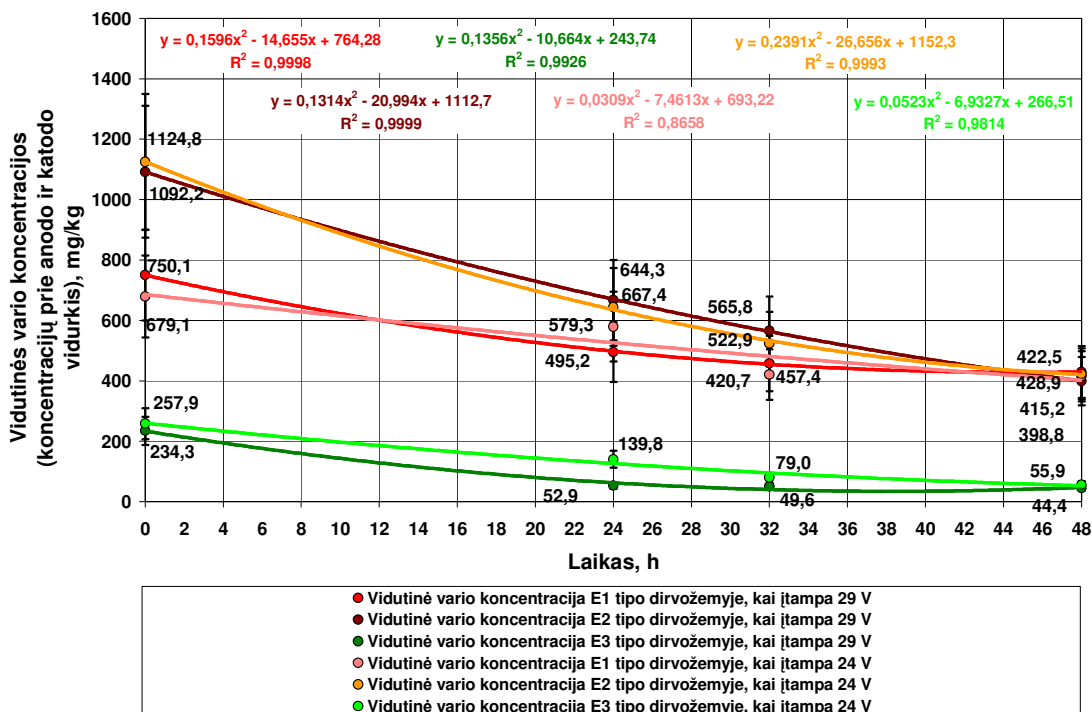
2.3.13 pav. Vario koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.14 pav. Vario koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Per šį laiką, esant 29 V įtampai, valymo efektyvumas prie anodo buvo 39 %, prie katodo – 38 %, o esant 24 V įtampai atitinkamai – 49 % ir 36 % (2.3.13 ir 2.3.14 pav.). Per kitas 8 valandas proceso dinamika taip pat beveik nepakito: tiesa, esant 29 V įtampai anodo srityje buvo nustatytos šiek tiek didesnės vario koncentracijos nei katodo srityje, tačiau valymo efektyvumas ir anodo, ir katodo pusėse vėlgi buvo iš esmės vienodas (2.3.13 pav.). Per paskutiniąsias eksperimento vykdymo valandas katodo pusėje valymosi procesas sulėtėjo, o anodo pusėje, priešingai, pagreitėjo. Taikant 24 V įtampą valymosi proceso dinamika buvo panaši ir anodo, ir katodo srityje, nors, kaip ir daugelio kitų metalų valymo atveju, didesnio efektyvumo buvo pasiekama anodo pusėje, o katodo pusėje visais atvejais nustatytos didesnės vario koncentracijos (2.3.14 pav.). Pirmuoju eksperimento atveju, kai taikoma 29 V įtampa, liekamoji vario koncentracija *priesmėlyje* buvo 299,36 mg/kg anodo bei 498,27 mg/kg katodo pusėje. Tokios koncentracijos yra atitinkamai 3 bei 5 kartus didesnės už vario DLK (100 mg/kg), todėl akivaizdu, kad, taikant 29 V įtampą, *priesmėlis* nebuvo išvalytas iki leistinųjų užterštumo variu ribų. Dar prastesni rezultatai buvo eksperimentuojant su 24 V įtampa – šiuo atveju liekamosios koncentracijos – 354,82 mg/kg anodo ir 490,15 mg/kg katodo srityje (atitinkamai 3,5 ir 4,9 karto didesnės nei DLK). Vidutinis valymo – efektyvumas buvo 63 % jungiant 29 V įtampą, ir 62 % – 24 V įtampą, tačiau to nepakako valant vario junginius iš *priesmėlio*, nes pradinė koncentracija siekė atitinkamai 1092,16 mg/kg ir 1124,78 mg/kg. Nors esant 29 V įtampai valymo efektyvumas buvo šiek tiek geresnis, antruoju eksperimento atveju pradinė vario koncentracija buvo didesnė. Tai leidžia teigti, kad įtampos skirtumas valant varį iš *priesmėlio* neturėjo reikšmės valymo efektyvumui, ir valymo procesas buvo beveik vienodas taikant abi skirtingas įtampas. Kaip matyti iš 2.3.13 ir 2.3.14 pav., vario koncentracijos prieš baigiant eksperimentą jau buvo nusistovėjusios, todėl mažai tikėtina, kad prailginus valymo trukmę, būtų pasiekta geresnių rezultatų. Tikėtina, kad norint pasiekti leistinų užterštumo verčių, elektrokinetiniu metodu valant variu užterštą *priesmėlį*, pradinė vario koncentracija turėtų būti mažesnė, nei tos, su kuriomis buvo eksperimentuojama.

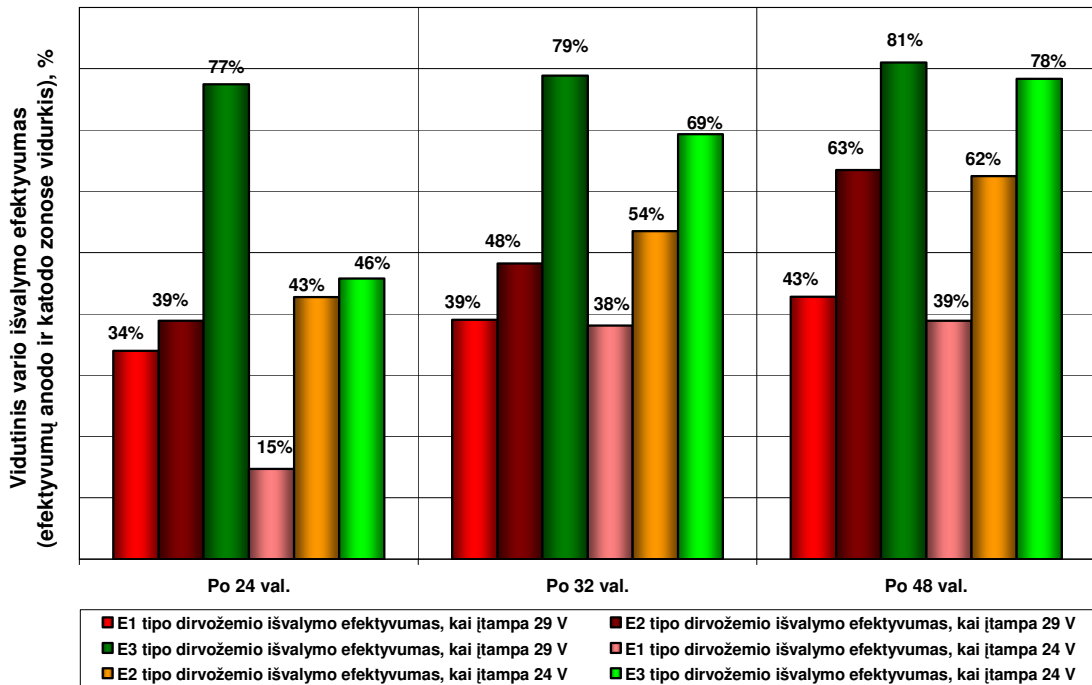
Valant varį iš *smėlio*, procesų dinamika buvo labai panaši kaip ir valant priemolį, tik koncentracijos buvo mažesnės. Kaip matyti iš 2.3.13 pav., kai įtampa buvo 29 V, valymosi procesas iš esmės vyko tik pirmąsias 24 eksperimento valandas, o per paskutiniąsias valandas vario koncentracijos katodo srityje visiškai nebekito, o anodo srityje sumažėjo nuo 34,45 mg/kg iki 19,13 mg/kg. Sumažinus įtampą iki 24 V, valymosi procesas buvo kiek tolygesnis – vario koncentracijos mažėjo viso bandymo metu, nors didžiausias valymo efektyvumas pasiektas per pirmąsias 32 valandas – tuomet vario koncentracijos sumažėjo nuo 257,88 mg/kg iki 58,77 mg/kg anodo, bei 99,17 mg/kg katodo pusėse. Taikant 29 V įtampą, jau per pirmąsias 24 valandas pasiekta 85 % išvalymo efektyvumas anodo bei 69,6 % – katodo srityje.



2.3.15 pav. Vidutinių vario koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose

(valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.16 pav. Vario išvalymo efektyvumas iš skirtingų tipų dirvožemių

(valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

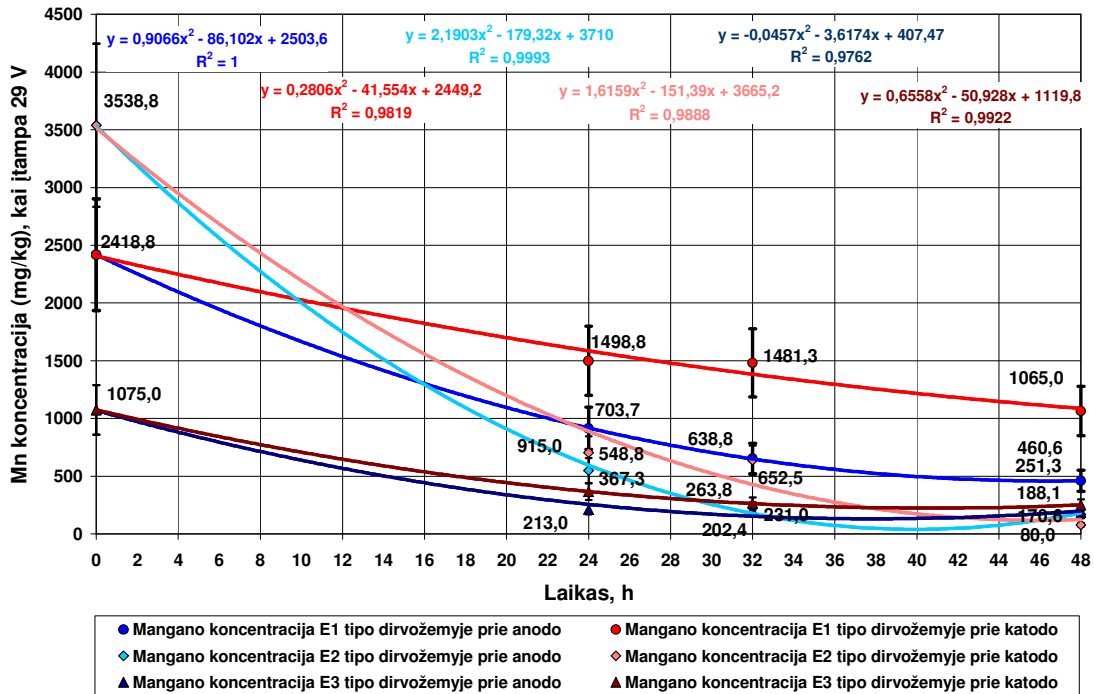
Kai įtampa buvo 24 V, po pirmųjų 24 valandų valymo efektyvumas prie anodo siekė 48 %, prie katodo – 44 %, tačiau jau po 32 valandų efektyvumas padidėjo atitinkamai iki 77 % ir 62 %. Galutinis išvalymo efektyvumas buvo 92 % anodo bei 70 % katodo srityje esant 29 V įtampai ir atitinkamai 88 % bei 69 % esant 24 V įtampai. Abiem eksperimento atvejais smėlis buvo išvalytas iki leistinųjų užterštumo ribų. Prieš pradėdant eksperimentą, vario koncentracijos smėlyje buvo 2,3 ir 2,5 karto didesnės už HN 60:2004 reglamentuojamą vario DLK (100 mg/kg), o pasibaigus valymosi procesui pasiekta, kad netgi didžiausioji katodo srityje nustatyta vario koncentracija (valyta taikant 24 V įtampą), buvo 80,45 mg/kg. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad elektrokinetinis metodas tinka *smėlio* dirvožemiams, užterštiems vario junginiais, valyti, kai pradinė vario koncentracija nėra labai didelė (apie 300 mg/kg). Verta pasakyti ir tai, kad norint pasiekti maksimalių rezultatų, užtenka 24 valandų trukmės proceso (praėjus šiam laikui, vario koncentracijos nebekito).

Palyginus vario valymo iš priemolio, smėlio bei priesmėlio rezultatus, matyti, kad visais atvejais procesas nebuvo labai tolygus. Priesmėlyje vario koncentracijos mažėjo gana tolygiai, kol pasiekė 398,82 mg/kg reikšmę, kai įtampa 29 V, ir 422,49 mg/kg, kai įtampa 24 V. Per paskutiniąsias 16 valandų koncentracijos sumažėjo labai nedaug, todėl mažai tikėtina, kad būtų pasiekta geresnių rezultatų prailginus eksperimento trukmę (2.3.15 pav.) Kiek kitokie rezultatai gauti valant priemolį bei smėlį – čia vario koncentracijos iš esmės nustojo mažėti jau po 24 eksperimento valandų, esant 29 V įtampai, ir po 32 valandų, esant 24 V įtampai, todėl galima teigti, kad, kaip ir valant priesmėlį, didesnio efektyvumo net ir prailginus valymo trukmę šiuo atveju nebūtų. Vertinant vario junginių valymo iš skirtingų tipų dirvožemio efektyvumą, galima teigti, kad efektyviausiai išvalomas smėlis, ir esant 29 V, ir 24 V įtampai. Taikant 29 V įtampą, smėlis buvo išvalytas 81 % efektyvumu, o 24 V įtampą – 78 %. Prasčiausių rezultatų pasiekta valant varį iš priemolio – valymo efektyvumas tesiekė 43 %, esant 29 V įtampai, ir 39 % – 24 V įtampai (2.3.16 pav.). Kai kurie ankstesni tyrimai parodė, kad elektrokinetiniu metodu būtent molis išvalomas efektyviausiai, pagrindžiama tuo, kad molis yra ypač laidus elektros srovei [106–108]. Kiti šaltiniai teigia, kad proceso efektyvumas ne tiek priklauso nuo dirvožemio elektrinių savybių, kiek nuo porose esančio vandens elektrinio laidumo ir judėjimo kelio ilgio, o šios abi savybės priklauso nuo dirvožemyje esančios drėgmės kiekio [100, 101]. Kadangi atliekant eksperimentą dirvožemis buvo drėkinamas druskos tirpalu, o į smėlio granuliometrinę sudėtį įeina stambiausios iš visų dirvožemio tipų dalelės (tai pagerina pralaidumą ir sumažina judėjimo kelią), suprantama, kad didžiausio išvalymo efektyvumo pasiekta valant smėlį. Tokie eksperimento rezultatai rodo, kad elektrokinetinis metodas netinka priemolio dirvožemiams, užterštiems variu, valyti, o valant priesmėlį atveju pradinė vario koncentracija turėtų būti mažesnė nei 1000 mg/kg.

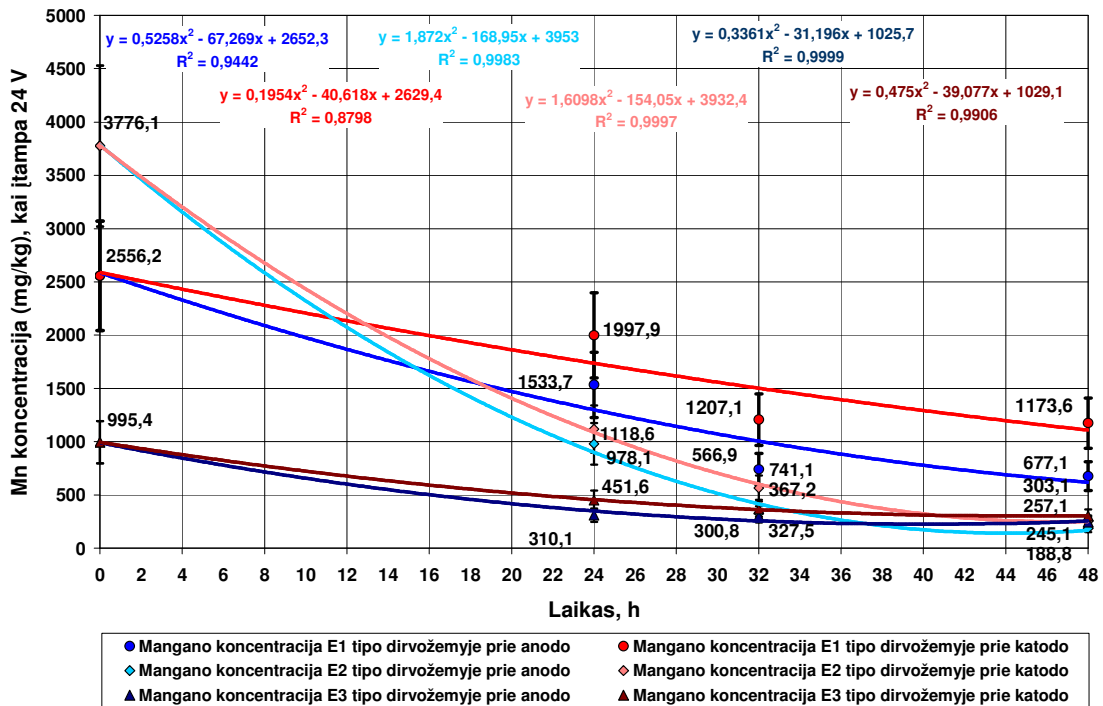
Kaip ir chromu ar variu, dirbtinai užteršus E1, E2 ir E3 tipo dirvožemius manganu (toliau tekste atitinkamai priemolį, smėlį bei priesmėlį), didžiausios mangano koncentracijos nustatytos priesmėlyje – prieš pirmąjį ir antrąjį bandymą jos buvo atitinkamai 3538,75 mg/kg ir 3776,11 mg/kg (t. y., 2,3 ir 2,5 karto didesnės nei mangano DLK, kuri pagal HN 60:2004 yra lygi 1500 mg/kg).

Pradinės mangano koncentracijos priemolyje buvo 2418,75 mg/kg ir 2556,23 mg/kg (1,6 ir 1,7 mg/kg didesnės už DLK), o smėlyje – 1075,00 mg/kg ir 995,42 mg/kg (DLK neviršyta). Tokie rezultatai, turint galvoje tai, kad visi dirvožemiai buvo užpilti vienodos koncentracijos mangano druskos tirpalu, tik patvirtina ankstesnę prielaidą, kad sunkieji metalai lengvai sorbuojami dirvožemyje esančių dirvožemio organinių medžiagų, kurių priesmėlyje buvo daugiausia (ir nustatytos pradinės sunkiųjų metalų koncentracijos didžiausios). Eksperimentuojant atlikti du bandymai, siekta nustatyti, kokiai įtampai esant – 29 V ar 24 V – pasiekiamas didžiausias išvalymo efektyvumas.

Valant manganu užterštą *priemolį* taikant 29 V įtampą, skirtumas tarp katodo bei anodo pusėse nustatytų koncentracijų buvo gana didelis (siekė net 56 %). Esant 24 V įtampai šis skirtumas buvo mažesnis (apie 23 %), tačiau akivaizdu, kad anodo zonoje dirvožemis valėsi aktyviau (2.3.17 pav.). Didesnės mangano koncentracijos katodo zonoje paaiškinamos tuo, kad teigiamąjį krūvį turintys mangano jonai juda neigiamai įelektrinto katodo link, ir, ceolitui nespėjus jų sorbuoti, kaupiasi dirvožemyje katodo zonoje (2.3.18 pav.). Tokia tendencija buvo pastebėta beveik visais analizuotais atvejais. Kaip ir kai kurių kitų metalų, valymo procesas intensyviausias ir didžiausio išvalymo efektyvumo pasiekiamas per pirmąsias 24 valandas (2.3.18 pav.). Taikant 29 V įtampą, per pirmąsias eksperimento valandas mangano koncentracija sumažėjo nuo 2418,75 mg/kg iki 1498,75 mg/kg katodo, bei 915,00 mg/kg anodo pusėje, t. y. atitinkamai 62 % bei 38 %. Taikant 24 V įtampą, mangano koncentracijos sumažėjo nuo 2556,23 mg/kg iki 1533,71 mg/kg anodo bei 1997,90 mg/kg katodo zonoje (atitinkamai 40 % ir 22 %). Per kitas 8 valandas esant 29 V įtampai mangano koncentracijos katodo pusėje nekito, o anodo pusėje mažėjo, tačiau labai nežymiai; per paskutiniąsias 16 valandų procesas vėl suintensyvėjo ir mangano koncentracijos prie katodo pasiekė 1065,00 mg/kg, prie anodo – 460,63 mg/kg. Dirvožemiui valyti taikant 24 V įtampą, intensyviausias valymo procesas vyko praėjus parai nuo eksperimento pradžios. Nors šalia katodo valymo efektyvumas po pirmojo bandymo (29 V įtampa) tesiekė 56 % (šalia anodo – 81 %), pasiekta norimo išvalymo lygio, nes ir katodo, ir anodo srityse nustatytos liekamosios mangano koncentracijos neviršijo DLK (ji lygi 1500 mg/kg). Panašaus, nors šiek tiek mažesnio valymo efektyvumo ir antruoju bandymu – anodo zonoje 74 %, o katodo zonoje – 54 %. Be to, antruoju bandymu pradinės mangano koncentracijos priemolyje buvo šiek tiek didesnės nei pirmuoju atveju, kai valymas buvo efektyvesnis.



2.3.17 pav. Mangano koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

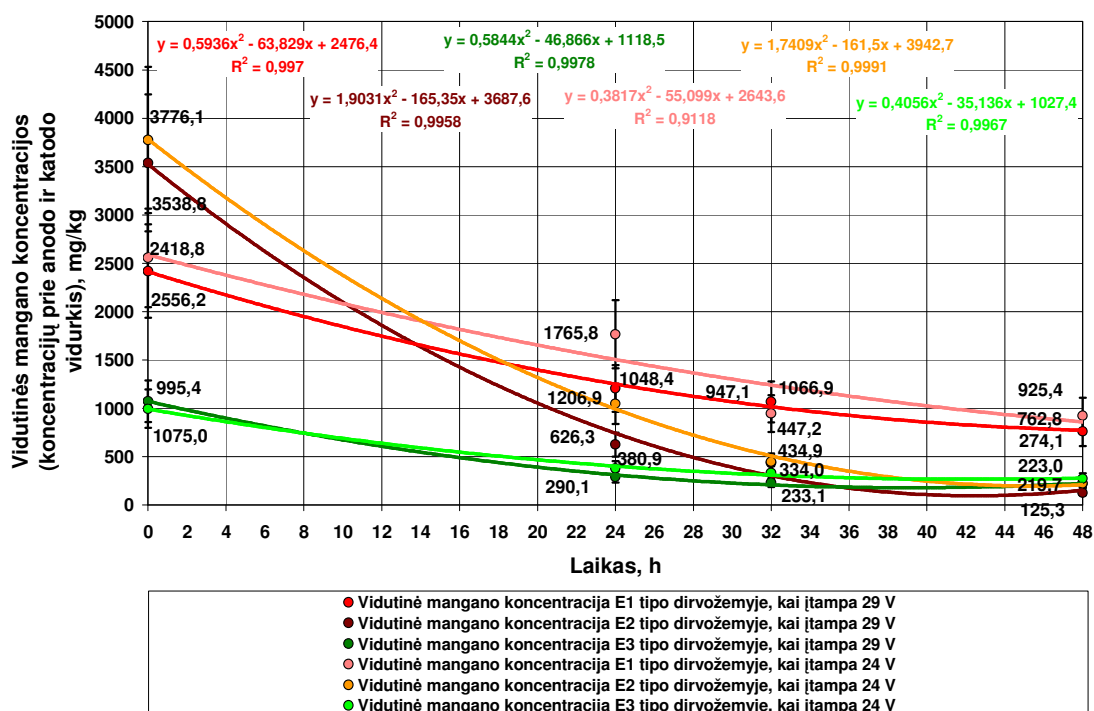


2.3.18 pav. Mangano koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

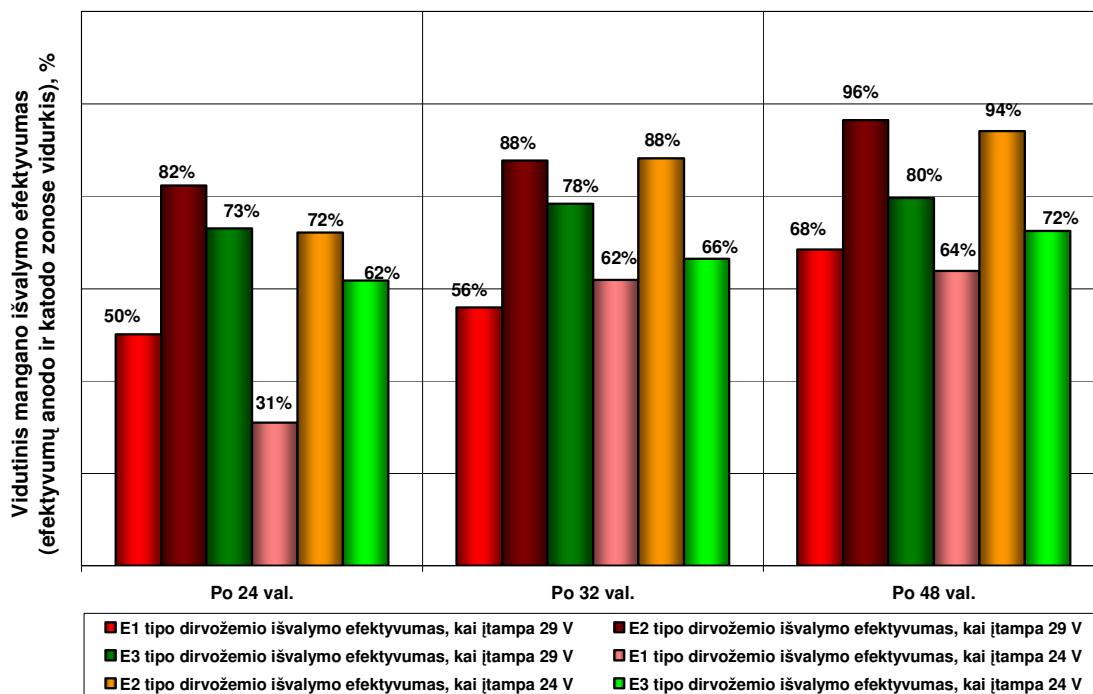
Tokie rezultatai leidžia teigti, kad ir esant 29 V, ir 24 V įtampai, mangano junginių iš *priemolio* buvo gana efektyviai valomi – abiem atvejais buvo pasiekta tokių mangano koncentracijų, kurios neviršija mangano DLK. Be to, sprendžiant iš 2.3.17 ir 2.3.18 pav. pateiktų kreivių, prailginus valymosi trukmę, būtų pasiekta dar geresnių rezultatų.

Elektrokinetiniu metodu valant iš *priesmėlio* manganą, jau per pirmąsias 24 eksperimento valandas, kai buvo taikoma 29 V įtampa, jo koncentracija *priesmėlyje* sumažėjo net 84 % anodo, bei 80 % katodo pusėse, ir buvo pasiektas toks išvalymo efektyvumas, kad mangano koncentracijos anodo bei katodo pusėse buvo atitinkamai 2,7 bei 2 karto mažesnės už mangano DLK (ji lygi 1500 mg/kg). Panaši proceso dinamika stebėta ir esant 24 V įtampai: tiesa, valymo efektyvumas per pirmąsias 24 valandas buvo kiek mažesnis nei esant 29 V (74 % prie anodo ir 70 % prie katodo), tačiau to užteko, kad *priesmėlis* būtų išvalytas iki pagal normas leistinų ribų (nors pradinės mangano koncentracijos buvo dvigubai didesnės nei DLK). Beje, toliau leidžiant elektros srovę per dirvožemį, po 32 valymo valandų, mangano koncentracijos dar perpus sumažėjo ir taikant 29 V, ir 24 V įtampą. Pirmuoju bandymu taikant 29 V įtampą, buvo pasiektas vidutiniškai 96 % išvalymo efektyvumas, o vidutinė liekamoji mangano koncentracija buvo 125,32 mg/kg (t. y. net 12 kartų mažesnė, nei DLK) (2.3.17, 2.3.18 pav.). Taikant 24 V įtampą pasiektas 94 % valymo efektyvumas, ir tai pakankama, kad liekamosios mangano koncentracijos (vidutinė buvo lygi 222,95 mg/kg), neviršytų DLK. Tokie rezultatai rodo, kad elektrokinetinį metodą galima sėkmingai taikyti valant manganą iš užterštų *priesmėlio* dirvožemių.

Valant manganu užterštą *smėlį* pasirinkus skirtingas įtampas pastebėta, kad intensyviausiai valymosi procesas vyko per pirmąsias 24 valandas – pasiektas 80 % išvalymo efektyvumas anodo bei 66 % – katodo pusėse, kai įtampa 29 V, ir atitinkamai 69 % bei 55 % išvalymo efektyvumas, kai įtampa 24 V (2.3.17 ir 2.3.18 pav.). Ir esant 29 V, ir 24 V įtampai per kitas 8 valandas mangano koncentracijos anodo srityje beveik nebekito, o katodo pusėje sumažėjo dar apie 10 % ir daugiau nebekito. Bendras valymo efektyvumas buvo 83 % anodo, bei 77 % katodo pusėse esant 29 V įtampai ir atitinkamai 75 % bei 70 % – 24 V įtampai. Prieš eksperimentą mangano koncentracijos *smėlyje* neviršijo DLK, tačiau buvo 2,5 (prieš pirmąjį bandymą) ir 2,3 (prieš antrąjį bandymą) karto didesnės už foninę mangano koncentraciją (*smėlio* ir *priesmėlio* dirvožemiuose – 427 mg/kg). Taikant 29 V įtampą, liekamoji mangano koncentracija *smėlyje* siekė 251,25 mg/kg katodo bei 188,13 mg/kg anodo srityje, o kai įtampa buvo 24 V, prie anodo nustatyta 245,14 mg/kg liekamoji mangano koncentracija, o prie katodo – 303,12 mg/kg. Tokie rezultatai patvirtina, kad norimas išvalymo rezultatas pasiektas. Nors didesnės mangano koncentracijos nustatytos katodo pusėje abiejų įtampų metu, skirtumas tarp koncentracijų prie anodo ir prie katodo yra gana mažas, tai rodo, kad valymo procesas panašiu intensyvumu vyko abiejose zonose, o kai kuriais kitais atvejais gana didelio sunkiųjų metalų jonų susikaupimo katodo zonoje buvo išvengta.



2.3.19 pav. Vidutinių mangano koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.20 pav. Mangano valymo iš skirtingų tipų dirvožemių efektyvumas (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

Visuose trijuose valomuose dirvožemiuose ir esant 24 V, ir 29 V įtampai valymo proceso dinamika buvo labai panaši: intensyviausiai valymosi procesas vyko per pirmąsias 24 valandas, vėliau mangano koncentracijos smėlyje iš esmės nebekito, o priemolyje bei priesmėlyje toliau mažėjo, nors ir ne taip intensyviai (2.3.19 pav.). Kaip matyti iš paveikslo, akivaizdi mangano koncentracijų mažėjimo priesmėlyje bei priemolyje tendencija, todėl tikėtina, kad prailginus eksperimento laiką, būtų pasiekta dar geresnių rezultatų. Nors didžiausia priemolyje nustatyta liekamoji mangano koncentracija buvo 762,82 mg/kg, pasiekta, kad ir priesmėlio, ir priemolio dirvožemiuose mangano koncentracijos būtų mažesnės už DLK, o smėlyje – mažesnė ir už foninę mangano koncentraciją, reglamentuotą HN 60:2004 (2.3.19 pav.). Geriausias rezultatas valant manganą iš priesmėlio – efektyvumas siekė net 96 %, kai įtampa 29 V, ir 94 % – kai įtampa 24 V (2.3.20 pav.). Valant priemolį efektyvumas buvo mažiausias – tik 68 % (29 V įtampa) ir 64 % (24 V įtampa) – tačiau netgi to pakako, kad būtų pasiektos leistinosios užterštumo manganu vertės. Negalima daryti tikslių išvadų apie elektrokinetinio metodo tinkamumą manganu užterštiems smėliams valyti (nes pradinė koncentracija buvo palyginti maža), tačiau tyrimo rezultatai nepalieka abejonių metodo efektyvumu šalinant manganą iš priemolio bei priesmėlio. Nors taikant elektrokinetinį metodą dirvožemis buvo gana efektyviai valomas ir esant 29 V, ir 24 V įtampai, 2.3.20 pav. matyti, kad vis dėlto didesnio efektyvumo pasiekta, kai įtampa 29 V. Kaip parodė eksperimento rezultatai, taikant didesnę įtampą, valymo procesas vyksta intensyviau ir greičiau.

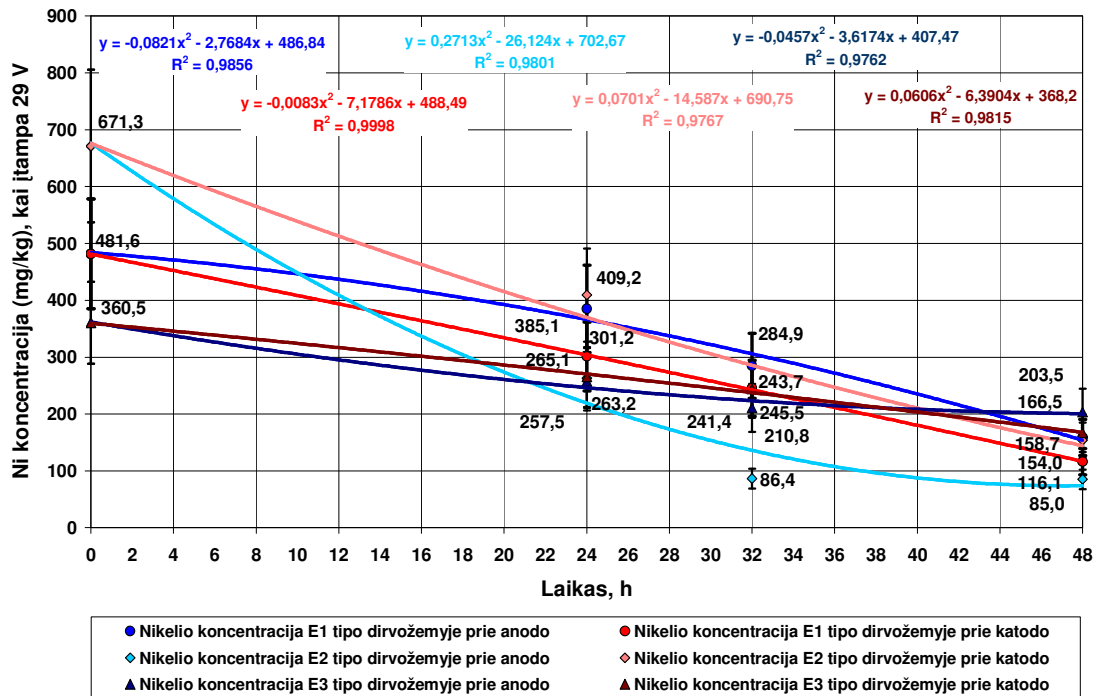
Kaip ir kitų analizuotų metalų nikelio didžiausios pradinės koncentracijos buvo nustatytos priesmėlyje (671,31 mg/kg prieš pirmąjį ir 599,33 mg/kg prieš antrąjį bandymą), o mažiausios – smėlyje (360,48 mg/kg prieš pirmąjį ir 421,13 mg/kg prieš antrąjį bandymą). Priesmėlyje pradinės nikelio koncentracijos buvo 9 ir 8 kartus didesnės nei DLK (remiantis HN 60:2004, nikelio DLK lygi 75 mg/kg).

Valant nikelį iš *priemolio* esant 29 V įtampai, priešingai nei kitų metalų, didesnės koncentracijos nustatytos dirvožemyje anodo, o ne katodo pusėje (2.3.21 pav.). Visiškai kitaip yra sumažinus įtampą iki 24 V – šiuo atveju, kaip matyti iš 2.3.22 pav., didesnės nikelio koncentracijos katodo zonoje. Tokie rezultatai neleidžia daryti tikslių išvadų apie nikelio kaupimąsi ar nesikaupimą katodo zonoje, nes gali būti, kad tokį neatitikimą lėmė matavimo paklaidos, be to, tokio dėsningumo nebuvo pastebėta nė vieno kito metalo valymo atveju. Vis dėlto nikelio valymo iš *priemolio* anodo zonoje procesas vyko gana tolygiai jungiant abi įtampas. Katodo zonoje procesas nebuvo toks tolygus – intensyviausiai vyko per paskutiniąsias 16 valandų. Tokie rezultatai rodo, kad nikeliumi pašalinti iš priemolio reikia daugiau laiko, nei kitiems metalams, ir tai greičiausiai susiję su nikelio judrumu bei judėjimo kelio ilgiu, kuris yra didžiausias priemolyje dėl tankios jo struktūros. Pasibaigus eksperimentui, kurio metu buvo taikyta 29 V įtampa, vidutinis išvalymo efektyvumas buvo 71 %, o taikant 24 V įtampą – 64 % efektyvumo. Tokie rezultatai rodo, kad

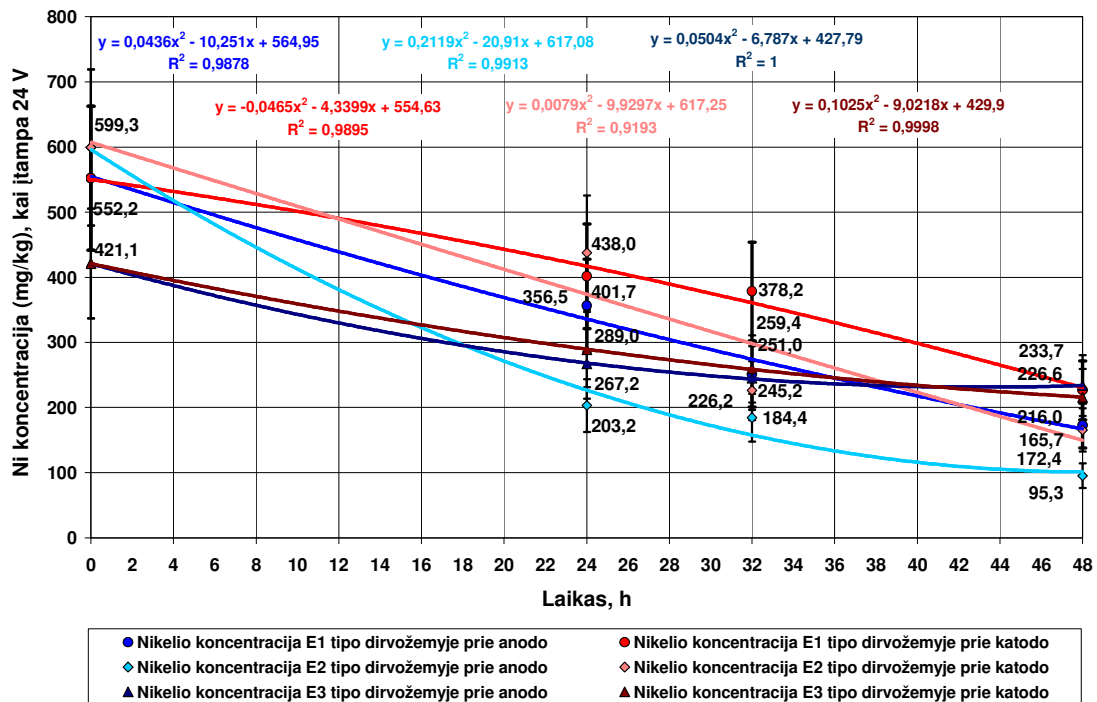
nikelio šalinimas iš priemolio ir esant 24 V, ir 29 V įtampoms yra gana intensyvus, tačiau liekamosios nikelio koncentracijos visais atvejais buvo dvigubai ir daugiau kartų didesnės už HN 60:2004 reglamentuotą nikelio DLK (75 mg/kg). Tokie rezultatai rodo, jog kai kuomet pradinė nikelio koncentracija *priemolio* dirvožemyje yra apie 500 mg/kg, per 48 valandas norim išvalymo rezultato nepasiekama. Tačiau, kaip matyti iš 2.3.21 ir 2.3.22 pav., nikelio koncentracijos turėjo tendenciją mažėti, procesas nebuvo stabilizavęsis. Tai leidžia daryti prielaidą, jog nikeliumi užteršto *priemolio* valymo proceso trukmę reikėtų padidinti.

Valant nikelį iš *priesmėlio*, viso proceso metu katodo pusėje nikelio koncentracijos buvo net iki kelių kartų didesnės nei anodo pusėje ir esant 29 V, ir 24 V įtampoms (2.3.21 pav.). Nepaisant didesnių nikelio koncentracijų katodo zonoje, čia valymo procesas buvo tolygesnis. Per pirmąsias 24 valandas pasiekta 61 % valymo efektyvumo anodo bei 39 % katodo srityje esant 29 V įtampai ir atitinkamai 66 % ir 27 % efektyvumo esant 24 V įtampai. Per kitas 8 valandas procesas vyko panašiu intensyvumu, išvalymo efektyvumas, kai įtampa 29 V padidėjo iki 87 % anodo bei iki 64 % katodo pusėse (esant 24 V įtampai – atitinkamai 69 % ir 62 %). Tuomet, taikant 29 V įtampą, valymo procesas dirvožemyje šalia anodo sustojo (pasiekus 87 % valymo efektyvumą), o katodo pusėje tebevyko, kol buvo pasiektas 77 % valymo efektyvumas. Esant 24 V įtampai, valymo procesas nebuvo sustojęs nė vienu laiko momentu, kol buvo pasiekta 84 % išvalymo efektyvumas anodo bei 72 % katodo zonoje. Kadangi eksperimento metu nikelio koncentracijos katodo pusėje buvo iki kelių kartų didesnės nei anodo pusėje, galima teigti, kad nikelio jonų migracija dėl elektrinio lauko vyko gana intensyviai, o ceolitas nespėjo sorbuoti visų nikelio jonų, patekusių į ceolito sekciją įrenginyje. Todėl, norint efektyviai pašalinti nikelį iš *priesmėlio*, reikia dažniau keisti užterštą elektrolito tirpalą švariui. Nors abiem bandymais buvo pasiekta gana aukšto išvalymo efektyvumo, nebuvo pasiekta nikelio verčių, neviršijančių DLK (nikelio DLK – 75 mg/kg, o liekamoji koncentracija buvo 85,06 mg/kg) (2.3.21 ir 2.3.22 pav.). Sustabdžius eksperimentą, katodo srityje valymosi procesai dar tebevyko, todėl gali būti, kad pratęsus valymo laiką, būtų pasiekta geresnių rezultatų. Remiantis turimais duomenimis, galima teigti, kad elektrokinetinis metodas tinka *priesmėliui*, užterštam nikeliumi valyti, tačiau arba pradinė koncentracija turi būti mažesnė, arba valymo trukmė ilgesnė nei 48 valandos.

Šalinant nikelį iš užteršto *smėlio*, po pirmųjų 24 valandų ir anodo, ir katodo srityje nustatytos beveik vienodos nikelio koncentracijos, tiek taikant 29 V, tiek 24 V įtampą (2.3.21 ir 2.3.22 pav.). Kaip matyti iš 2.3.21 ir 2.3.22 pav., pasirinkus ir vieną, ir kitą įtampą nikelio valymo iš *smėlio* procesas buvo labai tolygus. Esant 29 V įtampai po 32 eksperimento valandų mažesnės nikelio koncentracijos nustatytos anodo zonoje, o per paskutiniąsias 16 valandų valymosi procesai katodo zonoje gerokai paspartėjo, ir katodo zonoje buvo nustatytos mažesnės nikelio koncentracijos ir didesnis valymo efektyvumas (efektyvumas anodo srityje – 44 %, katodo srityje – 54 %).



2.3.21 pav. Nikelio koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

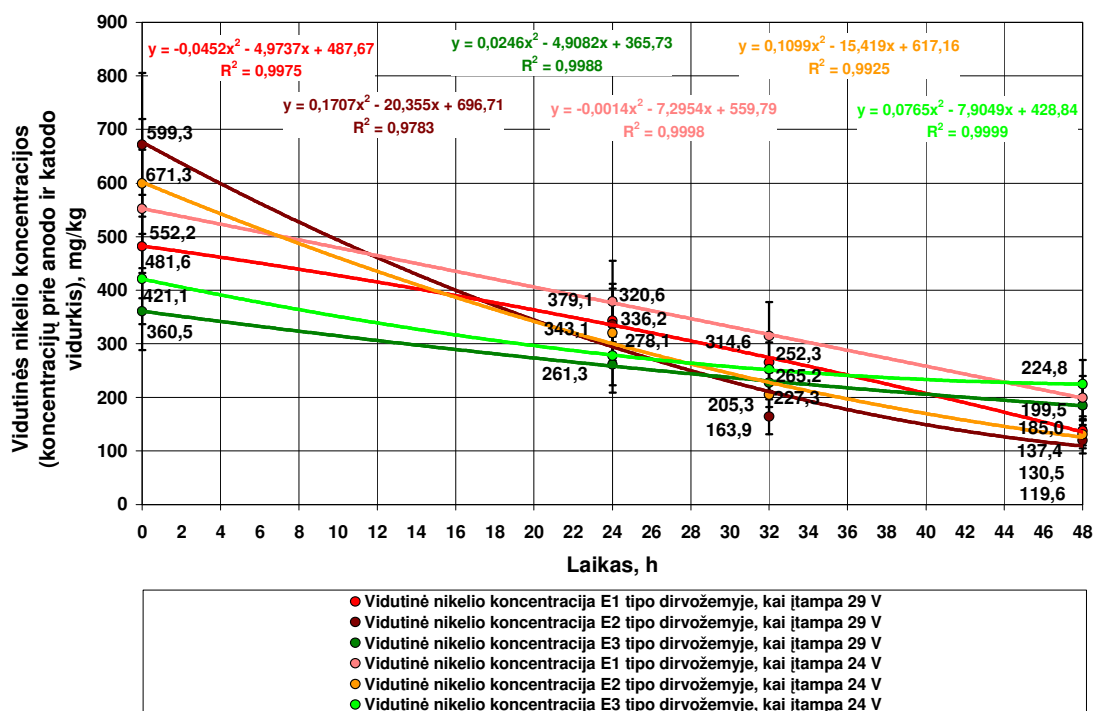


2.3.22 pav. Nikelio koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Atlikus eksperimentą esant 24 V įtampai, galutinis išvalymo efektyvumas taip pat buvo geresnis katodo zonoje – 49 %, o anodo zonoje – 45 %. Skirtumas tarp nikelio koncentracijų, nustatytų anodo bei katodo zonose esant ir vienai, ir kitai įtampai yra per mažas, kad galima būtų padaryti išvadą apie geresnį nikelio išvalymą katodo zonoje, be to, rezultatams įtakos galėjo turėti matavimo paklaidos. Bet kuriuo atveju, valant nikelį iš smėlio taikant šias skirtingas įtampas ir anodo, ir katodo zonose valymo procesų dinamika buvo labai panaši, o skirtumas tarp koncentracijų nedidelis. Tokie rezultatai rodo, kad nikelis iš *smėlio* šalinamas panašiu intensyvumu ir anodo, ir katodo zonoje. Nors taikant 29 V įtampą dirvožemiui valyti buvo pasiektas šiek tiek geresnis valymo efektyvumas (49 %) nei taikant 24 V įtampą (24 %), nikelio valymo iš smėlio efektyvumas buvo labai menkas, nepakankamas pasiekti norimo išvalymo rezultato. Liekamoji nikelio koncentracija po pirmojo bandymo, kai buvo taikyta 29 V įtampa, *smėlio* dirvožemyje anodo pusėje buvo 2,7 karto didesnė nei nikelio DLK (ji lygi 75 mg/kg), o katodo pusėje, nepaisant kad valymasis vyko efektyviau, nikelio koncentracija buvo 2,2 karto didesnė už DLK. Galima daryti išvadą, kad elektrokinetinis metodas nėra efektyvus valant nikelium užterštą smėlio dirvožemį.

Visų trijų tipų dirvožemiuose, užterštuose nikelio junginiais, taikant ir vieną, ir kitą įtampą, valymo procesas vyko gana tolygiai, tačiau proceso stabilizavimosi nebuvo sulaukta – net ir pabaigus eksperimentą, buvo akivaizdi nikelio koncentracijų mažėjimo tendencija (2.3.23 pav.). Tikėtina, kad šiam metalui iš dirvožemio valyti reikėtų pratęsti valymo laiką. Pradinės nikelio koncentracijos priemolyje, smėlyje bei priesmėlyje buvo nuo 5 iki 9 kartų didesnės už nikelio DLK (ji lygi 75 mg/kg), deja, nė vienu atveju norimo valymo rezultato (koncentracijų, neviršijančių DLK), nebuvo pasiekta. Tikėtina, kad elektrokinetinis metodas netinka nikeliumi šalinti iš dirvožemio, arba reikėtų gerokai prailginti valymo laiką. Geriausio efektyvumo pasiekta pasirinkus 29 V įtampą valant priesmėlį (82 %), bei priemolį (71 %), o valant smėlį efektyvumas tebuvo 49 % (2.3.24 pav.). Esant 24 V įtampai, priemolio, priesmėlio bei smėlio išvalymo efektyvumas atitinkamai buvo 64 %, 78 % ir 47 % (2.3.24 pav.).

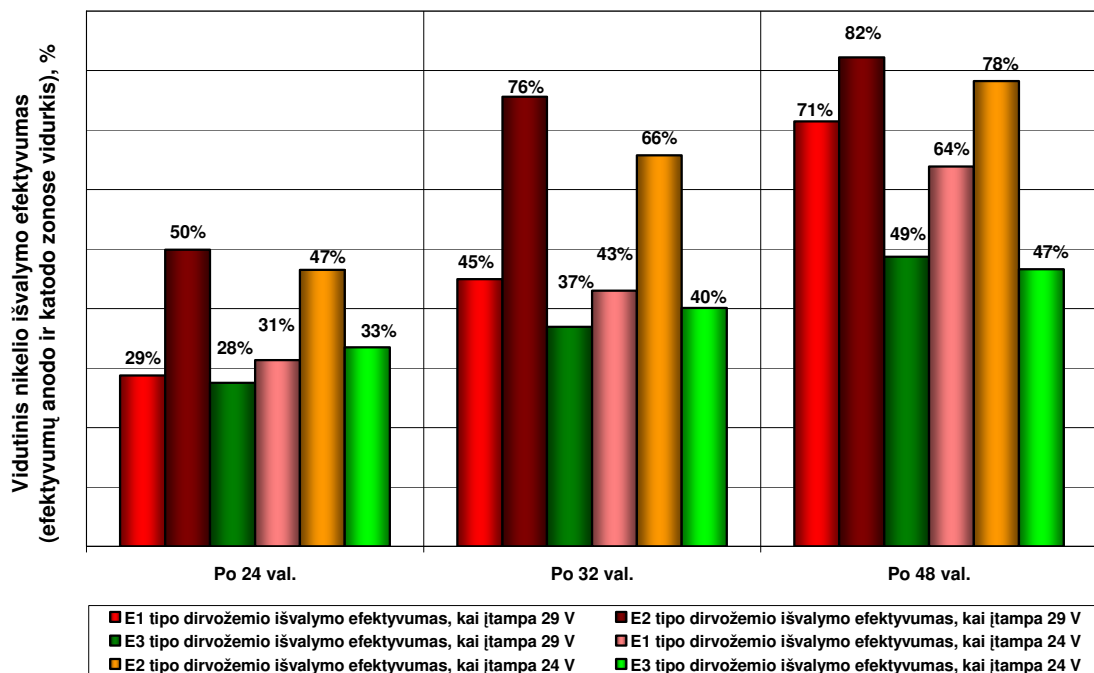
Pradinė cinko koncentracija priemolyje prieš pirmąjį bandymą buvo 720,32 mg/kg, o prieš antrąjį bandymą – 735,33 mg/kg. Tokios koncentracijos apie 2,4 karto didesnės už cinko DLK (remiantis HN 60:2004, cinko DLK lygi 300 mg/kg). Kaip ir valant chromą, varį bei manganą iš *priemolio*, intensyviausias valymo procesas ir esant 29 V, ir 24 V įtampai vyko per pirmąsias 24 eksperimento valandas (2.3.25 pav.). Taikant 29 V įtampą, po 24 valandų vidutinė cinko koncentracija (koncentracijų, nustatytų anodo bei katodo zonose vidurkis) buvo 446,05 mg/kg (2.3.25 pav.). Labai panašaus rezultato pasiekta ir esant 24 V įtampai, nes po pirmosios eksperimento vykdymo paros vidutinė cinko koncentracija buvo 388,65 mg/kg (2.3.26 pav.).



2.3.23 pav. Vidutinių nikelio koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose

(valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

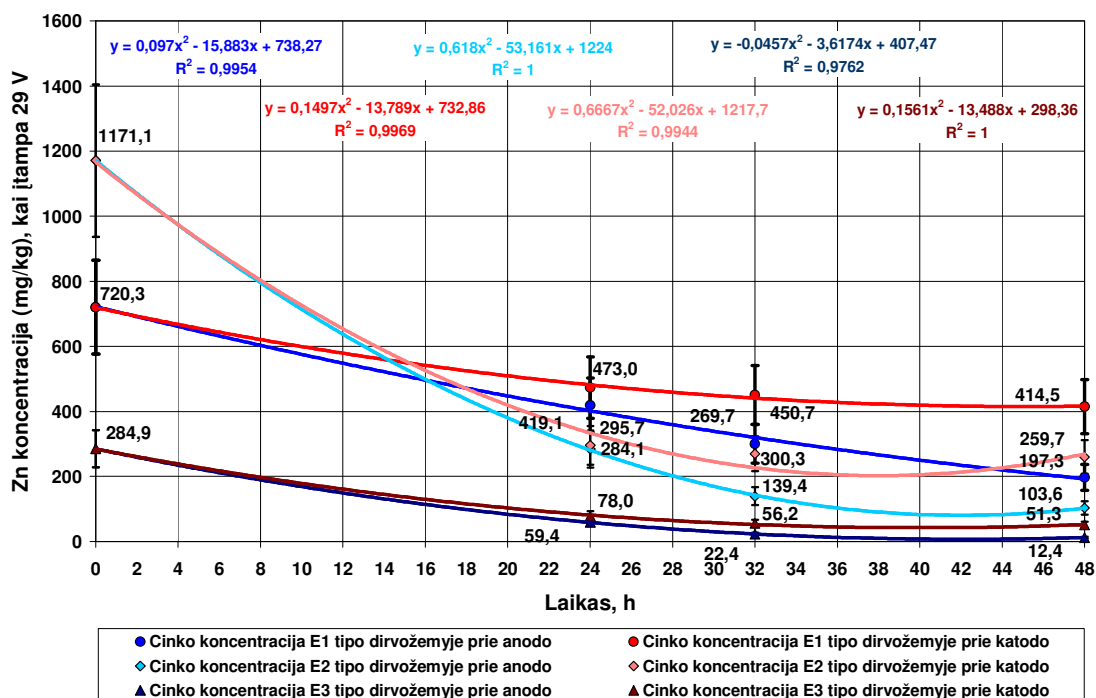


2.3.24 pav. Nikelio išvalymo efektyvumas iš skirtingų tipų dirvožemių

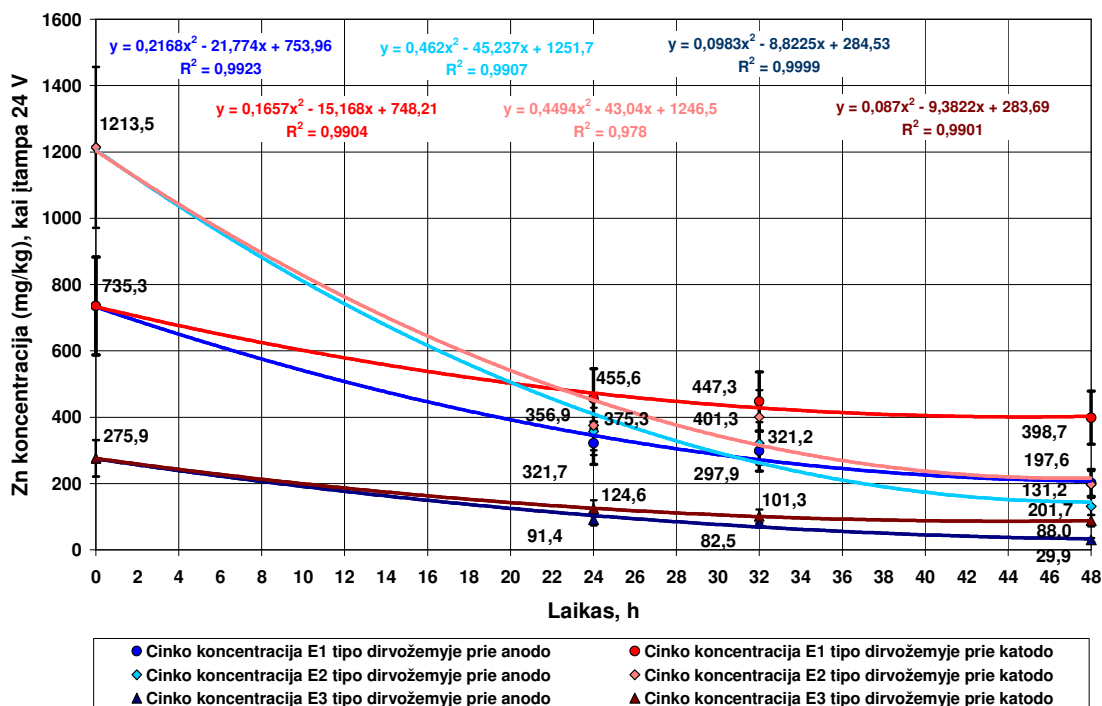
(valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

Per kitas 8 valandas esant 29 V įtampai cinko koncentracijos katodo srityje beveik nekito, o ir per paskutiniąsias 16 eksperimento valandas jos sumažėjo labai nežymiai (išvalymo efektyvumas – tik 42 %). Anodo srityje cinko koncentracijos tolygiai mažėjo, tai rodo, kad valymosi procesas vyko gana sklandžiai, ir valymo efektyvumas pasiekė 73 %. Taikant 24 V įtampą, pirmosiomis 24 valandomis valymo procesas buvo efektyviausias, o per kitas 8 valandas iš esmės sustojo tiek anodo, tiek katodo zonose. Vis dėlto eksperimento pabaigoje procesas vėl paspartėjo, ir vidutinis išvalymo efektyvumas pasiekė 59 %. Toks procesų netolygumas ir pagreitinimas tam tikrais laiko momentais paaiškinamas cinko jonų judrumu. Kad būtų lengviau sudaryti judrius sunkiųjų metalų junginius, eksperimento metu dirvožemis 2 kartus buvo drėkinamas acto rūgšties tirpalu (prieš pradedant eksperimentą ir po 32 valandų). Eksperimento rezultatai parodė, kad, sudrėkinus dirvožemį acto rūgšties tirpalu, cinko valymo iš priemolio procesai vyko žymiai intensyviau. Prieš pradedant eksperimentą cinko koncentracijos *priemolyje* buvo 2,4 karto didesnės nei DLK, o jam pasibaigus vidutinė cinko koncentracija (koncentracijų, nustatytų anodo bei katodo zonose vidurkis) buvo 305,88 mg/kg po pirmojo bandymo (taikant 29 V įtampą) ir 300,20 mg/kg – po antrojo (įtampa 24 V). Tokios koncentracijos yra iš esmės lygios DLK (cinko – 300 mg/kg). Vis dėlto, kaip matyti iš 2.3.25 ir 2.3.26 pav., valymosi procesai esant ir vienai ir kitai pasirinktai įtampai tiek anodo, tiek katodo zonose po 48 eksperimento valandų buvo sustoję, todėl mažai tikėtina, kad pratęsus valymo laiką būtų pasiekta geresnių rezultatų. Palyginti su kitais atvejais pasiektu gana dideliu valymo efektyvumu, galima daryti prielaidą, kad elektrokinetiniu metodu cinko junginiai iš priemolio nėra efektyviai šalinami.

Valant cinką iš *priesmėlio*, buvo gauti pakankamai geri rezultatai ir esant 29 V, ir 24 V įtampoms. Nepaisant to, kad pradinės cinko koncentracijos prieš abu bandymus buvo 4 kartus didesnės už DLK (cinko DLK lygi 300 mg/kg), jau per pirmąsias 24 valymo proceso valandas išvalymo efektyvumas pasiekė 75 % taikant 29 V įtampą, bei 70 % – 24 V įtampą. Pirmuoju bandymu esant 29 V įtampai norimas išvalymo rezultatas buvo pasiektas jau per pirmąsias 24 valandas: esant 29 V įtampai cinko koncentracija anodo srityje buvo 284,07 mg/kg, o katodo srityje – 295,66 mg/kg (2.3.25 pav.). Nuo šio momento cinko valymo iš *smėlio* procesas katodo srityje beveik sustojo, o bendras išvalymo efektyvumas šalia katodo buvo 78 %. Dirvožemyje anodo pusėje valymas sulėtėjo, tačiau vis dar tebevyko, kol cinko koncentracijos tapo 3 kartus mažesnės už DLK, o išvalymo efektyvumas siekė 91 %. Bandymo metu taikant 24 V įtampą dėsningumai buvo panašūs kaip ir cinką valant iš priemolio: po pirmųjų 24 valandų valymo procesas buvo sustojęs tiek prie anodo, tiek prie katodo ir paspartėjo tik parūgštinus dirvožemį acto rūgštimi. Tada buvo pasiekta 86 % išvalymo efektyvumo, o vidutinė liekamoji cinko koncentracija buvo 164,41 mg/kg, taigi beveik perpus mažesnė nei DLK. Liekamoji cinko koncentracija, taikant 29 V įtampą, buvo 181,68 mg/kg (2.3.26 pav.).



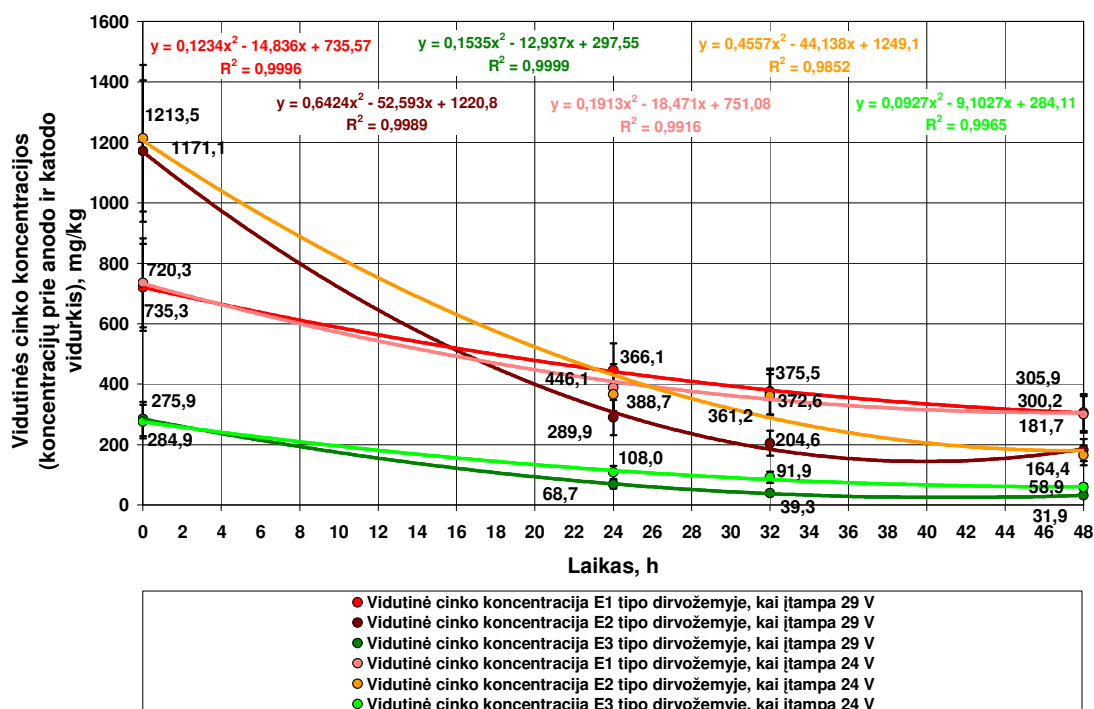
2.3.25 pav. Cinko koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.26 pav. Cinko koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

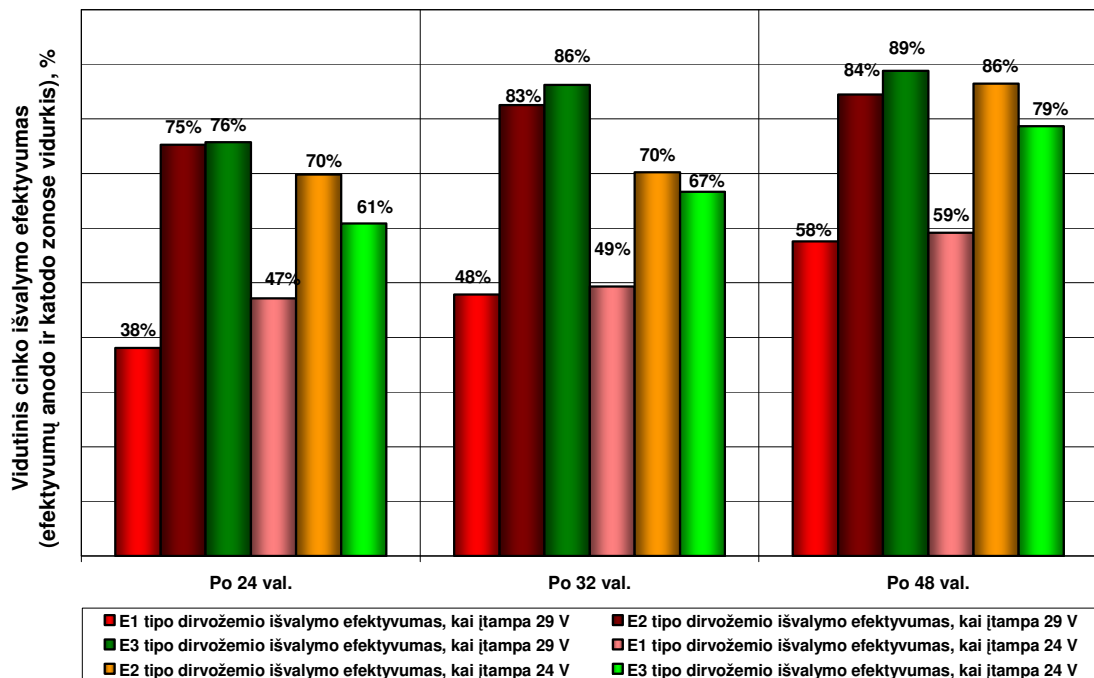
Tokie rezultatai leidžia daryti išvadą, kad cinku užterštas *priesmėlis* labai efektyviai išvalomas elektrokinetiniu dirvožemio valymo metodu. Cinką valant iš 6 metalais užteršto *smėlio*, procesas panašus, kaip ir valant varį bei manganą. Intensyviausias valymo procesas vyko per pirmąsias 24 valandas dirvožemiui valyti taikant ir vieną, ir kitą pasirinktą įtampą (2.3.25 ir 2.3.26 pav.). Per šį laiką, esant 29 V įtampai, *smėlio* valymo efektyvumas anodo pusėje siekė 79 %, katodo – 72%. Esant 24 V įtampai, efektyvumas anodo zonoje buvo 67 %, o katodo zonoje – 55 %. Toliau valymosi procesas katodo srityje beveik sustojo: per kitas 8 valandas cinko koncentracijos sumažėjo nuo 77,97 mg/kg iki 56,23 mg/kg esant 29 V įtampai ir nuo 124,56 mg/kg iki 101,33 mg/kg esant 24 V įtampai. Toks dėsningumas rodo, kad judrūs cinko jonai, atsiskyrę nuo dirvožemio dalelių, sėkmingai pašalinti iš *smėlio* jau per pirmąsias 24 valandas, o liekamoji cinko koncentracija – tai nejudri cinko forma, kuri negali būti pašalinta netgi tokiais sąlygomis, kai sukuriamas elektrinis laukas, ir dirvožemis dirbtinai rūgštinamas. Vidutinis *smėlio* valymo efektyvumas buvo 89 %, taikant 29 V įtampą, ir 79 % – taikant 24 V įtampą. Vidutinė liekamoji cinko koncentracija *smėlyje* buvo 31,85 mg/kg (po pirmojo bandymo, kai įtampa 29 V) ir 58,92 mg/kg (po antrojo bandymo, kai įtampa 24 V). Tokie rezultatai rodo, jog cinku užterštas *smėlis* gali būti sėkmingai valomas taikant elektrokinetinį metodą. Vis dėlto nėra aišku, ar valymo efektyvumas būtų toks didelis, jei pradinė cinko koncentracija būtų didesnė, viršijanti DLK.

Apibendrinant galima pasakyti, kad valant cinko junginius iš priemolio, *smėlio* bei *priesmėlio*, procesai buvo labai panašūs, kaip ir valant iš dirvožemio varį bei manganą. Kaip matyti iš 2.3.27 pav., cinko šalinimo iš dirvožemio procesas intensyviausias buvo pirmosiomis 24 valandomis visuose dirvožemiuose, tiek esant 29 V, tiek 24 V įtampai. Per kitas 8 valandas cinko koncentracija visuose analizuotuose dirvožemiuose beveik nekito (2.3.27 pav.) ir paspartėjo tik po 32 valandų nuo eksperimento pradžios, t. y. tada, kai dirvožemis buvo dirbtinai parūgštintas acto rūgšties tirpalu. Pradinės cinko koncentracijos *priesmėlyje* bei *priemolyje* buvo atitinkamai 4 bei 2,4 karto didesnės nei DLK, o *smėlyje* cinko koncentracija buvo labai artima DLK (cinko DLK yra 300 mg/kg). Kaip matyti iš 2.3.28 pav., ir *priesmėlio*, ir *smėlio* valymo efektyvumas buvo labai panašus esant 29 V įtampai (atitinkamai 85 % ir 89 %), tačiau *smėlyje* pradinė koncentracija buvo kelis kartus mažesnė, nei *priesmėlyje*. Taikant 24 V įtampą efektyviausiai buvo išvalytas *priesmėlis* (efektyvumas 86,45%), nors geri rezultatai pasiekti ir valant *smėlį* (efektyvumas – 79 %). *Priesmėlyje* liekamosios cinko koncentracijos abiejų bandymų metu neviršijo DLK. Liekamosios cinko koncentracijos *smėlyje* buvo 31,85 mg/kg esant 29 V įtampai ir 58,92 mg/kg – 24 V įtampai, t. y. beveik neviršijo foninės cinko koncentracijos (remiantis HN 60:2004). Blogiausių rezultatų pasiekta elektrokinetiniu metodu valant cinku užterštą priemolį – efektyvumas taikant skirtingas įtampas tesiekė 57 % ir 59 %, o liekamosios koncentracijos buvo 305,88 mg/kg ir 300,20 mg/kg.



2.3.27 pav. Vidutinių cinko koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

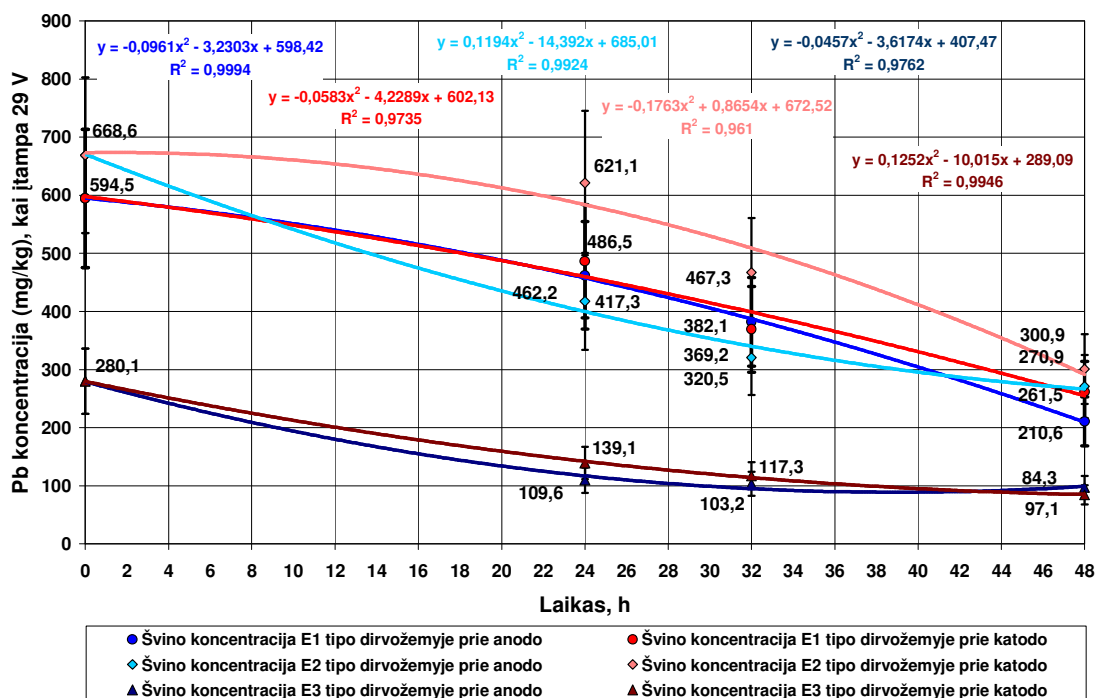


2.3.28 pav. Cinko valymo iš skirtingų tipų dirvožemių efektyvumas (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

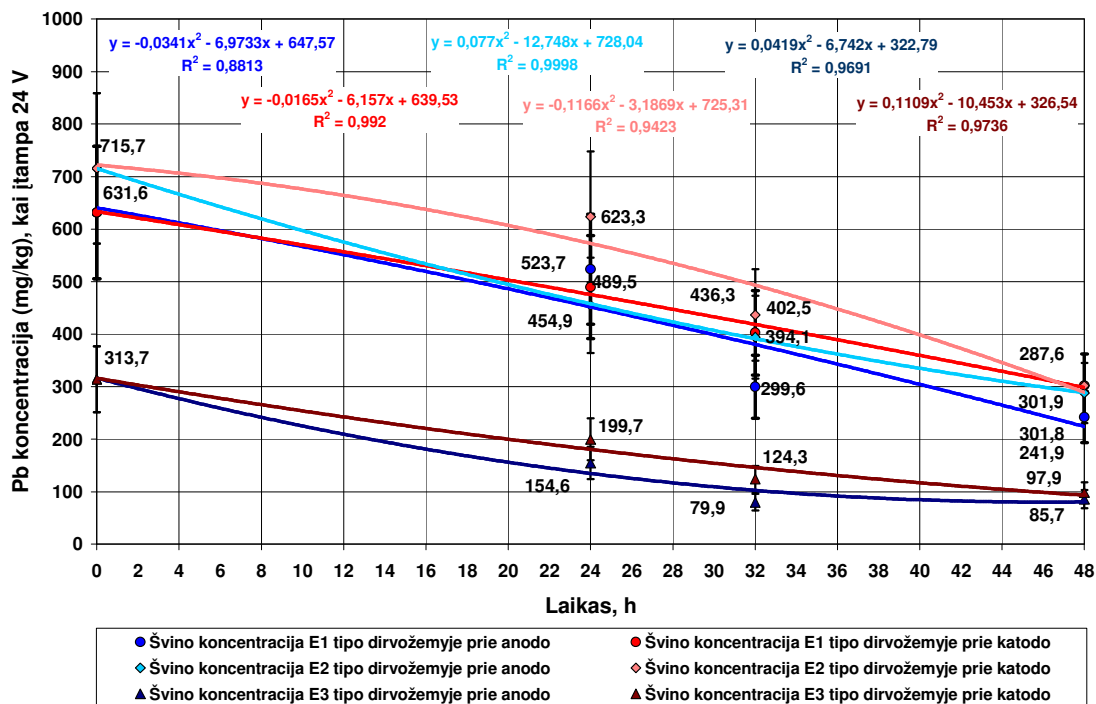
Tokios koncentracijos beveik lygios cinko DLK, tačiau reikia pastebėti, kad sustabdžius eksperimentą, cinko koncentracijos priemolyje turėjo tendenciją mažėti. Tikėtina, kad užtektų šiek tiek prailginti valymo laiką, ir priemolis būtų išvalytas iki norimo lygio. Tokie eksperimento rezultatai rodo, kad cinkas pakankamai efektyviai išvalomas iš priesmėlio bei smėlio, o valant priemolį reikėtų pabandyti prailginti valymo trukmę.

Kaip jau ne kartą minėta, švinas yra vienas iš pagrindinių metalų, įeinantis į medžiagų, iš kurių gaminama karinė amunicija, sudėtį bei įvairius lydinius. Tai vienas būdingiausių karinei veiklai metalų, todėl ypač aktualu nustatyti, ar elektrokinetinis metodas yra efektyvus ši metalą šalinant iš užteršto dirvožemio, bei kokiomis sąlygomis pasiekama geriausių rezultatų. Deja, valant 3 tipų dirvožemius, kurių kiekvienas buvo užterštas 6 sunkiaisiais metalais, prasčiausių rezultatų buvo pasiekta būtent šalinant šviną. Švino, kaip ir kitų metalų, didžiausios pradinės koncentracijos buvo nustatytos priesmėlyje (668,56 mg/kg prieš pirmąjį, bei 715,69 mg/kg prieš antrąjį bandymą) bei priemolyje (594,53 mg/kg prieš pirmąjį, bei 631,59 mg/kg prieš antrąjį bandymą), o mažiausios – smėlyje (atitinkamai 280,12 mg/kg ir 313,69 mg/kg prieš pirmąjį ir antrąjį bandymą). Tokia tendencija patvirtina faktą, kad sunkieji metalai lengviau prisijungia prie dirvožemio organinės medžiagos, nei prie dirvožemio dalelių, todėl dirvožemiuose, kuriuose didesnis organinių medžiagų kiekis, buvo nustatytos didesnės pradinės sunkiųjų metalų koncentracijos.

Dirbtinai užteršus *priemolį*, švino koncentracijos daugiau nei 6 kartus viršijo HN 60:2004 reglamentuotą švino DLK (ji lygi 100 mg/kg). Priešingai nei valant iš priemolio kitus metalus, abiem eksperimento atvejais, atliktais taikant skirtingas įtampas (29 V ir 24 V), švino koncentracijos buvo beveik vienodos ir anodo, ir katodo srityje, tai leidžia teigti, kad valymo proceso dinamika abiejose srityse buvo labai panaši (2.3.29 ir 2.3.30 pav.). Be to, kaip matyti iš 2.3.29 pav., esant 29 V įtampai, švino koncentracijos mažėjo labai tolygiai, ir procesas eksperimento metu nebuvo stabilizavęsis. Panašus dėsningumas gautas ir taikant 24 V įtampą: koncentracijos tolygiai mažėjo iki pat eksperimento pabaigos, todėl tikėtina, kad kaip ir valant kai kuriuos kitus metalus (pvz., chromą bei nikelį), pratęsus valymo trukmę, būtų pasiekta geresnių rezultatų. Esant 29 V įtampai bendrasis švino valymo iš dirvožemio efektyvumas buvo 65 % šalia anodo bei 56 % šalia katodo, o esant 24 V įtampai anodo zonoje – 61 %, o katodo zonoje – 52 %. Taigi valymas vyko efektyviau taikant 29 V įtampą, tačiau ir pradinė švino koncentracija buvo mažesnė nei antruoju bandymu. Tokie rezultatai rodo, kad ir esant 24 V, ir 29 V įtampai švinas valomas panašiu efektyvumu, tačiau to nepakanka siekiant norimų užterštumo reikšmių (vidutinės liekamosios švino koncentracijos po pirmojo ir antrojo bandymų buvo atitinkamai 236,05 mg/kg ir 271,88 mg/kg, t. y. daugiau nei 2 kartus didesnės už DLK).

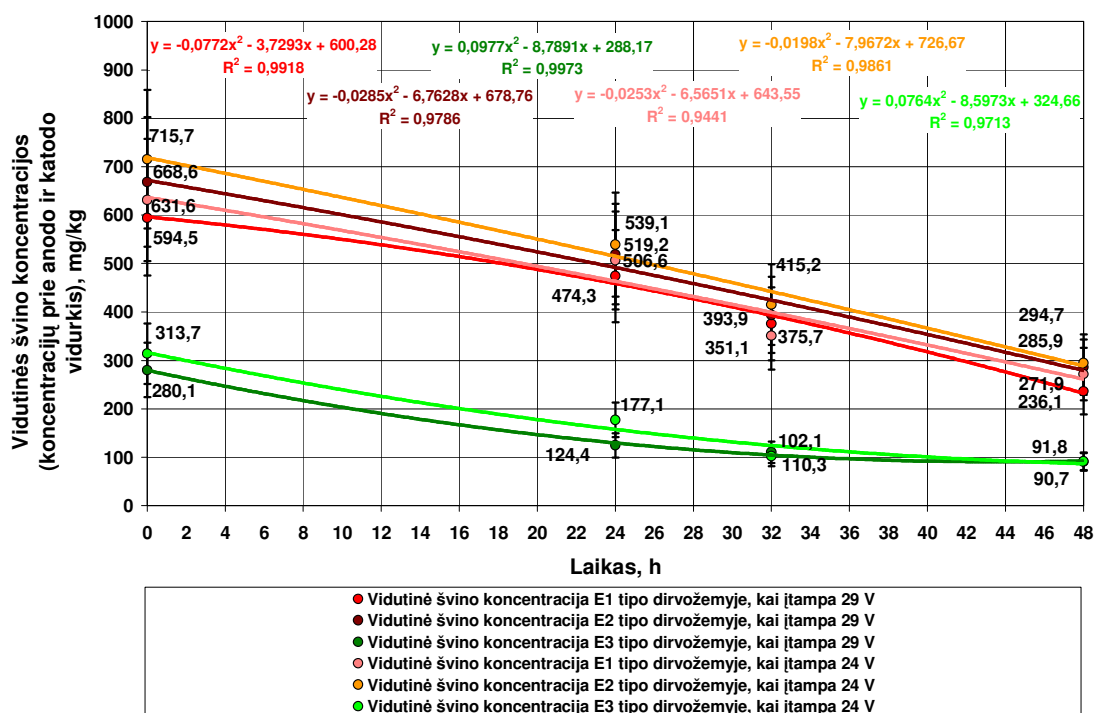


2.3.29 pav. Švino koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 29 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



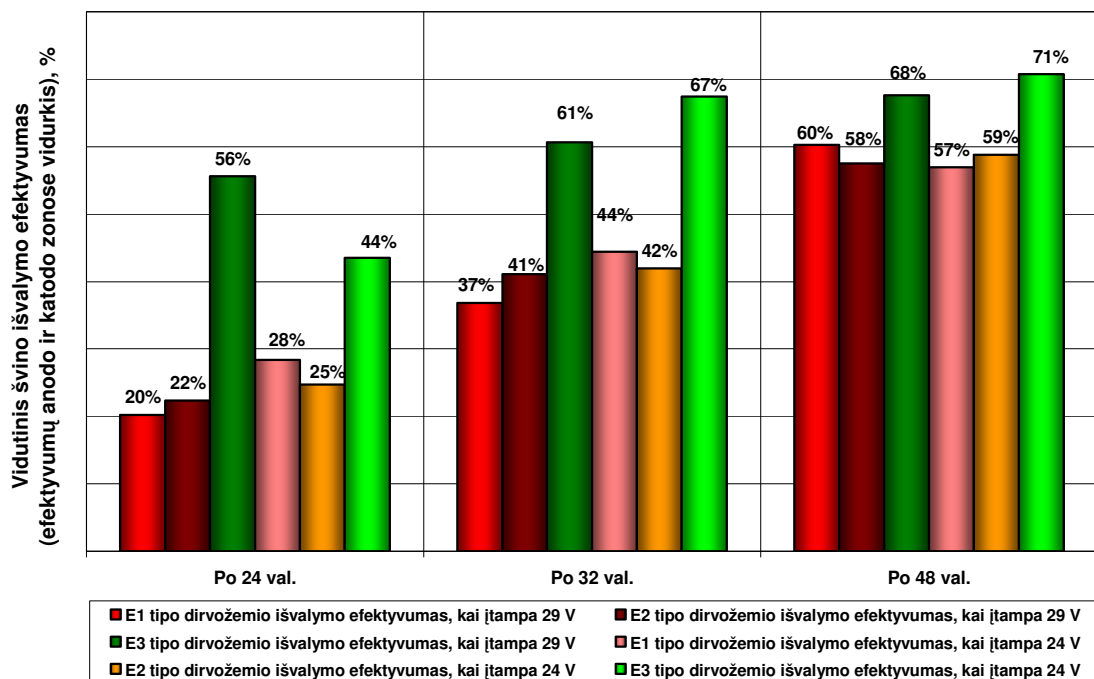
2.3.30 pav. Švino koncentracijų kaita skirtingų tipų dirvožemiuose anodo bei katodo srityse, kai įtampa 24 V (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)
(čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)

Palyginti prastų rezultatų buvo pasiekta elektrokinetiniu metodu šalinant švino junginius iš 6 metalais užteršto *priesmėlio*. Katodo pusėje per pirmąsias 24 valandas švinas buvo valomas tik 7 % efektyvumu esant 29 V įtampai ir 13 % efektyvumu – kai įtampa 24 V (2.3.29 ir 2.3.30 pav.). Anodo pusėje efektyvumas buvo didesnis (po 24 valandų siekė 37 % esant 29 V ir 36 % – 24 V įtampoms). Kaip matyti iš 2.3.29 ir 2.3.30 pav., švino koncentracijos priesmėlyje mažėjo gana tolygiai, ir valymo procesas nebuvo nusistovėjęs. Tokie rezultatai leidžia teigti, kad prailginus proceso trukmę, būtų pasiekta geresnio rezultato. Kaip ir daugeliu kitų atvejų, katodo pusėje švino koncentracijos buvo didesnės, to galima buvo tikėtis turint mintyje teigiamą krūvį turinčių švino jonų judėjimą katodo link ir kaupimąsi priesmėlyje dirvožemio pusėje, nespėjus švino jonams pasišalinti su elektrolitu, ar ceolitu sorbuoti. Galutinis išvalymo efektyvumas esant 29 V tesiekė 57 %, o esant 24 V įtampai – 59 %. Vidutinės liekamosios švino koncentracijos (koncentracijų, nustatytų anodo bei katodo zonose vidurkis) po pirmojo ir antrojo bandymų atitinkamai buvo 285,89 mg/kg ir 294,71 mg/kg, t. y. beveik 3 kartus didesnės už DLK. Esant 24 V įtampai buvo pasiekta šiek tiek geresnio išvalymo efektyvumo, tačiau liekamoji švino koncentracija priesmėlyje buvo didesnė nei pirmuoju bandymu esant 29 V įtampai. Tokie rezultatai neleidžia daryti tikslių išvadų apie įtampos pasirinkimą švinu užterštam priesmėliui valyti, nes efektyvumai labai panašūs abiem tirtais atvejais. Elektrokinetinis metodas nebuvo efektyvus valant švino junginius iš 6 metalais užteršto *priesmėlio*. Kita vertus, per stebėtą laiką procesas nebuvo stabilizavęsis, todėl tikėtina, kad prailginus valymo trukmę rezultatai būtų buvę geresni. Pradinės švino koncentracijos užterštame *smėlyje* prieš pirmąjį ir antrąjį bandymą buvo atitinkamai 280,12 mg/kg ir 313,69 mg/kg, tačiau esant 29 V įtampai jau po pirmųjų 24 valymo valandų sumažėjo daugiau nei perpus (anodo srityje pasiektas 61 %, o katodo srityje – 50 % išvalymo efektyvumas). Esant 24 V įtampai pirmosiomis eksperimento valandomis buvo pasiekta 51 % valymo efektyvumo prie anodo bei 36 % – prie katodo. Ir esant 29 V, ir 24 V įtampai valymo proceso dinamika buvo labai panaši: didžiausias išvalymo efektyvumas pasiektas per 32 valandas, o tada švino koncentracijos mažėjo labai nežymiai (esant 29 V įtampai švino koncentracija sumažėjo nuo 110,25 mg/kg iki 90,7 mg/kg, o esant 24 V – nuo 102,09 mg/kg iki 91,78 mg/kg) (2.3.29 ir 2.3.30 pav.). Didesnės švino koncentracijos taikant ir vieną, ir kitą įtampas buvo dirvožemio katodo dalyje, ir tai dar kartą patvirtina faktą, kad teigiamai įelektrinti švino jonai juda anodo link, ir, jei laiku nepašalinami, kaupiasi valomame dirvožemyje. Po pirmojo bandymo (įtampa 29 V) vidutinė liekamoji švino koncentracija buvo lygi 90,7 mg/kg, o po antrojo (įtampa 24 V) – 91,78 mg/kg. Tokios koncentracijos beveik lygios švino DLK (remiantis HN 60:2004, ji lygi 100 mg/kg). Išvalymo efektyvumo vertės ir po pirmojo, ir po antrojo bandymo nebuvo didelės: atitinkamai 67 % prie 29 V įtampos bei 70 % prie 24 V įtampos.



2.3.31 pav. Vidutinių švino koncentracijų kaita E1, E2 ir E3 tipo dirvožemiuose (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

(Čia y – koncentracija, mg/kg; x – laikas, val.; R – koreliacijos koeficientas)



2.3.32 pav. Švino valymo iš skirtingų tipų dirvožemių efektyvumas (valomų dirvožemių aprašymai pateikti 2.3.1. skyriuje)

Gautas išvalymo efektyvumas, proceso dinamika bei liekamoji švino koncentracija leidžia teigti, kad elektrokinetinis metodas neužtikrina efektyvaus švino šalinimo iš *smėlio*, kai pastarasis užterštas ir kitais metalais. Apibendrinant galima pasakyti, kad švino valymo iš pasirinktų 3 dirvožemių procesas buvo gana tolygus priesmėlio bei priemolio atveju – koncentracijos visą laiką mažėjo, tokia tendencija išliko iki pat sustabdant eksperimentą (2.3.31 pav.). Smėlio valymo procesas intensyviausiai vyko pirmąsias 24 valandas, o vėliau švino koncentracijos beveik nebekito. Smėlyje buvo nustatytos mažiausios pradinės švino koncentracijos, tačiau išvalymo efektyvumas didžiausias (68 % ir 70 %), ir tik šiuo atveju buvo pasiekta švino koncentracija, bent šiek tiek mažesnė, nei DLK (2.3.31 ir 2.3.32 pav.). Priesmėlio valymo efektyvumas buvo 58 % esant 29 V įtampai ir 57 % esant 24 V, o priemolio – 60 % (įtampa 29 V) ir 57% (įtampa 24 V). Priesmėlyje bei priemolyje liekamosios švino koncentracijos buvo 2–3 kartus didesnės nei DLK (2.3.31 pav.). Vertinant pasirinktų įtampų įtaką valymosi procesui, galima teigti, kad tokio mažo jų skirtumo įtaka valymo procesui minimali. Žymiai didesnę reikšmę turi valymo trukmė bei valomo dirvožemio savybės. Norint efektyviai pašalinti iš dirvožemio šviną, turėtų būti optimizuotos valymo proceso sąlygos.

2.4. IŠVADOS

1. Sprogimo metu daugiausia dirvožemio organinių medžiagų sunaikinama sprogimų epicentruose: nuo 32 % iki 82 % procentų, o tolstant nuo jų, poveikis mažėja (DOM sumažėja nuo 7 % iki 21%). DOM sumažėjimas dirvožemyje priklauso ir nuo sprogimo stiprumo.
2. Lietuvos kariniuose poligonuose paviršinis dirvožemio sluoksnis labai pažeistas. Taktinių mokymų laukuose vidutinis dirvožemio organinių medžiagų kiekis nuo 66 % iki 95 % mažesnis nei karinės veiklos nepažeisto pušyno ir nuo 95 % iki 99 % mažesnis nei mišraus miško dirvožemyje.
3. Sprogdinimo pratyboms naudojamas karinių poligonų teritorijas galima suskirstyti pagal jų pažeidimo (DOM atžvilgiu) laipsnį. Išskirti 3 teritorijų tipai: teritorijos, kuriose itin smarkiai pažeistas paviršinis dirvožemio sluoksnis (Gaižiūnų poligono 1-asis bei Pabradės poligono taktinis mokymų laukai – ten nustatytas DOM kiekis siekė nuo 0,46 % iki 0,52 % bendrosios mėginio masės), teritorijos, kuriose vidutiniškai pažeistas dirvožemio sluoksnis (2-asis taktinių mokymų laukas Gaižiūnuose – ten DOM kiekis nuo 0,85 % iki 3,49 % bendrosios mėginio masės) bei specifinės paskirties teritorijos, kuriose nuolat vykdomi sprogdinimai, tačiau kurių išblaškytas dirvožemis nuolat papildomas nauju.

4. Gaižiūnų poligono šaudyklų dirvožemis labiausiai užterštas mangano, nikelio bei švino junginiais (didžiausios koncentracijos viršijo medianinę atitinkamai 67 %, 83 % ir 80 %). Švino koncentracijos pasiskirstę gana tolygiai visoje Gaižiūnų poligono šaudykloje.
5. Kairių poligono šaudyklos labiausiai užterštos vario, mangano bei švino junginiais (didžiausios koncentracijos atitinkamai 57 %, 61 % ir 62 % didesnės už medianinę). Visais šiais metalais labiau užteršta didžioji Kairių šaudykla, o koncentracijos pasiskirstę gana tolygiai, todėl neabejotinai galima teigti, kad užterštumo priežastis – šaudymo pratybos.
6. Gaižiūnų poligono aerodromo teritorija labiausiai užteršta mangano ir nikelio junginiais. Kai kuriuose taškuose šių metalų koncentracijos buvo nuo 70 % iki 83 % didesnės už medianinę. Cinko, chromo bei švino maksimalios nustatytos koncentracijos už medianinę buvo didesnės nuo 49 % iki 53 %, o didžiausios koncentracijos – išilgai pakilimo takų.
7. Kairių aerodromo teritorija labiausiai užteršta vario, cinko ir švino junginiais (šių metalų maksimalios koncentracijos atitinkamai 71 %, 74 % ir 61 % viršijo medianines). Šie metalai įeina į kuro sudėtį, o analizuotoji teritorija naudojama intensyvioms karinio transporto ir šaudymo pratyboms, todėl užtarša neabejotinai yra karinės veiklos padarinys.
8. Gaižiūnų poligono taktinių mokymų lauke pavienių teršalų koncentracijos gilesniuose dirvožemio sluoksniuose pasiskirsčiusios labai nevienodai. Aerodromo bei 1-ojo taktinių mokymo lauko teritorijoje didžiausios vario, cinko bei švino koncentracijos nustatytos nuo 0,6 iki 1 m gylyje, o karinio miestelio teritorijoje – nuo 0,2 iki 0,6 m gylyje. Nustatyta, kad 1-ojo taktinių mokymų lauko bei aerodromo teritorijoje tarša švinu yra sustojusi, nes paviršiuje metalų koncentracijos mažesnės nei gilesniuose sluoksniuose. Tai galima paaiškinti medžiagų, iš kurių pagaminta amunicija, sudėties bei teritorijos naudojimo paskirties pasikeitimu.
9. Kairių poligono apleistame kariniame miestelyje švino koncentracijos net iki kelių kartų viršija medianinę (35,23 mg/kg), o maksimali švino koncentracija buvo nustatyta 0,2–0,4 m gylyje – 390,00 mg/kg. Didžiausios cinko ir vario koncentracijos šioje teritorijoje taip pat nustatytos paviršiuje. Tai rodo, kad natūralūs dirvožemio valymosi procesai šioje teritorijoje vyksta labai lėtai, nes ji jau kurį laiką nebenaudojama aktyviai karinei veiklai, o sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemio paviršiuje nemažėja.
10. Nustatyta, kad elektrokinetiniu dirvožemio valymo metodu, taikant 18 V įtampą, pakankamo efektyvumo pasiekama tik valant smėlį (74 %, o liekamoji koncentracija perpus mažesnė už DLK). Kelis kartus padidinus pradines koncentracijas bei įtampą iki 29 V, valymo procesai vyksta žymiai intensyviau: smėlio išvalymo efektyvumas siekia 65%, o priesmėlio – padidėja dvigubai. Ir taikant 18 V, ir 29 V įtampą elektrokinetinis metodas neefektyvus švinu užterštam priemoliui valyti.

11. Taikant 29 V įtampą anodo zonoje švino koncentracijos mažėja tolygiai, o katodo zonoje po 32 eksperimento valandų jos didėti. Švino jonai turi teigiamąjį krūvį (Pb^{+2}), todėl, esant potencialų skirtumui, juda katodo link. Jei užterštas elektrolitas nešalinamas, švino jonai kaupiasi dirvožemyje katodo zonoje. Taigi įrenginio konstrukcija, kurioje nėra užtikrinamas susikaupusio švino šalinimas, yra neefektyvi.
12. Dirbtinai skirtingų metalų druskomis užteršus trijų tipų dirvožemius (E1 – priemolį, E2 – priesmėlį ir E3 – smėlį, kurių sudėtyje atitinkamai yra 8,9%, 17,5 % ir 2,3 % organinių medžiagų) didžiausios visų metalų koncentracijos gautos priesmėlyje, o mažiausios – smėlyje. Tokį užterštumą lemia dirvožemio organinių medžiagų kiekis, nes metalai prie jų jungiasi ir atsiskiria lengviau nei nuo dirvožemio dalelių.
13. Valant 6 metalais užterštus 3 tipų dirvožemius nustatyta, kad visais atvejais didesnis valymo efektyvumas anodo zonoje. Taip yra todėl, kad teigiamojo krūvio metalų jonai juda neigiamai įelektrinto katodo link, ir, jei laiku nepašalinami su elektrolitu ar nespėja sorbuotis į ceolitą, kaupiasi dirvožemyje katodo pusėje. Tikėtina, kad pratęsus dirvožemio valymo trukmę, koncentracijos anodo bei katodo srityje susivienodintų – t. y. būtų užtikrintas visų judrių švino jonų pašalinimas.
14. Elektrokinetinis metodas yra efektyvus ir tinka chromu užterštiems įvairių tipų dirvožemiams valyti (priemolio, smėlio ir priesmėlio išvalymo efektyvumas, kai įtampa 29 V, atitinkamai 85 %, 83 % ir 80 %, o kai įtampos 24 V – 80 %, 79 % ir 79 %), tačiau priemolį bei priesmėlį užteršus iki 1000 mg/kg ir daugiau, 48 valandų valymo trukmė nėra pakankama nei taikant 29 V, nei 24 V įtampą. Smėlis buvo išvalytas iki leistinų ribų, tačiau pradinės koncentracijos smėlyje buvo mažiausios (406,40 mg/kg prieš pirmąjį ir 453,67 prieš antrąjį bandymą).
15. Elektrokinetinis metodas netinka priemoliui, užterštam variu, valyti (efektyvumas šiuo atveju tesiekė 43 % esant 29 V ir 39 % – 24 V įtampai). Priesmėliui, užterštam variu, išvalyti, 48 valandų nepakanka – per šį laiką, taikant skirtingas įtampas, efektyvumas siekė 63 % ir 62 %, tačiau buvo matyti ir tolesnė koncentracijų mažėjimo tendencija. Taikant ir vieną, ir kitą įtampas geriausių rezultatų pasiekta valant smėlį – efektyvumas buvo didžiausias (81 % taikant 29 V, ir 78 % taikant 24 V įtampas) ir koncentracijos sumažėjo tiek, kad neviršijo DLK. Rezultatai parodė, kad pratęsus valymo laiką, galima būtų pasiekti geresnių rezultatų, ypač valant varį iš priesmėlio.
16. Elektrokinetinis metodas yra efektyvus valant priemolio, smėlio bei priesmėlio dirvožemius, užterštus mangano junginiais. Nepaisant labai skirtingų pradinių koncentracijų, nuo 1,6 iki 2,5 karto viršijančių DLK, pasiektas labai geras išvalymo efektyvumas, o liekamosios koncentracijos po abiejų bandymų (taikant 29 V ir 24 V įtampas) neviršijo DLK. Valymasis

- vyko efektyviau taikant 29 V įtampą, o norint pasiekti tokių pat rezultatų ir esant 24 V įtampai, reikia prailginti valymo trukmę.
17. Priemolio bei priesmėlio dirvožemiams, užterštiems nikeliu, valyti elektrokinetiniu metodu reikėtų prailginti valymo trukmę, nes, nepaisant gana nebloga valymo efektyvumo (priemolio – 71 %, priesmėlio – 82 % taikant 29 V įtampą bei atitinkamai 64 % ir 78 % taikant 24 V įtampą), nebuvo pasiekta leistinų nikelio koncentracijų lygio. Visiškai šis metodas buvo neefektyvus nikeliu užterštam smėliui valyti.
 18. Elektrokinetiniu valymo metodu efektyviai išvalomi cinko junginiais užteršti priesmėlis bei smėlis (efektyvumas atitinkamai 84 % ir 89 % esant 29 V ir 86 % bei 79 % esant 24 V įtampoms). Liekamosios cinko koncentracijos, taikant ir vieną, ir kitą įtampą, neviršijo DLK nei priesmėlyje nei smėlyje. Priemolyje nustatytos liekamosios koncentracijos buvo lygios DLK, tačiau besibaigiant eksperimentui jos vis dar mažėjo. Norint pasiekti geresnių rezultatų, reikėtų prailginti valymo trukmę.
 19. Valant švinu užterštą dirvožemį, ir esant 29 V, ir 24 V įtampai, nei priesmėlis, nei priemolis nebuvo išvalyti iki leistinųjų švino koncentracijų ribų, o smėlyje liekamoji koncentracija nustatyta šiek tiek mažesnė nei DLK (smėlio išvalymo efektyvumas siekė 67 % taikant 29 V ir 70 % – 24 V įtampą). Sustabdžius eksperimentą, buvo akivaizdi švino koncentracijų mažėjimo tendencija.
 20. Elektrokinetinis metodas labiausiai tinka priesmėlio bei smėlio dirvožemiams valyti. Taip yra todėl, kad elektrokinetinio valymo proceso efektyvumas labiausiai priklauso nuo porose esančio vandens elektrinio laidumo bei judėjimo kelio ilgio. Kadangi priesmėlis bei smėlis yra stambiausios granulimetrinės sudėties, metalų jonai porų skysčiu migruoja lengviau, ir pasiekama geresnių rezultatų nei valant priemolį.
 21. Nustatyta, kad beveik visais atvejais sunkiųjų metalų išvalymo iš dirvožemio efektyvumas buvo kiek didesnis esant 29 V nei esant 24 V įtampai. Taikant 29 V įtampą, valymo procesai dirvožemyje buvo intensyvesni, ir norimas efektyvumas buvo pasiekiamas greičiau, tačiau tikėtina, kad, pratęsus valymo trukmę, ir taikant 24 V įtampą būtų pasiekiami tokių pat rezultatų, taigi sunkiesiems metalams valyti iš dirvožemio galima taikyti ir standartinę 24 V įtampą, tačiau valymo procesą būtina pratęsti.

3. ŠVINO, PATENKANČIO Į DIRVOŽEMĮ POLIGONŲ ŠAUDYKLOSE, MIGRACIJOS MODELIAVIMAS TAIKANT *CHEMFLUX* PROGRAMINĮ PAKETA

Skyrius skirtas teršalų, būdingų karinei veiklai poligonuose (švino junginių), sklaidai dirvožemyje modeliuoti. Neužtenka nustatyti esamus taršos lygius, ir pasiūlyti dirvožemio išvalymo metodus. Labai svarbu žinoti, kaip bėgant laikui kiekybiškai ir kokybiškai kinta tarša probleminėse poligonų vietose. Vieno iš būdingiausių karinei veiklai metalų – švino sklaidos modeliavimas bėgant laikui atliktas prototipu pasirinkus vieną iš mažųjų Gaižiūnų poligono šaudyklų. Modeliavimas atliktas *SoilVisions*© programiniais paketais *SVFlux* bei *ChemFlux*. Pirmuoju – sumodeliuota vandens tėkmė pasirinktoje teritorijoje (nes tai neatsiejama teršalų migracijos dalis), o antruoju – švino koncentracijų pasiskirstymas šaudyklos skersiniame pjūvyje iki 10 m gylio per 150 metų laikotarpį. Modeliavimo rezultatai parodė teršalų sklaidos bei koncentracijų pasiskirstymo ir kaitos tendencijas.

3.1. MODELIAVIMO UŽDAVINIO APRAŠYMAS

Modeliavimo tikslas – remiantis empiriniais duomenimis sumodeliuoti teršalų sklaidą teritorijose, kurios ilgą laiką buvo naudojamos kariniams tikslams. Toks teritorijų panaudos tipas turi savą specifiką: pirmiausia, retai pasitaiko didelių teršalų kiekių išmetimų per trumpą laiką, nors tokių atvejų per ilgametį karinių poligonų eksploatavimą pasitaikydavo, bet kalbama apie nuolatinį teršimą sąlygiškai nedidelėmis teršalų koncentracijomis. Analizuotieji trys didžiausieji Lietuvos poligonai įsteigti daugiau nei prieš 100 metų. Visuose šiuose poligonuose yra skirtingos paskirties teritorijų, iš kurių bene svarbiausios ir intensyviausiai naudojamos – šaudyklos, autodromai, tankodromai, taktiniai mokymų laukai. Skirtinga teritorijų paskirtis lemia skirtingą ir jų taršą, bei užterštumo lygį, tai susiję ir su teritorijos naudojimo trukme. Be to, skirtingais laikotarpiais Lietuvos kariniai poligonai buvo naudojami skirtingu intensyvumu, o bene didžiausias krūvis teko Sovietų armijos laikais, – dar ir todėl, kad tuomet visiškai nebuvo kreipiama dėmesio į aplinkosaugines karinių poligonų eksploatavimo problemas. Dėl šių priežasčių sunku nustatyti pradines modeliavimo sąlygas, nes nėra aišku, kokie teršalų kiekiai patekdavo į dirvožemį per metus ar, juo labiau, per dieną. Be to, karinėse teritorijose teršiama ne tiek skystosiomis medžiagomis, kiek kietais kūnais – kulkomis, minomis, atliekomis ir pan. Taigi kol teršalai (sunkieji metalai) tirpiosios formos patenka į dirvožemį, praeina nemažai laiko. Todėl uždavinio

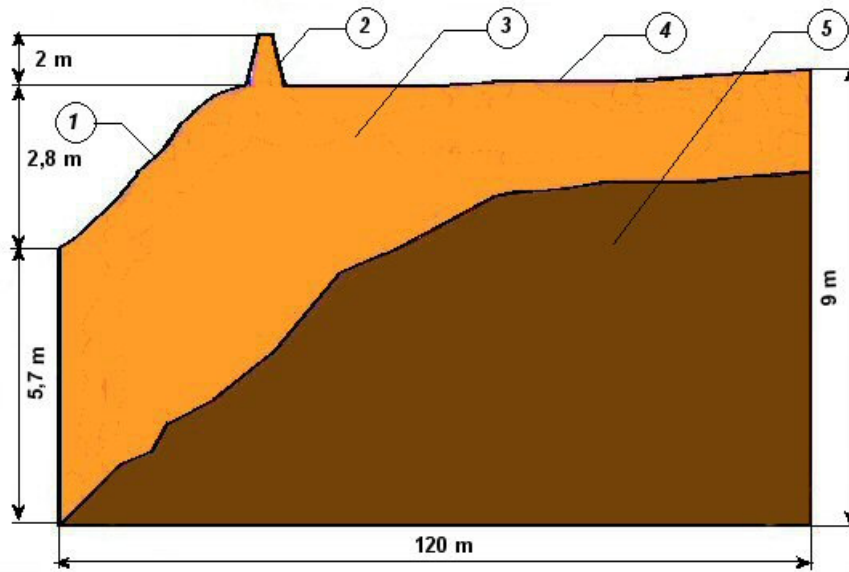
problemai ir pradinėms sąlygoms aprašyti buvo remtasi Lietuvos kariniuose poligonuose atliktais tyrimais ir tam tikromis prielaidomis. Modeliavimo uždavinio prototipu buvo pasirinkta Gaižiūnų karinio poligono šaudykla, tiksliau, viena iš mažųjų 100 m ilgio ir pločio šaudyklų. Pasirinkimą nulėmė keletas veiksnių: *ChemFlux* modeliavimo programa galima sumodeliuoti riboto ploto kūnus ir teritorijas (modeliavimo programa suformuoja aprašytojo kūno tinklą, kurio gardelėse apskaičiuojamos kintamųjų reikšmės, tačiau jei tinklas yra per didelis ir per tankus, programai pritrūksta aktyviosios atminties), be to, Gaižiūnų poligono viena iš mažųjų šaudyklų įdomi tuo, jog vienoje jos pusėje yra nuolydis, kuris baigiasi melioracijos grioviu (3.1.1 pav.). Taigi, sėkmingai užbaigus modeliavimą, galima bus stebėti, kaip giliai bėgant metams teršalai pasklinda dirvožemyje, ir ar pasiekiamas vandens lygis – kas nulemtų ir griovyje esančio vandens užteršimą. Minėtas griovys įteka į mažą upelį, esantį poligono teritorijoje, kuris savo ruožtu įteka į Ruklelę, o galiausiai vandens kelias baigiasi Neryje. Dar vienas pasirinkimo kriterijus buvo tas, kad šioje mažojoje šaudykloje atliktų tyrimų metu buvo nustatytos bene didžiausios visų analizuotų sunkiųjų metalų koncentracijos. Kaip jau minėta, labai sunku nustatyti taršalų, patenkančių į dirvožemį per laiko vieneta, kiekį, o šis dydis yra būtinas įvedimui į kompiuterinę programą, kaip viena iš kraštinių sąlygų. Kad išsisukti iš šios situacijos, buvo padarytos šios prielaidos:

- Gaižiūnų karinio poligono šaudykla pradėta eksploatuoti prieš 100 metų;
- Prieš pradėdant eksploatuoti poligono teritoriją karinėms reikmėms, užterštumo sunkiaisiais metalais nebuvo, o sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje buvo lygios foninėms (švinui – 14,7 mg/kg);

Kaip matyti 3.1.2 pav., dominančioje šaudykloje nustatyta maksimali švino koncentracija taške Š7 buvo 60mg/kg, o kitame jos krašte – 40mg/kg. Atėmus foninės koncentracijos dydį, gausime švino koncentraciją, kuri, galima teigti, pakliuvo į dirvožemį dėl žalingos karinės veiklos. Taigi atitinkamai gauname: 45,3mg/kg, ir 25,3mg/kg. Dabar šiuos dydžius padaliname iš laiko (100 metų) ir gauname apytikslį teršalų kiekį, patekdavusį į dirvožemį per metus taške Š7 ir likusioje šaudyklos teritorijoje (atitinkamai 0,453mg/kg per metus, ir 0,253mg/kg/metus). Šie dydžiai bus reikalingi įvedimui į kompiuterinę programą *ChemFlux*.

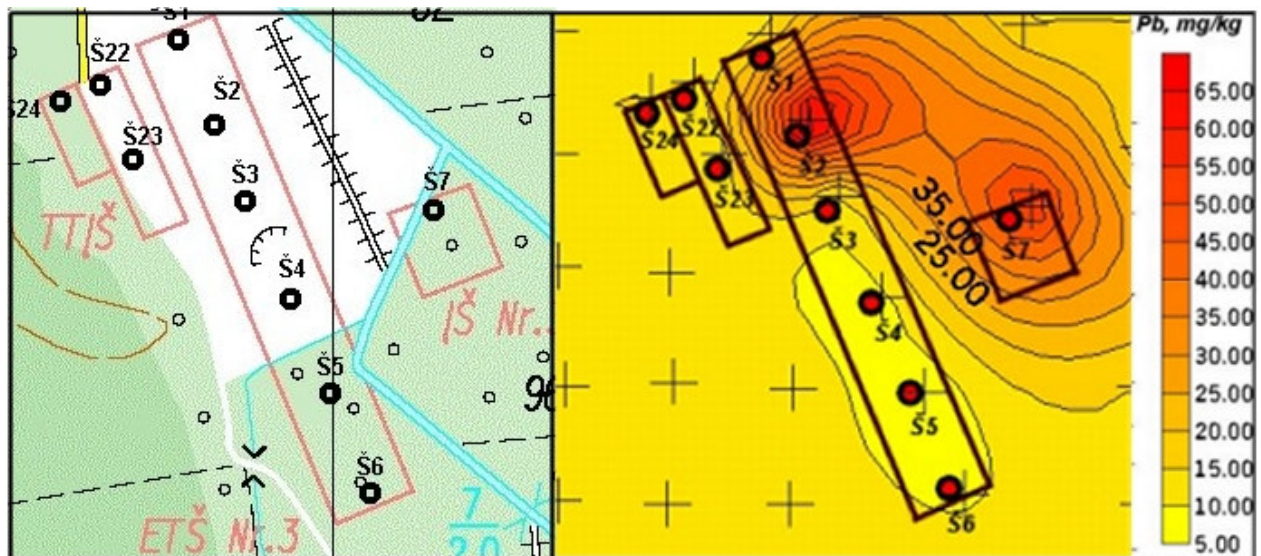
• ***SoilVision programinio paketo trumpa charakteristika***

Kaip jau minėta 3.1 Skyriaus pradžioje, kad sumodeliuotumėme teršalų sklaidą, pirmiausia reikia žinoti, kaip dirvožemyje teka vanduo, arba kitaip – sumodeliuoti tėkmės gradientus. Tam programinėje įrangoje *SoilVision* numatytas atskiras programinis paketas, skirtas dirbti su vandens srautais bei gruntiniais vandenimis *SVFlux*. *AcuMesh* – modulis, suformuojantis modeliuojamojo objekto struktūrą, vadinamąjį tinklą.



3.1.1 pav. Gaižiūnų poligono šaudyklos, modeliuojant pasirinktos prototipu, skerspjūvis

(1 – nuolydis į melioracijos griovį; 2 – taikinių zona (iškilęs 2 m); 3 – paviršinis dirvožemio sluoksnis (tankus smėlis su smilčių ir organinių medžiagų priemaiša); 4 – šaudyklos paviršius; 5 – gilesnis dirvožemio sluoksnis (priemolis su smėlio bei organinių medžiagų priemaiša)



3.1.2 pav. Modeliavimui pasirinkta mažoji Gaižiūnų poligono šaudykla (taškas Š7), ir tyrimo metu ten nustatytos švino koncentracijos (mėlynai pažymėta modeliuoto skerspjūvio vieta)

Kiekvienoje tinklo gardelėje nustatomi skaičiavimo parametrai, ir gaunama tam tikra reikšmė. *FlexPDE* modulis skirtas skaičiavimui. Visa grafinė bei skaitmeninė informacija, užrašyta programavimo kalba, patenka į šį paketą, ir jame atliekami skaičiavimai atvaizduojami grafiškai.

Abu šie paketai yra būtini modeliuojant bet kuria kita *SoilVision* programa. Kaip matyti schemeje, *SVFlux* ir *Chemflux* paketai yra susieti, t. y., norint modeliuoti *ChemFlux* paketu, reikalinga grafika bei gradientų rinkmena, sukurta *SVFlux* paketu.

• ***Tėkmės gradientų rinkmenos modeliavimas SVFlux paketu***

Vandens tėkmės gradientų rinkmena modeliuojama *SVFlux* paketu. Tam pirmiausia reikia nusibraižyti objektą, aprašyti jo savybes ir kraštines sąlygas. Kadangi buvo modeliuojama ne išsamiaja *SVFlux*, o studentų versija, reikėjo paisyti tam tikrų apribojimų (pavyzdžiui, galima buvo įvesti tik du regionus, arba kitaip – dirvožemio tipus).

Pirmasis modeliavimo žingsnis – objekto terpės aprašymas. Remiantis eksperimentiniais duomenimis, buvo aprašyti du dirvožemio tipai. Labai svarbu tinkamai parinkti terpės parametrus ir koeficientus, nes nuo jos savybių labiausiai priklauso vandens (kartu ir teršalų) sklaidos ypatumai bei greitis. Pirmasis, paviršinis objekto dirvožemio sluoksnis sudarytas iš smilčių, tankaus smėlio su organinių medžiagų priemaiša (toks paviršinis dirvožemis būdingas Gaižiūnų poligono teritorijai). Antrasis dirvožemio sluoksnis, esantis po pirmuoju, sudarytas iš rudojo priemolio su smėlio bei organinių medžiagų priemaiša. Šis dirvožemio sluoksnis yra mažiau laidus vandeniui (į tai bus atsižvelgta aprašant dirvožemio savybes).

Dirvožemiams aprašyti naudojamos šios savybės ir koeficientai:

- k_{sat} – drėgno dirvožemio sluoksnio hidraulinis laidumas, m/metus (*saturated hydraulic conductivity*);
- dirvožemio hidraulinis laidumas, m/metus (*remiantis laboratoriniais duomenimis*);
- dirvožemio įgertis, kPa (*soil suction*);
- tūrinis vandens kiekis, (*volumetric water content*);
- drėgno dirvožemio sluoksnio tūrinis vandens kiekis.

Kadangi tyrimų, atliktų Gaižiūnų poligone metu, minėtos dirvožemio savybės nebuvo įvertintos (išskyrus tūrinį vandens kiekį dirvožemio mėginiuose), pasinaudota *SoilVision Systems* duomenų baze. Pagal turimą realų nustatytą dirvožemio drėgnumą (tūrinį vandens kiekį) bei sudėtį (smėlio, molio, smilčių, organinių medžiagų) pasirinkti panašūs dirvožemiai, o pateiktos jų charakteristikos įvestos į kompiuterinę programą.

• ***Paviršinio dirvožemio (smilčių, tankaus smėlio, su organinių medžiagų priemaiša) parametrai:***

- 1) Drėgno dirvožemio sluoksnio hidraulinis laidumas $k_{sat} = 0,001 \text{ cm/s} = 315,6 \text{ m/metus}$;
- 2) Dirvožemio hidraulinio laidumo bei įgerties laboratoriniai duomenys (reikalingi nubrėžti kreivei, atspindinčiai priklausomybę tarp dirvožemio įgerties ir hidraulinio laidumo) pateikti 3.1 lentelėje;

- 3) Tūrinio vandens kiekio duomenys (reikalingi nubrėžti kreivei, atspindinčiai priklausomybę tarp dirvožemio įgeriamumo ir tūrinio vandens kiekio) pateikti lentelėje 3.1.
- 4) Drėgno dirvožemio sluoksnio tūrinis vandens kiekis *Saturated VWC* lygus 0,305.

3.1 lentelė Dirvožemio hidraulinio laidumo bei įgeriamumo laboratoriniai duomenys

Paviršinis dirvožemio sluoksnis			Gilesnis dirvožemio sluoksnis		
<i>Dirvožemio įgertis, kPa</i>	<i>Dirvožemio hidraulinis laidumas, m/metus</i>	<i>Tūrinis vandens kiekis</i>	<i>Dirvožemio įgertis, kPa</i>	<i>Dirvožemio hidraulinis laidumas, m/metus</i>	<i>Tūrinis vandens kiekis</i>
0,1	946,700	0,305	10,0	1,89E+05	0,433
2,65	284,000	0,276	33,1	4,73E+03	0,336
4,04	47,340	0,230	50,0	4,7E+01	0,231
4,59	18,930	0,199	67,0	6,3E+00	0,181
6,27	4,734	0,172	100,0	2,48E+00	0,161
8,06	2,840	0,156	200,0	2,8E-01	0,106
10,3	1,578	0,144	400,0	2,2E-01	0,0942
13,9	0,789	0,132	1500,00	6,3E-02	0,0699
16,8	0,316	0,123			
33,3	0,237	0,100			

• ***Gilesnio dirvožemio sluoksnio (priemolio su smėlio bei organinių medžiagų priemaiša) parametrai:***

- 1) Drėgno dirvožemio sluoksnio hidraulinis laidumas $k_{sat} = 5E-04$ cm/s = 158 m/metus;
- 2) Dirvožemio hidraulinio laidumo bei įgeriamumo laboratoriniai duomenys (reikalingi nubrėžti kreivei, atspindinčiai priklausomybę tarp dirvožemio įgeriamumo ir hidraulinio laidumo) pateikti lentelėje 3.1;
- 3) Tūrinio vandens kiekio duomenys (reikalingi nubrėžti kreivei, atspindinčiai priklausomybę tarp dirvožemio įgeriamumo ir tūrinio vandens kiekio) pateikti lentelėje 3.1.
- 4) Drėgno dirvožemio sluoksnio tūrinis vandens kiekis *Saturated VWC* lygus 0,433.

Kitas modeliavimo žingsnis – aprašytieji dirvožemio tipai priskiriami objekto regionams. Kaip matyti iš 3.1.1 paveikslo, regionai pažymėti skirtingomis spalvomis. Šviesiai rusvos spalvos regionui priskiriamos pirmojo, paviršinio, dirvožemio savybės, o tamsiai rudos spalvos regionui – antrojo, gilesnio, dirvožemio sluoksnio savybės. Aprašant objekto geometriją, buvo stengiamasi

išlaikyti realios Gaižiūnų mažosios šaudyklos dydžius – ilgį 120 m (100 m – šaudyklos ilgis ir 20 metrų atstumas iki griovio). Be to taikinių zona pavaizduota iškilusi 2 m (3.1.1 pav.).

• **Tėkmės gradientų modeliavimo kraštinės sąlygos**

Aprašius objektą ir jo terpę, belieka nusistatyti kraštines sąlygas, atskirai kiekvienam regionui. Kadangi šiuo modeliavimo etapu kintamasis yra vandens srautas, o ne teršalai, kraštinės sąlygos bus dviejų tipų: hidrostatinis slėgis, bei normalinis srautas. Hidrostatinis slėgis nustatomas metrais. Šį dydį kitaip galima apibūdinti kaip vandens stulpo aukštį arba drėkinamo vandens dirvožemio sluoksnio aukštį. Nustatant šią sąlygą, reikia atsižvelgti į objekto paviršiaus nuolydį bei į gruntinio vandens gylį. Gaižiūnų poligono teritorijoje (Jonavos rajonas), remiantis geologiniais duomenimis, gruntinis vanduo yra labai negiliai, 0,5–2 m gylyje. O pagal apibrėžtą objektą, turime paviršiaus nuolydį, kuris baigiasi grioviu, pilnu vandens. Taigi kairiojoje šoninėje objekto pusėje nustatome hidrostatinį slėgį, lygų 5,5 m.

Antroji aktuali kraštinė sąlyga aprašo objekto paviršių. Kadangi modeliuojame vandens sklaidą natūraliomis sąlygomis, reikia aprašyti natūralų vandens patekimą į dirvožemį, t. y. vandens patekimą į dirvožemį kartu su lietaus vandenimis. Tam tikslui remiamasi duomenimis apie per metus išskrintančių kritulių kiekį – Lietuvoje jis lygus vidutiniškai 500–700 mm/metus (vidurkis – 625 mm/metus). Taigi laikome, kad į kiekvieną paviršiaus ilgio segmentą patenka 625 mm/metus, arba $0,0625 \text{ m}^3$ per metus į metrą kritulių. *SVFlux* programiniame pakete ši kraštinė sąlyga vadinama „*normal flux*“, t. y. normalinis srautas.

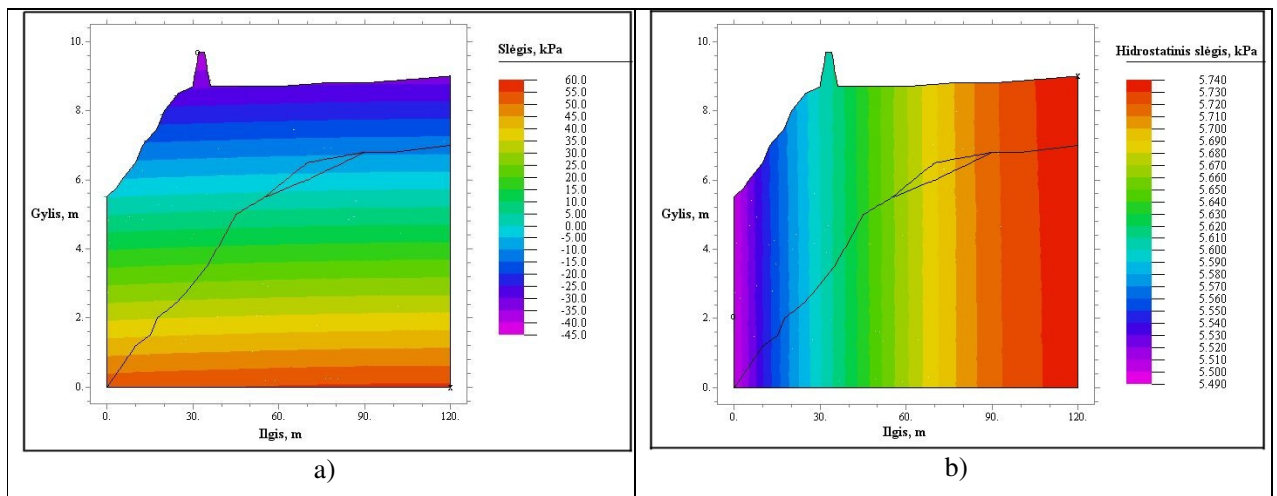
3.2. MODELIAVIMO TAIKANT SVFLUX PAKETĄ REZULTATAI

Aprašius terpę, objekto geometriją, bei kraštines sąlygas, paleidžiama skaičiavimo programa *FlexPDE*, kuri suformuoja sprendimo rezultatų grafinę išraišką. Apibendrinant galima pasakyti, jog modeliuojant *SVFlux* paketu gaunama visa objekto geometrija, vandens tėkmės gradientų rinkmena, slėgio, bei hidrostatinio slėgio grafinės išraiškos. Visos šios sudedamosios vėliau įkeliamos į *ChemFlux* paketą, kuriame toliau tęsiamas koncentracijų pasiskirstymo modeliavimas.

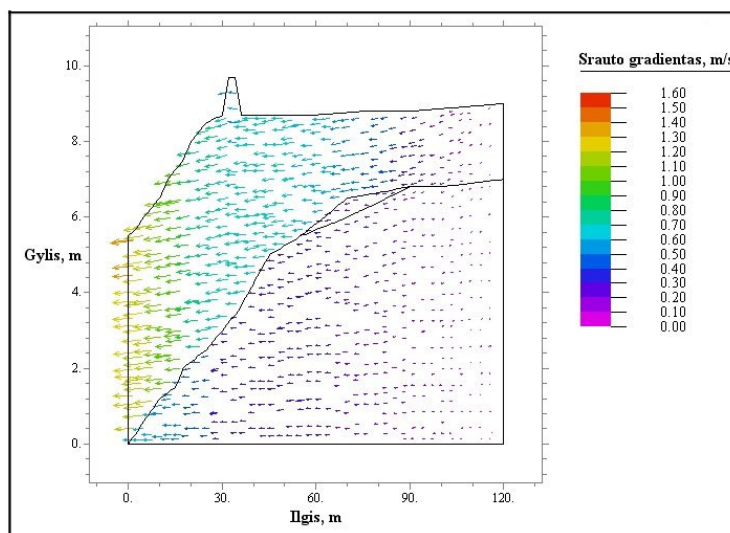
Kaip matyti iš 3.2.3 pav. a) didžiausias apskaičiuotas slėgis lygus 60 kPa (apatinėje modeliuoto objekto dalyje, arba giliausiame dirvožemio sluoksnyje), o mažiausias – 45 kPa (gautas viršutinėje modeliuoto objekto dalyje, arba paviršiniame dirvožemio sluoksnyje). Minuso ženklas rašomas todėl, kad slėgio skalės atskaita laikoma nulinio slėgio linija, kurią menamai galima nubrėžti ties vandens horizontu (kraštinėse sąlygose aprašytas kaip hidrostatinis slėgis, jo aukštis – 5,5m). Kaip matyti iš 3.2.3 paveikslo, slėgis tolygiai didėja, didėjant gyliui. Aiškintina tuo, kad paviršiniame

dirvožemio sluoksnyje (iki vandeningojo horizonto) dirvožemio pralaidumas (arba hidraulinis laidumas) yra didesnis, todėl vanduo prateka be ypatingų kliūčių. Kadangi, didėjant gyliui, didėja ir vandens kiekis (arba tūrinis vandens kiekis), mažėja pralaidumas, o kuo daugiau dirvožemis įsigėręs vandens, tuo mažiau jo gali įgerti. Taigi būdu objektas tarsi padalijamas į dvi dalis – didelio ir mažo slėgio. Pirmojoje slėgis yra mažesnis, ir vandens yra mažiau (nes jis lengviau prateka pro šią zoną), o antrojoje, apatinėje, slėgis yra didesnis, ir vandens yra daugiau (kadangi jis sulaikomas). 3.2.3 pav. b) pavaizduotas hidrostatinio slėgio kitimas.

Mažiausias hidrostatinis slėgis yra nuolydyje, tokiaime lygyje, kuris sutampa su dirvožemio vandeningojo sluoksniu lygiu. Didžiausias hidrostatinis slėgis – labiausiai nutolusioje ir aukščiausioje pakilusioje objekto dalyje. Tokį pasiskirstymą galima lengvai paaiškinti: hidrostatinis slėgis – tai vandens stulpo slėgimo jėga į ploto vienetą. Kuo vandens stulpas aukštesnis, tuo slėgis didesnis. Modeliuojant gauti rezultatai kaip tik ir rodo tokią priklausomybę: slenkant iš aukščiausios sumodeliuoto objekto vietos žemiausios link, hidrostatinis slėgis tolygiai mažėja. Gradientų pasiskirstymą nulemia tėkmė. Kaip žinoma, tekėjimas vyksta iš didelio slėgio zonos į mažo slėgio zoną. Taigi įvertinus slėgio bei hidrostatinio slėgio pasiskirstymą, galima gauti tėkmės gradientų pasiskirstymą. Kadangi slėgis didėja iš viršaus į apačią ir yra lygus 0 ties objekto viduriu, tekėjimas irgi vyksta tarsi dviem kryptimis: pirmiausia nuo paviršiaus srautas tekėtų žemyn iki nulinio slėgio linijos, o apatinis srautas veržtųsi aukštyn, ir jo tekėjimo kryptis būtų į viršų. Taigi ties nulinio slėgio linija susidurtų du priešingų kryptių tėkmės frontai.



3.2.3 pav. Slėgių pasiskirstymai Gaižiūnų poligono mažojoje šaudykloje: a) sumodeliuotasis vertikalūs slėgių pasiskirstymas; b) sumodeliuotasis hidrostatinio slėgio pasiskirstymas



3.2.4 pav. Srauto gradientų pasiskirstymas sumodeliuotoje Gaižiūnų poligono mažojoje šaudykloje

Galutinę srauto gradientų kryptį lemia hidrostatinis slėgis. Veikiamas vien jo, srautas tekėtų iš didelio slėgio zonos, į mažo slėgio zoną (remiantis paveikslais, iš dešinės į kairę). Įvertinus abiejų slėgių įtaką, galima gauti srauto gradientų pasiskirstymą (3.2.4 pav.). Kaip ir spėta, gradientai paviršiuje tarsi krypsta žemyn, o tada, veikiami hidrostatinio slėgio, nukreipiami į dešinę. Be to, matyti akivaizdus gradientų dydžio skirtumas skirtinguose objekto regionuose (t. y. skirtinguose dirvožemio sluoksniuose). Paviršiniame dirvožemio sluoksnyje jie gerokai didesni, o gilesniame sluoksnyje – mažesni. Tai aiškintina dirvožemių savybėmis: paviršinis dirvožemis, sudarytas daugiausia iš smėlio, yra pralaidus, o gilesnis dirvožemio sluoksnis, sudarytas daugiausia iš molio, yra ne toks pralaidus, žymiai sunkiau leidžia vandeniui tekėti.

3.3. TERŠALŲ SKLAIDOS MODELIAVIMAS TAIKANT *CHEMFLUX* PROGRAMINĮ PAKETĄ

Kaip jau minėta, norint modeliuoti teršalų sklaidą *ChemFlux* programiniu paketu, pirmiausia reikia apibrėžti geometrines objekto savybes bei sumodeliuoti gradientų pasiskirstymą *SVFlux* paketu. Tada pirmasis žingsnis modeliuojant *ChemFlux* paketu – jau sukurtų rinkmenų importavimas.

3.3.1 pav. parodyta, kaip atrodo nagrinėjamo objekto geometrija. Dviejų metrų aukščio pakilimas vaizduoja šaudyklos taikinių zoną. Esant tokiam masteliui (120 m/10 m), ji atrodo labai pakilusi, bet taip iš tiesų nėra, ją sudaro iš abiejų pusių maždaug dviejų metrų nuolydžiai ir 2 m pločio aikštelė. Teršalų sklaida modeliuojama iki 10 m gylio. Kaip jau minėta, Gaižiūnų poligono mažąją šaudyklą kerta griovys. Todėl braižant pjūvyje pavaizduotas nuolydis kairėje pusėje.

Objekto ilgis – 120 m, jį sudaro 100 m mažosios šaudyklos bei 20 m – atstumas iki griovio ir jo vagos dalis.

Aprašius objekto geometriją, reikia aprašyti terpę. Tai jau buvo padaryta *SVFlux* paketu, tačiau ten svarbūs buvo parametrai, nulemiantys vandens tėkmę, o čia reikia atsižvelgti į dispersijai svarbius parametrus (1.5. poskyryje): išilginę bei skersinę sklaidą, bei difuzijos koeficientą. Šie parametrai aprašomi kiekvieno dirvožemio tip, nes tiesiogiai priklauso nuo dirvožemio savybių. Remiantis daugeliu atliktų laboratorinių bei lauko tyrimų, išilginė bei skersinė dispersija tiesiogiai priklauso nuo atstumo. Empiriškai buvo išvesta formulė, prilyginanti α_L 10 % atstumo, ir α_T – 0,1 % atstumo (žr. 1.5. poskyrį). Remiantis tuo, paviršinio dirvožemio sluoksnio – $\alpha_L = 1$ m, o $\alpha_T = 0,01$ m; gilesnio dirvožemio sluoksnio – $\alpha_L = 1$ m, o $\alpha_T = 0,01$ m. Difuzijos koeficientas buvo parinktas pagal *SoilVision* duomenų bazėje esančius dirvožemių parametrus. Paviršinio dirvožemio tipo – $0,0221 \text{ m}^2/\text{metus}$, o gilesnio dirvožemio tipo – $0,0625 \text{ m}^2/\text{metus}$.

• **Teršalų sklaidos modeliavimo kraštinės sąlygos bei scenarijai**

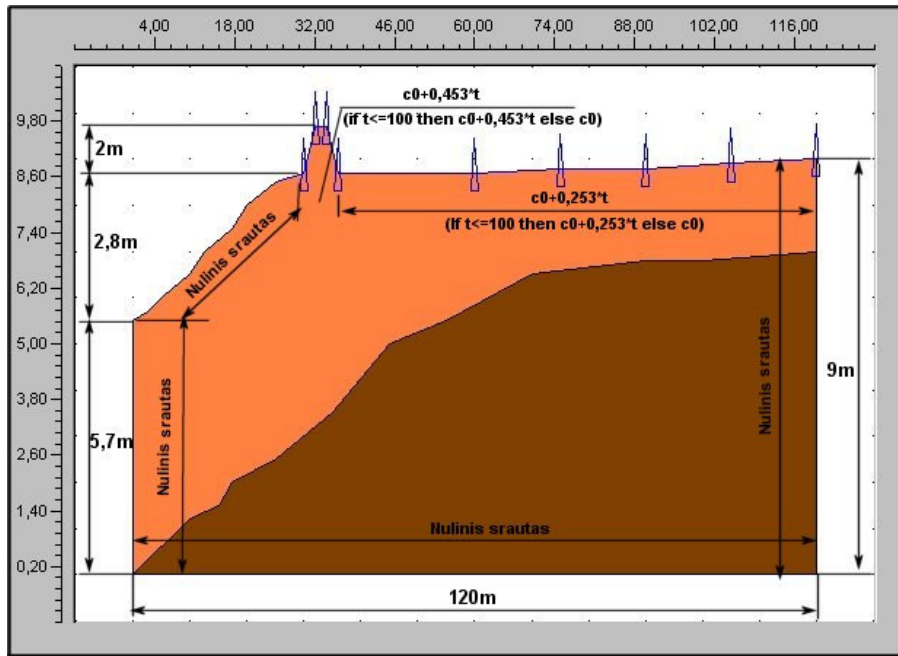
Aprašant uždavinio kraštinės sąlygas, reikia padaryti keletą prielaidų:

- 1) Gaižiūnų poligono šaudykla teršiama vien švino junginiais;
- 2) Teršimas vyksta tik paviršiuje (teršalai nepatenka su požeminiais vandenimis);
- 3) Gaižiūnų karinio poligono šaudykla pradėta eksploatuoti prieš 100 metų;
- 4) Prieš pradėdant eksploatuoti poligono teritoriją karinėms reikmėms, užterštumo sunkiaisiais metalais nebuvo, o sunkiųjų metalų koncentracijos dirvožemyje buvo lygios foninėms (švino – 14,7 mg/kg). Teršalų kiekiai, patekdavę į dirvožemį per metus, aprašyti 3.1.2 skyriuje (taikinių zonoje – 0,453 mg/kg, kitoje teritorijos dalyje – 0,253 mg/kg). Kraštinių sąlygų algoritmai pavaizduoti 3.3.1 pav.

Modeliuojant buvo sukurti du scenarijai:

• **Pirmasis scenarijus:** remiamasi prielaida, kad nuo šaudyklos įkūrimo prieš 100 metų, iki dabar teršiama vienodais teršalų kiekiais (t. y. per metus į dirvožemį patenka vienodas teršalų tirpalo kiekis), ir, tęsiant ateityje poligono bei šaudyklos veiklą, nesiliaus tarša. Modeliavimo rezultatai, rodantys teršalų sklaidą po 100 metų (arba 100 metų šaudyklos eksploatavimo) byloja apie dabartinę situaciją, o toliau – teršalų lygių ir sklaidos kitimą dar po 10, 120, 150 metų. Kraštinės sąlygos aprašomos algoritmais:

- 1) $c_0 + 0,253 * t$ – šaudyklos teritorijoje iki taikinių zonos;
- 2) $c_0 + 0,453 * t$ – šaudyklos taikinių zonoje. Čia c_0 – nulinė, arba foninė koncentracija, Jonavos regione švino ji lygi 14,7 mg/kg, o t – laikas, metais.



3.3.1 pav. Gaižiūnų poligono mažosios šaudyklos pjūvis su matomais skirtingais dirvožemio sluoksniais, matmenimis bei kraštinėmis sąlygomis

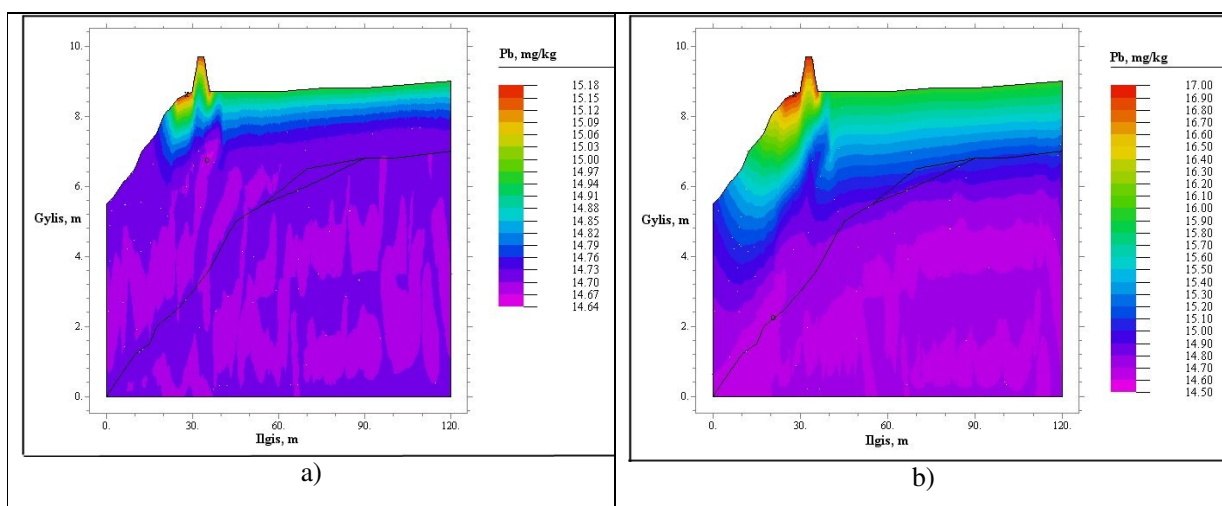
• **Antrasis scenarijus:** remiamasi prielaida, kad nuo šaudyklos įkūrimo prieš 100 metų iki dabar buvo teršiama vienodais teršalų kiekiais, tačiau tęsiant ateityje poligono bei šaudyklos veiklą, teritorija nebus teršiama (įgyvendinus aplinkosauginius reikalavimus poligonus eksploatuoti saugiai). Modeliavimo rezultatai, rodantys teršalų sklaidą iki 100 metų (arba 100 metų šaudyklos eksploatavimo) byloja apie tai, kaip sklido tarša ir kokia ji yra dabar, o tolesni rezultatai rodo teršalų sklaidimo tendencijas, teritorijos nebeteršiant. Kraštinės sąlygos aprašomos algoritmais:

- 1) **If $t \leq 100$ then $c_0 + 0,253 * t$ else c_0** – šaudyklos teritorijoje iki taikinių zonos;
- 2) **If $t \leq 100$ then $c_0 + 0,453 * t$ else c_0** – šaudyklos taikinių zonoje.

3.4. TERŠALŲ SKLAIDOS MODELIAVIMO REZULTATAI

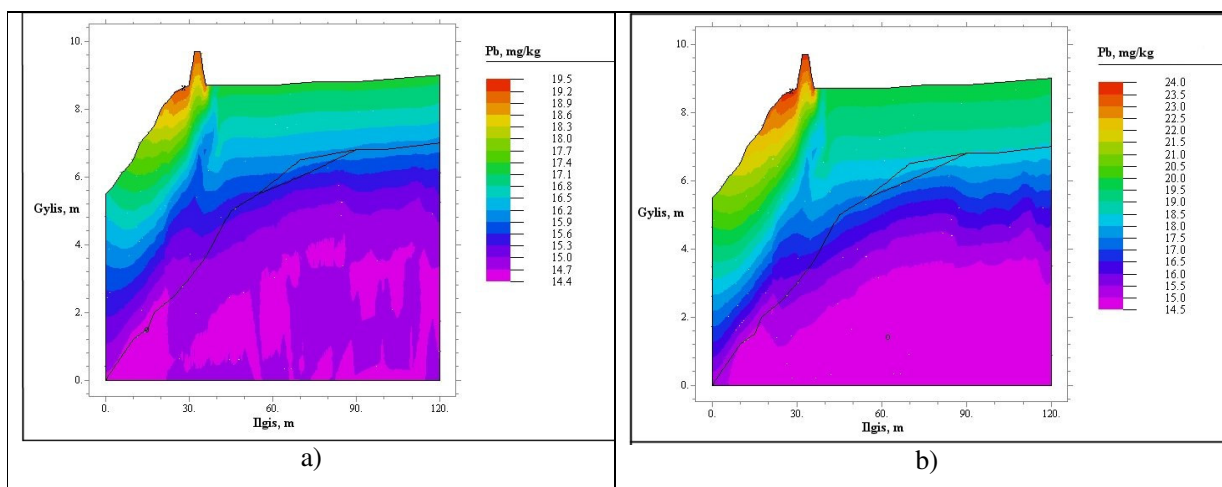
Vaizdžių paveikslų pavidalu gauti modeliavimo rezultatai leido stebėti, kaip teršalai sklinda dirvožemyje, bėgant laikui. Praėjus vieneriems intensyvaus šaudyklos naudojimo metams, jau galima stebėti padidėjusį užterštumą švino junginiais (kurie yra pagrindinė šaudmenų, ypač senojo pavyzdžio, sudedamoji dalis), kuris, beje, nelabai viršija foninį švino kiekį (žr. 3.4.1 pav. a)). Visoje šaudyklos teritorijoje teršalų lygis beveik lygus foniniam, tik taikinių zonoje maksimali švino koncentracija pasiekė 15,18mg/kg. Tai tik 3 % daugiau nei foninė koncentracija, todėl galima teigti, jog po vienerių Gaižiūnų mažosios šaudyklos eksploatavimo metų taršos švino junginiais iš esmės

dar nebuvo. Reikia nepamiršti ir laiko veiksnio: kaip jau minėta, į dirvožemį patekę šaudmenys yra veikiami oksidacijos procesų, kurie vyksta ne vienerius ir ne kelerius metus, o tada teršalai su lietaus vandeniu patenka į dirvožemį. Logiška, jog bėgant laikui, teršalų kiekiai turėtų žymiai padidėti. Visgi gautieji rezultatai rodo, jog net po vienerių metų didžiausios švino koncentracijos pasislinkę nuo taikinių zonos šiek tiek į kairę, t. y. nuolydžio kryptimi. O tai jau galima laikyti teršalų migravimo krypties „užuomina“. 3.4.1 pav. b) pavaizduota teršalų sklaida jau po 5 šaudyklos eksploatavimo metų. Lyginant su teršalų pasiskirstymu po vienerių metų, galima patvirtinti spėjimus: teršalai juda nuolydžio kryptimi, griovio link. Be to, teršalų poveikis jau apėmęs didesnius dirvožemio sluoksnius: po pirmųjų metų tebuvo galima išskirti teršalų sklaidą tik iki 1 m gylio, o po 5 metų teršalai šaudyklos teritorijoje siekia jau iki 2 m gylio, gi pradedant taikinių zona iki griovio – net iki 4–5 m gylio. Tiesa, tokiam gylyje tarša viršija foninę labai nežymiai (3–5 %), o štai paviršiuje maksimali švino koncentracija taikinių zonoje ir į kairę už jos siekia 17,0 mg/kg, taigi foninę viršija 13 %. Be to, kaip matyti iš paveikslėlio 3.4.1 pav. b), po 5 metų teršalai sklinda tik paviršiniame, smėlingame dirvožemio sluoksnyje, nesiekdami gilesnio, žymiai tankesnio dirvožemio sluoksnio. Atsižvelgiant į tai, kad molingojo gilesnio dirvožemio sluoksnio poringumas bei laidumas mažesni, galima tikėtis, jog toks dirvožemis šiek tiek pristabdys teršalų skverbimąsi gilyn. Šią prielaidą patvirtino rezultatai, gauti po 10 šaudyklos eksploatavimo metų. Kaip matyti iš 3.4.2 pav. a), teršalų koncentracijos visose paveiktose zonose padidėjo, tačiau gilyn prasiskverbė nedaug, ir molingasis dirvožemio sluoksnis liko beveik nepaveiktas taršos. Lyginant gautuosius rezultatus po 1, 5 ir 10 metų, galima padaryti išvadą, jog maksimali švino koncentracija didėjo tolygiai – t. y. po 2 mg/kg (per 5 metus).

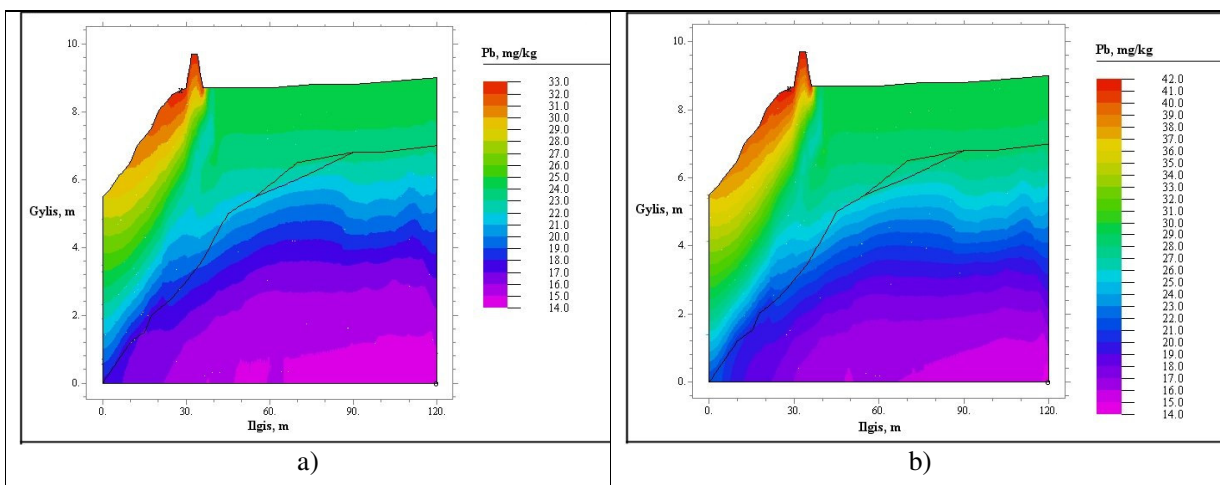


3.4.1 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 1 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų); b) po 5 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų)

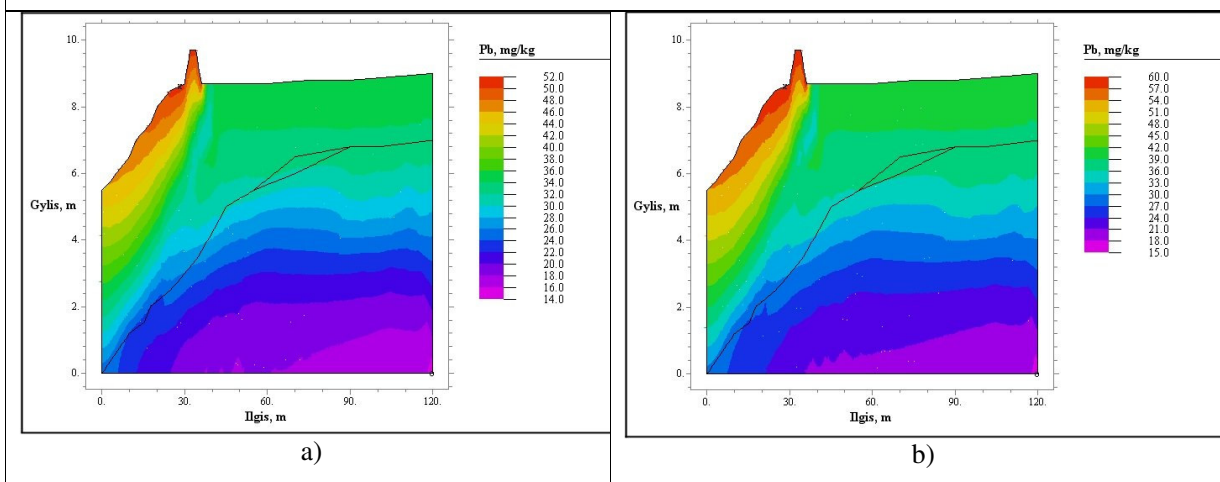
Matome, jog po 20 metų tarša švino junginiais išplitusi į plotį ir į gylį, o maksimali koncentracija viršija foninę jau net 38 % – tiesa, toks koncentracijos lygis dar gana nedideliame plote – taikinių zonoje, iki griovio, bei šlaito pradžioje (3.4.2 pav. b)). Kitoje šaudyklos teritorijos dalyje švino koncentracijos siekia 20 mg/kg ir viršija foninę 26 %. Analizuojant modeliavimo rezultatus, nusakančius situaciją po 20 metų, galima teigti, jog tarša pasiekusi dirvožemio sluoksnius iki 5 metrų gylio ir giliau, tiesa, ten ji labai nežymi, o apatiniai dirvožemio sluoksniai iki 10 m gylio lieka nepažeisti. Kaip matyti iš 3.4.3 pav. a) (modeliavimo rezultatai po 40 metų), taršos nepalietas lieka tik mažytis lopinėlis šaudyklos pjūvio dešiniajame kampe. Teršalų lygis netgi nepralaidžiajame molingame sluoksnyje siekia 22 mg/kg (t. y. 36 % daugiau nei foninė švino koncentracija). Gruntinio vandens lygyje (iki 2 m gylio) švino koncentracijos siekia 24 mg/kg (38 % didesnės, nei foninė koncentracija) visoje šaudyklos teritorijoje ir net 31 mg/kg – taikinių zonoje bei vandens griovio šlaite. Tokie rezultatai rodo didelę tikimybę, kad yra teršiami gruntiniai vandenys, nes po 60 metų švino koncentracijos gruntinio vandens lygyje jau siekė 39 mg/kg (60% daugiau, nei foninė koncentracija) (3.4.3 pav. b)). Paveiksluose 3.4.4 pav. a) ir b) pavaizduota teršalų sklaida atitinkamai po 80 ir 100 metų Gaižiūnų poligono mažosios šaudyklos eksploatavimo. Jau po 80 metų švino junginiai pasklidę po visą analizuotosios šaudyklos skerspjūvį. Po šimto metų, intensyviai eksploatuojant Gaižiūnų poligono šaudyklą, teršalų koncentracija visos šaudyklos teritorijos paviršiuje lygi 42 mg/kg (t. y. 65 % didesnė, nei foninė), ir toks koncentracijos dydis yra dirvožemio sluoksniuose iki 2 m gylio, t. y. siekia gruntinio vandens horizontą. Taikinių zonoje ir visame vandens griovio šlaite švino koncentracija kinta nuo 57 iki 60 mg/kg. Toks koncentracijų pasiskirstymas akivaizdžiai rodo, jog didžioji teršalų dalis patenka į melioracinį griovį, iš jo – į mažesnius natūralius upelius.



3.4.2 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 10 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų); b) po 20 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų)



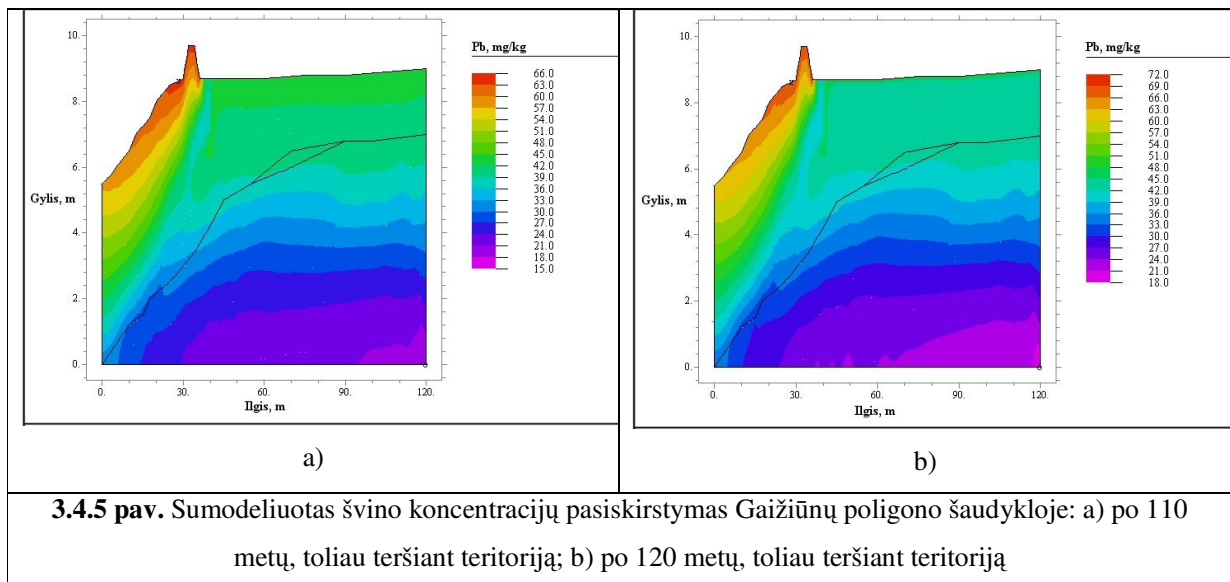
3.4.3 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 40 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų); b) po 60 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų)



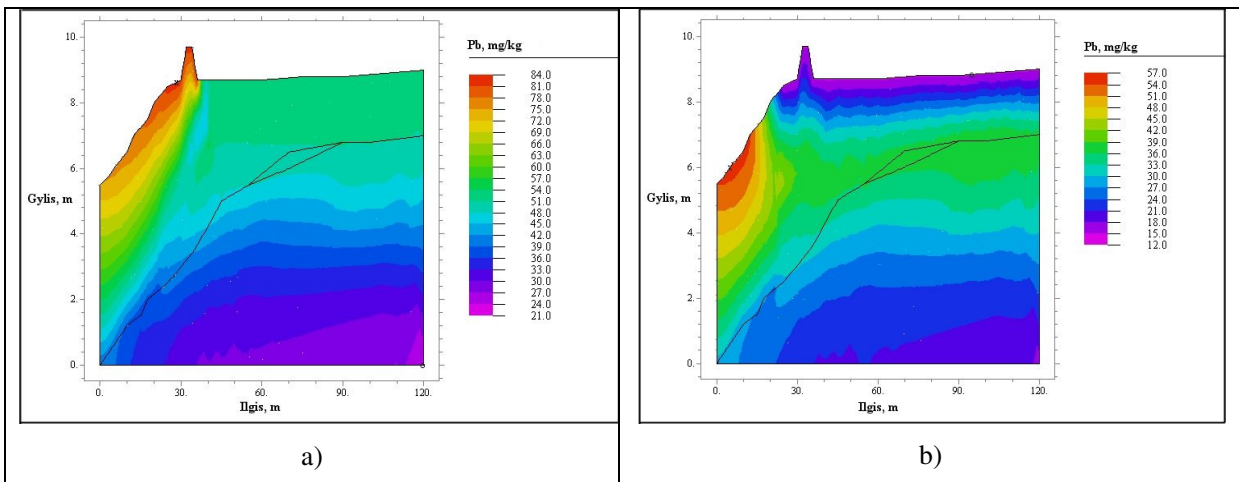
3.4.4 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 80 metų nuo eksploatacijos pradžios (prieš 100 metų); b) po 100 metų nuo eksploatacijos pradžios

Švino koncentracijų pasiskirstymo rezultatai laikomi atskaitos tašku lyginant du tolesnius scenarijus: vienas – šaudyklos teritorija toliau teršiama tokiu pat intensyvumu, ir antras – teritorija nebeteršiama. Kaip matyti iš 3.4.5 pav. a) ir b) bei 3.4.6 pav., toliau naudojant Gaižiūnų poligono mažąją šaudyklą kariniams tikslams, išlieka ir panaši teršalų sklaidos tendencija, tik didėja teršalų koncentracijos. Po 120 metų visoje šaudyklos teritorijoje iki 2,5 m gylio švino koncentracija siekia 45 mg/kg (tai net 67 % daugiau už foninę), o taikinių zonoje bei visame šlaite koncentracija kinta nuo 63 iki 72 mg/kg (iki 79 % daugiau už foninę). Lyginant su antruoju modeliavimo scenarijumi, laikant, kad šaudyklos teritorija nebeteršiama, jau po 110 metų sumodeliuotos žymiai mažesnės švino koncentracijos – maksimali koncentracija lygi 31 mg/kg (t. y. 52 % didesnė už foninę).

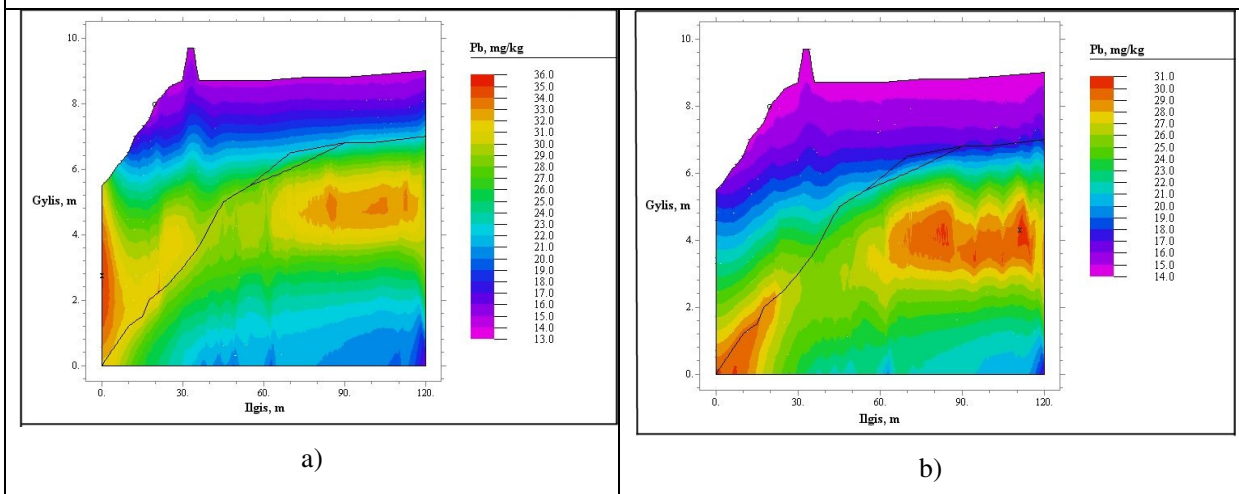
Kaip matyti iš 3.4.7 b) pav., maksimalios švino koncentracijos šiuo atveju šaudyklos teritorijoje apskaičiuotos jau 5 m gylyje, ir net 10 m gylyje ties šlaitu. Toks teršalų judėjimas leidžia daryti išvadą, jog teršalai ne tik plinta, bet ir sklaidosi dėl natūralių dirvožemio apsivalymo procesų. Tokiu atveju švino koncentracijos mažėja. Lyginant rezultatus, gautus modeliuojant abiem atvejais, galima palyginti: praėjus 120 m nuo šaudyklos eksploatavimo pradžios, maksimali švino koncentracija, toliau tebeteršiant, lygi 72 mg/kg (paviršiuje), o nustojus teršti po 100 metų teršimo, dar po 20 metų maksimali švino koncentracija tesiekia 27,5 mg/kg (6–7 m gylyje) (3.4.5 pav. b) ir 3.4.8 pav. a)). Praėjus dar 30 metų, maksimalios švino koncentracijos pirmuoju atveju siekia net 84 mg/kg (t. y. net 82 % viršija foninę švino koncentraciją) ir nustatytos paviršiuje, taikinių zonoje bei šlaite (3.4.6 pav. a)). Antruoju atveju (po 150 metų, kai šaudykla buvo nebeteršiama) maksimali koncentracija siekia tik 24,5 mg/kg, o didžiausios koncentracijos apskaičiuotos 9–10 m gylyje, centrinėje šaudyklos dalyje (3.4.8 pav. b). Taigi taršos pradžioje šlaite nustatytos didžiausios švino koncentracijos, o nustojus teršti, šiame plote koncentracijos mažiausios. Tai galima paaiškinti dirvožemio savybėmis ir tuo, kad, kaip matyti iš gradientų rinkmenos (3.1.4 pav.), šioje zonoje gradientų reikšmės didžiausios, taigi ir tekėjimas vyksta greičiau. Iš rezultatų, gautų dviem modeliavimo atvejais (kai Gaižiūnų poligono šaudykla nebeteršiama po 100 metų eksploatacijos, ir kai teršalai ir toliau patenka į dirvožemį), matyti keletas esminių skirtumų. Pirmia, kai šaudyklos teritorijoje tarša vyksta toliau ir po 100 metų, panaši teršalų sklaidos tendencija išlieka, t. y., maksimalios švino koncentracijos (84 mg/kg) nustatytos taikinių zonoje bei nuolydyje į melioracijos griovį (t. y. tose zonose, kurių link krypsta tėkmės gradientai) (3.4.5 ir 3.4.6 pav. a)).



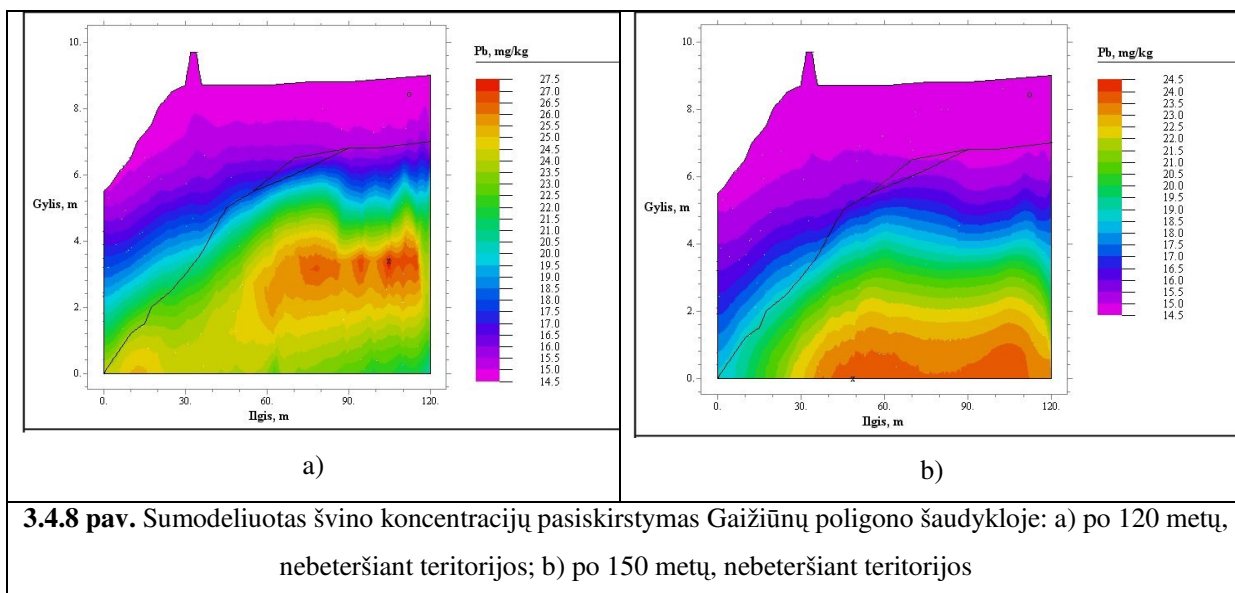
Antra, kai po 100 metų eksploatacijos šaudykla nustojama teršti švinu, iš pradžių šio teršalo migracija vyksta ta pačia, griovio, kryptimi, nors koncentracijos ten jau mažesnės (maksimali po 105 metų – jau tik 36 mg/kg) (3.4.7 pav. a)). Jau po 110 metų situacija pasikeičia, ir didžiausios švino koncentracijos fiksuojamos pateikto skerspjūvio viduryje 3–4 m gylyje (3.4.7 pav. b)), o maksimali koncentracija ten – 31 mg/kg; po 150 metų pasiekama, kad dirvožemis iki 5–6 m gylio yra nebeužterštas, ten koncentracijos – foninių koncentracijų lygio (3.4.8 pav. b)), o maksimali koncentracija 9 m gylyje – jau tik 24,5 mg/kg. Taigi modeliavimo rezultatai rodo, kad skirtumas tarp maksimalių švino koncentracijų, gautų dirvožemyje, kai Gaižiūnų poligono šaudyklos eksploatuojamos 150 metų be perstojo ir kai šaudykla nebeteršiama švinu po 100 metų eksploatacijos, yra lygus net 71 %.



3.4.6 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 150 metų, toliau teršiant teritoriją; b) po 101 metų – nebeteršiant teritorijos



3.4.7 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje: a) po 105 metų – nebeteršiant teritorijos; b) po 110 metų – nebeteršiant teritorijos



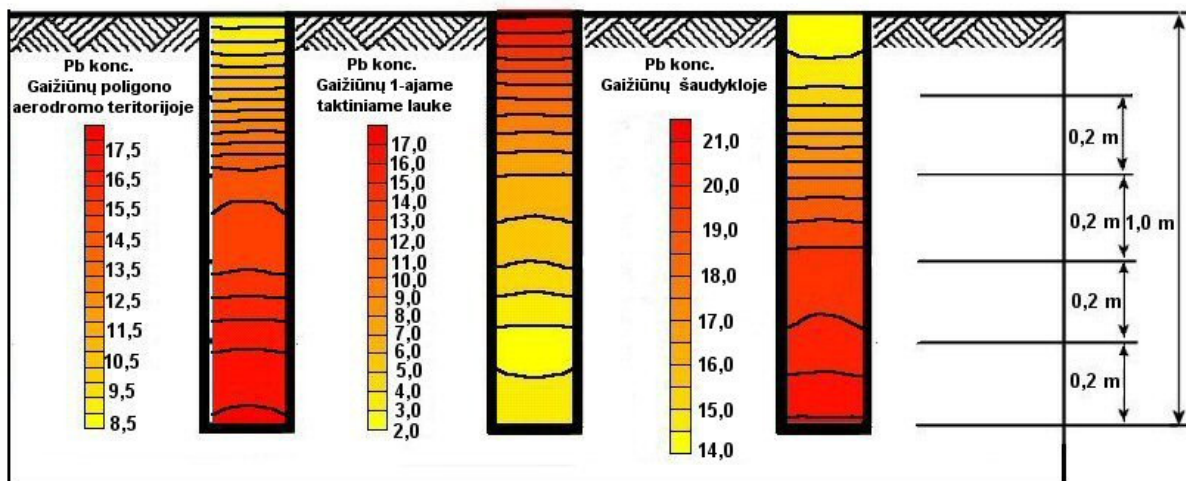
Tokie rezultatai byloja, kad 50 metų yra pakankamas laiko tarpas nenaudojant papildomų technologijų dirvožemiui išsivalyti nuo taršos švinu. Jei šaudykla be perstojo teršiama 150 metų, galiausiai visas šaudyklos paviršinis dirvožemis yra užterštas švinu (koncentracijos 2–3 kartus didesnės nei foninės), o gilesniuose dirvožemio sluoksniuose švino koncentracijos net po keletą kartų didesnės nei foninės.

3.5. SUMODELIUOTOS ŠVINO KONCENTRACIJOS SKLAIDOS GAIŽIŪNŲ POLIGONO ŠAUDYKLOJE Palyginimas su realiais duomenimis

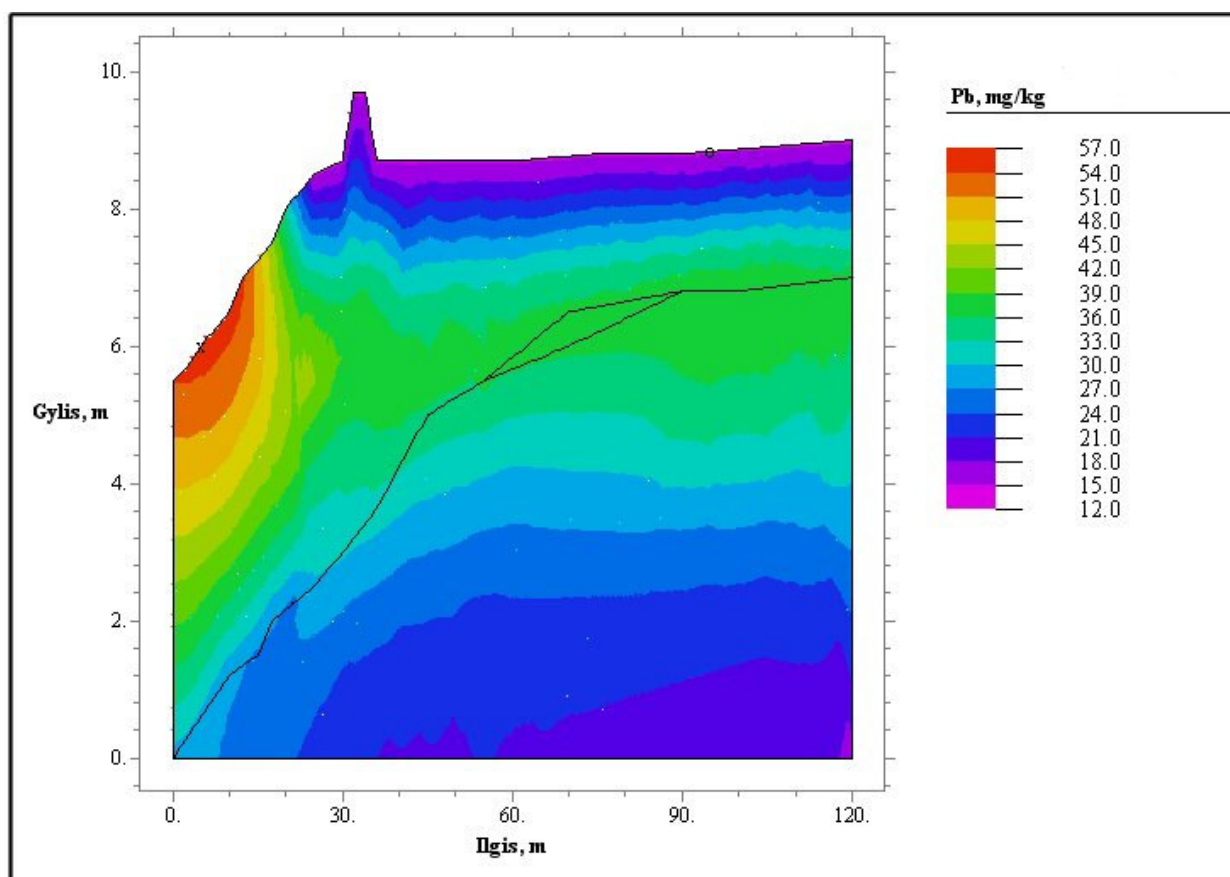
Teršalų sklaidos rezultatams, gautiems *ChemFlux* programiniu paketu, patikrinti, buvo pasinaudota tyrimo, atlikto Gaižiūnų kariniame poligone, rezultatais. Tyrimo metu buvo daromi iki 1 m gylio gręžiniai ir imami mėginiai sunkiųjų metalų analizei (žr. 2.2.1. ir 2.2.4. poskyrius). Iš viso Gaižiūnų poligone buvo padaryti 4 gręžiniai. Išsamesnė šio tyrimo rezultatų analizė – 2.2.4 skyriuje, šiame skyriuje pateikiami tik rezultatai, rodantys gilesnių dirvožemio sluoksnių užterštumą švinu Gaižiūnų karinio poligono teritorijoje. Palyginimui pateikti rezultatai, gauti 3 teritorijose, kurioms būdingos panašios savybės (dirvožemio tipas – smėliai bei priemėliai, vyrauja tik žolinė augalija, nėra medžių ir krūmų): Gaižiūnų poligono aerodrome, 1-ajame taktinių mokymų lauke bei Gaižiūnų poligono šaudykloje (3.5.1 pav.). Šio tyrimo metu gautų bei modeliavimo rezultatų palyginimas padės atsakyti į keletą klausimų: pirma, ar sumodeliavus teršalų sklaidą gautos koncentracijos atitinka švino koncentracijas, gautas Gaižiūnų poligono šaudykloje, ištyrus gręžinyje imtus mėginius. Antra, galima bus palyginti, ar modelio rezultatus galima pritaikyti kitos paskirties Gaižiūnų poligono teritorijoms, naudojamoms ne šaudymo pratyboms. Trečia, palyginimas parodys

ne tik švino koncentracijų koreliaciją modelyje bei realiomis sąlygomis (šaudykloje), bet ir bendrąsias sklaidos tendencijas.

Kaip matyti iš 3.5.1 pav., iš trijų tirtų teritorijų, panašiausias švino koncentracijų pasiskirstymas gautas grėžiniuose, darytuose Gaižiūnų karinio poligono aerodrome bei šaudykloje. Ir vienu, ir kitu atveju didžiausios švino koncentracijos nustatytos nuo 40 cm iki 1 m gylyje. Gi Gaižiūnų poligono 1-ajame taktinių mokymų lauke švino koncentracijos pasiskirstė priešingai – maksimalios paviršiuje ir minimalios sluoksniuose nuo 60 cm iki 1 m gylio. Tokį koncentracijų pasiskirstymą galima gana lengvai paaiškinti: Gaižiūnų poligono 1-asis taktinių mokymų laukas yra viena iš intensyviausiai naudojamų teritorijų poligone. Čia nuolat važinėjama įvairia karine technika, vykdomos taktinės, sprogdinimo, išminavimo bei šaudymo pratybos. Todėl tikėtina, kad ši teritorija ir dabar yra teršiama švino junginiais – taigi jo koncentracijos paviršiuje yra didelės. Gaižiūnų poligono aerodromas jau kurį laiką nėra naudojamas intensyviai karinei veiklai, todėl tikėtina, kad teršalai migruoja į gilesnius dirvožemio sluoksnius, o paviršiuje švino koncentracijos minimalios. Atnaujinus ir sutvarkius Gaižiūnų poligono šaudyklas pagal naujus normatyvus jau praėjo keli metai, kai po kiekvienų pratybų išsimėčiusios šovinių tūtos yra surenkamos, siekiama, kad taršos švinu šaltinis būtų minimalus. Taigi kaip parodė tyrimo rezultatai, didžiausios švino koncentracijos randamos 60 cm – 1 m gylyje ir giliau, o paviršiuje tarša minimali. Vienas iš modeliavimo atvejų buvo scenarijus, kai laikoma, kad po 100 metų nuolatinio teršimo (Gaižiūnų poligono šaudyklos pradėtos naudoti praėjusio amžiaus pradžioje), tarša liaujasi.



3.5.1 pav. Švino koncentracijos gilesniuose dirvožemio sluoksniuose po 100 eksploataavimo metų, tyrimo metu nustatytos 3 skirtingose Gaižiūnų poligono teritorijose

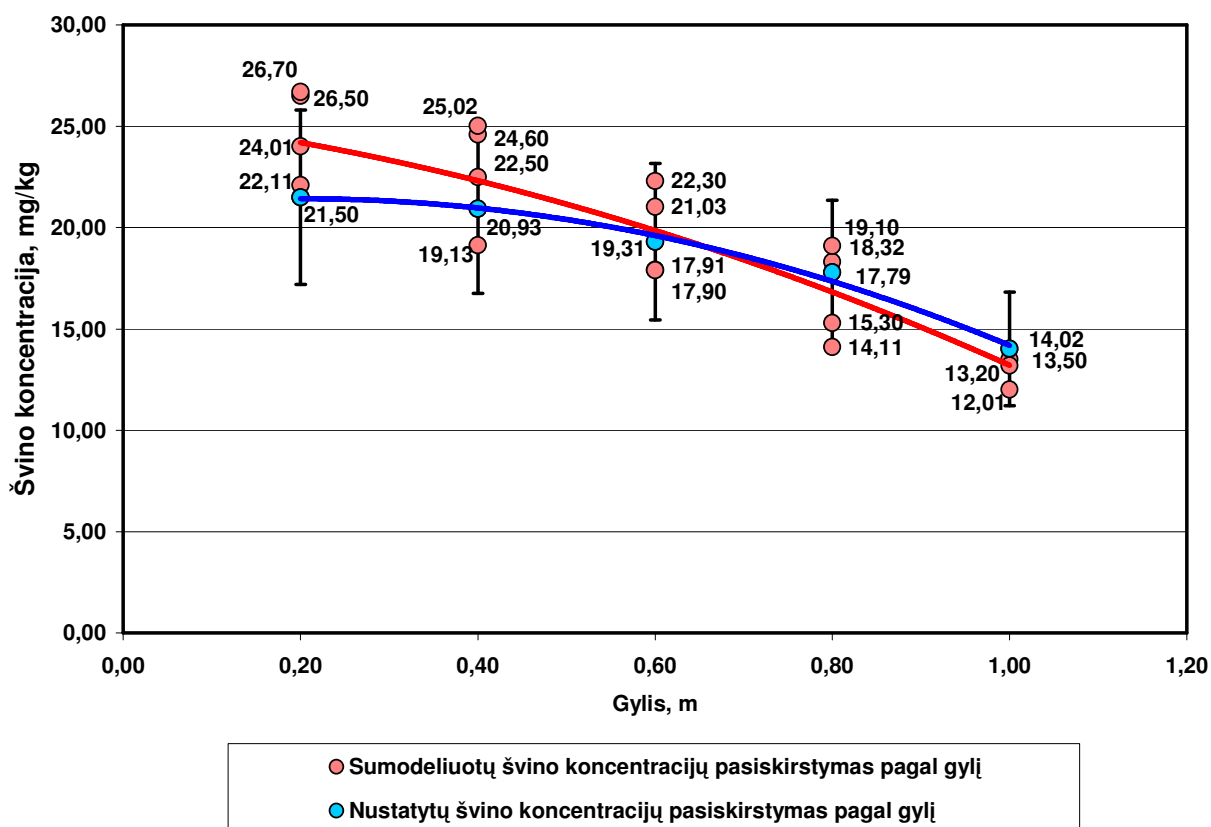


3.5.2 pav. Sumodeliuotas švino koncentracijų pasiskirstymas Gaižiūnų poligono šaudykloje po 101 eksploatacijos metų, nebeteršiant teritorijos

Taigi laikant, kad Gaižiūnų poligono šaudyklos neteršiamos jau 5 metus (po naujųjų normatyvų įsigaliojimo), tyrimo šaudykloje rezultatai turi atitikti gautuosius sumodeliavus švino sklaidą dirvožemyje, tariant, kad po 100 metų eksploataavimo nustota teršti. Lyginti reikėtų su modeliavimo rezultatais, gautais sumodeliavus situaciją po 101 metų, nes tyrimas Gaižiūnų poligone buvo atliekamas beveik prieš 4 metus, kai pasikeitusios šaudyklos eksploataavimo sąlygos tebuvo įgyvendinamos vienerius metus (3.5.2 pav.). Palyginus 3.5.1 bei 3.5.2 pav., matyti, kad švino koncentracijos, rastos Gaižiūnų poligono 1-ojo taktinių mokymų lauko teritorijoje darytame gręžinyje visiškai neatitinka švino koncentracijų sklaidos, sumodeliuotos *ChemFlux* paketu. Gręžinyje gautos švino koncentracijos pasiskirsto taip, kad paviršiuje jos didžiausios, o kuo giliau – tuo mažesnės. Modelio rezultatai parodė priešingą tendenciją, todėl akivaizdu, kad 3.5.1 pav. pateiktas atvejis visiškai neatitinka realios situacijos Gaižiūnų poligono 1-ajame taktiniame lauke.

Lygindami modelį, pateiktą 3.5.2 pav., bei švino koncentracijas 3.5.1 pav., kurios buvo nustatytos Gaižiūnų poligono aerodrome bei šaudykloje, matome, kad švino koncentracijų sklaidos tendencija panaši. Visais atvejais mažiausios švino koncentracijos yra paviršiuje, o sulig gyliu didėja. Koncentracijų ribos labai panašios: modelyje švino koncentracijos nuo dirvožemio

paviršiaus iki 1 m gylio (būtent tokio gylio buvo gręžiniai) kito nuo 13 iki 24 mg/kg. Tyrimo rezultatai parodė, kad Gaižiūnų poligono aerodrome koncentracijos kito nuo 8,5 iki 17,5 mg/kg, o šaudykloje – nuo 14 iki 21 mg/kg. Tokie palyginimo rezultatai leidžia teigti, kad modelio, sudaryto pagal Gaižiūnų poligono šaudyklos duomenis, rezultatai kaip tik ir atitinka šaudykloje atlikto tyrimo metu gautas švino koncentracijas. Kiek mažiau modelio rezultatus atitinka švino koncentracijos, rastos Gaižiūnų poligono aerodrome, todėl akivaizdu, kad, norint parengti tikslų šios teritorijos modelį, reikėtų koreguoti pradinis modelio duomenis, patikslinti švino koncentracijų ribas. Modelio patikimumui patikrinti (t. y. kaip tiksliai jis atitinka eksperimentinius duomenis), buvo vertinami du pagrindiniai parametrai: pasiskirstymo funkcijos atitikimui įvertinti buvo taikomas koreliacijos koeficientas, o skaitinių reikšmių sklaidai įvertinti – standartinis kvadratinis nuokrypis.



3.5.3 pav. Modeliavimo bei tyrimo metu nustatytų švino koncentracijų pasiskirstymas 1 m gylyje

Koreliacijos tarp eksperimento ir kompiuterinio modelio duomenų koeficientas apskaičiuojamas pagal formulę

$$r_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{S_x S_y}, \quad (3.1)$$

čia S_x ir S_y – standartinis nuokrypis.

Jei koreliacijos koeficientas yra artimas 1, tai yra labai didelė funkcinė duomenų priklausomybė.

Standartinis kvadratinis nuokrypis χ^2 randamas pagal lygtį:

$$\chi^2 = \sum_{k=1}^n \frac{(m_{k\text{eksp}} - m_{k\text{mod}})^2}{m_{k\text{eksp}}}. \quad (3.2)$$

Kai χ^2 artimas 0,0, tai rodo gerą kompiuterinio modelio ir eksperimentinių duomenų atitikimą.

Apskaičiavus šiuos parametrus gauta, kad modelio bei tyrimų rezultatų koreliacijos koeficientas buvo 0,9713. Kaip jau minėta, kuo koreliacijos koeficientas artimesnis vienetui, tuo didesnė funkcinė analizuojamų duomenų priklausomybė. Standartinis kvadratinis nuokrypis buvo 0,02258, taigi artimas 0. Nėgana to, kaip matyti iš 3.5.3 pav., sumodeliuotos švino koncentracijos neviršija matavimo rezultatų paklaidų. Tokie rezultatai rodo, kad sumodeliuota švino koncentracijų sklaidos po 101 šaudyklos eksploatavimo metų situacija atitinka tyrimo metu šaudykloje gautus rezultatus. Taigi, galima daryti išvadą, kad ir modeliuojant gauti duomenys, bylojantys apie teršalų koncentracijas giliau nei 1 m gylyje, yra realūs, todėl galima daryti išvadas apie švino koncentracijų pasiskirstymą Gaižiūnų šaudyklos skerspjūvyje, apimančiame 10 m gylį, tam tikrais laiko periodais.

3.6. IŠVADOS

1. Modeliavimo rezultatai parodė, kad stambesnę granulimetrinę sudėtį turintys dirvožemiai yra pralaidesni vandeniui. Dėl to prototipu pasirinktos Gaižiūnų poligono šaudyklos pjūvio paviršinio sluoksnio (tankus smėlis) tėkmės gradientai buvo gauti didesni (nuo 0,6 iki 1,6 m/s), o gilesnio sluoksnio (priemolis) buvo mažesni (nuo 0 iki 0,6 m/s).
2. Tėkmės modeliavimas, atliktas atsižvelgiant į du pagrindinius mechanizmus, nulemiančius metalų migraciją šaudyklose (horizontaliąją ir vertikaliają migraciją), parodė, kad dėl horizontaliosios migracijos, susidaranti lyjant, ir šaudyklos nuolydžio vandenyje ištirpę

teršalai patenka iškart į šalia esančio melioracijos griovio vandenį. Kita – apie 10 % drėgmės dalis patenka į dirvožemio poras, tirpdo ten esančius teršalus, ir, vykstant vertikaliajai migracijai, skverbiasi gilyn. Tokią teršalų judėjimo kryptį parodė teršalų migracijos gradientai (žemyn ir nuolydžio kryptimi griovio link).

3. Modeliavimo metu gauti rezultatai parodė, kad teršalai nuo labiausiai teršiamos Gaižiūnų poligono mažosios šaudyklos teritorijos (taikinių zonos) migruoja nuolydžio kryptimi ir jau po 40 šaudyklos eksploatavimo metų pasiekia griovio vandens lygį bei 30 mg/kg koncentraciją.
4. Po 100 šaudyklos eksploatavimo metų (t. y. dabartinė situacija, nes Gaižiūnų poligono šaudyklos pradėtos naudoti prieš tiek laiko) švino koncentracija taikinių zonoje siekia 60 mg/kg, o griovio vandens lygyje – 54 mg/kg. Tokia koncentracija neviršija DLK (nors yra 3 kartus didesnė nei foninė švino koncentracija, kuri smėlio dirvožemiuose lygi 15 mg/kg), tačiau, kaip rodo modeliavimo rezultatai, toliau eksploatuojant šaudyklą, po 150 metų švino koncentracija taikinių zonoje pasiekia 84 mg/kg, o griovio vandens lygyje – net 75 mg/kg.
5. Įgyvendinus naujas karinių teritorijų aplinkosauginio valdymo taisykles (vienas iš punktų – šovinių gilzių surinkimas po šaudymo pratybų), tarša šaudyklose taptų minimali. Modeliavimo rezultatai parodė, kad po 100 metų nustojus teršti šaudyklą, jau po 20 metų šaudyklos paviršiuje bei griovio vandens lygyje švino koncentracijos taptų lygios foninėms. Dar po 30 metų didžiausia tarša švinu būtų 6–8 m gylyje, tačiau maksimali sumodeliuota koncentracija tesiektų 24,5 mg/kg, taigi būtų ne ką didesnė už foninę (15 mg/kg).
6. Lyginant natūrinių tyrimų Gaižiūnų poligono šaudyklose metu nustatytus bei sumodeliuotus rezultatus, gauta, kad modelio bei tyrimų rezultatų koreliacijos koeficientas lygus 0,9713. Tai rodo didelę funkcinę analizuojamų duomenų priklausomybę. Standartinis kvadratinis nuokrypis buvo lygus 0,02258, taigi artimas 0. Tokie rezultatai rodo, kad sumodeliuota švino koncentracijų sklaida atitinka tyrimo metu šaudykloje gautus rezultatus. Taigi modeliavimo rezultatai, aprėpiantys didesnę plotą bei laiko tarpą nei eksperimentiniai duomenys, yra teisingi.

4. ĮRANGA SUNKIESIEMS METALAMS IŠ DIRVOŽEMIO VALYTI

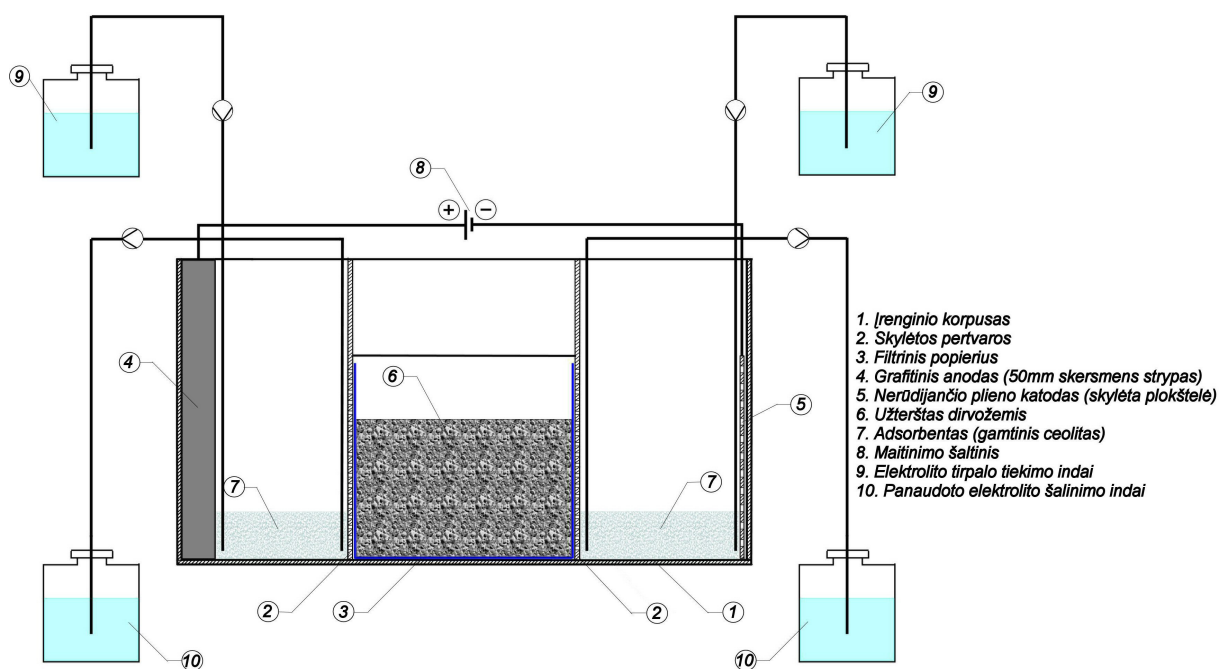
Skyriuje pateikiamas išsamus įrenginio, skirto elektrokinetiniam metodui taikyti sunkiaisiais metalais užterštiems dirvožemiams valyti, aprašymas. Įrenginys buvo sukurtas ir tobulinamas darbo eigoje, remiantis tuo pat metu atliekamais eksperimentais su skirtingais dirvožemiais bei teršalais, taikant skirtingas įtampas [173].

Įrenginys sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti, taikant elektrokinetinį metodą

Išradimas priklauso dirvožemių, gruntinių vandenų bei kitų struktūrų ar medžiagų, kuriose yra nepageidaujamų įelektrintųjų dalelių, valymo sričiai. Šis įrenginys gali būti taikomas įvairių trumpalaikių bei ilgalaikių procesų metu sunkiųjų metalų jonais užterštam dirvožemiui valyti.

Dirvožemio taršos sunkiaisiais metalais priežastys gali būti įvairios. Pagrindiniai dirvožemio teršėjai yra energetika, transportas, chemijos pramonė, kariniai poligonai. Sunkiaisiais metalais užterštas dirvožemis kelia grėsmę užteršti gruntinius vandenis. Sunkiųjų metalų valymas iš dirvožemio vis dar probleminė sritis. Pagrindiniai sunkiųjų metalų valymo iš dirvožemio metodai yra dirvožemio plovimas (naudojant detergentus ar silpnas rūgštis), fitoremediacija (apsodinant užterštą dirvožemį augalais) bei dirvožemio stabilizacija. Nė vienu pavieniu metodu nepavyksta sėkmingai išvalyti skirtingų metalų iš skirtingų tipų dirvožemių. Negana to, susiduriama su papildomais ribojimais: dirvožemio plovimo metodas labai priklauso nuo metalo mobilumo bei dirvožemio tipo, be to, būtinos didelės energijos bei medžiagų sąnaudos. Fitoremediacija tinka dideliems užteršto paviršinio dirvožemio plotams valyti, tačiau tik esant nedidelėms teršalų koncentracijoms. Dirvožemio stabilizavimas labai brangiai atsieinantis metodas, be to, jo efektyvumas priklausomai nuo aplinkos sąlygų gali būti labai trumpalaikis. Siūlomo metodo privalumas – taikant elektros srovę sukeliama teršalų judėjimas dirvožemyje nuo vieno elektrodo kito link, teršalai adsorbuojami gamtinėje mineralinėje terpėje, kuri neteršia aplinkos.

Įrenginys – neorganinio stiklo medžiagos dėžė, susidedanti iš penkių sekcijų, iš kurių trys yra pagrindinės (4.1.1 pav.). Į viduriniąją dalį supilamas užterštas dirvožemis. Ši dalis atskiriama nuo elektrodų bei adsorbento kiekvienoje pusėje pusiau pralaidžiomis membranomis. Pusiau pralaidžios membranos sudarytos iš filtrinio popieriaus, kuris ribojasi su organinio stiklo pertvaromis, šiose išgręžta daug skylių išsiniuiam elektroosmotiniam srautui užtikrinti. Filtrinis popierius reikalingas tam, kad kartu su elektroosmotiniu srautu judančios dirvožemio dalelės nebūtų su juo išnešamos. Filtrinio popieriaus paskirtis įrenginyje – užkirsti kelią kietųjų dalelių judėjimui. Statinėmis sąlygomis, kai nėra termodinaminių gradientų, dirvožemio dalelių judėjimą sukeltų elektroforezinė trauka anodo pusėje bei erozija – katodo pusėje, kylanti dėl elektroosmosės. Filtrinis popierius turėtų būti atsparus rūgštims bei šarmams.



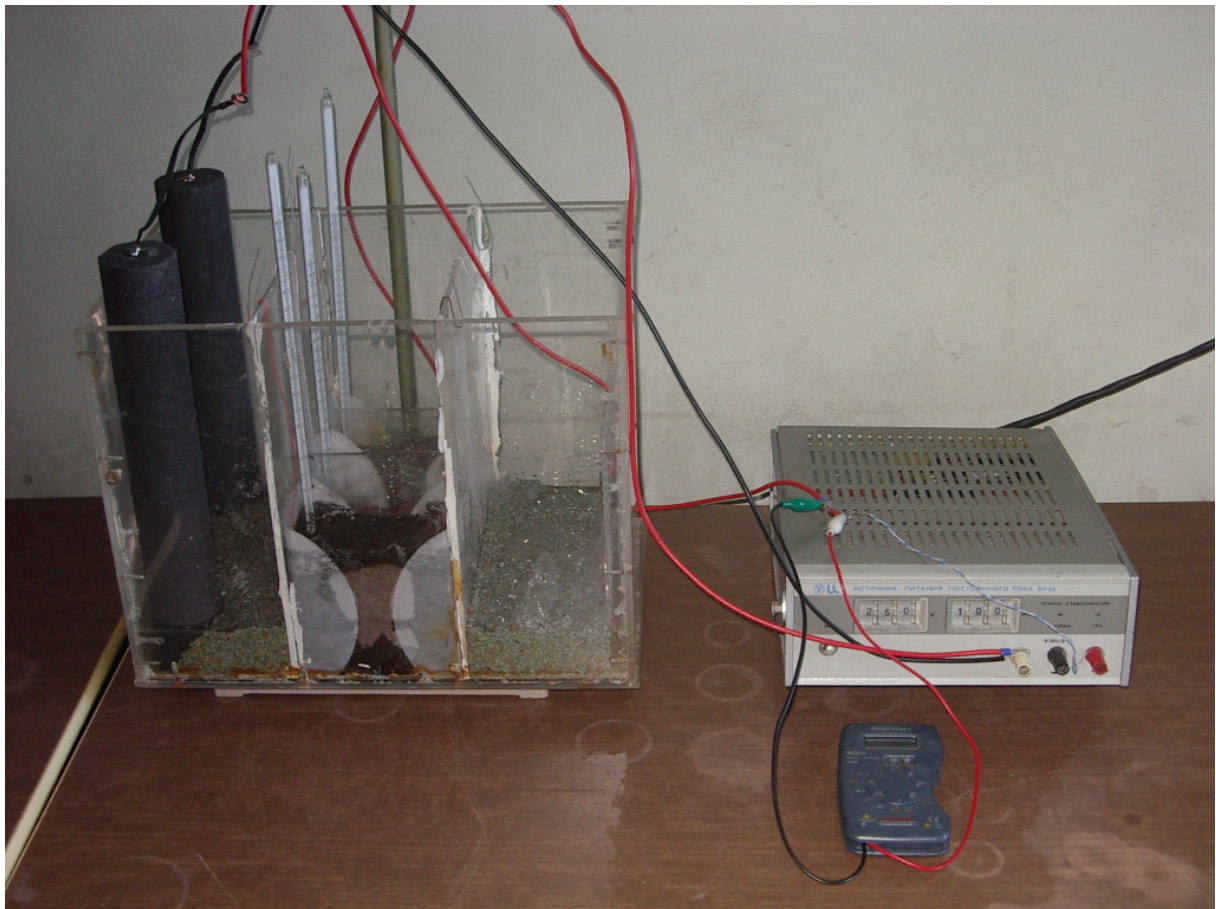
4.1.1 pav. Įrenginys sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti elektrokinetiniu metodu

Filtrinis popierius buvo pasirinktas taip, kad jo poros būtų mažesnės už dirvožemio daleles. Dėl reakcijų, kurias sukelia elektrodai, pagrindinė filtrinio popieriaus pasirinkimo sąlyga buvo jo atsparumas didelei pH sąlygų kaitai. Aparato sekcijos, kurioje bus dirvožemis, dydis – 21x12x26 cm. Ši sekcija dar papildomai padalyta į tris mažas lygias sekcijas, į kurias supilamas trijų skirtingų tipų dirvožemis. Visų trijų tipų (skirtingo užterštumo, skirtingų savybių ir pan.) dirvožemiai valomi vienu metu. Ši modifikacija įrenginiui nėra būtina, vidurinioji įrenginio sekcija gali būti ir neskaidoma. Katodo medžiaga – nerūdijantis plienas, forma – skylėta plokštelė, tvirtinama prie vidinės įrenginio sienelės pusės. Anodas – 50 mm skersmens grafito strypas. Medžiagos, iš kurių pagaminti maitinimo elektrodai – grafitas bei nerūdijantis plienas – pasirinktos atsižvelgiant į jų elektrochemines savybes. Šios medžiagos dirvožemyje vykstantiems elektrocheminiams bei elektrokinetiniams procesams gali turėti ir kokybinės, ir kiekybinės įtakos. Todėl labai svarbu, kad pasirinktoji elektrodų medžiaga būtų kuo labiau inertiška, kad nuo jų atsiskyrusios dalelės nepatektų į dirvožemį bei ceolitą skalaujantį skystį. Grafitui tokios savybės būdingos tiek naudojant kaip anodą, tiek kaip katodą. Elektrodą sudaranti anglis nedalyvauja reakcijose, netgi tose, kurios vyksta rūgščioje terpėje. Dėl šių priežasčių kaip anodas pasirinktas granitas. Tokia pati sąlyga keliami ir katodui. Valant užterštus dirvožemius, katodui tinka dauguma metalų, todėl pasirinktas nerūdijantis plienas.

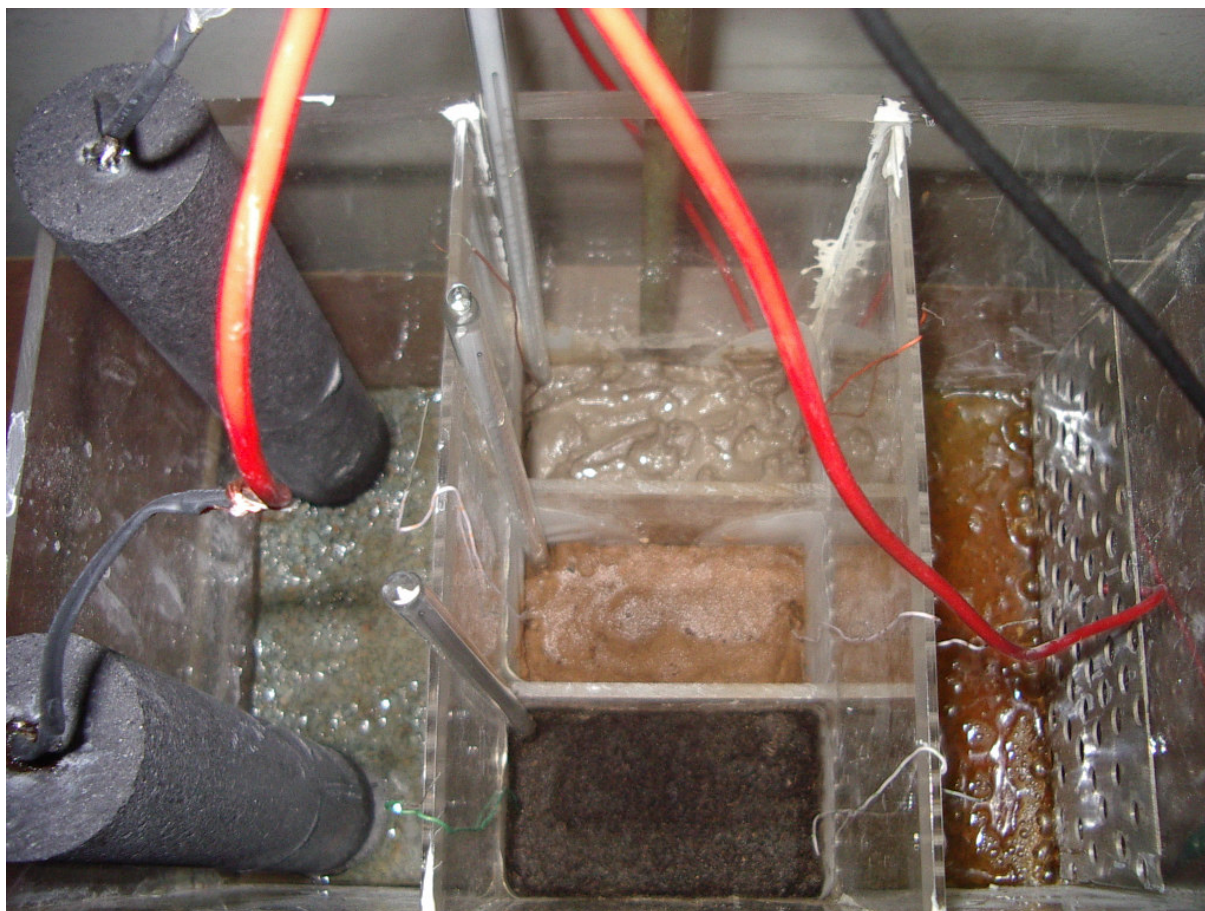
Anodas bei katodas laidais prijungiami prie atitinkamų maitinimo bloko įvadų (katodas – prie –, anodas – prie +). Į šonines įrenginio sekcijas, kuriose pritvirtinami elektrodai, pripilama adsorbento – ceolito. Dirvožemis bei ceolitas sudrėkinami iki 15 % svorio. Iš šio 15 % drėgmės lygio, 10 %

turėtų būti distiliuotas vanduo ir 5 % – elektrolitinis tirpalas, dirvožemio specifiniam laidumui padidinti. Siūloma naudoti 0,1 M natrio sulfato tirpalą. Dirvožemio dalis ties katodu retkarčiais drėkinama acto rūgšties tirpalu, siekiant padėti susiformuoti rūgščiam frontui.

Įjungus maitinimo šaltinį ir paleidus elektrinę srovę tarp grafitinio anodo ir nerūdijančio plieno katodo, viduriniojoje įrenginio sekcijoje bei sekcijose su ceolitu sukuriama elektrinis laukas, kuris dėl elektroosmosės ir jonų migracijos sukelia teršalų judėjimą. Elektroosmosė mobilizuoja porų skystį dirvožemio terpėje nuo anodo link katodo, o jonų migracija efektyviai atskiria anijonus ir katijonus, šie atitinkamai migruoja prie anodo ir katodo. Šis judėjimas bei tuo pačiu metu vykstančios geocheminės reakcijos (desorbcija, tirpimas ir jungimasis) ir yra fundamentinis elektrokinetinio proceso mechanizmas. Dėl ceolito sorbcinių savybių bei gebos prisijungti katijonus iš dirvožemio pasišalinę teršalai sulaikomi ceolito sluoksnyje ir gali būti lengvai pašalinami. Teršalams surinkti prie elektrodų naudojamas gamtinis ceolitas. Ceolitai – tai kalnų uolienos mineralai kristalinės struktūros aliumosilikatai, kurių pagrindiniai aktyvieji komponentai – klinoptilolitas ir montmorilonitas.



4.1.2 pav. Įrenginys sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti



4.1.3 pav. Dirvožemio valymas sukurtame įrenginyje elektrokinetiniu metodu

Viena iš unikalių ceolitų savybių, lėmusių pasirinkimą – atsparumas aukštų temperatūrų, agresyvių terpių, jonizuojančiosios spinduliuotės poveikiui, selektyvumas šarminių, žemės šarminių ir kai kurių sunkiųjų metalų stambiems katijonams. Ceolitams būdingos jonų kaitos ir adsorbcinės savybės. Ceolitų gardelėje yra atvirais kanalais susijungusių ertmių. Kanalų skersmuo svyruoja nuo 2,8 iki 8,0 angstromų. Todėl į juos gali laisvai patekti vandens bei kitos polinės molekulės, tokios, kaip NH_3 , SO_2 , H_2S , CO_2 , ir pan. Dėl specifinės struktūros ceolitai turi nemažai naudingų savybių: adsorbcinių – efektyviai adsorbuoja įvairias medžiagas iš dujų mišinių ir tirpalų; molekulinę – sorbuoja tik atitinkamo dydžio molekules; katijoninių – silpnai prijungti katijonai vidiniuose porų ir atvirų kanalų paviršiuose gali būti pakeičiami kitais katijonais; katalitinių – kristalinės gardelės porose esančių molekulių aktyvacijos energija kai kurių reakcijų metu sumažėja. Ceolitai ekologiškai švari inertinė ir netoksiška medžiaga. Įrenginyje siūloma naudoti 3–5 mm frakcijos ceolitą.

5. GALUTINĖS IŠVADOS

1. Sprogimo metu daugiausia dirvožemio organinių medžiagų sunaikinama sprogimų epicentruose: nuo 32 % iki 82 % procentų, o tolstant nuo jų, poveikis mažėja (DOM sumažėja nuo 7 % iki 21 %). Lietuvos karinių poligonų taktiniuose laukuose paviršinis dirvožemio sluoksnis yra labai pažeistas – vidutinis DOM kiekis nuo 66 % iki 95 % mažesnis nei karinės veiklos nepažeisto pušyno ir nuo 95 % iki 99 % mažesnis nei mišraus miško dirvožemyje.
2. Sprogdinimo pratyboms naudojamas karinių poligonų teritorijas galima suskirstyti pagal jų pažeidimo DOM atžvilgiu laipsnį. Galima išskirti 3 teritorijų tipus: teritorijos, kuriose itin pažeistas paviršinis dirvožemio sluoksnis (DOM sudaro nuo 0,46 % iki 0,52 % bendros mėginio masės), teritorijos su vidutiniškai pažeistu dirvožemio sluoksniu (DOM sudaro nuo 0,85 % iki 3,49 % bendros mėginio masės), bei specifinės paskirties teritorijos, kuriose nuolat vykdomi sprogdinimai, tačiau kurių išblaškytas dirvožemis nuolat papildomas naujo.
3. Didžiausia aplinkosauginė problema poligonuose yra susijusi su panaudotais šaudmenimis. Nustatyta, kad užterštumas švinu bei variu (pagrindiniais metalais, įeinančiais į šaudmenų sudėtį) Gaižiūnų bei Kairių karinių poligonų šaudyklose itin didelis – didžiausios nustatytos švino koncentracijos viršija medianines nuo 62 % Kairių, iki 80 % Gaižiūnų poligono šaudyklose. Poligonų šaudyklos teršiamos ir mangano, nikelio bei vario junginiais (didžiausios koncentracijos, nustatytos Gaižiūnų bei Kairių poligonų šaudyklose, viršijo medianines nuo 57 % iki 83 %).
4. Kariniam transportui skirtų teritorijų užterštumas priklauso nuo specifinės ten vykdomos veiklos: nustatyta, kad aerodromo teritorija labiausiai užteršta mangano ir nikelio junginiais (šių metalų koncentracijos buvo nuo 70 % iki 83 % didesnės už medianinę); autodromo teritorija labiausiai užteršta vario, cinko ir švino junginiais (šių metalų maksimalios koncentracijos atitinkamai 71 %, 74 % ir 61 % viršijo medianines). Ir aerodromo, ir autodromo teritorija užteršta metalais, kurie į aplinką galėjo patekti dėl benzino, tepalų išsiliejimo, o aerodromo teritorija – dar ir išsiliejant aviaciniam kurui pakilimo-nusileidimo metu.
5. Elektrokinetinis metodas labiausiai tinka priesmėliui bei smėliui, užterštiems sunkiaisiais metalais, valyti. Kadangi priesmėlis bei smėlis yra stambesnės granulometrinės sudėties, metalų jonai porų skysčiu migruoja lengviau, ir pasiekiami geresnių rezultatų nei valant priemolį.
6. Nustatyta, kad išvalymo efektyvumas didesnis taikant 29 V, nei 24 V įtampą. Esant 29 V įtampai valymo procesai dirvožemyje intensyvesni ir išvalymo efektyvumas pasiekiamas greičiau. Vis dėlto taikant ir vieną, ir kitą iš šių įtampų gauti rezultatai buvo labai panašūs, todėl

sunkiesiems metalams iš dirvožemio valyti galima taikyti ir standartinę 24 V įtampą, tačiau valymo procesą reikėtų pratęsti.

7. Elektrokinetinis dirvožemio valymo metodas tinkamiausias valyti iš dirvožemio manganą bei chromą – visų tirtų dirvožemių išvalymo efektyvumas buvo didžiausias, o liekamosios koncentracijos neviršijo DLK.
8. Elektrokinetinį metodą taikant 6 metalais užterštiems priemoliui, smėliui bei priesmėliui, prasčiausi rezultatai gauti valant šviną ir taikant 29 V, ir 24 V įtampą. Nei priesmėlis, nei priemolis nebuvo išvalyti iki leistinųjų švino koncentracijų, o valant smėlį pasiekta, kad liekamoji koncentracija būtų šiek tiek mažesnė, nei DLK.
9. 150 metų eksploatuojant šaudyklą ir ją nuolat teršiant, švino koncentracija šaudyklos taikinių zonoje pasiektų 84 mg/kg, o šalia esančio vandens telkinio lygyje – net 75 mg/kg. Tačiau, įgyvendinus naujas karinių teritorijų aplinkosauginio valdymo taisykles, teršimas šaudyklose taptų minimalus. Modeliavimo rezultatai rodo, kad po 100 metų nustojus teršti šaudyklą, jau po 20 metų šaudyklos paviršiuje bei griovio vandens lygyje švino koncentracijos taptų lygios foninėms. Dar po 30 metų didžiausia tarša švinu būtų 6–8 m gylyje, tačiau maksimali sumodeliuota koncentracija tesiekia 24,5 mg/kg, taigi yra foninių koncentracijų eilės (15 mg/kg).

VI. REKOMENDACIJOS

Atlikto tyrimo metu Lietuvos kariniuose Pabradės bei Gaižiūnų poligonuose nustatyti nevienodo laipsnio dirvožemio pažeidimai, kuriuos lėmė sproginimai. Norint išvengti negrižtamų dirvožemio paviršinio sluoksnio pažeidimų intensyviausiai naudojamose karinių poligonų teritorijose, rekomenduojama:

1. Labiausiai pažeistoje teritorijoje, atitinkančioje pirmąjį sproginimų pažeistų teritorijų tipą – Pabradės poligono taktinių mokymų lauke, bei Gaižiūnų poligono 1-ajame taktinių mokymų lauke nutraukti karinę veiklą, kurios metu vykdomi sproginimai. Aikštelę apsodinti ne tik vienmečiais ar dvimečiais žoliniais augalais, bet ir augalais, kurių vegetacijos trukmė ilgesnė, krūmynais bei medžiais: pušimis, beržais ir pan. Kariniams mokymams, kurių metu galingais užtaisais sproginamos konstrukcijos, parinkti kitą aikštelę, ją aptverti ir vykdyti ne tik dirvožemio organinių medžiagų, bet ir sunkiųjų metalų koncentracijų stebėseną.
2. Antrąjį pažeistų teritorijų tipą atitinkančiame taktinio mokymo lauke Pabradės poligone bei 2-ajame taktinių mokymų lauke Gaižiūnų poligone laikinai nutraukti karinę veiklą, nevykdyti sproginimų, o plotą apsodinti trumpos vegetacijos vienmečiais ar dvimečiais žoliniais augalais. Sproginimo pratybas rekomenduojama vykdyti šalia esančioje teritorijoje, kuri kol kas nepažeista tokio pobūdžio karinės veiklos. Po dvejų – trejų metų rekomenduojama karinę

veiklą vėl perkelti į dabartinę taktinio lauko teritoriją, o laikinai tam tikslui naudotą plotą šalia apšodinti žoliniais augalais. Norint išvengti negrįžtamų dirvožemio ir kraštovaizdžio pažeidimų, rekomenduojamas pakaitinis teritorijų naudojimas sprogdinimo pratyboms.

3. Teritorijose, atitinkančiose trečiąjį pažeistų teritorijų tipą, skirtose specifinei karinei veiklai (granatų mėtymo aikštelė Gaižiūnų poligone), rekomenduojama laikytis griežtų eksploatacijos sąlygų, t. y. Karinė veikla turi būti vykdoma tik tam skirtoje griežtai ribojamoje aikštelėje, kad neigiamas sprogdinimų poveikis nepaveiktų greta esančių teritorijų. Be to, teritorija turi būti aptverta, išblaškytas gruntas sugrėbiamas.
4. Sunkiesiems metalams valyti iš dirvožemio rekomenduojama taikyti elektrokinetinį valymo metodą. Kadangi sukurtasis įrenginys yra per mažas dideliame kiekiui dirvožemio išvalyti, turimo prototipo pavyzdžiu rekomenduojama blokuoti tiek įrenginio sekcijų, kiek reikalauja darbų apimtis. Nesant galimybės iškasti dirvožemį ir valyti *ex situ*, taikyti elektrokinetinį dirvožemio valymo metodą *in situ*. Metodo principas: į dirvožemį įsmeigiami elektrodai, aplink kuriuos pripilama ceolito, sorbuojančio sunkiuosius metalus surinkimui. Leidžiama standartinė 24 V įtampa, o valoma, atsižvelgiant į pradinį užterštumo lygį, 3–4 paras ar daugiau – pagal poreikį.

LITERATŪRA

Kitų autorių:

1. Rogers, J. J. W.; Feis, G. P. People and the Earth. Basic Issues in the Sustainability of Resources and Environment. Cambridge: Cambridge University Press, 1998. 338 p.
2. Renner, M. Assessing the Military's War on the Environment State of the World, New York - London, 1991. 236 p.
3. Defence Environmental Expectations. In: Proceedings of the International Symposium on the Environment and Defence, September of 1995, Brussels, NATO CCMS, 1995. 216 p.
4. MILNET: Military Information. Copyright: Michael Crawford, MILNET, 2002. <http://www.milnet.com/military.htm>
5. Environmental Management, Development and Control. Dublin: Built Environment Research Centre, Dublin Institute of Technology, 1998. 684 p.
6. Critchley, A. Depend of National Defense Presentation on the Clean-up Contamination at Ex-Soviet Military Bases in Lithuania. Decommission at Canadian Perspective. Ottawa: Ministry of Environment, 1994. 214 p.
7. Lietuvos Respublikos Aplinkos apsaugos ministerija. Sovietų karinių pajėgų padaryta žala Lietuvos aplinkai. Vilnius, 1998. 136 p.
8. Schriener, R. U.S. Military Consumption. University of Wisconsin-Eau Claire, USA, 2003. <http://academic.evergreen.edu/g/grossmaz/schrienerj.html>
9. World Military Expenditures. Center for Defense Informatikon, 2006. www.cdi.org
10. Lenssen, N. Worldwatch Paper #106: Nuclear Waste: The Problem That Won't Go Away. Worldwatch Institute, 2005. <http://www.worldwatch.org/topics/nature/pollution/>
11. Szelinski, B. A. The Clean-up of Contaminated Military Sites, Consequences for a Pollution Prevention Approach, Requirements from a Viewpoint of environmental Protection. RTO meeting proceedings 39. Approaches to the Implementation of Environment Pollution Technologies at military bases. NATO. Cedex (France): Neully-Sur-Seine, 2000, p. 22-1 – 22-8.
12. Baubinas, R.; Taminskas, J. Karinė gamtonauda Lietuvoje sovietmečiu: ekologinės pasekmės. Vilnius, 1997-1998. 258 p.
13. Baubinas, R.; Taminskas, J.; Ribokas, G.; Petrokienė, L.; Dilys, K. Pažeistų karinių teritorijų atkūrimo landšaftinis ekologinis pagrindimas. Vilnius: Geografijos institutas, 1996. 254 p.
14. Povilanskas, R. ir kt. Vieversiai virš poligonų. Buvusių karinių teritorijų Lietuvoje tyrimai, Vilnius: Lietuvos gamtos fondas, 1994. 18 p.

15. Oficialus Lietuvos Krašto Apsaugos Ministerijos internetinis puslapis. 2005. <http://www.kam.lt/>
16. Buvusių Sovietų Sąjungos kariniu bazių inventorizavimas ir aplinkai padarytos žalos vertinimas. Vilnius: Krüger Consult, Baltijos konsultacinė Grupė, 1995. 456 p.
17. Baltrėnas, P.; Ignatavičius, G. Užterštų Lietuvos karinių teritorijų įtaka aplinkai. Konferencijos „Gamtinė ir branduolinės anomalijos ir žmonių sauga“ pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 1998, p. 235–246.
18. Ignatavičius G. Lietuvos karinių teritorijų renovacijos problemos. Iš: Antrosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 1999 m. vasario 25 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 1999, p. 267–272.
19. Information on radioactive waste sunk in the Mediterranean. Rome, *L'Avvenimenti*, Mar 20, 1996, p. 5.
20. Chapman, G.; Yudken, J. Briefing Book on the Military Industrial Complex. Council for a Livable World Education Fund, Washington DC, 2000. 543 p.
21. Kuzin, A. I.; Safronov, V. G. Environmental Conditions on the Territories of Russian Armed Forces Disposition. Ministry of Defense of the Russian Federation, 1995, 182 p.
22. Johnson, C.; Keehn, E. B. The Pentagon's Ossified Strategy. *Foreign Affairs*, 74 (4), 1995, p. 103–114.
23. Arms Trade Resource Center. World Policy Institute, 2005. www.worldpolicy.org/projects/arms.
24. Shulman, S. The Threat at Home Confronting the Toxic Legacy of the US Military. Beacon Press: Boston, 2002. 312 p.
25. Hoffman, D. Wastes of War. Russia's Forgotten Chemical Weapons. *Washington Post Foreign Service*, Aug 16, 1998, 1 p.
26. Stumm, W. Water, Endangered Ecosystems Assessment of Chemical Pollution. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 118, No 4, New York: American Society of Civil Engineers, 1989, p. 466–477.
27. Restoring Degraded Land. Energy and the Environment. Federation of American Scientists, 2005. www.fas.org
28. Arms Trade News. Washington DC: Council for a Livable World Education Fund, Dec 1995 & Jan 1996. 202 p.
29. The Environmental Aspects of Reusing Former Military Lands: Technical Report, Phase 1. Brussels: NATO CCMS, 1996. 124 p.
30. Minutes of April 1997 CCMS Pilot Study Meeting. Environmental Aspects of Reusing Former Military Lands: Phase 2. Brussels: NATO CCMS, 1997. 267 p.

31. "Environment and Security in an International Context". Final report, Brussels: NATO CCMS, 1999. 247 p.
32. Minutes of October 1997 CCMS Pilot Study Meeting. Environmental aspects of reusing former military lands: Phase 2. Brussels: NATO CCMS, 1998. 316 p.
33. Center for Health, Environment & Justice. BE SAFE Platform, 2006. www.besafenet.com
34. Methodology, Focalisation, Evaluation and Scope of Environmental Impact Assessment. In: Fifth NATO CCMS Report: Strategic Environmental Assessment in Land use Planning. Brussels: NATO CCMS, 1997. 256 p.
35. Evaluation of Demonstrated and Emerging Remedial Action Technologies for Treatment of Contaminated land and Groundwater. NATO CCMS Interim Report. Brussels: NATO CCMS, 1995. 226 p.
36. Baltrėnas P.; Oškiniš V.; Ignatavičius G.; Kumpienė J. Mechaniniai Lietuvos kariuomenės centrinio poligono tankodromo dirvožemio pažeidimai ir aplinkos apsaugos gerinimo galimybės. *Aplinkos inžinerija*, IX t., Nr. 2, Vilnius: Technika, 2001, p. 103–109.
37. Determination of Suspected Residual Load Areas on the Properties of the West Group of Soviet Troops (WGT). Ottobrunn: IABG, 1992. 188 p.
38. Zytner, K. G.; Biswas, N.; Bewtra, J. K. PCE Volatilised from Stagnant Water and Soil. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 115, No 6, New York: American Society of Civil Engineers, 1989, p. 1199–1213.
39. Guidelines for the Third pollution Load Compilation (PLC-3). In: Baltic Sea Environment Proceedings, No 57, Helsinki: Helsinki Commission, 1994. 51 p.
40. Baltrėnas P.; Vaitiekūnas, P.; Ignatavičius, G. Benzino išsiliejimų į smėlėtus gruntus matematinis modeliavimas. 4-osios tarptautinės konferencijos „Aplinkos inžinerija“ programa ir santrauka, Vilnius: Technika, 2000, p. 68.
41. Kadūnas, V. Technogeninė tarša, Vilnius, 1998. 145 p.
42. Mažvila, J. Sunkieji metalai Lietuvos dirvožemiuose ir augaluose. Monografija, Kaunas: LŽI, 2001. 343 p.
43. Lubytė, J.; Matusėvičius, K.; Eitminavičius, L. Lietuvos dirvožemių užterštumas radionuklidais. Konferencijos „Dirvotyros ir agrochemijos pasiekimai ir uždaviniai žemės reformos bei perėjimo į rinkos ekonomiką metu“ pranešimų medžiaga. Kaunas, 1987, p. 69–74.
44. Žalynaitė, M. Pavojingosios ir kenksmingosios medžiagos. Kariuomenė ir aplinkos apsauga, Vilnius, 2001, p. 83–89.
45. Study "Reusing Former Military Lands". Bonn: Federal Ministry of the Environment, Nature conservation and nuclear Safety, 1997, 67 p.

46. Baltrėnas, P.; Ignatavičius, G.; Vaišis, V. Pabradės centrinio poligono grunto užterštumo sunkiaisiais metalais tyrimai. *Aplinkos inžinerija*, IX t., Nr.1, Vilnius: Technika, 2001, p. 3–8.
47. Butkus, D.; Lebedytė, M.; Lukšienė, B.; Stelinis, K.; Šalavėjus, S.; Špirkauskaitė, N.; Tarasiukas, N.; Lujanienė, G.; Lijanas, V.; Girgždys, A. Radionuklidai aplinkoje. Iš: Regiono vystymosi ekologinis tvarumas istoriniame kontekste Lietuvos pavyzdžiu (ECOSLIT). Kolektyvinė monografija. Vilnius, 1999, p. 120–144.
48. Butkus, D.; Beinaraivičius, R. Medžio įtaka ¹³⁷Cs pasiskirstymui dirvožemyje. *Sveikatos mokslai*, Nr. 2 (18), 2002, p. 56–58.
49. Kadūnas, V.; Gudavičius, R.; Gregorauskienė, V.; Katinas, V.; Kliaugienė, E.; Radzevičius, A.; Taraškevičius, R.; ir kt. Lietuvos geocheminis atlasas. Lietuvos geologijos tarnyba, Geologijos institutas, Vilnius, 1999. 162 p.
50. Kaunelienė, V. Paprastosios pušies (*Pinus Sylvestris*) žievės pritaikymas teršalų iškritų iš atmosferos vertinimui. Iš: Antrosios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 1999 m. vasario 25 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 1999, p. 240–246.
51. Martin, Jr. J. H.; Siebert, A. J.; Loehr, R. C. Estimating Oil and Grease Content of Petroleum-Contaminated Soil. *Journal of Environmental Engineering*. Vol 117, No 3, New York: American Society of Civil Engineers, 1991, p. 291–300.
52. Bradl, H. Heavy metals in the environment: origin, interaction and remediation, 6. Neubrucke: Academic press, 2005. 282 p.
53. Bowie, S.H.U.; Thornton, I. Environmental Geochemistry and Health. Hingham (M.A): Kluwer, 1985. 302 p.
54. Taraškevičius, R. Technogeninės sunkiųjų metalų anomalijos. Iš: Aplinkos apsauga karinėse teritorijose, Nemenčinė, 1998. 15 p.
55. Ma, L.Q.; Rao, G.N. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel and zinc in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1997, p. 259–264.
56. McBride, M.; Sauve, S.; Hendershot, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48, 1997, p. 337–346.
57. Landis, T.; Van Steenis, E. Micronutrients-Zinc. *Forestry Notes*, July, 1998, p. 10–14.
58. Kuo, S.; Jellum, E.J.; Baker, A.S. Effects of soil type, liming and sludge application on zinc and cadmium availability to Swiss chard. *Soil Science*, 139, 1985, p. 122–130.
59. Qualls, R.G.; Haines, B.L. Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Science*, 56, 1992, p. 578–586.

60. Nunan, N.; Morgan, M.; Herligy, M. Ultraviolet absorbance (280nm) of compounds released from soil during chloroform fumigation as an estimate of the chemical biomass. *Soil Biol Biochem*, 30, 1998, p. 1599–1603.
61. Brady, N. C. *The Nature and Properties of Soils* (10th Edition). London: MacMillan, 1990. 315 p.
62. Schulten, H. R.; Schnitzer, M. *Soil Science*, 162, 1997, p. 115–130.
63. Stevenson, F. J. Humus, *The Encyclopedia of Soil Science*, Part 1. Pennsylvania: Dowden, Hutchins and Ross, 1979. 271 p.
64. Kononova, M. M.. *Soil Organic Matter*. Oxford: Pergamon, 1966. 469 p.
65. Parnes, R. *Fertile Soil: A Growers Guide to Organic and Inorganic Fertilizers*. AgAcces, Davis CVA, 2000. 190 p.
66. Pierznski, G. M.; Sims, J. T.; Vance, G. F. *Soils and Environmental Quality*. Boca Raton (FL): Lewis, 2003. 313 p.
67. Seastedt, T. R.; Coxwell, C. C.; Ojima, D. S.; Parton, W. J. Controls of plant and soil carbon in a semihumid temperate grassland. *Ecological Applications*, 4, 1994, p. 344–353.
68. Animal Manure and by-Products Laboratory. Research Project: The Effect of Plant Genetics and Soil Constituentson Concentrations and Bioavailability of Cadmium, 2005. http://www.ars.usda.gov/research/projects/projects.htm?accn_no=404196.
69. Charles, T.; Garten, Jr. Disturbance of Soil Organic Matter and Nitrogen Dynamics: Implications for Soil and Water Quality. CS-1114D-00 Annual Report, 2000 – 2001. 156 p.
70. Achaz, R. K. Invertebrates in Risk Assessment. Development of a Test Battery and of Short Term Biotests for Ecological Risk Assessment of Soil. *Journal of Soils & Sediments*, 2 (4), 2002, p. 174–178.
71. McGill, W. B.; Cannon, K. R.; Robertson, J. A.; Cook, F. D. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Journal of Soil Science*, 66, 1996, p. 1–19.
72. Wagai, R.; Sollins, P. Biodegradation and regeneration of water-soluble carbon in a forest soil: leaching column study. *Biology and fertility of soils*, Springer-Verlag, 2002, p. 18–26.
73. Nelson, P.N.; Dictor, M. C.; Soulas, G. Availability of organic carbon in soluble and particle-size fractions from a soil profile. *Soil Biology and Biochemistry*, 26, 1994, p. 1549–1555.

74. Teague, W. R.; Foy, J. K.; Dower, S.; Cambardella, C. A. Soil property comparisons in long-term grazed and ungrazed rangeland in the Southern Great Plains – preliminary results, 1997. <http://juniper.tamu.edu/IRM/rangecol/Som.htm>
75. DeBusk, W.; Graham, W.; Jacobs, J. and others. Determination of indicators of ecological change, 2001. <http://www.ce.ufl.edu/~jjaw/Research/SERDP.htm>
76. AESA Soil Quality Benchmark Study, 2004. <http://www.agric.gov.ab.ca/sustain>
77. The instrumental determination of total organic carbon, total oxygen demand and related determinants. Standing Committee of Analysis Department of the Environment, National Water Council, London: Her Majesty's Stationery Office, 1990. 56 p.
78. Storer, D. A. A simple high sample volume ashing procedure for determining soil organic matter. *Community Soil Science, Plant Analysis*, 15, 1984, p. 759–772.
79. Weber, J. Definition of Soil Organic Matter. 2004. <http://www.ar.wroc.pl/~weber/humic.htm#start>.
80. Schulte, E. E. Recommended Soil Organic Matter Tests, 2003. <http://bluehen.ags.udel.edu/extension/information/prod.-agric/chap8-95.htm>
81. Vance, E. D.; Brookes, P. C.; Jenkinson, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 1987, p. 703–707.
82. Jackson, L. L.; McAuliffe, J. R.; Roundy, B. A. Desert Restoration, Revegetation Trials on Abandoned Farmland in the Sonoran Desert Lowlands. *Restoration and Management Notes*, 9, 1991, p. 71–79.
83. Bainbridge, V. Review, Restoration in the Sonoran Desert in California. *Restoration and Management Notes*, 8, 1991, p. 3–12.
84. Bainbridge, V.; Fidelibus, M.; MacAller, R. Techniques for Plant Establishment in Arid Ecosystems. *Restoration and Management Notes*, 13, 1995, p. 190–197.
85. Seybold, C. A.; Mausbach, M. J.; Karlen, D. L.; Rogers, H. H. Quantification of soil quality. In: *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Boca Raton (FL): CRC Press, 1997, p. 387–404.
86. Doran, J. W.; Parkin, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: *Methods for Assessing Soil Quality*. *Soil Science Society of America*, Madison (WI), 1996, p. 25–37.
87. Gregorich, E. G.; Carter, M. R.; Angers, D. A.; Monreal, C. M.; Ellert, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 74, 1994, p. 367–385.

88. Qualls, R. G.; Haines, B. L. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Science Society of America*, Madison (WI), 55, 1991, p. 1112–1123.
89. Mulligan, C. N.; Yong, R. N.; Gibbs, B. F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, 60, 2001, p. 193–207,
90. New Methods of Cleaning Up Heavy Metal in Soils and Water. Innovative solutions to an environmental problem. A HSRC Factsheet, 2003. <http://www.cluin.org/>
91. Gunnison, D.; Pennington, J. C.; Price, C. B.; Myrick, G. B. Screening Test and Isolation Procedure for TNT-Degrading Microorganisms. Installation Restoration Technical Report, Research Program IRRP-93-2, 1993. 53 p.
92. In Situ Bioremediation. When does it work? Committee on In Situ Bioremediation, Water Science and Technology Board National Research Council. New York: National Academy Press, 1993. 259 p.
93. Speitel, Jr. G. E.; Cloosmann, F. B. Chlorinated Solvent Biodegradation by Methanotrophs in Unsaturated Soils. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 117, No 5, New York: American Society of Civil Engineers, 1991, p. 541–559.
94. Čeburnis, D.; Stenines, E.; Kviatkus, K. Estimation of metals uptake efficiencies from precipitation in mosses in Lithuania. *Chemosphere*, Vol 38, No 2, 1999, p. 445–455.
95. King Larry, D. Retention of metals by several soils of the southeastern United States. *Journal of Environmental Quality*, Vol 17, No 2, 1981, p. 239–246.
96. Barthel, J.; Edwards, S. Chemical stabilization of heavy metals. *Metals Treatment Technologies (MT2)*, Suite 3, 2004, p. 151–162.
97. Bricka, M. Soil Treatments to Limit Lead Mobility. Policy Track: Environmental Issues, In: Fourth national shooting ranges symposium, 2004, p. 123–125.
98. Probst, R. F.; Hicks, R. E. Removal of contaminants from soils by electric fields. *Science*, 260, 1993, p. 498–503.
99. Lindgren, E. R.; Kozak, M. W. Electrokinetic Remediation of contaminated Soils: an Update. In: Waste Management. Technology and Programs for Radioactive Waste Management and Environmental Restoration, 1992. 1309 p.
100. Lindgren, E. R.; Mattson, E. D.; Kozak, M. W. Electrokinetic Remediation of Unsaturated Soils. In: I&EC Special Symposium of the American Chemical Society, Atlanta (GA), 1992, p. 415–427.
101. Electrokinetic Remediation FY92 Technical Task Description, DOE-MWLID, T. T. P. No: ALZE21J2, 1991. 321 p.

102. Grady, Jr. C. P. L. Biodegradation of Toxic Organic: Status and Potential. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 116, No 5, New York: American Society of Civil Engineers, 1990, p. 805–829.
103. Benker, K. W. Removing metals from soil. *Civil Engineering*, Vol 65, No 10, 1995, p. 69–71.
104. Smith, V. J.; Charbeneau, R. J. Probabilistic Soil Contamination Exposure Assessment Procedures. *Journal of Environmental Engineering*. Vol 1, No 6, New York: American Society of Civil Engineers, 1990, p. 1143–1164.
105. Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment and Clean Up of Contaminated Land and Groundwater. NATO CCMS Pilot Study. Phase Overview Report, Brussels: NATO CCMS, 1998. 314 p.
106. Vane, L. M.; Zang, G. M. Effect of aqueous phase properties on clay particle zeta potential and electro-osmotic permeability: implications for electro-kinetic soil remediation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 55, 1997, p. 1–22.
107. Probstein, R. F. Physicochemical Hydrodynamics. An Introduction. (2nd edition). New York: John Wiley & Sons, 1994, p. 203–207.
108. Rajeshwar, K.; Ibanez, J. Environmental Electrochemistry. San Diego: Academic Press, 1997, p. 361–499.
109. Acar, Y. B.; Alshawabkeh, A. Principles of electrokinetic remediation. *Environmental Science and Technology*, 27(13), 1993, p. 2638–2647.
110. Acar, Y. B.; Alshawabkeh, A. N. Electrochemical decontamination of soil and water, Special Issue of *Journal of Hazardous Material*, Elsevier Publications, 55(1–3), 1997, 322 p.
111. Alshawabkeh, A. N.; Yeung, A. T.; Bricka, M. R. Practical aspects of in-situ electrokinetic extraction. *Journal of Environmental Engineering*, 1, 2003, p. 27–35.
112. Baraud, F.; Tellier, S.; Astruc, M. Temperature effect on ionic transport during soil electrokinetic treatment at constant pH. *Journal of Hazardous Materials*, 64, 1999, p. 263–281.
113. Ottosen, L. M.. Electrokinetic soil remediation. Application to soil polluted from wood preservation. Department of Geology and Geotechnical Engineering and Department of Physical Chemistry, Technical University of Denmark, 2005, PhD thesis, 164 p.
114. Jespersen, R. D. Elektrokinetisk jordrensning. Department of Geology and Geotechnical Engineering and Department of Chemistry, Technical University of Denmark and A/S Bioteknisk Jordrens, 1996, PhD thesis, 187 p.

115. Ribeiro, A. B. Use of electro dialytic remediation technique for removal of selected heavy metals and metalloids from soils. Department of Geology and Geotechnical Engineering and Department of Physical Chemistry. Technical University of Denmark, 1998, PhD Thesis, 201 p.
116. Kliem, B. K. Bonding of heavy metals in soil. Department of Geology and Geotechnical Engineering and Department of Chemistry, Technical University of Denmark, 2000, PhD Thesis, 179 p.
117. Pedersen, A. J. Electro dialytic Removal of Heavy Metals from Fly Ashes. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, 2002, PhD Thesis, 167 p.
118. Jakobsen, M.R.; Fritt-Rasmussen, J.; Nielsen, S.; Ottosen, L. M. Electro dialytic removal of cadmium from wastewater sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 2004, 106B, p. 127–132.
119. Nystrom, G. M. Electro dialytic removal of heavy metals from contaminated harbour sediments. Department of Civil Engineering, Technical University of Denmark, 2004, PhD thesis, 301 p.
120. Grande, S. and Gent, D. Electrokinetic remediation of contaminated sediments. In: Remediation and Beneficial Reuse of Contaminated Sediments. Conference Proceedings. Edited by Hinchee, R.E., A. Porta, and M. Pelli. Battelle Press, 2002, Columbia Richland, p. 205–212.
121. Roulier, M.; Kemper, M.; Al-Abed, S.; Murdoch, L.; Cluxton, P.; Chen, J.; Davis-Hoover, W. Feasibility of electrokinetic soil remediation in horizontal Lasagna™ cells. *Journal of Hazardous Materials*, 2000, B77, p. 161 – 176.
122. Schmidt, M.; Marb, C. Control of electrode processes in electrokinetic soil remediation. In: EREM 2001 (3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation), Karlsruhe, *Schr. Angew. Geol.*, 63, 2001, p. 1–13.
123. Alshawabkeh, A. N.; Gale, R. J.; Ozsu-Acar, E.; Bricka, M. R. Optimization of 2-D Electrode Configuration for Electrokinetic Remediation. *Journal of Soil Contamination*, 8(6), 1999, p. 617–635.
124. Acar, Y. B.; Alshawabkeh, A.. Electrokinetic remediation. Pilot-scale tests with lead spiked kaolinite., *Journal of Geotechnical Engineering*, 122(3), ASCE, 1996, p. 173–185.
125. Shapiro, A. P.; Probstein, R. F. Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis. *Environmental Science and Technology*, 27(2), 1993, p. 283–291.

126. Jacobs, R. A.; Sengun, M. Z.; Hicks, R. E.; Probst, R. F. Model and Experiments on Soil Remediation by Electric Fields, *Environmental Science and Health*, A29(9), 1994, p. 1933–1955.
127. Schultz, D. S. Electroosmosis technology for soil remediation: laboratory results, field trial and economic modeling. *Electrochemical Decontamination of Soil and Water*, Special Issue of *Journal of Hazardous Material*, 55(1–3), 1997, p. 81–92.
128. EK. Theoretical and Experimental Modeling of Removing Contaminants from Soils by an Electrical Field, Report submitted to USEPA by Electrokinetics Inc., Baton Rouge, Louisiana, 2005, 375 p.
129. Naval Facilities Engineering Service Center. A Demonstration of Electrokinetic Remediation. TDS-2050-ENV, June, 1998, 127 p.
130. Bricka, R. M.; Jones, L. W. Heavy metal soil contamination at U.S. Army installations: proposed research and strategy for technology development, Technical report IRRP-94-1, Vicksburg (MS): U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1994. 236 p.
131. Gale, R. J.; Liu, J. Z.; Brick, R. M. Environmental pollution from lead bullets at the Fort Polk firing ranges. Draft, Baton Rouge (LA): Electrokinetics Inc., 1994. 190 p.
132. U.S. Army. Training ranges. Training Circular TC 25-8, Headquarters, Washington (DC): Department of the Army, 1992. 154 p.
133. Bricka, R. M.; Teeter, C. D. C. Laboratory investigation of physical separation and chemical extraction treatment alternatives for soils collected from the old skeet range located at Fort Leavenworth, Kansas. Draft technical report IRRP-99, Vicksburg (MS): U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1999. 215 p.
134. U.S. Environmental Protection Agency. Closed, transferred, and transferring ranges containing military munitions. 59 Federal Register, Vol 62, No 187, Proposed Rules, 32 CFR Part 178, 2003. 796 p. <http://www.hqda.army.mil/acsimweb/env/rang0926.htm>.
135. Allen, H.; Perdue, E.; Brown, D. Metals in groundwater. Chelsea (MI): Lewis Publishers, 1999. 98 p.
136. Bricka, R. M. Investigation of physical separation and extraction techniques or metal removal at the Fort Benjamin Harrison small arms training areas. Vicksburg (MS): U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1996. 249 p.
137. Johnson, J. L., et. al. Heavy metals removal from small-arms firing ranges. Warrendale (PA): Minerals Metals and Materials Society, 1993. 159 p.
138. Moshman, D. K. Reference data sheet on lead. Niles (IL): Triodyne Environmental Engineering, Inc., 1997. 265 p.

139. Teeter, C. Site investigation of potential metal contamination at the United States Coast Guard Small Arms Firing Range ISC Ketchikan, Alaska. Draft report, Vicksburg (MS): U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1999. 168 p.
140. U.S. Army Environmental Center. Demonstration of physical separation/leaching methods for the remediation of heavy metals contaminated soils at small arms ranges. BDM/ABQ-97-0063-TR, Final Report, 1997. 213 p.
141. Bedient, P. B. and others. Ground Water contamination, Transport and Remediation. New Jersey: PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1993. 354 p.
142. Ernst, W. G. Earth Systems Processes and Issues. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. 566 p.
143. McLean, E.; Sims, R. C.; Doucette, W. J.; Caupp, C. R.; Grenney, W. Evaluation of Mobility of Pesticides in Soil using U.S. EPA Methodology. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 114, No 3, New York: American Society of Civil Engineers, 1988, p. 655–672.
144. Snieder, R.. A Guided Tour of Mathematical Methods for the Physical Sciences. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 429 p.
145. Demetracopoulos, A. C.; Sehayek, L.; Erdogan, H. Modelling Leachate Production from Municipal Landfills. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 112, No 5, New York: American Society of Civil Engineers, 1986, p. 849–867.
146. Rifai, H. S.; Bedient, P. B.; Wilson, J. T.; Miller, K. M.; Armstrong, J. M. Biodegradation Modelling at Aviation Fuel Spill Site. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 117, No 5, New York: American Society of Civil Engineers, 2001, p. 1007–1030.
147. Bates, B. A.; Brenniman, G. R.; Alien, R. J.; Anderson, R. J. Elution Profiles of Three Chlorinated Hydrocarbons Leaching Through Sandy Soil. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 117, No 3, New York: American Society of Civil Engineers, 1991, p. 279–291.
148. Innovative uses of compost. Composting of soils contaminated by explosives. Solid Waste and Emergency Response (5306W) EPA530-F-97-045, United States Environmental Protection Agency, 2003. <http://www.epa.gov>
149. Rieuwerts, J.; Thornton, I.; Farado, M.; Ashmore, M. Quantifying the influence of soil properties solubility of metals by predictive modelling secondary data. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 10(3), 1998, p. 83–94.
150. Anderson, M. P.; Woessner, W. W. Applied Groundwater Modeling. San Diego (CA): Academic Press, Inc., 1992. 381 p.

151. American Society for Testing and Materials. Standard Guide for Application of a Ground-Water Flow Model to a Site-Specific Problem. ASTM Standard D 5447-93, West Conshohocken (PA), 1993. 6 p.
152. American Society for Testing and Materials, Standard Guide for Subsurface Flow and Transport Modeling. ASTM Standard D 5880-95, West Conshohocken (PA), 1995. 6 p.
153. Bear, J.; A. Verruijt. Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel Publishing Company, 1987. 414 p.
154. Franke, O. L.; Bennett, G. D.; Reilly, T. E.; Laney, R. L.; Buxton, H. T.; Sun, R. J. Concepts and Modeling in Ground-Water Hydrology – Self-Paced Training Course. U.S. Geological Survey Open-File Report 90-707, 1991. 202 p.
155. Kinzelbach, W. Groundwater Modeling: An Introduction with Sample Programs in BASIC. New York: Elsevier, 1986. 333 p.
156. Kumar, C. P. Groundwater Modelling. In: Hydrological Developments in India Since Independence. A Contribution to Hydrological Sciences, Roorkee: NATIONAL Institute of Hydrology, 1992, p. 235–261.
157. Kumar, C. P. Common Ground Water Modelling Errors and Remediation. *Journal of Indian Water Resources Society*, Vol 21, No 4, 2001, p. 149–156.
158. McDonald, M. G.; Harbaugh, A. W. A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. USGS TWRI, Chapter 6-A1, 1988. 586 p.
159. Pinder, G. F.; Bredehoeft, J. D. Application of the Digital Computer for Aquifer Evaluation. *Water Resources Research*, Vol 4, 1968, p. 1069–1093.
160. Wang, H. F.; Anderson, M. P. Introduction to Groundwater Modeling. San Francisco (CA): W.H. Freeman and Company, 2002. 237 p.

Autorės:

161. Vasarevičius, S.; Greičiūtė, K. Soil pollution with heavy metals in territories, used for military transport needs in Lithuanian military grounds. *Edited proceedings of the 6th International Conference "Environmental Engineering", Environmental Protection, Water Management and Hydraulics*, Vilnius: Technika, Vol1, 2005, p. 300–306.
162. Балтренас, П.; Васарявичус, С.; Грейчюте, К.; Вилутиене, В. Влияние военных учений на состав и структуру почвы // *Экология и промышленность России*, 6, 2003, Москва, с. 36–40.
163. Балтренас, П.; Васарявичус, С.; Грейчюте, К.; Вилутиене, В. Исследование влияния военных учений на количество органических веществ в почве. *Вестник*

- (Международной академии наук экологии и безопасности жизнедеятельности), Санкт-Петербург, 2003, 8, с. 150–157.
164. Васарявичус, С.; Грейчюте, К. Загрязненность почвы тяжелыми металлами на военных полигонах Литвы. *Известия академии промышленной экологии*, Москва, 2004, 4, с. 10-17.
165. Vasarevičius, S.; Greičiūtė, K. Investigation of soil pollution with heavy metals in Lithuanian military grounds. *Environmental Engineering and Landscape Management*, Vilnius: Technika, Vol XII, No 4, 2004, p. 132–138.
166. Vasarevičius, S.; Greičiūtė, K.; Šiaulytė, E. Investigation and evaluation of soil pollution with oil products in the most intensively used territories of Gaižiūnai Military Ground. *Environmental Engineering and Landscape Management*, Vilnius: Technika, Vol XIII, No 4, 2005, p. 160–167
167. Greiciute, K.; Vasarevicius, S. Investigation of the Decrease of Soil Organic Matter and Soil Pollution by Heavy Metals in Areas Intensively used for Military Activities // 6-ojo tarptautinio simpoziumo ir parodos „Environmental Contamination in Central and Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States“, vykusių Prahoje, Čekijoje 2003 m. rugsėjo 1-4 d., pranešimų medžiaga. Straipsnio Nr. kopaktiniame diske – 527. Florida State University, 2003, 5 p.
168. Greiciute, K.; Vasarevicius, S. Investigation of Explosions' Impact on Quality of Soil Organic Matter in Lithuania's Firing Grounds // *Tarptautinės konferencijos „Conference on Sustainable Range Management“*, vykusių Naujajame Orleane (New Orleans), Luizianos valstija, JAV, sausio 5-8 d., pranešimų medžiaga. Straipsnio Nr. kopaktiniame diske – B6/29, Battelle Press, 2004, 10 p.
169. Greičiūtė, K. Karinės veiklos poligonuose poveikis dirvožemio organinių medžiagų koncentracijai// *Šeštosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos "Lietuva be mokslo - Lietuva be ateities"*, įvykusios Vilniuje 2003 m. kovo mėn. 20 d., pranešimų medžiaga. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2003, p. 245–253.
170. Greičiūtė, K. Dirvožemio užterštumo sunkiaisiais metalais tyrimas ir vertinimas Lietuvos kariniuose poligonuose// *Septintosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos "Lietuva be mokslo - Lietuva be ateities"*, įvykusios Vilniuje 2004 m. kovo mėn. 25 d., pranešimų medžiaga. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2004, p. 455–464.
171. Greičiūtė, K. Technologijų užterštam dirvožemiui valyti pritaikymas kariniuose poligonuose // *Aštuntosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos "Lietuva be mokslo - Lietuva be ateities"*, įvykusios Vilniuje 2005 m. kovo mėn. 24 d., pranešimų medžiaga. Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilnius: Technika, 2005, p. 323-331.

172. Baltrėnas, P.; Ignatavičius, G.; Idzelis, R.; Greičiūtė, K. Aplinkos apsauga kariniuose poligonuose. Monografija. Vilnius: Technika, 2005, 303 p.
173. Vasarevičius, S.; Greičiūtė, K. Elektrokinetinio metodo taikymo sunkiaisiais metalais užterštam dirvožemiui valyti tyrimai. *Environmental Engineering and Landscape Management*, Vilnius: Technika, Vol IV, No 3, 2006, *pateikta spaudai*.
174. Baltrėnas, P.; Greičiūtė, K. Įrenginys dirvožemiui valyti. Patentinė paraiška. *Pateikta Lietuvos patentų biurui*, 2006.