

**VYTAUTO DIDŽIOJO UNIVERSITETAS
LIETUVOS MIŠKŲ INSTITUTAS**

Regina Erlickytė

**PAPRASTOSIOS PUŠIES (*Pinus sylvestris* L.)
RADIALIOJO PRIEAUGIO FORMAVIMOSI DĖSNINGUMAI
KINTANT „AKMENĖS CEMENTO“ IR „ACHEMOS“
TERŠALŲ IŠMETIMAMS**

**Daktaro disertacija
Biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra (03 B)**

Kaunas 2007

UDK 630.114(474.5)
Er-115

Disertacija rengta 2003-2007 Vytauto Didžiojo universitete

Mokslinė vadovė

Prof. habil. dr. Vida Stravinskienė (Vytauto Didžiojo universitetas, biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra 03 B)

ISBN 978-9955-12-273-9

TURINYS

IVADAS	5
1. LITERATŪROS ANALIZĖ	8
1.1. Medžių augimą lemiantys veiksniai	8
1.2. Klimato veiksnių poveikis spygliuočių metiniam radialiajam prieaugiui	16
1.3. Pramonės taršos poveikis medžių augimui ir būklei	20
1.3.1. Šarminančių teršalų poveikis	22
1.3.2. Rūgštinančių ir eutrofizuojančių teršalų poveikis	25
1.4. Kompleksinio klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikio spygliuočių radialiajam prieaugiui dendrochronologiniai tyrimai	29
1.5. Miško ekosistemos atsikūrimo galimybės sumažėjus pramonės taršai	31
2. TYRIMŲ OBJEKTAS, DARBŲ APIMTYS IR METODAI	33
2.1. Tyrimo objektų charakteristika	33
2.1.1. AB „Akmenės cementas“ ir jos poveikio zonos charakteristika	33
2.1.2. AB „Achema“ ir jos poveikio zonos charakteristika	36
2.2. Tyrimų metodika ir apimtis	40
2.2.1. Medžių metinių rėvių tyrimo metodika	40
2.2.2. Tyrimo apimtis ir tiriamųjų medynų charakteristika	40
2.3. Duomenų analizės metodai	43
2.3.1. Metinio radialiojo prieaugio eilučių sinchronizacija	43
2.3.2. Metinio radialiojo prieaugio indeksų skaičiavimas	44
2.3.3. Statistinė duomenų analizė	45
3. REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS	46
3.1. Klimato veiksnių poveikis paprastosios pušies (<i>Pinus sylvestris</i> L.) metiniam radialiajam prieaugiui	46
3.1.1. Klimato sąlygų kaita Naujosios Akmenės regione 1925-2005 metais	46
3.1.2. Oro temperatūros ir kritulių kiekio įtaka metinio radialiojo prieaugio formavimuisi	49
3.2. Paprastosios pušies (<i>Pinus sylvestris</i> L.) metinio radialiojo prieaugio pokyčiai AB „Akmenės cementas“ vietinės taršos sąlygomis	52
3.2.1. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika.....	52

3.2.2. Pramonės taršos poveikis skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų metiniam radialiajam prieaugiui	53
3.2.3. Kompleksinis klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikis metiniam radialiajam prieaugiui	57
3.2.4. Antropogeninių metinio radialiojo prieaugio pokyčių vertinimas	63
3.2.5. Pažeistų pušynų atsikūrimo procesai sumažėjus šarminančių teršalų poveikiui	66
3.3. Paprastosios pušies (<i>Pinus sylvestris</i> L.) dendroekologiniai tyrimai AB „Achema“ vietinės taršos sąlygomis	69
3.3.1. Klimato sąlygų kaita Jonavos regione 1920-2005 metais	69
3.3.2. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika	72
3.3.3. Kompleksinis klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikis pušų metinio radialiojo prieaugio formavimuisi	75
3.3.4. Antropogeniniai metinio radialiojo prieaugio pokyčiai rūgštinančių ir eutrofizuojančių teršalų poveikyje	82
3.3.5. Pažeistų pušynų atsikūrimo procesai sumažėjus gamyklos emisijai..	85
IŠVADOS	88
LITERATŪRA	90
Mokslinių publikacijų sąrašas	106
Padėka	107

IVADAS

Darbo aktualumas. Miško ekosistemos, užimdamos trečdalį sausumos paviršiaus ir produkuodamos beveik du trečdalius organinės medžiagos, žymia dalimi lemia medžiagų bei energijos apykaitą aplinkoje ir visos ekosferos būklę. Miškai yra svarbūs ne tiek ekonominiu, kiek ekologiniu ir aplinkosauginiu požiūriu – CO₂ balanse miškų akumuliacinis vaidmuo yra ypatingai reikšmingas.

Medžiai yra vieni jautriausių aplinkos būklės indikatorių, iš visų gyvybės formų labiausiai tinkamų aplinkos pokyčiams vertinti. Dėl lajų struktūros ypatumų medžiai glaudžiau kontaktuoja su atmosfera ir daugiau negu kitos augalijos formos filtruoja pernešamo oro masę, anatominiais ir morfologiniais požymiais indikuoja miško ekosistemų būklę. Jie lemia ekosferoje vykstančius procesus bei jautriai reaguoja į antropogeninius veiksnius, todėl integraliai atspindi klimato ir teršalų poveikį. Medžių, kaip pagrindinio miško ekosistemos komponento, augimas ir produktyvumas yra vieni geriausių indikatorių, atspindinčių bendrą miškų būklę ir ekologinę pusiausvyrą. Objektiviai įvertinus medžių būklę, galima spręsti apie gamtinės aplinkos būklę bei jos tinkamumą kitoms gyvybės formoms tarpti (Stravinskienė, 2002, 2005).

Labiausiai nukenčia arti taršos šaltinių augančios miško ekosistemos, kadangi vietinės taršos zonoje kenksmingų medžiagų koncentracija dažnai viršija ribines leistinas normas. Medžių pakenkimo intensyvumui įtakos turi teršiančių medžiagų koncentracija, jų poveikio trukmė bei į augalus patenkantis jų kiekis. Medžių atsparumas kenksmingoms medžiagoms priklauso nuo rūšies biologinių savybių, klimato (temperatūros, drėgmės, apšvietimo ir kt.) ir edafinių (dirvos drėgmė, derlingumas) veiksnių poveikio, spyglių išsilaikymo ir medžių amžiaus. Pavyzdžiui, pušys į oro užterštumą reaguoja kitaip nei eglės – pakenkti eglės spygliai greitai nukrenta, tuo tarpu pušies išsilaiko dar ilgai (Šepetienė, 1995).

Daugumos mokslininkų nuomone, miškų būklės blogėjimą lemia įvairių veiksnių kompleksas, tačiau pagrindinis veiksnys, lemiantis plataus masto miškų pakenkimus, yra aplinkos tarša (Bach, 1985; Innes, 1993; Chappelka, Freer-Smith, 1995; Miller et al., 1996; Nihlgard, 1997), o kiti neigiami veiksniai tik sustiprina teršiančiųjų medžiagų poveikį. Greta įvairių teršiančių medžiagų dažnai minimos ir nepalankios klimato sąlygos, miško kenkėjų invazijos, įvairios ligos bei miškininkavimo klaidos (Fuhrer, 1990; Auclair et al., 1992; Houston, 1992).

Nuo XX a. aštuntojo dešimtmečio vidurio regioninio masto miškų pažeidimai stebimi ir Lietuvoje (Ozolinčius, 1998; Ozolinčius, Stakėnas, 1999). Didžiausių vietinių taršos šaltinių (AB „Achema“, AB „Akmenės cementas“, AB „Mažeikių nafta“) poveikio zonose vertinti įvairių miško ekosistemų komponentų pokyčiai – medžių lajų defoliacija ir lapijos bei spyglių

dechromacija (Bartkevičius, Šepetienė, 1996; Armolaitis, 1998; Šepetienė, 1997; Armolaitis ir kt., 1999a, 1999b), medžių metinio radialiojo prieaugio dinamika (Bartkevičius, 1993; Stravinskienė, 1995; Stravinskienė, Kubertavičienė, 2001; Stravinskienė, 2002; Juknys et al., 2002, 2003), dirvožemio cheminių savybių pokyčiai (Vaičys ir kt., 1985; Armolaitis, 1998; Armolaitis, Stakėnas, 2001; Armolaitis et al., 2003).

Lietuvoje didžiausią neigiamą įtaką miško ekosistemoms turi vietiniai taršos šaltiniai. Vienas iš didžiausių vietinės taršos šaltinių – azotinių trąšų gamykla „Achema“, kurios poveikio zonoje augančius miškus veikia ir rūgštinantys, ir eutrofizuojantys teršalai. Gausus gamyklos išmetamų teršalų (SO_2 , NO_x , NH_3 ir kt.) kiekis prieš dvidešimtmetį sukėlė aplinkinių miškų dirvožemio rūgštėjimą ir intensyvių medynų džiūvimą. Sumažėjus teršalų emisijai, prasidėjo miško ekosistemų atsikūrimo procesas, tačiau pastarųjų metų miškų monitoringo rezultatai rodo, kad gretimų miškų dirvožemiai ir toliau rūgštėja (Armolaitis, 1998; Armolaitis ir kt., 1999a; Armolaitis, Stakėnas, 2001).

Šarminančių dalelių iškritos vaidina svarbų vaidmenį ne tik dėl jų gebėjimo neutralizuoti rūgštinančius junginius, bei ir kaip svarbios augalams maisto medžiagos (Gorham, 1994; Draaijers et al., 1996). Technogeninių dulkių poveikis augalų bendrijoms nesulaukė tiek daug mokslininkų dėmesio, kaip SO_2 , NO_x ar kitų teršalų poveikio tyrimai, kadangi šarminanti tarša dažniausiai yra vietinio pobūdžio. Nors ši problema nėra nauja, tačiau iki šiol nėra išaiškintas poveikio mechanizmas, atsako pobūdis, ekosistemų pažeidžiamumas ir tolerantiškumas. Šarminančios dulkės, išmetamos iš „Akmenės cemento“ gamyklos, neutralizuoja aplinką rūgštinančius teršalus (SO_2 , NO_x) ir ją šarmina.

Nuo pirmųjų miškų monitoringo metų Lietuvoje atliekamas dendrochronologinis monitoringas – aplinkos būklės indikacijai naudojama medžių rėvių teikiama informacija. Medžių anatominė struktūra sukuria unikalią galimybę retrospektyviai įvertinti metinio radialiojo prieaugio kiekybinius (metinės rievės plotį) ir kokybinius (vėlyvosios ir ankstyvosios medienos santykį metinėse rievėse) pokyčius nuo pirmųjų medžio augimo metų iki tyrimo metų (Stravinskienė, 1995, 1997, 2002; Juknys et al., 2002). Medžių metinių rėvių dinamika suteikia informaciją apie ekologines bei klimatinės vietovės sąlygas, aplinkoje vykstančius reiškinius, o jų plotis ir struktūra integraliai atspindi kompleksinį aplinkos veiksnių poveikį (Lovelius, 1997). Skirtingai nuo kitų bioindikacijos metodų dendrochronologinė indikacija leidžia įvertinti medyno būklę ne tik monitoringo metu, bet ir retrospektyviai. Todėl medžių rėvių, kaip aplinkos būklės indikatorius, vaidmuo vertinant aplinkos pokyčius yra svarbus.

Darbo eigoje buvo suformuluotos šios darbinės hipotezės:

- vietinės taršos zonoje augančių medynų metinio radialiojo prieaugio svyravimus lemia kompleksinis klimato veiksnių ir taršos poveikis;

- sumažėjus pramonės taršai, jos neigiamas poveikis medynams mažėja, todėl metinio radialiojo prieaugio mažėjimas stabilizuojasi, prasideda atsikūrimo procesas.

Darbo tikslas – ištirti paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) medynų metinio radialiojo prieaugio pokyčius vietinės šarminančios, rūgštinančios ir eutrofizuojančios taršos poveikio zonose bei radialiojo prieaugio atsikūrimo dėsninumus sumažėjus taršos poveikiui.

Tyrimo uždaviniai:

- išanalizuoti klimato veiksnių įtaką sąlyginai švarioje aplinkoje augančių pušų metinio radialiojo prieaugio formavimuisi;
- ištirti skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių pušų metinio radialiojo prieaugio pokyčius priklausomai nuo taršos intensyvumo;
- ištirti kompleksinį klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikį pušų augimui;
- įvertinti antropogeninius prieaugio pokyčius vietinės taršos sąlygomis;
- išanalizuoti pušų atsikūrimo procesus sumažėjus gamyklos teršalų emisijai.

Darbo mokslinis naujumas. Pirmą kartą Lietuvoje atlikti išsamūs dendrochronologiniai klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikio paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metiniam radialiajam prieaugiui tyrimai „Akmenės cemento“ poveikio zonoje; analizuotas cemento dulkių poveikis paprastosios pušies metiniam radialiajam prieaugiui; įvertinti antropogeniniai radialiojo prieaugio pokyčiai „Akmenės cemento“ ir „Achemos“ vietinės taršos sąlygomis bei sumažėjus aplinkos taršai; atlikta detali pušų metinio radialiojo prieaugio atsikūrimo dėl pramonės taršos sumažėjimo analizė; ištirta, kaip pramonės tarša iškreipia metinio radialiojo prieaugio ryšius su klimato veiksniais.

Tyrimų rezultatai teikia naujų žinių ekologijai, aplinkotyrai ir aplinkos bioindikacijai, gali būti naudojami poveikio aplinkai vertinimui ir ekologijos, miškotyros bei aplinkotyros studijoms.

Darbo aprobacija. Disertacijos tema paskelbti 3 moksliniai straipsniai recenzuojamuose leidiniuose ir 5 respublikinių bei tarptautinių konferencijų medžiagoje. Darbas pristatytas 3 respublikinėse ir 2 tarptautinėse konferencijose.

Disertacijos apimtis. Disertaciją sudaro įvadas, literatūros analizė, darbo metodika, tyrimų rezultatų skyriai, išvados, literatūros sąrašas ir disertacijos tema skelbtų mokslinių publikacijų sąrašas. Darbo rezultatai išdėstyti 3 skyriuose. Literatūros sąrašas 311 šaltinių. Disertacijos apimtis 107 puslapiai, tekstą iliustruoja 8 lentelės ir 37 paveikslai.

1. LITERATŪROS ANALIZĖ

Medžių augimą ir jų būklę sąlygoja įvairūs vidiniai (amžius, genetinės savybės, kt.) ir išoriniai (meteorologinės ir klimato sąlygos, dirvožemio derlingumas ir drėgmė, kenkėjai ir kt.) veiksniai. Šių veiksnių visuma vienu atveju gali būti palanki medžio augimo ir jo fiziologinio funkcionavimo procesams, o kitu – gali turėti priešingą poveikį.

Paskutiniaisiais dešimtmečiais viena didžiausių mūsų planetos ekologinių problemų yra antropogeninė tarša, į kurią dažnai atsižvelgiama ir dendrochronologiniuose tyrimuose (Cook, 1987; Eckstein, 1989; Jones, 1989; Innes, Cook, 1989; Juknys, 1994, 1997; Lovelius, 1997; Kairiūkštis, 1999; Juknys et al., 2002, 2003). Antropogeninė tarša ir aplinkos rūgštėjimas laikoma pagrindine regioninio masto Europos ir Šiaurės Amerikos miškų būklės blogėjimo, jų degradacijos ir žūties priežastimi (Nihlgard, 1985; Aber et al., 1989, 1998; Schulze, 1989; Likens et al., 1996; Augustaitis, 2005 ir kt.).

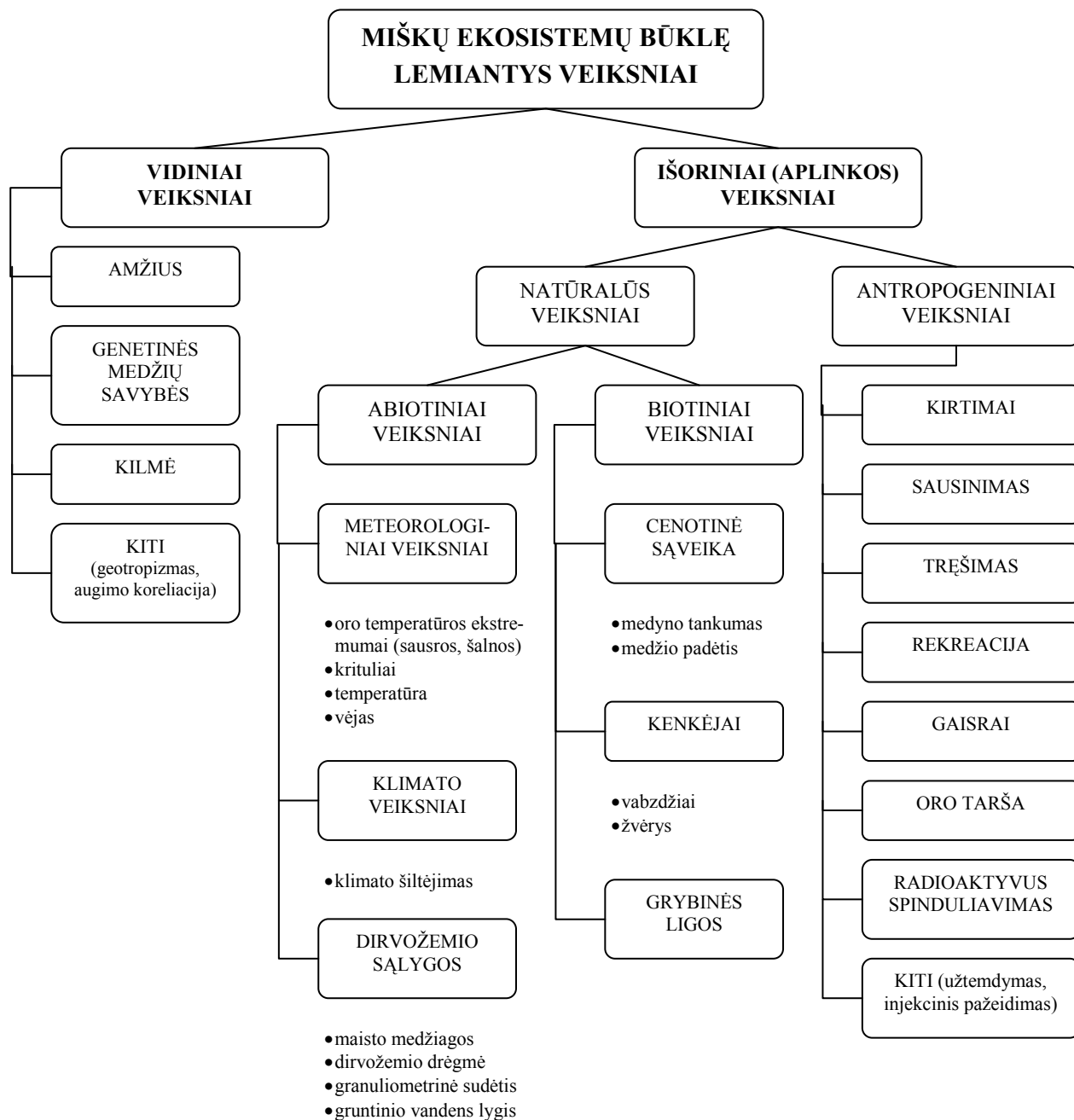
1.1. MEDŽIŲ AUGIMĄ LEMIANTYS VEIKSNIAI

Miško ekosistemos būklę sąlygojantys įvairūs vidiniai ir išoriniai veiksniai (1.1 pav.) gali turėti tiek teigiamą, tiek ir neigiamą poveikį. Medžiai yra svarbiausi šios ekosistemos elementai, todėl jų būklei ir augimui šių veiksnių poveikis turi lemiamos reikšmės. Vidiniai veiksniai, esant palankioms aplinkos sąlygoms, lemia tam tikrai rūšiai būdingą augalo dydį ir formą. Tokiems veiksniams priskiriamos biologinės bei genetinės medžio savybės, medžio amžius ir kilmė. Šie skirtingi veiksniai veikia medžio augimą ir būklę ne kiekvienas atskirai, o tarpusavyje glaudžiai susiję ir vienas nuo kito priklausydami (Ozolinčius, 1998).

Išoriniai veiksniai yra visa medį supanti aplinka. Šie veiksniai dažnai skirstomi į natūraliuosius ir antropogeninius. Natūraliesiems veiksniams priskiriami tie, kurie sąlygiškai nepriklauso nuo žmogaus veiklos. Savo ruožtu natūraliuosius veiksnius galima suskirstyti į dvi grupes: biotinius ir abiotinius veiksnius. Biotiniai veiksniai apima medžių konkurenciją su kitais sumedėjusiais ar žoliniais augalais, medžių sąveiką su mikroorganizmais, ligų ir kenkėjų bei žvėrių poveikį medžiams. Abiotiniai veiksniai apibrėžiami kaip neorganinės aplinkos visuma, veikianti organizmus. R. Ozolinčius (1998) išskiria dvi abiotinių veiksnių grupes, labiausiai lemiančias medžių augimą: dirvožemio sąlygas bei meteorologinius ir klimato veiksnius.

Medžių augimui ir vystymuisi didelę reikšmę turi dirvožemio fizinės ir cheminės savybės. Fizinės dirvožemio savybės priklauso nuo dirvodarinių uolienu mineralinės ir granuliometrinės sudėties, skeletingumo, humusingumo, pedofaunos gausumo, drėgmės režimo ir dirvožemių suplūkimo, gruntinio vandens lygio. Keičiantis dirvožemio granuliometrinei sudėčiai, kinta ne tik jų poringumas, bet didėja ir maisto medžiagų atsargos (Vaičys, 1998). Labai reikšminga

dirvožemio savybė yra gruntinio vandens lygis. Jis lemia ne tik medžių šaknų pasiskirstymą įvairiuose dirvožemio gyliuose, bet ir medynų produktyvumą (Ruseckas, 2002).



1.1 pav. Miško ekosistemos būklę lemiantys veiksniai (Ozolinčius, 1998)

Fig. 1.1. Factors influencing condition of forest ecosystem (Ozolinčius, 1998)

Maisto medžiagų koncentracija dirvožemyje, organinių medžiagų kiekis ir kokybinė dirvožemio sudėtis, jo terpės pH, deguonies koncentracija dirvos porose, drėgmės kiekis – labiausiai medžių būklę lemiančios cheminės dirvožemio savybės (Barnes et al., 1998).

Maisto medžiagos yra svarbios augalų fotosintzei, kvėpavimui, medžiagų ir energijos apykaitai, augimui ir vystymuisi. Reikiamų mikro- ir makroelementų kiekis, sudėtis bei vaidmuo priklauso nuo augavietės tipo, medžio rūšies ir amžiaus. Maisto medžiagų įsisavinimą labiausiai

sąlygoja dirvos rūgštingumas (Marschner, 1995). Esant normalioms įsisavinimo sąlygoms, medžiuose visuomet esti atitinkamas įvairių elementų kiekis, kuris lemia optimalų medžių augimą. Tačiau tiek maisto medžiagų trūkumas, tiek jų perteklius dažniausiai veikia neigiamai (Larcher, 1995).

Daugeliu tyrimų įrodyta, kad dėl žmogaus veiklos per paskutinįjį šimtmetį vyksta miško dirvožemio rūgštėjimas, kitų cheminių dirvožemio savybių pokyčiai (Vaičys, 1991; Rampazzo, Blum, 1992; Driscoll et al., 2001). Dirvožemio rūgštingumo pokyčius daugiausia sąlygojo didelės rūgštinančių ir eutrofizuojančių medžiagų (sieros ir azoto junginių) iškritos XX a. antrojoje pusėje (Falkengren-Grerup, 1987; Tamm, 1989; Nygaard, Abrahamsen, 1991; Ulrich, 1991). Didėjant dirvožemio terpės rūgštingumui, didėja maistingųjų medžiagų nuostoliai dėl jų išplovimo (Schulze, 1989; Wellburn, 1994; Likens et al., 1996; Erisman, de Vries, 2000). Šį procesą spartina ir miškų kirtimai. Ypač ženkliai maistingųjų medžiagų kiekis dirvožemyje sumažėja po plynųjų kirtimų ir retinimų (Olsson, 1999).

Mokslininkai, nagrinėdami ryšius tarp medynų našumo ir kai kurių cheminių elementų kiekio dirvožemyje, teigia, kad maisto medžiagų atsargos dirvožemyje iki tam tikros ribos sąlygoja medynų našumą – kuo derlingesnis dirvožemis, tuo mažesnę įtaką medynų našumui turi didėjantis maisto medžiagų kiekis. Nustatyta, kad Lietuvos pušynuose glaudžiausias ryšys egzistuoja tarp medynų našumo ir azoto bei kalio junginių kiekio dirvožemyje (Vaičys, 1998).

Meteorologiniai ir klimato veiksniai, ypač vandens trūkumas (sausros) ir vėlyvosios pavasario bei ankstyvosios rudens šalnos, neigiamai veikia medžių augimą, jų būklę ir gyvybingumą (Innes, 1993). Aukšta temperatūra gali kenkti medžiui tiesiogiai kaitindama jį bei netiesiogiai, sukeldama vandens deficitą. Kylant oro temperatūrai, didėja transpiracijos intensyvumas, todėl medis patiria drėgmės stygių (Larcher, 1995). Vandens trūkumas ne tik lėtina medžių augimą, bet lemia ir morfologinių požymių pokyčius: mažėja spyglių dydis, gelsta lapija, atsiranda nekrozės bei lajos defoliacijos požymiai (Raison et al., 1992; Innes, 1993; Sutinen et al., 2000).

Labai svarbus medžių augimui aplinkos veiksnys yra drėgmės kiekis. Skirtingoms medžių rūšims vandens poreikis yra skirtingas; svarbu, kad aplinkoje esantis vandens kiekis būtų rūšiai reikiamo optimumo ribose. Dideli nukrypimai nuo optimumo sąlygoja medžio homeostazės praradimą bei vandens deficito streso formavimąsi, kuomet sulėtėja medžių prieaugis, mažėja lapuose (spygliuose) esančio vandens kiekis, lėtėja fotosintezės intensyvumas (Larcher, 1995).

Antropogeniniai veiksniai gali būti skirstomi į su tiesiogine žmogaus ūkine veikla (miško kirtimai, sausinimas, tręšimas) susijusius ir netiesiogiai veikiančius medžių augimą ir būklę. Netiesioginiai veiksniai atsiranda dėl pramonės, transporto, energetikos vystymo, rekreacijos, stichinių avarijų gamyboje ir pan. Tiesioginis poveikis dažnai sukelia antrinį, netiesioginį poveikį.

Pavyzdžiui, oro tarša gali būti traktuojama kaip tiesioginis poveikis, jeigu jos poveikio pasekmės bus iš anksto numatytos ir žinomos (Ozolinčius, 1998).

Nusausinimo poveikis medžiams yra nevienodas. Paprastai drėgnose ir pelkinėse augavietėse po nusausinimo medžių augimas pagerėja, tačiau medynų prieaugis mineraliniuose dirvožemiuose, esančiuose greta nusausintų pelkių, dažniausiai sumažėja (Бойко, Смоляк, 1971). T. Kapustinskaitė ir J. Ruseckas (1979) teigia, kad medžio prieaugio reakcija į nusausinimą priklauso ne tik nuo augavietės drėgnumo, medyno amžiaus, bet ir nuo klimato veiksnių. Nusausinus pušynus ir eglynus sausringų laikotarpių pradžioje, gaunamas didesnis papildomas medžių metinis radialusis prieaugis nei nusausinimą atlikus lietingu laikotarpiu. Gautasis papildomas metinis radialusis prieaugis atvirkščiai proporcingas medžių amžiui nusausinimo metu: kuo jaunesni medynai nusausinami, tuo papildomas prieaugis didesnis (Stravinskienė, 2002).

Daugelis autorių, nagrinėjančių tręšimo įtaką medžio augimui, pažymi, kad trąšos stimuliuojančiai veikia medžio asimiliacinės sistemos vystymąsi: padidėja ne tik bendra spyglių masė, bet ir jų ilgis (Морозов, Шиманский, 1981; Вярбила, 1983). Palankaus klimato metais miškų tręšimas gali padidinti medžių metinį radialųjį prieaugį, o nepalankiais augimui metais – sušvelninti jo kritimą. Durpiniuose pelkiniuose dirvožemiuose vietinės pramonės taršos poveikio zonoje dėl tręšimo pušų metinis radialusis prieaugis padidėjo 15-45 % (Stravinskienė, 2002).

Yra daugiau nei 180 hipotezių, siūlančių vienaip ar kitaip paaiškinti miškų būklės blogėjimą (Vaičys, 1991). Visas hipotezes, kurios traktuoja teršalus kaip vieną iš medžių būklės blogėjimo priežasčių, galima suskirstyti į keletą stambių grupių (Shutt, Cowling, 1985; Hain, 1987; Schulze, 1989; Ozolinčius, 1998).

„Rūgščiojo lietaus“ hipotezė. SO_2 ir NO_x emisijos atmosferoje virsta sieros ir azoto rūgštimis ir iškrenta kaip rūgštieji lietūs, kurie lemia dirvožemio rūgštėjimą (Nygaard, Abrahamsen, 1991; Ulrich, 1991; Bytnerowicz, Fenn, 1996), dirvožemio buferinių savybių silpnėjimą ir svarbių mineralinių medžiagų bei jonų išplovimą iš dirvožemio (Wellburn, 1994; Likens et al., 1996), Al^{3+} jonų padidėjimą ir jų toksišką poveikį medžių šaknims (Wellburn, 1994; Cronan, Grigal, 1995; Edwards et al., 1995; Erisman, de Vries, 2000), dirvožemio mikroorganizmų aktyvumo mažėjimą (Persson et al., 1989), padidėjusį jautrumą šaltiui (Sheppard, 1994) ar sausroms (Ulrich, 1991; Dueck et al., 1998), medžių lajų defoliaciją (Thomsen, Nellemann, 1994) ir kt. Ilgalaikių medynų augimo ir aplinkos pokyčių tyrimo duomenų analizė (Augustaitis, 2003) parodė, kad Lietuvos sąlygomis didesnę neigiamą poveikį medynų būklei daro didelė rūgščiųjų junginių (SO_2 , NO_x) koncentracija ore, o ne jų kiekis iškritose.

Su aplinką rūgštinančių SO_2 ir NO_x emisija siejama viena didžiausių šiuolaikinių ekologinių problemų – aplinkos rūgštėjimas. Šis procesas laikomas regioninio masto Europos ir Šiaurės

Amerikos miškų būklės blogėjimo bei žūties priežastimi (Nihlgard, 1985; Aber, 1992; Aber et al., 1989, 1998; Schulze, 1989; Likens et al., 1996; Juknys et al., 2003; Augustaitis, 2003). Nors paskutiniaisiais dešimtmečiais įgyvendinant JT konvencijos dėl tolimųjų užteršto oro masių pernašų nuostatas ir dėl transformacinio Rytų Europos ekonomikos nuosmukio aplinkos teršimas gerokai sumažėjo, tačiau aplinkos rūgštėjimas vis dar lieka itin aktualia problema.

I atmosferą išmesti teršalai gali nusėsti netoliese taršos šaltinio ir kartu su oro masėmis gali būti pernešami šimtus ar tūkstančius kilometrų. Tolimosios pernašos laikomos viena iš pagrindinių aplinkos rūgštėjimo priežasčių. Oro masės, judėdamos tam tikra teritorija ir praeidamos virš įvairių taršos šaltinių, kaupia teršalus, kurie vėliau transformuojasi ir pasišalina. Kaip teigia D. Jasinevičienė (2000), dauguma su rūgščiomis iškritomis siejamų teršalų nusėda nuo kelių šimtų iki kelių tūkstančių kilometrų pavėjui nuo teršalų šaltinio.

Pernašos iš kitų šalių lemia ir priemaišų koncentraciją krituliuose Lietuvoje (Šopauskienė et al., 1994; Šopauskienė, Jasinevičienė, 2006). Tolimų užteršto oro pernašų požįriu Lietuvos geografinė padėtis itin nepalanki, nes vyraujantys pietvakarių vėjai pučia nuo labiausiai užterštų Vakarų ir Vidurio Europos regionų. Nustatyta (Šopauskienė, Jasinevičienė, 2006), kad užteršto oro pernašos lemia apie 80 % aplinką rūgštinančių junginių iškritų. Pernašos iš centrinės ir pietų Europos, ypač iš vadinamojo „juodojo trikampio“ – Vokietijos, Lenkijos ir Čekijos, sąlygoja 68 % rūgščių sieros ir azoto iškritų Lietuvoje.

1980-2000 m. Europoje žymiai sumažėjęs aplinkos teršimas sieros ir azoto junginiais lėmė ryškų šių junginių koncentracijos krituliuose ir jų iškritų mažėjimą (Avila, 1996; Brueggemann, Rolle, 1998; Berge et al., 1999; Šopauskienė et al., 2001; Lövblad et al., 2004; Treier et al., 2004; Vuorenmaa, 2004; Šopauskienė, Jasinevičienė, 1997, 2006). Ilgalaikių stebėjimų įvairiose Europos šalyse duomenys rodo, kad sulfatų iškritų mažėjimas beveik prilygsta sieros emisijos sumažėjimui, tačiau azoto (oksiduoto ir redukuoto) iškritos mažėja daug lėčiau nei jo emisija (Lövblad et al., 2004). Ryšys tarp azoto iškritų ir azoto junginių emisijos yra kiek silpnesnis nei sieros atveju (Charron et al., 2000; Kelly et al., 2002).

Ozono hipotezė grindžiama eksperimentais patvirtintu neigiamu didelės ozono koncentracijos poveikiu lapijai – ant lapų ir spyglių atsiranda chloroziniai taškeliai ar punktyrinės dėmės (Skarby, 1994; Wellburn, 1994), sukeliamas oksidacinis stresas (Heath, Taylor, 1997), neigiamai veikiamas vandens balansas (Skarby, 1994), slopinamas fotosintezės intensyvumas (Takemoto et al., 2001), lėtėja augimas (Peterson et al., 1987; Pye, 1988; Temple, Miller, 1994), mažėja šaknų ir antžeminės dalies biomasė (Vaičys, 1989; Skarby, 1994), padidėja jautrumas nepalankių aplinkos veiksnių poveikiui (Skarby, 1994; Wellburn, 1994; Dueck et al., 1998).

Magnio hipotezė. Bazinių katijonų mažėjimas rūgščiųjų iškritų poveikyje gali sukelti magnio trūkumą augale (Fink, 1991; Puech, Mehne-Jakobs, 1997) bei dirvožemyje (Oren,

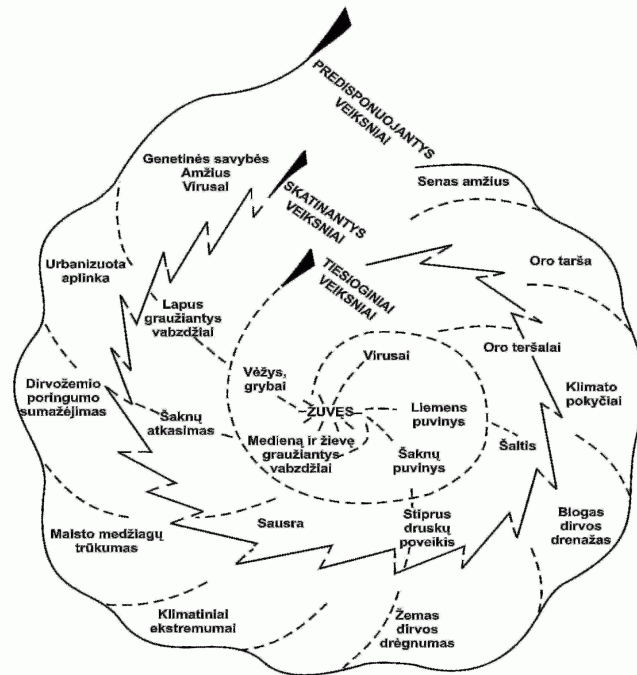
Schulze, 1989; Slovik, 1996), ko pasekoje gali būti paveiktas anglies metabolizmas (Mehne-Jakobs, 1995), sumažėti šaknų augimas (Slovik, 1996), padidėti jautrumas sausroms (Nilsson, Wiklund, 1995). Medžio kutikula ir ląstelių membranos „nebelaiko“ magnio, o tai gali sukelti plačiai Europoje paplitusį spyglių geltimo reiškinių (Cape et al., 1990; Huettl et al., 1990; Fink, 1991; Ke, Skelly, 1994; Ende, Evers, 1997).

Azoto pertekliaus hipotezė. Padidėjus oro taršai azoto junginiais, paspartėja medžių augimas (Kauppi et al., 1992; Erisman, de Vries, 2000), todėl padidėja pagrindinių maisto medžiagų poreikis, sukeliantis cheminių elementų disbalansą bei trūkumą, neigiamai veikiama mikorizė (Houdijk, Roelofs, 1993; Heinsdorf, 1993), išsibalansuoja atskirų medžio dalių augimas (Van der Eerden, Perez-Soba, 1992), nitrifikacijos, denitrifikacijos ir azoto fiksavimo sistema (Fangmeier et al., 1994, Erisman, de Vries, 2000), todėl padidėja augalo jautrumas įvairiems aplinkos veiksniams bei ligoms (Van Dijk et al., 1992; Van der Eerden, Perez-Soba, 1992; Wellburn, 1994).

Sutrikusio augimo reguliatorių balanso hipotezė. Teršiančių medžiagų poveikyje sutrinka medžio augimą reguliuojančių cheminių medžiagų balansas, todėl sulėtėja fiziologiniai ir biocheminiai procesai: sutrinka ląstelių dalijimosi bei transpiracijos procesai, cheminių medžiagų transportas iš šaknų į kamieną ir atvirkščiai, susidaro vandens deficitas, pagreitinėja senėjimo procesai ir kt. (Malhotra, Khan, 1984; Wellburn, 1994). Dėl šių pokyčių sulėtėja medžio augimas bei padidėja medžio jautrumas įvairiems stresiniams veiksniams (Mehlhorn, Wellburn, 1997).

Klimato pokyčių hipotezė. Dažni oro temperatūros ekstremumai ir sausros siejami su klimato šiltejimu. Dėl iškasamo kuro (anglies, naftos, dujų ir kt.) deginimo atmosferoje didėja CO₂ kiekis, kuris veikia kaip šiltnamio stiklas: sugeria nuo Žemės paviršiaus išspinduliuojamus infraraudonuosius spindulius ir didina atmosferos temperatūrą. Prognozuojama, kad net ir sumažinus „šiltnamio“ dujų emisiją, temperatūra XXI šimtmetyje kils vidutiniškai 0,2-0,3 °C kas dešimtmetį ir apie 2030 m. gali būti 1°C aukštesnė nei XX a. pabaigoje (Bukantis ir kt., 2001; Brohan et al., 2006). Įvairiuose regionuose nustatyta fenologijos (augalų ir gyvūnų sezoninio aktyvumo laiko) kitimo tendencija, sutampanti su dabartine klimato kaitos tendencija (Walther et al., 2002). Įprasti pavasario reiškiniai (augalų pumpurų sprogimas ir žydėjimas, migruojančių paukščių sugrįžimas ir kt.) ankstėja 5,1 dienomis per dešimtmetį (Parmesan, Yohe, 2003; Root et al., 2003). Nors pakilusi temperatūra tiesiogiai turėtų padidinti augalų ekosistemos produktyvumą, tačiau neigiamos klimato kaitos pasekmės gali turėti stipresnį poveikį. Evoliucionuodamos atskiros medžių rūšys yra prisitaikiusios prie tam tikrų aplinkos sąlygų; tų sąlygų pasikeitimas gali lemti jų išnykimą, kuomet jų vietą užimtų sausrui tolerantiškesnės rūšys (Wellburn, 1994).

Bendroji streso hipotezė. Ilgalaikis oro teršalų poveikis sutrikdo augalo energetinę būseną, padidėja medžio jautrumas įvairiems biotiniams ir abiotiniams veiksniams. Medžio augimą ir būklę lemiančius veiksniai galima pateikti grafiniu modeliu, žinomu kaip „Maniono spiralė“ (1.2 pav.). Šį modelį pasiūlė P. Manion ir D. Lachance (Manion, 1991; Manion, Lachance, 1992), remdamiesi W. Sinclair (1967) stresinių veiksnių grupavimu į 3 stambias grupes.



1.2 pav. Medžio žuvimą sukeliančių ligų spiralė (Manion, Lachance, 1992)

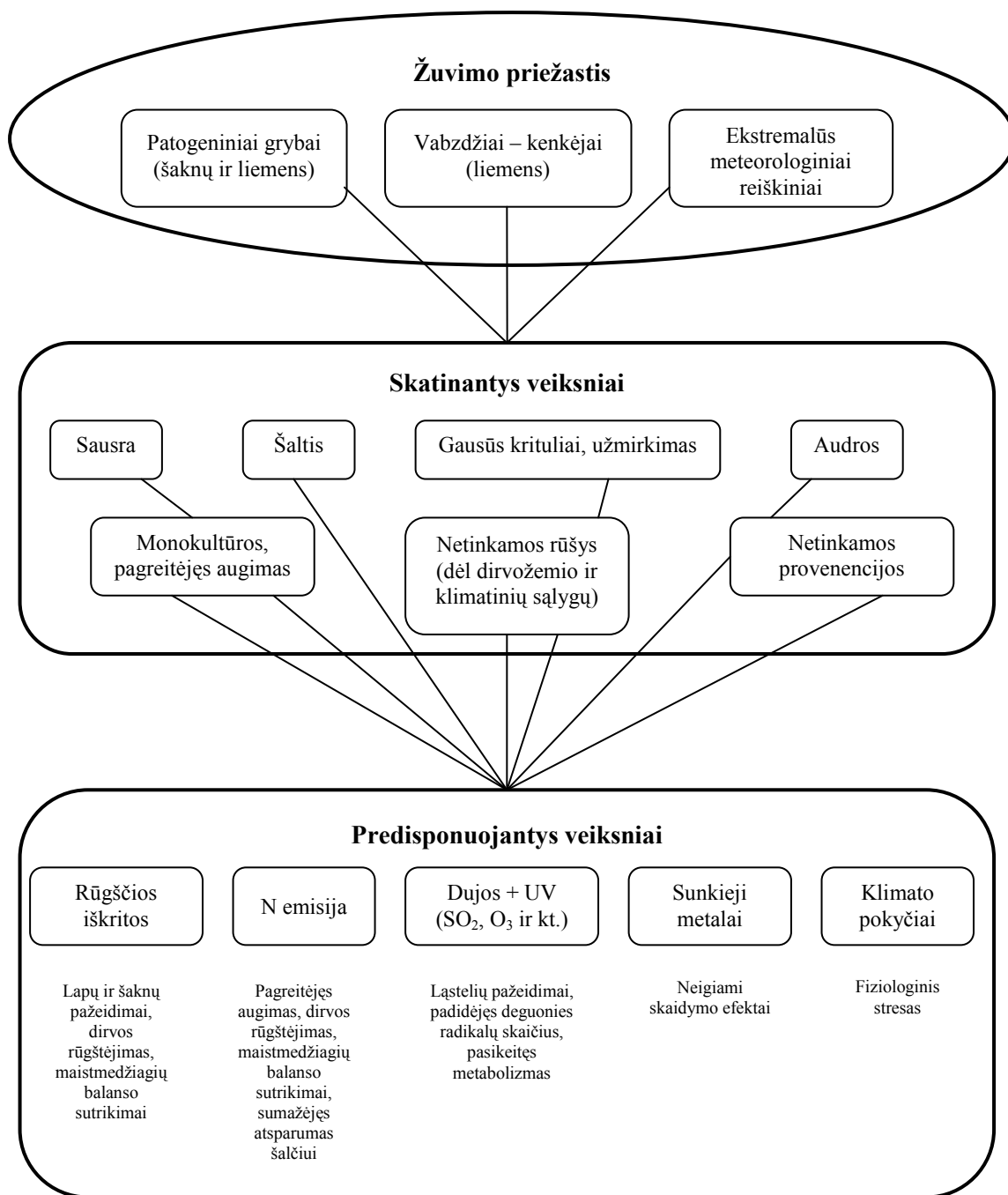
Fig. 1.2. Tree decline disease spiral (Manion, Lachance, 1992)

Pirmajai grupei priskirti predisponuojantys veiksniai – genetinės medžio savybės (Kozłowski et al., 1991), jų amžius, maisto medžiagų trūkumas dirvožemyje (Sinclair, 1967), žemas dirvos drėgnumas ir poringumo sumažėjimas (Kozłowski et al., 1991; Elliott, Swank, 1994), klimatiniai ekstremumai (Auclair et al., 1992; Villalba, Veblen, 1998), oro tarša (Sutherland, Martin, 1990) ir kt.

Schemoje pateikti veiksniai sudaro atitinkamą terpę vystytis kitai veiksnių grupei (antroji spiralės dalis) – skatinantiems veiksniams, kuriems priskirtini lapus graužiantys vabzdžiai (Veblen et al., 1991; Swetnam, Lynch, 1993), sausros (Condit et al., 1995; Orwig, Abrams, 1997; Ogle et al., 2000), stiprus druskų poveikis, šaltis (Innes, 1998), didelė trumpalaikė oro teršalų emisija (Kozłowski et al., 1991).

Galiausiai nusilpusį medį puola medieną ir žievę graužiantys vabzdžiai (Mattson, Haack, 1987; LeBlanc, 1998), liemens ir šaknų puviniai (Cherubini et al., 2002), sukeliantys medžio žūtį. Visi šie veiksniai yra tarpusavyje susiję.

B. Nihlgard (1997), remdamasis medžio žuvimą sukeliančių veiksnių modeliu (1.2 pav.), pateikė ryšių tarp stresinių veiksnių ir medžio žuvimo schemą (1.3 pav.).



1.3 pav. Ryšio tarp stresinių veiksnių ir medžio žuvimo schema (Nihlgard, 1997)

Fig. 1.3. Scheme of relations between stress factors and tree decline (Nihlgard, 1997)

Kaip matyti paveiksle, predisponuojantys veiksniai (rūgščios iškritos, tiesioginis dujinių teršalų poveikis, sunkieji metalai, klimato pokyčiai) blogina medžių fiziologinę būklę ir mažina jų gyvybingumą. Medžiai tampa jautresni kitiems neigiamiems veiksniams – sausras, šalčiui, audroms, dirvos užmirkimui. Galiausiai pradeda veikti medžių žuvimą sukeliančios priežastys – ekstremalios klimato sąlygos, šaknų ir stiebo kenkėjai bei patogeninių grybų invazijos (Nihlgard, 1997).

Kuris nors vienas veiksnys negali būti miškų būklės blogėjimo priežastimi, todėl jų būklė priklauso nuo visų veiksnių kompleksinio poveikio. Santykinis įvairių veiksnių poveikis kinta priklausomai nuo rūšies, erdvės ir laiko (Michaelis, 1997). Kartais tas pats veiksnys gali atlikti kelių veiksnių grupių funkcijas. Pavyzdžiui, oro tarša gali būti ir predisponuojančiu, ir medžio žuvimą skatinančiu veiksniu.

1.2. KLIMATO VEIKSNIŲ POVEIKIS SPYGLIUOČIŲ METINIAM RADIALIAJAM PRIEAUGIUI

Medžių metinės rievės augimo procese kaupia informaciją apie aplinkoje vykstančius reiškinius, tapdamos gamtiniais monitoriais (Eckstein, 1989; Schweingruber, 1996; Stravinskienė, 2001, 2002). Medžių metinių rievių dinamika suteikia unikalią informaciją apie ekologines, klimatinės vietovės sąlygas ir miško augimą charakterizuojančius rodiklius – ankstyvosios ir vėlyvosios metinės rievės dalių ilgametę kaitą, medienos tankio fluktuacijas (Lovelius, 1997). Medžių metinių rievių teikiamos informacijos panaudojimas leidžia objektyviai įvertinti aplinkos būklės pokyčius, didėjant oro užterštumui ne tik transporto, bet ir pramonės įmonių išmetamais teršalais. Medžių metinis radialusis priaugis yra dinamiškas, greitai reaguojantis į aplinkos pokyčius indikacinis rodiklis, todėl yra labai svarbus aplinkos būklės vertinimui.

Dendrochronologiniais ir dendroindikaciniais tyrimais nustatyta, kad medžių metinių rievių plotis ir struktūra didžia dalimi priklauso nuo klimato bei antropogeninių aplinkos veiksnių (Битвинскас, 1974, 1984; Frits, 1987; Eckstein, 1989; Schweingruber, 1996; Stravinskienė, 2002). Medžių metinio radialiojo priaugio dinamikos ypatumus sąlygoja biologinės medžių rūšių savybės, ekologinės augavietės sąlygos ir klimato veiksnių kaita laiko bėgyje, kuri yra dominuojanti (Bitvinskis, 1997). Nepalankiose augimo sąlygose toliausiai nuo klimatinio optimumo ribos augantys medžiai stipriausiai reaguoja į foninio klimato pokyčius. Foninio klimato pagerėjimas iškart pasireiškia žymiu rievių pločio didėjimu. Tuo tarpu palankiose augimo sąlygose arčiau savo arealo optimumo augantys medžiai su amžiumi nuosaikiai didina rievių plotį, vėliau jį mažina, silpnai reaguodami į foninio klimato svyravimus (Fritts et al., 1991; Kaenel, Schweingruber, 1996; Lovelius, 1997). Ši medžių savybė padeda dendrochronologinei praeities klimato rekonstrukcijai ir įgalina patikimai atstatyti praeityje vykusius klimato pokyčius (Eronen, Zetterberg, 1996; Kalela-Brundin, 1999). Optimaliose sąlygose klimato veiksnių koreliacija su medžių metiniu radialiuoju priaugiu yra nežymi; kuo augimo sąlygos blogesnės, tuo jų poveikis medžių metinio radialiojo priaugio formavimuisi didesnis (Lämsälä, 1994). Ši medžių savybė padeda dendrochronologinei praeities klimato rekonstrukcijai, įgalina patikimai atstatyti praeityje vykusius aplinkos pokyčius. Kritulių poveikis medžių augimui yra lemiamas geografinėse

platumose su aukšta vidutine oro temperatūra, o šaltomis šiaurinių platumų klimato sąlygomis dominuoja vegetacijos laikotarpio temperatūros įtaka (Шиятов, Мазепа, 1987).

Labiausiai ištirtas oro temperatūros ir kritulių kiekio poveikis spygliuočių augimui. Nustatyta, kad drėgnose vietose augančių medžių rėvių tankį lemia vasaros mėnesių temperatūra, o pavasario temperatūra tam poveikio neturi (Schweingruber, 1996). Sausose vietose augančių medžių rėvių plotis labiau priklauso nuo kritulių kiekio (Rigling et al., 2001). Kai kurie tyrimai (Rigling et al., 2001; Scheffer, Schachtschabel, 1992) parodė, kad smėlio dirvožemiuose augantys medžiai kritulių poveikiui nėra jautrūs. Tai aiškinama tuo, kad smėlio dirvožemiuose medžiai nuolat stokoja drėgmės. Todėl didesnę reikšmę turi ne kritulių kiekis, o jų dažnumas. Sausose augavietėse Šveicarijoje tarp paprastosios pušies radialiojo prieaugio ir kritulių kiekio nustatyti teigiami koreliaciniai ryšiai, o su oro temperatūra – neigiami. Teigiamą įtaką turi balandžio, gegužės, spalio bei praėjusios žiemos (gruodžio ir sausio mėnesių) krituliai, o neigiamas koreliacinis ryšys nustatytas su birželio, rugpjūčio ir spalio mėnesių oro temperatūra (Rigling et al., 2001).

Paskutiniaisiais dešimtmečiais vis labiau pasireiškia žmogaus veiklos įtaka klimato pokyčiams, ypač oro temperatūros augimui (Chapman, Walsh, 1993; Groisman et al., 1994; Houghton et al., 1996; Sneyers, 1998). Įrodyta, kad klimatas keičiasi vietiniu ir globaliu lygiu (Miller, 2003; Meyneke, 2004). Prognozuojama, kad spartus klimato šiltėjimas per ateinantį šimtmetį žymiai pakeis miškų ekosistemas (Iverson, Prasad, 1998; Bachelet et al., 2001; IPCC, 2001). Miškų išteklių vystymosi prognozės negali būti kuriamos neišstudijavus medžių reakcijos į klimato kaitą (Da Motta, 2004; Lopatin, 2007). JAV atlikti radialiojo prieaugio tyrimai (Pederson et al., 2004) rodo, kad skirtingos medžių rūšys į temperatūros pokyčius reaguoja individualiai, todėl norint įvertinti klimato šiltėjimo poveikį miškams, reikia tirti daugelį medžių rūšių. Tyrimais nustatyta (Cook, Cole, 1991; Cook et al., 1998; Hofgaard et al., 1999; Peterson, Peterson, 2001), kad medžių reakcija į temperatūrą priklauso ir nuo geografinės padėties. Pavyzdžiui, Šiaurės platumų pušynų augimą labiausiai lemia vasaros mėnesių (ypač birželio) temperatūra, tačiau augimui įtakos turi ir viso aktyvios vegetacijos laikotarpio temperatūra (Nojd, Hari, 2001). Geografiniai temperatūros įtakos skirtingų medžių rūšių prieaugiui skirtumai turi reikšmės prognozuojant klimato pokyčių įtaką miškų ekosistemoms (Pederson et al., 2004).

Manoma, kad visuotiniai ir regioniniai klimato pokyčiai skatina miškų augimą (Menzel, Fabian, 1999; Spiecker, 1999, 2000, 2002; Mäkinen et al., 2003; Lopatin et al., 2007). Šiaurės vakarų Rusijoje per paskutiniuosius 20 metų fiksuotas temperatūros didėjimas, o kritulių kiekis pradėjo didėti prieš 40 metų. Tai atsispindi ir paprastosios pušies radialiojo prieaugio tyrimuose. Nustatyta, kad klimato pokyčiai skatina miškų produktyvumo didėjimą, tačiau tiesioginis poveikis,

aprašomas atsako funkcijos analize, paaiškina tik dalį prieaugio svyravimų: temperatūra – nuo 26-48 %, o krituliai – 26-44 % (Lopatin et al., 2007).

Įvairiose Šiaurės Europos vietovėse atliktų tyrimų duomenimis didžiausią poveikį spygliuočių medžių metiniam radialiajam prieaugiui turi vasaros mėnesių temperatūra – žema vasaros sezono temperatūra riboja prieaugio didėjimą (Lindholm, 1996; Kalela-Brundin, 1999; Kirchhefer, 2001; Lindholm, Eronen, 2000; Mäkinen et al., 2000; Miina, 2000; Helama et al., 2002; Linderholm et al., 2003). Tolstant į pietus šis ryšys silpnėja ir pietinėje Suomijoje tampa mažai reikšmingas. Šiose vietose spygliuočių medžių augimą labiausiai lemia krituliai (Kahle, 1994; Kahle, Spiecker, 1996).

Kritulių kiekis – labiausiai kintantis klimato elementas. Metinis kritulių kiekis gali būti didesnis arba mažesnis nei vidutinis daugiametis net iki dviejų kartų. Reikšminga kritulių kiekio įtaka medžių augimui pasireiškia sausose ir perteklinio drėgnumo, pelkinėse augavietėse, nes dirvožemio tipas augavietėje yra labai svarbus veiksnys, galintis nulemti medžių augimo reakciją į klimato pokyčius. Centrinėje Skandinavijoje tiriant sausuose mineraliniuose ir pelkiniuose durpiniuose dirvožemiuose augančių pušynų atsaką į klimato pokyčius, nustatyta, kad aktyvios vegetacijos laikotarpio kritulių kiekio įtaka pušų augimui abiejose augavietėse buvo silpnesnė nei temperatūros (Linderholm, 2001). Tai rodo, kad kritulių kiekis augimo sezono metu buvo pakankamas. Pelkiniame dirvožemyje nustatytas teigiamas ir reikšmingas augimo atsakas į vėlyvos žiemos ir ankstyvo pavasario kritulių kiekį, kuris sniego pavidalu izoliuoja šaknų sistemą nuo šalčio, sumažindamas dirvožemio išalimo gylį. Pelkiniuose dirvožemiuose medžių augimas priklauso nuo gruntinio vandens lygio svyravimų, kuriuos reguliuoja krituliai ir temperatūra (Mannerkoski, 1991). Sausoje augavietėje tirpstantis sniegas suteikia papildomo vandens augimo sezono pradžiai, o tai gali palengvinti augimo sąlygas sausomis vasaromis.

Kritulių poveikis spygliuočių radialiajam prieaugiui nustatytas ir pietinėje bei centrinėje Suomijoje (Henttonen, 1990; Mielikäinen et al., 1996). Nustatyta, kad mažas kritulių kiekis gali stipriai pakenkti medžių gyvybinėms funkcijoms ir net sąlygoti medžių žūtį sausrai jautriose augavietėse (Mäkinen et al., 2001). JAV, Floridoje, pasirinkus skirtingose augavietėse augančias pušis, buvo atliekami tyrimai norint patikrinti prielaidas: pušų augimą labiau veikia kritulių kiekio, o ne temperatūros, kaita; klimato veiksniai didesnę įtaką turi drėgnose augavietėse augančių pušų radialiojo prieaugio formavimuisi. Gauti rezultatai rodo pušų jautrumą temperatūrai sausose augavietėse, bet stiprų atsaką į kritulių kiekio pokyčius drėgnose augavietėse (Parker et al., 2001). Kitų JAV mokslininkų tyrimų rezultatai rodo, kad žiemos ir atskirų jos mėnesių temperatūra yra labiau prieaugį limituojantis veiksnys nei augimo sezono temperatūra. Atlikus tyrimus su keliomis medžių rūšimis, nustatyta, kad pušys yra jautresnės žiemos temperatūrai ir žiemos sezono trukmei (Pederson et al., 2004). Švedijoje atlikti dendroklimatologiniai tyrimai parodė, kad sausose

augavietėse reikšmingiausias prieaugio kitimą lemiantis klimato veiksnys yra birželio mėnesio krituliai. Pelkiniuose dirvožemiuose žemesnė nei daugiametis vidurkis temperatūra ir didesnis kritulių kiekis limituoja pušų augimą, kadangi drėgnose augavietėse augantys medžiai yra jautrūs gruntinio vandens lygio svyravimams (Linderson, 1992; Linderholm, 1999). Tyrimais nustatyta, kad praėjusių metų rugpjūčio ir spalio bei einamųjų metų sausio, vasario ir gegužės mėnesių gausesni krituliai teigiamai veikia spygliuočių medžių augimą Estijoje (Pärn, 2003).

Medžių augimui ir metinio radialiojo prieaugio formavimuisi turi įtakos ne tik einamųjų, bet ir praėjusių metų klimato sąlygos (Fritts, 1987; Cook, Kairiūkštis, 1990; Linderholm, 2001; Pederson et al., 2004). Tai patvirtina Vokietijoje atlikti eglių radialiojo prieaugio tyrimai (Rolland, 1995). Nustatyta, kad rievių pločio didėjimą lemia gausūs praėjusių metų rugpjūčio mėnesio krituliai, o aukšta oro temperatūra turi priešingą poveikį. Be to, eglės teigiamai reaguoja į aukštesnę sausio-balandžio mėnesių oro temperatūrą ir gausius gegužės-birželio mėnesių kritulius. Pušys, priešingai nei eglės, nėra jautrios kritulių kiekio svyravimams – tarp radialiojo prieaugio ir kritulių kiekio koreliacinis ryšys nenustatytas (Petitcolas, Rolland, 1996). Tačiau stiprus koreliacinis ryšys nustatytas su vidutine atskirų mėnesių temperatūra, ypač su praėjusių metų rudens sezono ir einamųjų metų vegetacijos pradžios temperatūra.

Austrijoje atlikti klimato veiksnių poveikio radialiajam prieaugiui tyrimai parodė, kad daugumoje tirtų augaviečių pušų prieaugio padidėjimą lemia gausūs einamųjų metų balandžio-birželio mėnesių krituliai ir vėsus gegužės mėnuo bei didelis kritulių kiekis praėjusių metų rugpjūčio-rugsėjo mėnesiais (Oberhuber et al., 1998). Ribotas vandens prieinamumas sąlygoja homogeniškus ryšius tarp pušų metinio radialiojo prieaugio ir klimato veiksnių visose tirtose augavietėse, nors augaviečių sąlygos yra skirtingos. Pietų Lenkijoje atlikus dendroklimatologinius tyrimus ir naudojant koreliacijos, atsako funkcijos metodus bei pirminių komponentų analizę (Holmes, 1994), nustatyta, kad didžiausios įtakos pušų metinio radialiojo prieaugio kitimui turėjo šilumos ir drėgmės sąlygos vegetacijos sezono metu (Wilczyński, Skrzyszewski, 2002). Aukštesnė nei vidutinė daugiametė vėlyvos žiemos ir ankstyvo pavasario (vasario, kovo) bei vasaros mėnesių temperatūra skatino pušų radialiojo prieaugio didėjimą, o didelis kritulių kiekis sausio, balandžio ir rugsėjo mėnesiais lėmė prieaugio sumažėjimą (Cedro, 2001; Wilczyński, Skrzyszewski, 2002).

Lietuvos pušynų rievių formavimuisi normalaus drėgnumo augavietėse didžiausią reikšmę turi žiemos mėnesių (ypač sausio-vasario) temperatūra ir krituliai, vegetacijos pradžios (kovo-balandžio mėnesių) temperatūra bei vasaros mėnesių (birželio-liepos) krituliai (Armolaitis ir kt., 1999a; Juknys et al., 2002). Kai kuriais atvejais praėjusių metų rudens (rugsėjo, spalio) mėnesių temperatūra turi esminį poveikį medžių radialiajam prieaugiui (Juknys et al., 2002). Tyrinėjant perteklinio drėgnumo ir pelkiniuose dirvožemiuose augančių spygliuočių radialiojo prieaugio ir klimato rodiklių ryšius nustatyta, kad mažesnis nei vidutinis daugiametis vegetacijos laikotarpio

kritulių kiekis skatina medžių augimą, o jų perteklius ir šilumos trūkumas veikia kaip augimą ribojantis veiksnys (Kairiūkštis, 1994; Stravinskienė, 1997, 2002). Sausesnėse augavietėse spygliuočių augimą limituojantys aplinkos veiksniai yra drėgmės trūkumas ir žema vegetacijos laikotarpio oro temperatūra (Stravinskienė, 2002). Todėl spygliuočių medžių metinio radialiojo prieaugio dinamika šiek tiek skiriasi nuo laikinai perteklinio drėgnumo ar pelkėjančių augaviečių spygliuočių radialiojo prieaugio.

Paprastai medžių rėvių pločio svyravimai siejami su vietinių klimato sąlygų ypatumais. Tačiau kai kurie autoriai (Henttonen, 1990; Kahle, 1994; Bednarz et al., 1999) siūlo įvertinti didelio masto orų kaitos ypatumus ir medžių augimo atsaką, kadangi lyginant rėvių sekas iš skirtingų geografinių regionų galima nustatyti svarbius augimą lemiančius aplinkos veiksnius, jų poveikio mechanizmus ir skirtinguose regionuose augančių medynų atsaką. Atlikus tyrimus Centrinėje ir Šiaurės Europoje nustatyta, kad spygliuočių medžių augimo reakcija į oro temperatūros ir kritulių kiekio pokyčius yra skirtinga įvairiuose geografiniuose regionuose, tačiau pastebėti bendri augimo variacijų bruožai, leidžiantys teigti, kad yra didelėms teritorijoms bendrų medžių augimą limituojančių ir jam palankių klimato veiksnių (Mäkinen et al., 2002; 2003). Panašūs skirtinguose geografiniuose regionuose augančių spygliuočių medžių radialiojo prieaugio dinamikos bruožai gali būti paaiškinami didelėms teritorijoms būdingais orų kaitos ypatumais (Hurrell, 1995; Gerstengarbe et al., 1999).

Apibendrinant gausius klimato veiksnių poveikio metinio radialiojo prieaugio formavimuisi tyrimus, galima teigti, kad skirtingose platumose ir skirtingo tipo augavietėse augančios tos pačios medžių rūšys skirtingai reaguoja į temperatūros ir kritulių kiekio pokyčius. Tačiau pastebėta skirtingiems geografiniams regionams bendrų prieaugio didėjimą limituojančių ir palankių medžių augimui klimato veiksnių ir medžių atsako bruožų.

1.3. PRAMONĖS TARŠOS POVEIKIS MEDŽIŲ AUGIMUI IR BŪKLEI

Antropogeninę taršą sukelia žmogaus veikla (energetika, pramonė, transportas, žemės ūkis ir kt.), dėl kurios į aplinką patenka didelis kenksmingų medžiagų kiekis. Pagrindiniai atmosferos teršalai yra rūgštinantys aplinką sieros ir azoto junginiai (Galloway, 1995). Šiuos teršalus gali neutralizuoti šarminantys junginiai, kurių prigimtį lemia baziniai katijonai (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+).

Aplinkoje esantys teršalai tiesiogiai arba netiesiogiai veikia augalus, sukeldami jų biocheminių ir fiziologinių procesų pokyčius ląstelės lygmenyje. Visos cheminės medžiagos, netgi tos, kurių nedideli kiekiai organizmams būtini (mikro- ir makroelementai), esant didelei jų koncentracijai tampa teršalais. Priklausomai nuo teršalų koncentracijos ir ekspozicijos trukmės skiriami stiprūs ir chroniški augalų pažeidimai. Didelės teršiančių medžiagų koncentracijos sukelia

stiprius augalų pažeidimus. Mažai teršalų koncentracijai veikiant augalą ilgą laiką, įvyksta chroniški augalų pažeidimai (Stravinskienė, 2005).

Oro tarša priskiriama prie medžių būklės blogėjimą skatinančių aplinkos veiksnių (Manion, Lachance, 1992; Stravinskienė, 2002; Juknys et al., 2003). Vieni autoriai teigia, kad aplinkos taršos poveikis miškams atsiranda tik esant labai didelėms teršalų koncentracijoms ir pasireiškia vietiniu mastu (Kandler, 1992; Landmann, Bonnen, 1995), kiti ilgalaikę atmosferos taršą nurodo kaip medžių gyvybingumą silpninantį ir jų atsparumą mažinantį (Manion, Lachance, 1992; Mikhailova et al., 2005; Ozolinčius ir kt., 2005), senėjimo procesus skatinantį (Ozolinčius, 1998; Temple et al., 2005) antropogeninį veiksnių.

Daugelio mokslininkų nuomone, miškus paprastai veikia visas kompleksas veiksnių, bet pagrindiniu ir lemiančiu plataus masto miškų pažeidimus tampa aplinkos užterštumas, o kiti veiksniai tik sustiprina neigiamą taršos poveikį (Innes, 1993; Chappelka, Freer-Smith, 1995; Nihlgard, 1997).

Užterštas oras augaliją veikia tiesiogiai – per asimiliacijos aparatą, ir netiesiogiai – per užterštus kritulius ir dirvožemį. Medžiai, mechaniškai sulaikydami bei neutralizuodami teršalus, mažina aplinkos užterštumą, tačiau kaupia juos savyje ir reaguoja į jų poveikį (Bartkevičius, 1993; Stravinskienė, 2002). Patekę į medžio audinius, teršalai reaguoja su ląstelės plazminė membrana, pakinta ląstelių pralaidumas, prarandami svarbūs jonai, kinta fiziologiniai procesai – fotosintezės, transpiracijos ir kvėpavimo intensyvumas, baltymų, angliavandenių ir lipidų apykaita (Malhotra, Khan, 1984; Lange et al., 1989; Bytnerowicz, 1996).

Užterštas oras turi netiesioginį neigiamą poveikį medžių gyvybingumui, daro juos jautresnius kitiems biotiniams ir abiotiniams veiksniams (Oren et al., 1989; Chappelka, Freer-Smith, 1995). Pakenkimas gali pasireikšti biocheminių ir fiziologinių procesų (fermentų aktyvumo, produktyvumo sumažėjimu, žiotelių atsidarymo-užsidarymo, anglies pasiskirstymo) sutrikimais (Malhotra, 1984; Chappelka, Freer-Smith, 1995).

Išskirtinis indikatorinis vaidmuo tenka spygliuočiams medžiams. Nustatyta, kad spygliuočiai daug efektyviau filtruoja oro teršalus nei lapuočiai, efektyviau surenka sausas kietųjų dalelių ir dujų iškritas, dėl didesnio paviršiaus ploto geriau surenka ir kritulių vandens lašelius. Spygliuočiai sulaiko apie 1/3 visų į miško ekosistemą patenkančių kritulių kiekio, tuo tarpu lapuočiai – apie 1/5 (Pajuste et al., 2006). Daugelio mūsų šalies ir užsienio mokslininkų (Eckstein, 1989; Innes, 1990; Schweingruber, 1996; Ozolinčius, 1998; Kairiūkštis, 1999; Stravinskienė, 2002; Juknys et al., 2002; Vitas, 2004) įrodyta, kad spygliuočiai yra žymiai jautresni aplinkos taršos poveikiui nei lapuočiai, todėl jie yra geresni indikatoriai.

Oro taršos poveikio požymiai gali būti įvertinami vizualiai (pagal spyglių spalvos pokytį, spyglių išsilaikymo amžių, padidėjusį sausų šakų skaičių, padidėjusią lajos defoliaciją ir kt.) ir

eksperimentiniu būdu (pagal spyglių cheminės sudėties, metinių rėvių pločio pokyčius ir kt.) (Momen et al., 2002).

Morfologinius medžių pokyčius dėl oro taršos galima suskirstyti į 3 grupes:

- lapijos (spyglių) dechromacija (spalvos pokyčiai)
- lajos defoliacija (kritimas)
- augimo bei vystymosi pokyčiai.

Medžių lapijos (spyglių) spalvos pokyčiai, sukelti kai kurių elementų (azoto, kalcio, magnio ir kt.) trūkumo ar pertekliaus, didelio atmosferos taršos arba grybelinių ligų poveikio (Taylor et al., 1991), sausrų (Innes, Boswell, 1989) ir kitų priežasčių, yra plačiai paplitę kai kuriose Vakarų Europos šalyse. Paprastosios pušies spyglių spalvos netekimas nėra įprastas Lietuvos miškų ekosistemose reiškinys (Lietuvos miškų būklė <...>, 1999). Spyglių spalvos pokyčiai daugeliu atveju pasireiškia kaip nespacificinė reakcija į įvairaus pobūdžio stresorius. Esant silpnai oro taršai stebima spyglių blyška (chlorozė). Prie spyglių spalvos pokyčių priskirtina ir nekrozė – apmirę organinių audinių ploteliai. Nekrozės vietoje pirmiausia pastebimi spalvos pokyčiai, žuvus ląstelėms pažeisti ploteliai šiek tiek įdumba, išdžiūva ir įgauna rudą atspalvį. Dėl oro taršos gali sutrumpėti spyglių amžius, mažėja medžio asimiliacinė masė ir jo prieaugis. Augimo ir vystymosi pokyčiams priskiriami organų parametrai, šakojimosi, formos, derėjimo, prieaugio pokyčiai (Ozolinčius, 1998). Stipraus užteršimo vietose sutrumpėja ne tik spyglių amžius, bet ir jų ilgis, lajos tūris bei masė (Сидаравичюс, 1987; Аугустайтис и др., 1987). Įvairūs morfologiniai rodikliai kinta nevienodai. Pavyzdžiui, esant silpnam teršalų kiekiui, spyglių ilgis, taip pat ir vidutinio ūglio masė gali net padidėti. Pramoninės taršos zonoje augančioms pušims būdinga anomali spyglių forma, jų skaičius, išsikreipę ūgliai (Barauskas ir kt., 1988; Focke, 1991).

1.3.1. Šarminančių teršalų poveikis

Baziniai katijonai (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , Na^{+}) į atmosferą patenka kaip dalelės, kurių pagrindiniai antropogeniniai šaltiniai yra naudingųjų iškasenų gavyba, ypač karjerų eksploatavimas, dirbamos žemės erozija, biomasės deginimas, cemento pramonės ir transporto (ypač susidariusios nuo neasfaltuotų kelių paviršiaus) sukeltamos dulkės (Farmer, 1993; Draaijers et al., 1996). Karjerų eksploatavimas ir cemento pramonė yra vietinio pobūdžio Ca^{2+} šaltiniai.

Pagrindinę šarminančių teršalų dalį sudaro kalcio dalelės, į ekosistemą patenkančios kaip kalcio karbonatas ar kalcio oksidas, susidarantis cemento gamybos technologinių procesų metu. Kalcio oksidas yra ne tik šarminis junginys, bet ir labai aktyviai reaguoja su vandeniu. Jo poveikis sukelia žymius augalijos pokyčius (Farmer, 2002).

Šarminančių dalelių iškritos vaidina svarbų vaidmenį ne tik dėl jų gebėjimo neutralizuoti rūgštinančius junginius, bet ir kaip augalams svarbios maisto medžiagos. Neutralizuojanti geba

priklauso nuo jų cheminės sudėties ir tirpumo (Draaijers et al., 1996, 1997). Kritulių ar dirvožemio terpės rūgštingumas gali būti neutralizuotas šarminėmis dalelėmis reaguojant su oksidais, hidroksidais ar karbonatais. Susidarę OH^- jonai neutralizuoja H^+ jonus, sudarydami vandens molekules. Šarminančių dulkių poveikis spygliuočiams gali būti tiesioginis ir netiesioginis.

Tiesioginis šarminančių teršalų poveikis. Šarminančių dulkių poveikis priklauso nuo augalijos asimiliacinės dalies – lapų arba spyglių – paviršiaus šiurkštumo ir drėgnumo. Šiurkštus paviršius ne tik sudaro galimybę dalelių kaupimuisi, bet ir sumažina galimybę nusėdusioms dalelėms būti nuplautoms su krituliais, kurių trūkumas vegetacijos metu sustiprina neigiamą šarminančių dulkių įtaką (Лайбранд и др., 1978).

Lapo funkcionavimo trukmė (spyglių išsilaikymo amžius) taip pat nulemia susikaupiančių dalelių kiekį, nes ilgiau išsilaikantys lapai ar spygliai turi didesnę laikotarpį, kurio metu gali kauptis teršalai (Farmer, 2002).

Dalelių dydis yra labai svarbus veiksnys galimam poveikio stiprumui, nes jos gali užblokuoti augalo žioteles. Įvairių augalų rūšių žiotelių dydis skiriasi, bet paprastai kinta nuo 8 iki 10 μm skersmens. Panašaus dydžio kietosios dalelės įsispraudžia į žiotelės angą, tuo tarpu mažesnės dalelės gali patekti per žiotelę net į augalo audinius. Šarminančias kalcio dulkes daugiausia (80-90 %) sudaro mažesnės nei 30 μm skersmens dalelės (Farmer, 1993), tokiu būdu jos gali ne tik užblokuoti žioteles, bet ir patekti į augalą.

Priklausomai nuo teršalų koncentracijos, poveikio trukmės, cheminės sudėties, aktyvumo ir augalo tolerantiškumo, aplinką šarminantys junginiai gali sukelti teigiamą arba neigiamą poveikį augalo augimui. S. Braniewski ir E. Chrzanowska (1988) teigė, kad dulkių, kurių sudėtyje yra kalcio jonų, poveikis gali būti neutralus ar net stimuliuojantis, nesukeliantis augalo asimiliacinių organų nekrozės ar chlorozės. Tačiau yra tyrimų, kuriais nustatyti neigiami augalų fiziologiniai ir biocheminiai pokyčiai šarminės taršos poveikyje. Šarminantys teršalai paveikia kai kuriuos fiziologinius procesus, susijusius su fotosinteze (Lal, Ambasht, 1982), angliavandenių metabolizmu (Mandre, 1995a; Mandre, Klōseiko, 1997), pigmentų sudėtimi (Mandre, Tuulmets, 1997) bei sutrikusiu maisto medžiagų pasisavinimu (Lal, Ambasht, 1982; Mandre, 1995b). Fotosintezės intensyvumo mažėjimo priežastimi gali būti ir tiesioginiai ląstelės pažeidimai. Didelio aktyvumo dalelės (pvz., kalcio oksidai), patekusios ant kulikule dengto augalo paviršiaus, sukelia ląstelių ir lapų ar spyglių pažeidimus (Agrawal et al., 1988; Taylor et al., 1991). Paviršiui hidrolizuojantis, susidaręs kalcio hidroksidas sukelia lapo ar spyglio paviršiaus šarmėjimą, kartais net iki pH 12,0. Tai gali hidrolizuoti lipidus ir vaškus, prasiskverbti per kutikulę ir denatūruoti baltymus (Grantz et al., 2003). Šie fiziologiniai pokyčiai lemia augimo sumažėjimą (Borka, 1980; Mandre, 1995b; Mandre et al., 1998). Pavyzdžiui, ant medžių lapų ar spyglių susiformavęs dulkių sluoksnis

sumažina fotosintezės intensyvumą, vėliau suardo audinius, taip sukeldamas medžių defoliaciją (Brandt, Rhoades, 1973).

Kietos šarminės dalelės padengia lapų ar spyglių paviršių. Dulkėmis dengtas paviršius sukelia lapo ar spyglio temperatūros padidėjimą (Hirano et al., 1990, 1991, 1995), absorbuoja mažiau šviesos, todėl pakinta fotosintezės intensyvumas (Borka, 1980; Singh, Rao, 1981; Nunes et al., 2004). Tyrimais nustatyta, jog sumažėjusi fotosintezė ir sumažėjęs biosintezėi būtinų elementų (Mg, Fe, N, Mn) kiekis nulemia fotosintetiškai aktyvių pigmentų (chlorofilo, karotinoidų) kiekio sumažėjimą augalų lapuose (Manning, 1971; Borka, 1980) ir spygliuočių spygliuose (Mandre, Tuulmets, 1997).

Netiesioginis šarminančių teršalų poveikis. Aplinką šarminantys teršalai gali paveikti augalus netiesiogiai, pakeisdami dirvožemio chemines savybes. Teigiamas šarminančių teršalų poveikis augalams gali būti dirvožemio rūgštingumo sumažėjimas, Ca^{2+} ir Mg^{2+} kiekio padidėjimas, ypač humusiniame sluoksnyje, toksiškų Al^{3+} jonų ir sunkiųjų metalų sumažėjimas, pagerėjusi humuso kokybė (Kreutzer, 1995; Haapala et al., 1996).

Dirvožemio šarmėjimas yra procesas, kai rūgščių dirvožemių reakcija pasikeičia į neutralią ar net šarminę. Šis procesas charakterizuojamas intensyvesne bazinių katijonų (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) adsorbcija ir labai mažu mainų aliuminio kiekiu. Priklausomai nuo šarminančios taršos poveikio intensyvumo, dirvožemių reakcija gali pakisti maždaug nuo pH 4,0 iki 7,0 (Haapala et al., 1996). Didesnis bazinių katijonų kiekis dirvožemyje gali pagreitinti viršutinio paklotės sluoksnio mineralizaciją. Sumažėjęs paklotės sluoksnis pakeičia augalui svarbias ekologines savybes – sumažina drėgmės sulaikymą, maisto medžiagų kiekį. Padidėjus organinės medžiagos skaidymosi intensyvumui, nitratų koncentracija gruntiniame vandenyje gali padidėti. Nitratų išplovimas priklauso nuo dirvožemio buferinės gebos. Augalus gali neigiamai paveikti žymiai padidėjusi sunkiųjų metalų (ypač vario, švino ir geležies) koncentracija dirvožemio tirpale (Hindy et al., 1990; Kreutzer, 1995).

Šarminančių junginių poveikio medynams tyrimai. Mineralinių elementų kiekis medžiuose priklauso nuo rūšies, augimo ir vystymosi stadijos, augimo vietos ir daugelio kitų veiksnių. Iš pramonės įmonių į aplinką patenkantys pelenai aplinką šarmina, ko pasekoje veikiamas medžių augimas. Slovakijos mokslininkų atlikti tyrimai patvirtino ankstesnių tyrimų rezultatus, kurie teigė, kad šarminės taršos poveikio zonoje augančiuose medžiuose didėja As, Ca, Hg, K, Mg, Na, S, Se, Sr ir Zn kiekis, tačiau Cu ir Mn elementų kiekis mažėja (Braniewski, Chrzanowska, 1988; Mankovska, 1998). Nustatyta, kad šarminiams teršalams jautriausios pelkių ekosistemos (Kaasik et al., 2003).

Išsamūs cemento dulkių poveikio pušų produktyvumui tyrimai atlikti Estijoje prie Kundos cemento gamyklos (Mandre et al., 1998), kur 87-96 % gamyklos teršalų sudaro šarminančios

cemento dulkės (pH 12,3-12,6), keičiančios kritulių reakciją ir cheminę sudėtį. Tyrimai parodė, kad šarminanti tarša lemia fiziologinius-biocheminius spygliuočių pakitimus, sumažindama jų produktyvumą ir gyvybingumą. Nustatyta, kad pušų metinis radialusis prieaugis tiesiogiai priklauso nuo augavietėje susikaupusio šarminančių dulkių kiekio. Ryškus pušų radialiojo prieaugio sumažėjimas nustatytas 2-3 km atstumu į vakarus ir iki 5 km į rytus nuo gamyklos, kur gamyklos teršalų emisija yra ypač didelė (1-2,4 kg/m² per metus). Šarminančių teršalų poveikis pušims, augančioms 5-15 km atstumu nuo gamyklos į vakarus ir daugiau nei 10 km į rytus, kur gamyklos emisija tesiekia 0,1-0,3 g/m² per metus, yra nežymus.

Estijoje prie Narvos gamyklos atlikti šarminės aplinkos taršos poveikio pelkiniuose dirvožemiuose augančių pušų radialiajam prieaugiui tyrimai parodė, kad šie dirvožemiai yra jautrūs šarinei oro taršai, nes 1) dėl specifinio pelkinių dirvožemių samanų metabolizmo (atpalaiduojami H⁺ jonai) pelkių vanduo visada esti rūgštus, ir pH siekia 5,62±0,18; 2) mineralines medžiagas gauna iš oro; 3) juose yra mažai mineralinių medžiagų; 4) iš dirvožemio asimiliuojamas azoto ir fosforo kiekis yra nepakankamas geram medžių augimui. Todėl gamyklos išmetami pelenai, veikdami kartu su P ir K kaip trąša, skatina medžių augimą (Ots, Reisner, 2006).

Nederlinguose pelkiniuose dirvožemiuose augantys augalai maisto medžiagas gauna tik su krituliais ir nusėdančiomis dulkėmis, todėl yra jautrūs taršai mineralinėmis medžiagomis. Estijos gamyklų taršos poveikio zonose augančių pušų dendrochronologiniai tyrimai parodė, kad šarminančių teršalų poveikis pelkinėse augavietėse nežymiai paskatino metinio radialiojo prieaugio didėjimą, tačiau arti taršos šaltinių dėl gamyklų šarminės taršos pastebimi žymūs neigiami ekosistemų pokyčiai (Pensa et al., 2004; Ots, Reisner, 2006).

1.3.2. Rūgštinančių ir eutrofizuojančių teršalų poveikis

Medžių būklei pavojingiausiomis aplinką rūgštinančiomis medžiagomis laikomas sieros dioksidas (SO₂), azoto (NO_x) bei chloro, fluoro (F₂, Cl₂, HCl) junginiai. *Sieros dioksidas (SO₂)* – labai paplitęs ir augalams pavojingas teršalas, išmetamas iš šiluminių elektrinių (ypač kūrenamų iškastiniu organiniu kuru) ir kai kurių pramonės įmonių kaip jų gamybos šalutinis produktas. Prie taršos šaltinių SO₂ koncentracija ore gali būti gana didelė. Tolstant nuo taršos šaltinio, ši koncentracija laipsniškai mažėja.

Europos monitoringo ir vertinimo programos (angl. *European Monitoring and Evaluation Program* – EMEP) duomenimis 1980 m. antropogeninė sieros dioksido emisija sudarė apie 56 mln. tonų per metus; sieros dioksidas laikytas vienu fitotoksiškiausių teršalų. 1990 m. dėl žmogaus veiklos Europoje SO₂ emisija į atmosferą buvo apie 3 kartus didesnė nei iš natūralių procesų (Galloway, 1995). Iki 2000 m. šio teršalo emisija Europoje sumažėjo apie 67 % (EMEP, 2004), Lietuvoje – vidutiniškai net 86 % (Šopauskienė, Jasinevičienė, 2006).

Oro tarša aplinką rūgštinančiais junginiais gali lemti medžių lajos defoliaciją bei lapų ir spyglių geltimą (Ozolinčius, Stakėnas, 2001). P. D. Manion (1991) teigia, kad SO_2 ir NO_x , susioksidavę iki stiprių rūgščių, gali tiesiogiai sunaikinti lapų ar spyglių kutikulę ir taip pažeisti medžius. Be to, SO_2 ir NO_x veikia biocheminius procesus, ko pasekoje taip pat gali būti pažeidžiama medžio laja. Kiti autoriai (Ulrich, 1991; Thimonier et al., 1994; Brady, Weil, 2002) nurodo netiesioginį rūgštinančių teršalų poveikį medžiams – dirvos rūgštėjimą, susijusį su dirvožemio pH mažėjimu ir Al^{3+} koncentracijos padidėjimu, kuris laikomas toksišku augalų šaknims.

Tiesioginis rūgštinančių junginių poveikis. Svarbiausias sieros šaltinis augalams yra dirvožemyje esantys sulfatų jonai (SO_4^{2-}). Tačiau beveik pusę reikalingo sieros kiekio augalai gali absorbuoti iš atmosferos, ypač kai jos trūksta dirvožemyje (Marschner, 1995; Brady, Weil, 2002). Net esant pakankamam sieros kiekiui dirvožemyje, 25-35 % sieros augalai absorbuoja iš atmosferos.

Dujinis sieros dioksidas (SO_2) į augalą patenka per žioteles, nors galėtų prasiskverbti ir per kutikulę. Žiotelių atsidarymą kontroliuoja aplinkos sąlygos – oro drėgmė, temperatūra ir šviesos intensyvumas (WHO, 2000). Šie išoriniai veiksniai lemia SO_2 pasisavinimo greitį ir augalų pažeidimo laipsnį. Kada žiotelės uždaros, dažniausiai tai būna tamsos ir sausros sąlygomis, šių dujų patekimo į augalus ir jų pažeidimo tikimybė maža. Augalų paviršiuje nusėdęs SO_2 gali disocijuotis ten esančioje vandens plėvelėje, reaguoti su vaškinio sluoksnio komponentais ir tokiu būdu pažeisti kutikulę. Dujinis SO_2 , patekęs į lapą per žioteles, parūgštėja iki SO_3^{2-} (sulfito jonas) – augalams labai nuodingos medžiagos, kuri lėtai virsta SO_4^{2-} (sulfato jonas) – žymiai mažiau toksiška medžiaga. Esant mažoms SO_2 koncentracijoms ore, SO_3^{2-} greitai virsta į SO_4^{2-} , nepažeidžiant arba silpnai pažeidžiant augalus. Kai SO_2 koncentracijos ore didelės, o ekspozicijos laikas ilgas, susidaręs SO_3^{2-} lėtai virsta SO_4^{2-} , o augalai labai stipriai pažeidžiami. Esant ilgalaikiai ekspozicijai, net SO_4^{2-} koncentracijos augaluose gali pasiekti pavojingą lygį (Stravinskienė, 2005).

Dujinio SO_2 poveikis gali kisti nuo stimuliuojančio iki kenksmingo, t.y. iki žymaus augalo produktyvumo sumažėjimo. Tokia pati koncentracija gali sukelti žymius kai kurių augalų rūšių lapų pažeidimus (nekrozę), slopinti mažiau jautrių rūšių augimą ir tam tikrais atvejais stimuliuoti atsparių augalų augimą. Skirtingas augalų rūšių jautrumas SO_2 poveikiui esant panašioms aplinkos sąlygoms siejamas su biocheminių ir fiziologinių mechanizmų skirtumais (Malhotra, Khan, 1984). Nustatyta, kad trumpalaikis, mažesnės nei $134 \mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 koncentracijos poveikis sukelia didesnę žiotelių atsidarymą, o ilgalaikis didesnės koncentracijos veikimas – dalinį žiotelių užsidarymą (Mansfield, 1998). Tai sukelia didesnę ar mažesnę fotosintezę reikalingo anglies dioksido kiekio sugėrimą ir vandens netekimą, be to, tai keičia patenkančio SO_2 kiekį ir patekimo greitį.

Sieros dioksido poveikio aplinkoje aptinkami ir stiprūs, ir chroniški pažeidimai. Augalų pažeidimai vyksta priklausomai nuo SO₂ koncentracijos ir veikimo laiko. Jie jau pastebimi, kai SO₂ koncentracija siekia 0,05-0,5 mg/m³, o ekspozicijos trukmė – ne trumpesnė kaip 8 valandos (Stravinskienė, 2005). Didelė SO₂ koncentracija gali sukelti lapų nekrozę, net ir per santykinai trumpą poveikio laiką. Nuolatinis SO₂ mažų koncentracijų veikimas stipriai sumažina fotosintezės intensyvumą, sukelia lapų ir spyglių chlorozę bei defoliaciją (Halbwachs, 1984), sumažina augimą ypač šaltuoju metu (Bell, Clough, 1973). Svarbu tai, kad augimo ir produktyvumo sumažėjimas gali atsirasti ir be matomų lapijos pažeidimų simptomų (Legge, Krupa, 2002).

Įvairiose augimo stadijose medžiai skirtingai reaguoja į kenksmingas medžiagas. Ypač jautrūs SO₂ poveikiui yra spygliuočiai medžiai ir krūmai. Paprastosios pušys (*Pinus sylvestris* L.) jautriausios būna spyglių augimo metu. Veikiant dujiniam SO₂, ant pušies spyglių išryškėja nekrotinės juostos, spyglių galiukų parudavimai, prasideda džiūvimo procesas. Masiškai spygliuočiai žūva, esant vidutinei SO₂ koncentracijai 0,07-0,09 mg/m³ (Bartkevičius, 1996). Eglės, ypač jų dekoratyviosios formos (pvz., dygioji eglė), taip pat yra labai jautrios SO₂ poveikiui. Jų spygliai ruduoja ir krenta.

Azoto oksidų (NO_x) poveikis yra vietinio pobūdžio. Iš NO_x grupės teršalų NO (azoto oksidas) ir NO₂ (azoto dioksidas) yra vieni svarbiausių ir potencialiai pavojingiausių teršalų. Didelė NO₂ koncentracija sukelia medžių augimo sulėtėjimą ir produktyvumo sumažėjimą. Gali pasitaikyti nespecifinė chlorozė, po to – priešlaikinis lapų nukritimas (Stravinskienė, 2005).

Vienas svarbiausių sausųjų ir šlapiųjų azoto iškritų poveikių esant didelei teršalo koncentracijai gali būti tiesioginis toksiškas poveikis antžeminėms augalo dalims (Sheppard et al., 2001). Nors dujinio azoto tiesioginis pasisavinimas, palyginus su bendru augalo poreikiu azotui, yra palyginti mažas, tačiau galimi įvairių fiziologinių procesų pokyčiai. NH⁴⁺, NO³⁻ ir H⁺ koncentracijų pokyčiai ląstelėse gali sukelti šių jonų padidėjimą augalo audiniuose (Stulen et al., 1998). Azoto junginiai (NO_x), išmetami į atmosferą dūmų pavidalu, pavojingi spygliuočiams jau esant 0,085-0,100 mg/m³ koncentracijai.

Fluoridų bei chloridų priemaišos ore žalingos spygliuočiams kaip ir SO₂. Dažniausiai fluoridų koncentracija ore būna 10 µg/m³, bet pramoniniuose rajonuose gali padidėti iki 100 µg/m³. Nuo šių junginių žūva pušų spyglių viršūnės, dėl chloro ir jo junginių poveikio žalios pušų arba eglų viršūnės pasidaro rausvai rudos, po to apmiršta. Nuo apmirusios dalies nutįsta siaura, apie 6 cm ilgio ruda juostelė.

Kancerogeniniai policikliniai angliavandeniliai, sunkieji metalai, nusėdę ant spyglių, turi įtakos vaškų padengtų spyglių ir teršalų sąveikai (Milukaitė, 1998).

Netiesioginis rūgštinančių junginių poveikis. Sieros ir azoto rūgštinančių iškritų netiesioginis poveikis siejamas su dirvožemio rūgštėjimu, kuris turi didelę reikšmę augalų augimui

ir rūšių pasiskirstymui ekosistemose. Jei miškų augalijos, ypač spygliuočių, pakenkimus ar net džiūvimą nesunku pamatyti, tai miško dirvožemių savybės kinta nepastebimai ir palyginti lėtai. Netiesioginis poveikis dirvožemiui dažniausiai siejamas su tokiais neigiamais dirvožemio savybių pokyčiais: 1) dirvožemio rūgštėjimu; 2) maisto medžiagų disbalansu; 3) metalų toksiškumo padidėjimu.

Rūgščios iškritos didina dirvožemio rūgštėjimą, kurio intensyvumas priklauso ne tik nuo patenkančio rūgščiųjų kritulių kiekio, bet ir nuo dirvožemio buferinės gebos, t.y. nuo jame esančių cheminių medžiagų, galinčių neutralizuoti rūgštis. Kalkinguose ir azotu turtinguose dirvožemiuose buferinė geba yra didelė, o azotas nėra augimą ribojanti maisto medžiaga, todėl santykinis azoto kiekio padidėjimas gali turėti nežymų teigiamą poveikį augalų produktyvumui (Thimonier et al., 1992). Rūgštūs ir azotu skurdūs dirvožemiai, kurių buferinė geba yra maža, yra daug jautresni rūgštinančių iškritų kiekio pokyčiams. Padidėjęs rūgštinančių jonų, tokių kaip nitratai ir sulfatai, kiekis dirvožemyje, gali pakeisti bazinius katijonus ir kartu išplauti juos iš dirvožemio sluoksnio, esančio žemiau šaknų zonos. Per didelis dirvožemio rūgštingumas mažina žemės derlingumą, turi neigiamą poveikį medynų augimui bei medienos formavimuisi.

Veikiant aplinką rūgštinantiems SO_2 ir NO_x teršalams, sutrinka medžių lapų ir spyglių kvėpavimas, jie netenka apsauginės vaškinės dangos, sutrinka vandens apykaita. Kai augaluose esantis vanduo persisotina rūgštimis, sunkiųjų metalų jonai trukdo medžiams įsiurbti maisto medžiagas per smulkiąsias šaknis. Suardomas medžių ryšys su dirvoje esančia grybiena, pradeda žūti organizmai, perdirbantys organines medžiagas į mineralines. Medžiai tampa neatsparūs ligoms ir kenkėjams, sausroms, šalčiui, vėjams.

Eutrofizacinis azoto junginių poveikis. Be tiesioginio toksiškumo ir netiesioginio rūgštinančio poveikio, sukeliama dėl dirvožemio procesų pokyčių, azotas kaip maisto medžiaga gali padidinti augalų produktyvumą, pakeisti medžiagų santykį audiniuose ir biomasės pasiskirstymą.

Azotas yra viena iš pagrindinių augalų augimui reikalingų maisto medžiagų, kurios normaliomis sąlygomis dažniausiai trūksta. Iš pradžių padidėjusios azoto iškritos gali turėti teigiamą stimuliuojantį poveikį augalams. Pirmoji azoto junginiais padidėjusios taršos poveikio fazė ekosistemose – padidėjusi biomasė dėl augimą stimuliuojančio poveikio bei azoto akumuliacija dirvožemyje (Tamm, 1991). Šioje fazėje žymių dirvožemio procesų pokyčių nevyksta, tačiau gali padidėti medžių ir kai kurių žemesniųjų ardu augalų augimas. Azoto kiekiui ir toliau didėjant, bendri dirvožemio ir augalų biochemijos pokyčiai gali paveikti produktyvumą ir sukelti eutrofizaciją. Padidėjęs kai kurių rūšių augimas sukelia konkurencinės pusiausvyros disbalansą (Aber et al., 1991; Diekmann et al., 1999). Jei azoto iškritos toliau didėja ir viršija biologinį ekosistemos poreikį bei dirvožemio akumuliacinę gebą, galimas ekosistemos prisotinimas

azotu, kai augalų augimas nestimuliuojamas ar net prasideda augimo depresija (Tamm, 1991; Aber, 1992; Aber et al., 1998). Nustatyta, kad maisto medžiagomis skurdžiose miško ekosistemose augalai reaguoja lėčiau į padidėjusį azoto kiekį, lyginant su turtingesniais miško tipais (Tamm, 1991). Taigi maisto medžiagomis skurdžiuose dirvožemiuose augančios spygliuočių ekosistemos yra daug jautresnės eutrofizacijai nei lapuočių ekosistemos.

Rūgštinančių ir eutrofizuojančių teršalų poveikio augalams tyrimai. Dabartiniu metu SO₂ poveikio augalijai tyrimams mokslininkai skiria vis mažiau dėmesio dėl mažėjančios šio teršalo koncentracijos atmosferoje vakarų ir šiaurės Europoje ir dėl žymaus azoto bei ozono padidėjimo.

Norvegijoje sieros ir azoto junginių poveikis dirvožemiui ir pušų augimui buvo tirtas eksperimentuose veikiant jaunos pušų daigelius dirbtiniu rūgščiuoju lietumi. Nustatyta, kad padidėjęs sieros kiekis padidino SO₄²⁻, H⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺, Mn²⁺ ir NH₄⁺ jonų išplovimą iš dirvos (Sogn, Abrahamsen, 1998). Nepastebėta ryšių tarp padidinto azoto kiekio ir katijonų išplovimo, išskyrus padidėjusį Al³⁺, H⁺ ir NH₄⁺ išplovimą, nes didžiausia azoto junginių dalis buvo sulaikyta dirvos-augalo sistemoje. Dėl padidėjusio azoto kiekio žymiai padidėjo jaunų pušelių aukštis. Aukščio padidėjimą lėmė Mg, K ir P kiekio sumažėjimas spygliuose (Sogn, Abrahamsen, 1998).

Galimas azoto nusėdimo bei dirvos rūgštėjimo poveikis spygliuočių augimui tirtas ir pietų Norvegijoje (Nelleman, Thomsen, 2001). Miško augimo padidėjimas 1960-1980 m. ir sumažėjimas 1980-2000 m. laikotarpiais paaiškinami bendru azoto nusėdimo, dirvožemio rūgštėjimo ir klimato veiksnių poveikiu. Rezultatai rodo, kad tose augavietėse, kur rūgštingumo kritinės reikšmės yra žemos, augantys spygliuočių miškai yra jautrūs vidutiniams azoto ir sieros nusėdimo kiekiams.

1.4. KOMPLEKSINIO KLIMATO VEIKSNIŲ IR PRAMONĖS TARŠOS POVEIKIO SPYGLIUOČIŲ RADIALIAJAM PRIEAUGIUI DENDROCHRONOLOGINIAI TYRIMAI

Medžius veikia kompleksas veiksnių, kurie yra tarpusavyje susiję ir sustiprina vieni kitų poveikį. Todėl dažnai dendrochronologiniuose tyrimuose nagrinėjama ne kurio nors vieno veiksnio (klimato veiksnių ar antropogeninės taršos), o kompleksinis jų poveikis medžių augimui ir būklei.

Svarbus aplinkos taršos indikatorius – medžių rėvių plotis ir struktūra (Bitvinskas, 1997; Stravinskienė, 1997, 2002). Dendrochronologiniais ir dendroindikaciniais tyrimais nustatyta, kad medžių metinių rėvių plotis ir struktūra didžia dalimi priklauso nuo klimato svyravimų bei technogeninio aplinkos užterštumo (Битвинскас, 1974, 1984; Schweingruber, 1996), taip pat nuo augavietės sąlygų, vietovės reljefo, medžių rūšies, individualių medžio savybių. Todėl augimo procese kaupdamos informaciją apie aplinkoje vykstančius reiškinius, medžių rėvės, jų plotis ir struktūra integraliai atspindi visų ekologinių veiksnių poveikį (Ozolinčius, 1994) ir yra puikus aplinkos būklės pokyčių indikatorius. Šiuo metu jau gana gerai išstudijuota radialiojo prieaugio

priklausomybė nuo klimato veiksnių, dirvos, hidrologinių sąlygų, geografinio rajono (Битвинскас, 1974; Шиятов, Мазепа, 1986; Lovelius, 1997; Vitas, 2004; Karpavičius, Vitas, 2006).

Paskutiniaisiais dešimtmečiais dendrochronologiniuose tyrimuose vis dažniau atsižvelgiama į antropogeninę taršą, kurios poveikio medžių būklei ir prieaugiui stiprumas kartais tampa net ir dominuojančiu (Eckstein, 1989; Juknys, 1994; Lovelius, 1997; Kairiūkštis, 1999). Tuomet medžiai tampa ne tik natūralių, bet ir antropogeninių reiškinių registrais (Juknys, 1994). Medžių pakenkimo laipsnis priklauso nuo teršiančių medžiagų koncentracijos bei jų veikimo trukmės, medžių amžiaus ir atstumo iki taršos šaltinio. Labiausiai nukečia arti taršos šaltinių augantys medynai. Čia kenksmingų medžiagų kiekis dažnai viršija jų ribines leistinas normas.

Estijos mokslininkų (Ots, Rauk, 1999; Pärn, 2003) atlikti vietinės taršos šaltinio poveikio zonoje augančių pušų ir eglių radialiojo prieaugio kitimo tyrimai parodė, kad einamųjų metų vasaros mėnesių ir praėjusių metų aktyvios vegetacijos laikotarpio oro temperatūra apsprendžia būsimą radialųjį prieaugį. Tik praėjusių metų vasaros mėnesių optimalus kritulių kiekis turi teigiamą poveikį visose tirtose augavietėse (Pärn, 2003). Daugiaveiksnės regresinės analizės rezultatai rodo stiprius ryšius tarp prieaugio ir kritulių bei temperatūros (Ots, Rauk, 1999), tačiau prognozavimo galimybės yra vidutinės, aprašančios 35-40 % radialiojo prieaugio svyravimų. Skaičiavimai rodo, kad kritulių kiekio įtaka radialiajam prieaugiui yra reikšmingesnė, be to, dulkių taršos poveikio zonoje ji sustiprėja: koreliacijos koeficientas kinta nuo $r=0,31-0,35$ ($p=0,01$) kontrolinėse, nuo taršos šaltinio nutolusiose augavietėse, iki $r=0,45-0,51$ ($p=0,00$) labiausiai taršos paveiktose augavietėse. Eglių radialiajam prieaugiui nustatytas svarbus drėgmės trūkumas vasaros mėnesiais, ypač intensyvios taršos zonoje (Ots, Rauk, 1999).

Pietų Lenkijoje taip pat buvo tiriami užterštose ir sąlyginai švariose vietose augančių paprastosios pušies medynų ilgalaikiai (1900-1999) radialiojo prieaugio svyravimai ir jų priežastys. Nustatyta, kad visu tirtu laikotarpiu klimato poveikis radialiajam prieaugiui buvo trumpalaikis. Ilgalaikis prieaugio sumažėjimas nustatytas po 1960 m. tose vietovėse, kur pušynai buvo veikiami pramonės taršos. Medžių būklės blogėjimas šiuo laikotarpiu įrodomas ryškiais metinių rėvių pločio svyravimais ir mažu skirtingose vietose augančių pušų metinių rėvių sekų panašumu. Po 1990 m. stebimas atsikūrimo procesas, kuris taip pat buvo intensyviausias pramonės taršos aplinkoje. Medžių radialusis prieaugis didėjo, suvienodėjo medžių augimo reakcija (Wilczyński, 2006).

Didžiausias taršos poveikis radialiajam prieaugiui stebimas praėjus keleriems metams nuo taršos šaltinio veikimo pradžios. Korėjoje pušų metinių rėvių susiaurėjimas nustatytas praėjus 3 metams po gamyklos veikimo pradžios (Kim, Fukazawa, 1997). Apskaičiuota stipri koreliacija tarp rėvių pločio ir aukštų temperatūrų bei kritulių kiekio augimo sezono pradžioje, neigiama

koreliacija nustatyta tarp radialiojo prieaugio ir SO₂ koncentracijos ($r=-0,627$; $p<0,05$). Manoma, kad žymų radialiojo prieaugio sumažėjimą lėmė bendras klimato ir vietinės taršos poveikis.

Japonijoje tiriant užterštoje ir sąlyginai švarioje aplinkoje augančių medynų rievių pločio pokyčius, arti pramoninio komplekso augančių medynų chronologinėje radialiojo prieaugio indeksų sekoje pastebėtas sumažėjimas. Taršos zonoje užfiksuoti su SO₂ koncentracija susiję prieaugio pokyčiai – nustatytas stiprus neigiamas koreliacinis ryšys tarp prieaugio indeksų ir SO₂ koncentracijos. Neužterštoje zonoje prieaugio sumažėjimas neužfiksuotas, be to, laikotarpiui iki taršos pradžios sudarytas daugiaveiksnės regresinės analizės modelis nustatyto ryškaus radialiojo prieaugio sumažėjimo taip pat nepaaiškina. Tai leidžia manyti, kad prieaugio sumažėjimą iš esmės lėmė dėl gamyklos veiklos ore padidėjusi SO₂ koncentracija (Hirano, Morimoto, 1999).

Kompleksinį taršos ir klimato poveikį pušies medynams rodo ir JAV, Nevadoje, atlikti tyrimai (Thompson, 2003). Iki gamyklos veiklos pradžios pasirinktų medynų sekos tarpusavyje stipriai koreliavo, tačiau vėliau tarp arčiausiai esančio ir toliau nuo taršos šaltinio nutolusių medynų radialiojo prieaugio koreliacija žymiai sumažėjo. Klimato atsako funkcijos rezultatai rodo, kad arčiausiai gamyklos augančių pušų prieaugį lėmė ir gamyklos tarša, ir klimato sąlygos.

Kompleksiniai pramonės taršos ir klimato veiksmų poveikio medžių metinio radialiojo prieaugio formavimuisi tyrimai nėra itin gausūs. Tačiau apibendrinti šių tyrimų rezultatai leidžia teigti, kad arti taršos šaltinių augantys medynai patiria ilgalaikį neigiamą pramonės taršos poveikį, kurį sustiprina nepalankios klimato sąlygos, todėl medžių augimas sulėtėja, stebimi radialiojo prieaugio nuostoliai. Toliau nuo taršos šaltinio arba sąlyginai švarioje aplinkoje augančių medynų radialusis prieaugis yra didesnis.

1.5. MIŠKO EKOSISTEMOS ATSIKŪRIMO GALIMYBĖS SUMAŽĖJUS PRAMONĖS TARŠAI

Įvairių teršalų poveikis atskirų ekosistemų komponentams yra daugiau ar mažiau ištirtas, tačiau esama nedaug informacijos apie ekosistemų atsistatymo galimybes sumažėjus aplinkos taršai. Svarbus uždavinys nagrinėjant pažeistas ekosistemas yra jų pokyčių grįžtamumas į natūralaus vystymosi eigą.

Tyrimai rodo, kad vyresnio amžiaus medynai teršimo pradžioje būna inertiškesni. Jų radialusis prieaugis silpnai reaguoja į vietinės taršos poveikį. Sumažėjus užterštumo lygiui, jie inertiškiau reaguoja į mažesnes teršalų koncentracijas ir lėčiau sugrįžta į normalaus augimo būseną nei jaunesnio amžiaus medynai (Stravinskienė, 1995, 2002).

Paskutiniaisiais metais stebimas pažeistų medžių augimo didėjimas ir bendros būklės gerėjimas vietiniu ir regioniniu mastu. Tai siejama su teigiamais aplinkos sąlygų pokyčiais (Hendriks et al., 1997; Klap et al., 1997; De Vries et al., 1997; Ozolinčius, Stakėnas, 1999; Juknys

et al., 2003). Mokslininkai nustatė, kad, miškuose sumažėjus sieros ir azoto junginių kiekiui, pažeistuose medynuose stebimi atsikūrimo požymiai. Naujausioje Jungtinių Tautų Ekonomikos komisijos ataskaitoje apie Europos miškų būklę teigiama, kad nors sumažėjusi teršiančių medžiagų emisija ir turi teigiamą poveikį miškų būklei, tačiau pažeistų medžių dalis vis dar yra didelė.

Azoto junginiais užterštose vietose ekosistemų atsikūrimo požymiai pastebimi po kelerių metų. Tai įrodo Olandijoje atliktas eksperimentas, kurio metu azotu prisotintame pušyne pramoninio azoto patekimas buvo dirbtinai sumažintas iki ikipramoninio lygio (nuo 60 iki 5 kg/ha per metus). Po kelerių metų nustatyta sumažėjusi azoto koncentracija spygliuose, atsistatė maisto medžiagų balansas, padidėjo medžių metinis radialusis prieaugis, kuris reikšmingai koreliavo su azoto sumažėjimu spygliuose, žymiai sumažėjo nitrofilinių augalų rūšių (Boxman et al., 1998).

Pušių ir eglių spyglių tyrimai rodo sumažėjusį sieros kiekį, atspindintį paskutiniaisiais metais sumažėjusį sieros junginių nusėdimą. Tačiau daugelyje besivystančios pramonės regionų atmosferos tarša vis dar didėja ir reikalauja nuolatinio monitoringo ir tyrimų.

Apibendrinant mokslinių tyrimų medžiagą, nagrinėjančią natūralių ir žmogaus veiklos sąlygotų aplinkos pokyčių poveikio spygliuočių augimui ir būklei aspektus, galima daryti išvadą, kad medžių metinių rėvių plotis ir struktūra didžia dalimi priklauso nuo klimato bei antropogeninių veiksnių. Vietinės taršos aplinkoje padidėjęs kai kurių teršiančių medžiagų kiekis ir pasikeitusios augimo sąlygos tiesiogiai pažeidžia miškus, sąlygoja įvairius morfologinius, fiziologinius ir cheminius pokyčius, kurių pasekoje sulėtėja medžių augimas, blogėja jų būklė ar net sukeliamas medžių žuvimas. Ypač jautriai miško ekosistemos reaguoja į aplinką rūgštinančių teršalų poveikį. Ilgalaikio teršalų poveikio įvertinimas yra sudėtingas uždavinys, būtinas siekiant išaiškinti augimo pokyčius dėl kompleksinio klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikio. Ypač svarbu nustatyti pažeistų ekosistemų atsikūrimo galimybes, tačiau šiems klausimams spręsti kol kas skirta labai mažai mokslinių tyrimų.

2. TYRIMŲ OBJEKTAS, DARBŲ APIMTYS IR METODAI

Tyrimo objektais pasirinkti prie cemento gamyklos AB „Akmenės cementas“ ir azotinių trąšų gamyklos AB „Achema“ skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augantys pušynai, patiriantys ilgalaikį antropogeninį poveikį. Šios rūšies medynai tyrimams buvo pasirinkti dėl to, kad tai labiausiai Lietuvoje paplitusi medžių rūšis, o miškai, kuriuose vyrauja ši rūšis, sudaro 36,2 % bendro miškų ploto. Šių dviejų gamyklų poveikio zonų pasirinkimą lėmė tai, kad šios gamyklos – vieni iš didžiausių vietinių taršos šaltinių Lietuvoje, be to, jos kardinaliai skiriasi išmetamų teršalų poveikio pobūdžiu.

2.1. TYRIMO OBJEKTŲ CHARAKTERISTIKA

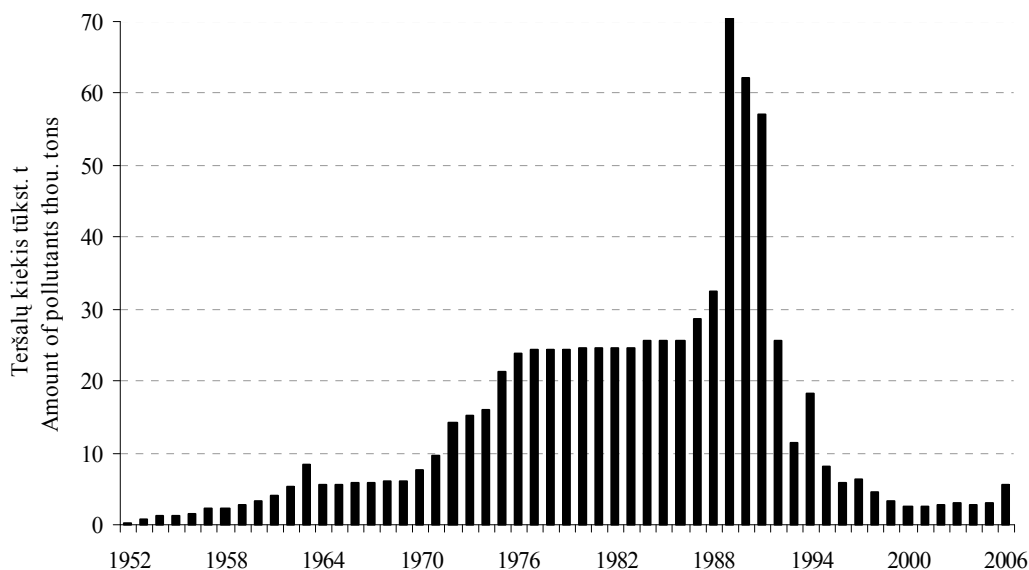
„Akmenės cemento“ ir „Achemos“ poveikio zonose augantys pušynai patiria ilgalaikį antropogeninį poveikį, o tai lemia augalų rūšių sudėties ir gausumo, medžių produktyvumo pokyčius. Remiantis skirtingu atstumu nuo taršos šaltinių augančių medynų būklės ir radialiojo prieaugio, taip pat dirvožemio bei kritulių cheminės sudėties tyrimų rezultatais (Šepetienė, Bartkevičius, 1996; Armolaitis ir kt., 1999a, b; Armolaitis, 2002; Juknys et al., 2002), daroma prielaida, kad gamyklų poveikio zonose augantys pušynai patiria skirtingą teršalų poveikį, kuris, tolstant nuo taršos šaltinio, silpnėja.

2.1.1. AB „Akmenės cementas“ ir jos poveikio zonos charakteristika

„Akmenės cementas“ yra didžiausia Baltijos šalyse ir vienintelė Lietuvoje bendrovė, gaminanti rišamąją statybinę medžiagą – cementą, pradėta statyti 1947 m. pelkėtame Karpėnų kaime šiaurinėje Lietuvos dalyje. 1952 m. gamykloje pradėjo veikti pirmoji klinkerio degimo krosnis, o 1974 m. veikė jau 8 cemento gamybos linijos. XX a. aštuntojo dešimtmečio pradžioje „Akmenės cementas“ per metus pagamindavo 3,37 mln. tonų cemento, 65 mln. sutartinių lakštų šiferio, 1600 km sutartinio skersmens asbestcementinių vamzdžių, 130 tūkst. tonų kalkių. Į atmosferą gamykla kasmet išmesdavo 27 tūkst. tonų sieros dioksido (SO_2), 9-10 tūkst. tonų cemento dulkių, 8,5 tūkst. tonų azoto oksidų (NO_x) ir apie 1 tūkst. tonų pelenų bei kitų kietųjų dalelių (Armolaitis ir kt., 1999b) (2.1 pav.). Tuomet buvo manoma, kad emisijų kiekis nesumažės iki 2000 metų.

Atkūrus Lietuvos nepriklausomybę, XX a. devintojo dešimtmečio pradžioje dėl bendro pramonės nuosmukio sumažėjus gamybos apimtims, modernizuojant technologines linijas (atliktas elektrofiltrų kapitalinis remontas, jų reguliavimo darbai, modernizuotos sukamųjų krosnių dalys), išmetamų teršalų kiekis mažėjo. Jeigu 1989-1991 m. gamykla per metus išmesdavo 60-70 tūkst. tonų teršalų, tai 1992 m. šis kiekis sumažėjo iki 33 tūkst. tonų, o 1994-1995 m. siekė tik 6-8 tūkst. tonų. Nuo 1999 m. patobulinus aplinkos apsaugos priemones ir vykdant DLK normatyvų projekte

numatytų priemonių planą, „Akmenės cemento“ metinis išmetamų teršalų kiekis sumažėjo ir neviršijo 3 tūkst. tonų (LR AM, 2005).

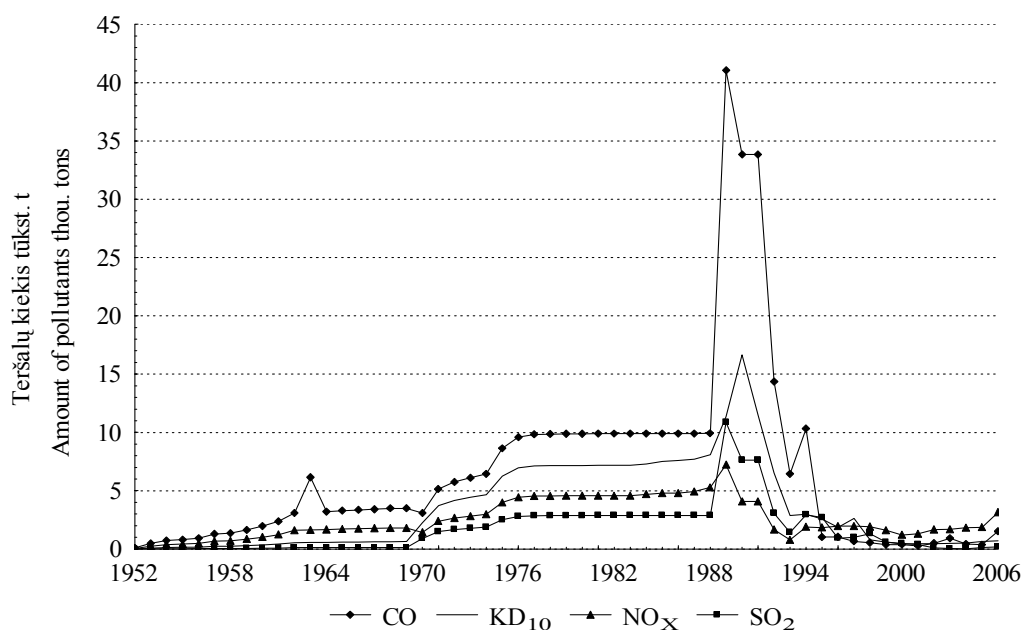


2.1 pav. Metinė „Akmenės cemento“ emisija 1952-2006 metais

Fig. 2.1. Total annual emissions of “Akmenės cementas” plant in 1952-2006

Paskutiniaisiais metais cemento paklausa nemažėja, todėl bendrovė vis dar negali stabdyti antrosios gamybos linijos, kurioje ketino įdiegti padangų deginimo technologiją. 2006 m. „Akmenės cemento“ emisija į atmosferą padidėjo ir siekė 5,6 tūkst. tonų.

Nuo 1991 m. sumažėjus bendrajai teršalų emisijai, ženkliai pakito ir jos sudedamųjų dalių kiekis (2.2 pav.).



2.2 pav. „Akmenės cemento“ išmetamų teršalų dinamika 1952-2006 metais

Fig. 2.2. Dynamics of “Akmenės cementas” plant pollutants in 1952-2006

Po įvairių remonto darbų ženkliai (3-6 kartus) sumažėjo pagrindinių gamyklos teršalų – cemento dulkių (KD_{10}) – emisija į aplinką. 2002 m. vidutinė cemento dulkių koncentracija siekė $0,08 \text{ mg/m}^3$ ir neviršijo DLK, o maksimali koncentracija siekė $0,5 \text{ mg/m}^3$ ir 1,7 karto viršijo DLK. Tokie atvejai sudarė 0,6 % visų per metus tirtų mėginių. Palyginus su intensyvios taršos laikotarpiu (1989-1991 m.) ženkliai sumažėjo sieros oksidų (SO_2) kiekis. Azoto oksidų (NO_x) emisija į aplinką sumažėjo vidutiniškai 4 kartus.

Aplinkos sąlygos. Tiriamos vietovės vidutinė metinė oro temperatūra siekia $7,1 \text{ }^\circ\text{C}$; vidutinis metinis kritulių kiekis – 615 mm, o aktyvios vegetacijos laikotarpiu (gegužės-rugpjūčio mėn.) – 304 mm.

„Akmenės cemento“ gamyklą supa Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos miškai. Naujosios Akmenės girininkijos teritorija priklauso Ventos vidurupio lygumai, kuri yra iškilusi 60-70 m virš jūros lygio. Teritorijoje dominuoja velėniniai glėjiški dirvožemiai, susidarę iš sunkių priemolių, pridengtų priesmėliu arba lengvu priemoliu. Dažni jauriniai ir ypač pelkiniai tarpinio tipo dirvožemiai. 65 % urėdijos ploto priskiriama laikinai užliejamoms dirvoms, apie 14 % dirvų yra nusaustos pelkės. Gausūs pelkiniai tarpinio tipo durpiniai dirvožemiai pasižymi dideliu absorbcijos potencialu cemento dulkių teršalams.

Dirvožemio savybių pokyčiai. Tiriant pelkinius tarpinio tipo durpinius dirvožemius įvairiu atstumu nuo gamyklos (Armolaitis ir kt., 1999b), nustatyta, kad iki 7-8 km nuo gamyklos miško paklotėje ir viršutiniame dirvožemio sluoksnyje susikaupęs padidėjęs mainų Ca^{2+} ($0,5\text{-}23,8 \text{ cmol/kg}$) ir Mg^{2+} kiekis ($0,5\text{-}2,5 \text{ cmol/kg}$). Todėl vyksta miško paklotės ir dirvožemio, ypač iki 20 cm gylio, šarmėjimas – 5-6 km atstumu nuo gamyklos nustatytas miško paklotės vidutinis pH_{KCl} siekė 6,66, o viršutinio dirvožemio sluoksnio – pH_{KCl} 6,69. Šarmėjimo proceso pasekoje yra sumažėjęs dirvožemio hidrolitinis rūgštingumas, padidėjęs prisotinimas bazėmis, nustatytas mažesnis H^+ , Al^{3+} ir augalams prieinamo P_2O_5 kiekis. Padidėjęs judriosios sieros kiekis miško paklotėje nustatytas iki 7-8 km atstumu, durpėse – iki 5-6 km atstumu 10-20 cm gylyje. Padidėję NO_3^- -N kiekiai nustatyti tik arčiau gamyklos (2-3 km) (Armolaitis ir kt., 1999b).

Atmosferos kritulių cheminės sudėties pokyčiai. Prie „Akmenės cemento“ vykstantį aplinkos šarmėjimą parodė dar 1984-1987 metais atlikta sniego cheminė analizė. Iki 5 km vyraujančių vėjų kryptimi nuo gamyklos (į šiaurės rytus ir rytus) nustatyta šarminė kritulių vandens reakcija – pH 6,3-11,0 (santykinai neužterštų miškų kritulių vandens pH 5,2-5,8) (Armolaitis ir kt., 1991). Šis pašarmėjimas vyko dėl užteršimo mineralinėmis priemaišomis ir padidėjusio Ca^{2+} ir K^+ kiekio. Šiuos rezultatus patvirtino kritulių cheminės sudėties tyrimas 1995 m. – kritulių reakcija iki 5-6 km nuo gamyklos kito nuo pH 6,2 iki pH 10,2. Apskaičiuota, kad iki 5-6 km nuo gamyklos suminė šlapioji Ca^{2+} ir Mg^{2+} depozicija ($5,0\text{-}19,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}/\text{mėn.}$) buvo žymiai didesnė nei SO_4^{2-} -S ir

NO_3^- -N ($2,7\text{--}6,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}/\text{mėn.}$) (Armolaitis ir kt., 1999b). Taigi kritulių pašarmėjimui įtakos turėjo padidėjęs Ca^{2+} ir Mg^{2+} kiekis, kuris neutralizavo aplinką rūgštinančius sulfatus ir nitratus.

Tiriant atmosferos oro sudėtį aštuntojo dešimtmečio pradžioje, iki 4-6 km atstumu nuo gamyklos nustatyta ypač daug dulkių (vidutiniškai $0,31\text{--}0,47 \text{ mg}/\text{m}^3$), SO_2 ($0,21\text{--}0,25 \text{ mg}/\text{m}^3$) ir NO_3 ($0,042\text{--}0,060 \text{ mg}/\text{m}^3$) (Armolaitis ir kt., 1995).

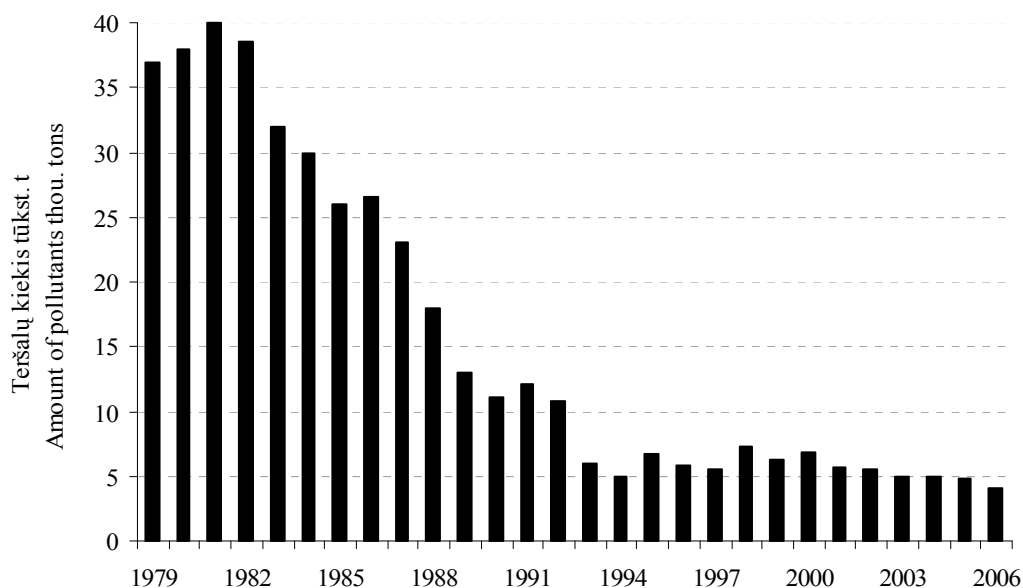
Medynų būklė. Per 1990-1996 m. spygliuočių stebėjimų laikotarpį 1,5 km atstumu nuo „Akmenės cemento“ tirtuose bareliuose žuvo beveik pusė medžių (Armolaitis ir kt., 1999b). Blogėjančią eglyno būklę atspindi didėjanti (nuo 50 % iki 79,1 %) defoliacija. Išlikusios eglės žaliuoja tik antrinių ūglių dėka, kurie yra taip pat pažeisti (Lesiński, Armolaitis, 1992). Visoms eglėms būdingi periferinis ir viršūninis-periferinis lajos pažeidimų tipai (Armolaitis ir kt., 1995). „Akmenės cemento“ poveikio zonoje net 93 % tirtųjų eglių turi ryškius dechromacijos požymius – tai didžiausia niekur kitur Lietuvoje nenustatyta dechromacija (Armolaitis ir kt., 1999b).

3,5-7,5 km atstumu rytų kryptimi nuo gamyklos augančių pušynų pažeidimai 1990 m. buvo nežymūs. Jie šiek tiek suintensyvėjo 1993-1995 m., vidutinei medžių lajų defoliacijai padidėjus nuo 13,6-16,7 % iki 18,1-27,5 %. Žuvusių medžių kiekis tuo laikotarpiu padidėjo nuo 2-12 % iki 13-30 %. Panaši medžių būklė išliko ir toliau – 1996 m. 3,5 km atstumu pušų vidutinė defoliacija buvo 17,7 %, 5,5 km – 24,7 %, o 7,5 km – 28,1 %. Tolstant nuo taršos šaltinio, daugėjo ir pažeistų, nudžiūvusių medžių kiekis – atitinkamais atstumais jie sudarė 6 %, 18 % ir 34 % nuo visų tyrimo barelyje apskaitytų.

2.1.2. AB „Achema“ ir jos poveikio zonos charakteristika

Azotinių trąšų gamykla „Achema“ (buvęs „Azotas“), įkurta 1965 m. centrinėje Lietuvos dalyje, Neries ir Šventosios upių santakoje, yra didžiausia azoto trąšų gamintoja Baltijos šalyse ir vienas didžiausių vietinės taršos šaltinių Lietuvoje, kurio teršaluose vyrauja anglies monoksidas (CO), sieros dioksidas (SO_2), azoto dioksidas (NO_2), amoniakas (NH_3) ir mineralinės dulkės (Stravinskienė, 2002).

„Achema“ savo veiklos pradžioje gamino amoniakinį vandenį, metanolį, karbamidą, polivinilo acetato dispersiją, karbamidines formaldehidines dervas, amonio salietrą ir nitrofoską. 1977 m. nitrofoskos cecho pajėgumai padvigubėjo, o 1978 m. pradėjo veikti trečiasis amoniako cechasis. Didžiausias suminis teršalų srautas buvo 1979-1982 metais, kuomet kasmet į atmosferą patekdavo 34-40 tūkst. tonų teršalų (Armolaitis ir kt., 1999a) (2.3 pav.). Esant didžiausiai teršalų emisijai (1981 m.), „Achemos“ aplinkos apsaugos centro duomenimis, daugiausia ją sudarė anglies monoksidas, sieros dioksidas, azoto oksidai, amoniakas, metanolis bei mineralinių trąšų dulkės.

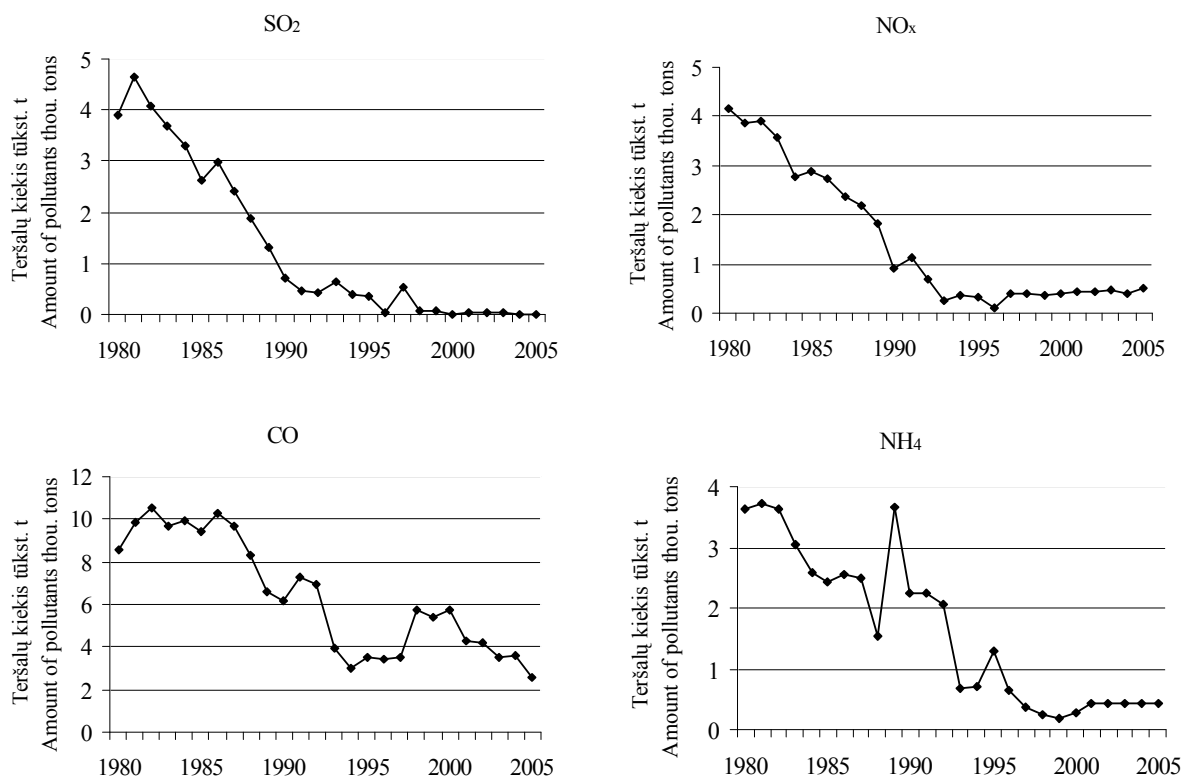


2.3 pav. Metinė „Achemos“ emisija 1979-2006 metais

Fig. 2.3. Total annual emissions of “Achema” plant in 1979-2006

1981-1988 m. metinė emisija sumažėjo nuo beveik 40 iki 22-23 tūkst. tonų. 1989 m. kovo 20 d. gamykloje išsihermetizavus izoterminei amoniako saugyklai ir užsidegus nitrofoskos cecho sandėliui, į aplinką išsiliejo apie 7,5 tūkst. tonų skysto amoniako. Atmosfera buvo užteršta azoto rūgšties, azoto oksidų, chloro ir fluoro junginiais (Šukytė, 1989). Po avarijos nitrofoskos cechas, kuris į atmosferą išmesdavo daugiausiai teršalų, buvo uždarytas, todėl metinė gamyklos emisija 1991-1992 m. sumažėjo iki 11-12 tūkst. tonų. 1993 m. teršalų kiekis sumažėjo 84 % palyginus su 1981 m. ir sudarė tik 5,9 tūkst. tonų. Nuo 1995 m. modernizavus gamyklos pagrindinius įrenginius, pakeitus ir patobulinus gamybos technologijas, rekonstravus valymo įrenginius, „Achemos“ metinis išmetamų teršalų kiekis sumažėjo ir svyravo nuo 4,1 iki 7,2 tūkst. tonų. 2006 m. gamyklos emisija siekė 4 tūkst. tonų (2.3 pav.).

Keleriopai sumažėjus bendrajai teršalų emisijai, pakito ir jos sudedamųjų dalių kiekis (2.4 pav.). Palyginus su 1979-1980 m. emisija, kuri lėmė masinį miškų džiūvimą (Armolaitis ir kt., 1999a), ženkliai (6-10 kartų) sumažėjo azoto oksidų (NO_x) ir amoniako (NH_4) kiekis. Dar žymesnis buvo sieros dioksido (SO_2) emisijos sumažėjimas – beveik 200 kartų, kadangi nuo 1988 m. elektros energijos gamybai vietoj taršaus mazuto imta naudoti gamtines dujas (Armolaitis ir kt., 1999a).



2.4 pav. „Achemos“ išmetamų teršalų dinamika 1980-2005 metais

Fig. 2.4. Dynamics of „Akmenės cementas“ plant pollutants in 1980-2005

Aplinkos sąlygos. Vidutinė metinė oro temperatūra siekia 6,2 °C; vidutinis metinis kritulių kiekis – 525 mm, o aktyvios vegetacijos laikotarpiu (gegužės-rugpjūčio mėn.) – 420 mm.

„Achemą“ supa Jonavos miškų urėdijos miškai, priklausantys Nevėžio lygumai ir Nemuno vidurupio bei Neries žemupio plynaukštei. Dauguma (apie 90 %) gamyklos poveikio zonos dirvožemių yra mineraliniai. Smėlio dirvožemiai, kuriuose kai kur įsiterpia priesmėliai, užima apie 61 % ploto. Sunkios uolienos dirvožemiai (priemoliai, rečiau – moliai) sudaro apie 22 % teritorijos.

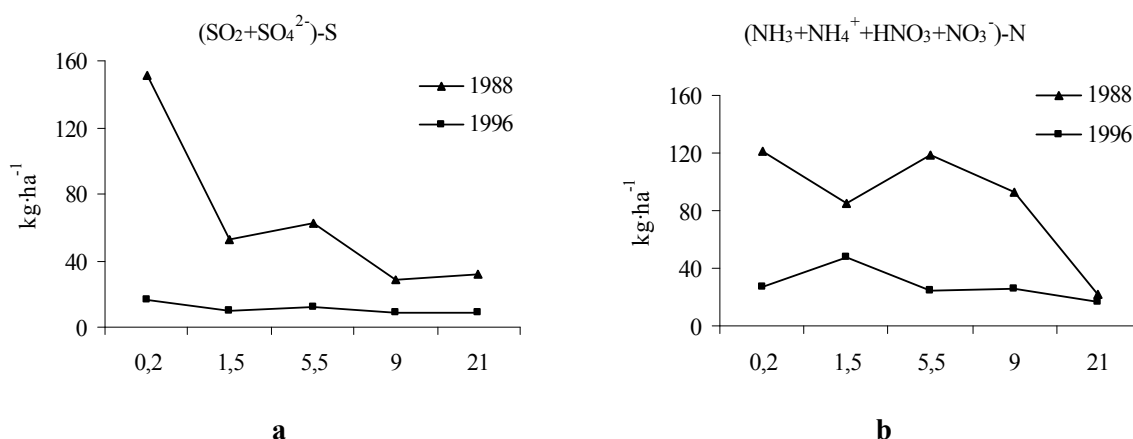
Dirvožemio savybių pokyčiai. Miško dirvožemių rūgštėjimas nustatytas 4-8 km atstumu nuo gamyklos (Armolaitis ir kt., 1999a). Parūgštėjus dirvožemiams, padidėjo mainų Al^{3+} kiekis, išsiplovė kai kurios maisto medžiagos (judrusis K_2O , mainų Ca^{2+} ir Mg^{2+}). Padidėjęs hidrolizinio ir nitratinio azoto kiekis nustatytas tik 2-3 km, o amonio azoto judriosios sieros ir sunkiųjų metalų (Ni, V, Mn, Zn, Cu, Sr) – tik 0,5 km atstumu nuo „Achemos“ (Armolaitis ir kt., 1999a).

Dėl miško paklotės apsauginių savybių, mineralinio dirvožemio buferiškumo, cheminių medžiagų išsiplovimo per 24 metus nuo gamyklos veiklos pradžios miško dirvožemių cheminių savybių pokyčiai pasireiškė 3-8 kartus mažesniu atstumu nuo gamyklos nei buvo pakenkti spygliuočiai.

Atmosferos kritulių cheminės sudėties pokyčiai. Remiantis „Achemos“ į atmosferą išmetamų teršalų šlapiojo srauto tyrimų rezultatais, jei XX a. aštuntojo dešimtmečio pabaigoje bendras (šlapias ir sausas) sieros metinis srautas 1-2 km atstumu nuo gamyklos sudarė virš 50

kg/ha, o 9-22 km atstumu – apie 30 kg/ha, tai 1996 metais – atitinkamai 15 ir 9 kg/ha (Armolaitis ir kt., 1999a) (2.5 pav., a). Tai rodo, kad didesniu nei 9 km atstumu nuo taršos šaltinio metinis sieros srautas devintojo dešimtmečio pabaigoje prilygo vidutiniam metiniam sieros srautui Lietuvoje. Bendras sieros srautas viršija foninį lygį tik visai šalia gamyklos – 0,2 km atstumu jis buvo apie 30 % didesnis nei Aukštaitijos nacionaliniame parke (Šopauskienė, Jasinevičienė, 2006).

Metinis azoto 1988-1996 metais srautas taip pat sumažėjo, tačiau tik 20-22 km atstumu nuo gamyklos devintojo dešimtmečio pabaigoje siekė 17 kg/ha (Armolaitis ir kt., 1999a) (2.5 pav., b). Arčiau gamyklos (0,2-9 km atstumu) bendras azoto srautas viršijo 20 kg/ha ir buvo 2-4 kartus didesnis nei foninės taršos sąlygomis (Šopauskienė, Jasinevičienė, 2006).



2.5 pav. Suminiai sieros (a) bei azoto (b) sausieji ir šlapieji srautai prie „Achemos“ (Armolaitis ir kt., 1999a)

Fig. 2.5. Total wet and dry deposition of sulphur (a) and nitrogen (b) near “Achema” plant

Medynų būklė. Pirmieji aplinkinių miškų pakenkimo požymiai buvo nustatyti 1972 m., kai šalia gamyklos žuvusių medynų plotas siekė 1,5 ha, o 1976 m. padidėjo iki 6 ha. Nuo 1979 m. „Achemos“ išmetamų teršalų poveikyje prasidėjo masinis miškų džiūvimas. Tuometinio „Miško projekto“ (1988) duomenimis, žuvę ir pažeisti miškai užėmė beveik 4000 ha plotą, iš jų silpnai pažeisti – 57 %, vidutiniškai pažeisti – 19 %, stipriai pažeisti – 2 % ir žuvę – net 22 % (Armolaitis ir kt., 1999a). Nustatyta, kad labiausiai buvo pažeisti 2-3 km atstumu nuo gamyklos vyraujančių vėjų kryptimi (70-90° azimutu) augantys pušynai (Барткявичюс, 1987). Tolstant nuo gamyklos, pušynų būklė gerėjo, o 12-14 km atstumu nuo gamyklos pušynai buvo beveik nepažeisti.

Nors metinės emisijos kiekis 1981-1988 m. laikotarpiu sumažėjo nuo 40 iki 22-23 tūkst. tonų, tačiau žuvusių medynų plotai ir toliau didėjo. Įvairiu intensyvumu pažeistų spygliuočių medynų zona išsiplėtė 20-25 km atstumu nuo taršos šaltinio vyraujančių vėjų kryptimi. Daugiausiai pažeidžiami buvo pribrešančio ir vyresnio amžiaus spygliuočių medynai, o intensyviausiai džiūvo aukščiausi ir labiausiai nustelbti medžiai (Armolaitis, 2002).

Pažeistų medynų būklė stabilizavosi ar net pradėjo gerėti nuo 1990-1991 m. Vyresnio amžiaus pažeisti pušynai atsikūrė lėčiau, vidutiniškai ir ypač stipriai pažeistų medžių būklė gerėjo

lėtai. 1992-1996 m. pažeistus eglynus puolė žievėgraužis topografas (*Ips typographus* L.), dėl kurio pažeidimų šiuo laikotarpiu žuvo visi nusilpę vyresnio amžiaus eglynai, plytėję iki 2-4 km atstumu nuo taršos šaltinio, o 4-8 km atstumu nuo gamyklos augusių eglynų žuvo 3-8 kartus daugiau nei nepažeistuose miškuose.

2.2. TYRIMŲ METODIKA IR APIMTIS

2.2.1. Medžių metinių rėvių tyrimo metodika

Eksperimentinės medžiagos rinkimas. Medžių būklės ir jos pokyčių indikatoriumi pasirinktas metinis radialusis prieaugis. Paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metinio radialiojo prieaugio vertinimui ir medynų reakcijos į aplinkos būklės pokyčius indikavimui naudota eksperimentinė medžiaga – grėžiniai, išgręžti 1,3 m aukštyje nuo šaknies kaklelio Presslerio grąžtu. Aplinkos būklės pokyčių indikacijai dėl taršos, taip pat klimato pokyčių vertinimui pasirinkti 1 ir 2 Krašto klasių medžiai, kadangi metinio radialiojo prieaugio dinamikos dėsninčiai geriausiai išreikšti šių medžių rėvėse palyginus su kitomis klasėmis (Битвинская, 1974; Stravinskienė, 1994).

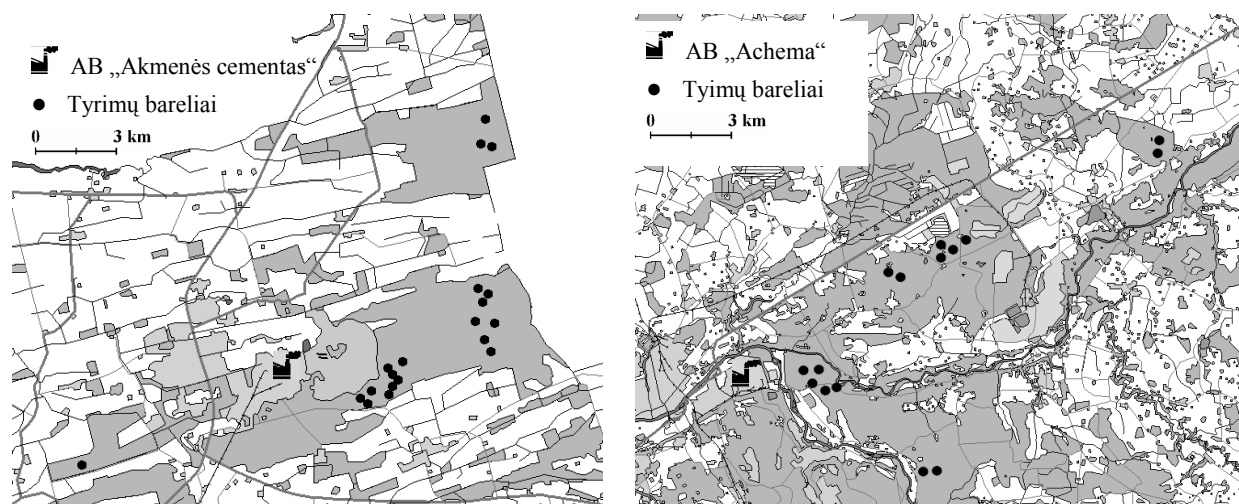
Grėžinių paruošimas metinių rėvių matavimui. Ruošiantis medžių metinio radialiojo prieaugio matavimui, sausi grėžiniai 2-4 valandoms merkami į vandenį, kad medžių rėvės atgautų savo pirmąsias plotis. Dėl grėžinių išdžiūvimo laikant, rėvės netenka apie 10-15 % savo pirmąsios pločio, buvusio grėžimo metu. Kad metinių rėvių bei ankstyvosios ir vėlyvosios medienos kontūrai būtų geriau matomi, po mirkymo viena grėžinėlio pusė, kurioje rėvės geriausiai matomos, nupjaunama specialiu peiliuku ar nušlifuoja. Šlifavimo kokybė tikrinama mikroskopu; jeigu rėvių kontūrai nepakankamai aiškūs, šlifuoja pakartotinai (Stravinskienė, 1994).

Medžių metinių rėvių matavimas. Metinio radialiojo prieaugio (metinių rėvių pločio) matavimui, rėvių struktūros vertinimui bei duomenų išsaugojimui į kompiuterį naudota medžių rėvių matavimo sistema LINTAB su kompiuterine programa WinTSAP 0.30 (F. Rinn Engineering Office and Distribution, Heidelberg, Germany), sudarytas metinių rėvių datavimui ir medžių prieaugio sinchronizavimui naudojamų, pasaulinėje dendrochronologinių ir dendroindikacinių tyrimų praktikoje taikomų metodikų pagrindu (Eckstein, 1989; Schweingruber, 1996). Matavimo tikslumas – 0,001 mm.

2.2.2. Tyrimo apimtis ir tiriamųjų medynų charakteristika

Tyrimai atlikti pusamžiuose pušynuose (pušų amžius svyruoja nuo 65 iki 80 metų), augančiuose skirtingu atstumu (iki 5 km, 5-10 km ir daugiau nei 10 km) nuo „Akmenės cemento“ ir „Achemos“ gamyklų vyraujančių vėjų kryptimis (šiaurės rytų ir rytų). Tyrimo apimtis – 20

tyrimo barelių (vienas iš jų kontrolinis) prie „Akmenės cemento“ ir 15 tyrimo barelių (du iš jų kontroliniai) prie „Achemos“ (2.6 pav.), kuriuose įvertinta 950 medžių.



2.6 pav. Tyrimo barelių išsidėstymas „Akmenės cemento“ ir „Achemos“ poveikio zonose

Fig. 2.6. Distribution of sample plots in the surroundings of “Akmenės cemento” and “Achema” plants

„Akmenės cemento“ poveikio zonoje augančių pušynų charakteristika. „Akmenės cemento“ gamyklą supa Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos miškai, kurių bendras plotas siekia 6932 ha. Teritorija suskirstyta į 121 kvartalus ir 4707 taksacinius sklypus. Pušynai užima 1595 ha (25 % visų medynų), beržynai – 2448 ha (38 %), baltalksnynai – 891 ha (14 %), eglynai – 836 ha (13 %), drebulynai – 291 ha (5 %), uosynai – 204 ha, juodalksnynai – 17 ha. Jaunuolynai užima 23 % ploto, pusamžiai medynai – 46 %, bręstantys 14 % ir brandūs – 17 % girininkijos ploto. Bendras medynų tūris 536,1 tūkst. m³, vidutinis skalsumas – 0,7 (Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos miškotvarkos projektas, 1998).

Tyrimams pasirinkti dendrometriniais rodikliais tapatingi raistašilio (*Carico-sphagnosa*) miško tipo pušynai (*Carico-sphagno-Pinetum*) (2.1 lentelė). Tirtuose medynuose vyrauja durpiniai pelkiniai (tarpinės pelkės), nederlingi, labai rūgštūs (pH 3,5) dirvožemiai (Pb augavietė).

2.1 lentelė. „Akmenės cemento“ poveikio zonoje augančių tiriamųjų pušynų dendrometrinės charakteristikos (P – pušis, B – beržas, E – eglė) (Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos taksoraštis, 1998)

Table 2.1. Dendrometric characteristics of the investigated pine stands growing in the impact zone of “Akmenės cementas” plant (P – pine, B – birch, E – spruce)

Tyrimo barelio Nr.	Vieta (girininkija, kvartalas, sklypas)	Vid. amžius m.	Rūšinė sudėtis	Skal-sumas	Vid. aukštis m	Vid. skersmuo cm	Atstumas nuo gamyklos km	Kryptis
1	N. Akmenės 54-7	75	10P	0,7	18	20	2,4	R
2	N. Akmenės 54-14	65	10P	0,7	19	20	2,4	R
3	N. Akmenės 54-16	75	10P	0,8	22	28	3,0	R
4	N. Akmenės 54-26	70	8P2B	0,8	23	30	3,3	R
5	N. Akmenės 55-20	65	10P	0,9	21	22	3,3	R
6	N. Akmenės 55-33	70	10P	0,8	21	24	3,6	R
7	N. Akmenės 55-36	65	6P4B	0,6	24	28	3,8	R
8	N. Akmenės 55-38	65	6P4B	0,6	28	28	3,5	R
9	N. Akmenės 55-14	65	8P2B	0,7	23	26	3,6	R
10	N. Akmenės 59-12	65	10P+B	0,7	23	26	5,9	R
11	N. Akmenės 59-17	70	10P+B	0,7	22	26	6,0	R
12	N. Akmenės 59-5	80	8P2B	0,6	23	26	6,2	R
13	N. Akmenės 60-15	80	8P1E,B	0,7	23	26	6,8	R
14	N. Akmenės 51-8	65	10P+E,B	0,8	22	24	6,8	R
15	N. Akmenės 51-4	80	10P+E	0,8	22	24	7,0	R
16	N. Akmenės 51-6	80	10PE,B	0,7	23	28	7,0	R
17	N. Akmenės 11-4	80	10P+B	0,6	21	28	13,0	ŠR
18	N. Akmenės 11-9	65	7P3E	0,8	26	28	13,5	ŠR
19	N. Akmenės 10-27	65	10P	0,7	20	24	14,9	ŠR
20	N. Akmenės 42-6	70	8P2B	0,7	25	28	12,0	PV

„Achemos“ poveikio zonoje augančių pušynų charakteristika. „Achemos“ poveikio zonoje esantys miškai priklauso Jonavos miškų urėdijai. Bendras Jonavos urėdijos miškų plotas 36941 ha. Pušynai Jonavos urėdijoje užima 40 % medynų ploto, eglėnai – 23 %, beržynai – 20 %, juodalksnynai – 8 %, ąžuolynai – 3 %, uosynai – 2 %, drebulynai – 4 %. Kitų medžių rūšių medynai (baltalksnynai, klevynai, liepynai ir kt.) auga nedideliuose plotuose (Jonavos miškų urėdijos miškotvarkos projektas, 2002).

Tyrimams buvo pasirinkti dendrometriniais rodikliais tapatingi žaliašilio (*Vaccinio-myrttillosa*) miško tipo pušynai (*Vaccinio-myrttillo-Pinetum*) (2.2 lentelė). Tirtuose medynuose vyrauja paprastieji bei pajaurėję smėlžemiai arba paprastieji jaurazemiai (Nb augavietė).

2.2 lentelė. „Achemos“ poveikio zonoje augančių tiriamųjų pušynų dendrometrinės charakteristikos (Jonavos miškų urėdijos taksoraštis, 1998)

Table 2.2. *Dendrometric characteristics of the investigated pine stands growing in the impact zone of “Achema” plant (P – pine, B – birch, E – spruce)*

Tyrimo barelio Nr.	Vieta (girininkija, kvartalas, sklypas)	Vid. amžius m.	Rūšinė sudėtis	Skal- sumas	Vid. aukštis m	Vid. skersmuo cm	Atstumas nuo gamyklos km	Krypti s
1	Upninkų 10-14	75	10P	0,7	23	28	3,3	R
2	Upninkų 10-7	72	10P+E	0,7	27	30	3,6	R
3	Upninkų 10-16	76	10P	0,7	23	24	3,8	R
4	Ažuolynės 24-7	75	8P1B1E	0,7	28	32	4,3	R
5	Ažuolynės 25-7	70	9P1B	0,7	25	30	4,5	R
6	Upninkų 37-2	70	10P+E,B	0,8	22	26	6,9	ŠR
7	Upninkų 37-8	65	8P2B	0,7	25	24	7,0	ŠR
8	Ažuolynės 111-14	80	8P1B1E	0,7	25	28	9,1	ŠR
9	Ažuolynės 100-17	70	9P1B	0,6	22	26	10,3	ŠR
10	Ažuolynės 102-11	75	9P1E,B	0,7	27	32	10,9	ŠR
11	Ažuolynės 104-7	65	10P	0,7	24	26	11,1	ŠR
12	Veprių 92-21	75	10P+E	0,7	23	26	19,8	ŠR
13	Veprių 90-11	75	10P	0,7	25	30	20,1	ŠR
14	Upninkų 65-10	80	8P2B,E	0,7	25	30	10,0	PR
15	Upninkų 68-13	80	9P1E	0,7	27	30	9,8	PR

2.3. DUOMENŲ ANALIZĖS METODAI

2.3.1. Metinio radialiojo prieaugio eilučių sinchronizacija

Dendrochronologiniams tyrimams būtini kiek įmanoma tikslesni matavimo duomenys, nes nuo jų priklauso atlikto tyrimo rezultatų patikimumas (Grissino-Mayer, 1997). Kai kuriais metais dėl nepalankių klimato sąlygų metinės rievės gali nesusiformuoti, ypač brandžiuose bei nustelbtuose medynuose. Be to, laikinai sutrikus kambio aktyvumui (dėl gaisro, sausros, vėjo, šalų, vabzdžių invazijos ar kitų veiksnių) atsiranda dvigubų rievų (Крамер, Козловский, 1983; Eckstein, 1989; Lovelius, 1997).

Radialiojo prieaugio eilučių sinchronizacija yra pagrindinis dendrochronologijos principas. Ne tik matavimo klaidos lemia radialiojo prieaugio tarpusavio sinchroniškumą. Gali nebūti matavimo ir datavimo klaidų, bet prieaugis tarp atskirų medžių gali būti savaime nesinchroniškas. Dauguma mokslininkų sutaria, kad tokių medžių rievų duomenys tolimesnei analizei netinkami.

Datavimo kokybė ir sinchroniškumas tarp radialiojo prieaugio eilučių vertinti Tarptautinio medžių rievų duomenų banko (ITRDB) programų paketo COFECHA 3.00P programa (R.L. Holmes, Tucson) (Holmes, 1994). Nesinchroniško prieaugio medžiai tolimesnei analizei nenaudoti arba nenaudota ta jų eilutės dalis, kuri yra nesinchroniška.

2.3.2. Metinio radialiojo prieaugio indeksų skaičiavimas

Medžių rėvių plotis priklauso ne tik nuo klimato, bet ir nuo kitų aplinkos veiksnių: gaisrų, ligų, gyvūnų nugraužimo, medyno tankumo, medžio lajos ir jos pokyčių, medžių konkurencijos medyje (Phipps, 1982; Bräker, 1992). Didelę įtaką rėvių pločiui turi ir medžių amžius: jauname amžiuje rievės plačios, vyresniame – siauresnės (Cook et al., 1990; Stravinskienė, 2002). Norint eliminuoti medžių amžiaus įtaką metinio radialiojo prieaugio dydžiui bei išryškinti prieaugio dinamikos ciklus dėl klimatinio fono svyravimų, prieaugio duomenys standartizuojami. Tam tikslui skaičiuojami radialiojo prieaugio indeksai – santykiniai dydžiai, parodantys konkrečių kalendorinių metų radialiojo prieaugio santykį su tų metų prieaugio norma.

Norint išryškinti klimato veiksnių poveikį medžių radialiajam prieaugiui, naudojamos įvairios indeksavimo metodikos (Битвинская, 1974). Metinio radialiojo prieaugio indeksai skaičiuoti remiantis R. Holmes dvigubo indeksavimo metodika (Holmes, 1994). Kiekvienos radialiojo prieaugio eilutės indeksavimui naudota neigiama eksponentinė funkcija arba linijinė regresija. Neigiama eksponentinė funkcija naudota radialiojo prieaugio trendui (su medžio amžiumi susijusiems radialiojo prieaugio kitimams) eliminuoti:

$$Y = A \cdot e^{-bt} + D, \quad (2.1.)$$

čia: Y – tikėtinas prieaugis t metais; e – natūrinis logaritmas; b kinta priklausomai nuo išlyginimo kreivės polinkio A ; D – konstanta.

Sudarius neigiamos eksponentinės kreivės modelius, kreivių, kurių konstanta D neigiama arba b teigiamas, standartizavimui naudota linijinė regresija. Tai paprasčiausias standartizavimo metodas. Ji dažniau tinka trumpų ar su nebūdingu amžiaus kreivės trendu radialiojo prieaugio eilučių standartizavimui (Cook, Briffa, 1990).

Antrajame indeksavimo etape naudota stochastinė – kubinio polinomo *spline* – funkcija, eliminuojanti nestacionarius ilgalaikius augimo cikliškumus, kurių neaproksimuoja linijinės regresijos bei neigiamos eksponentinės funkcijos kreivės (Fritts, 1991):

$$G_t = b_0 + b_1 t + b_2 t^2 + \dots + b_p t^p, \quad (2.2.)$$

čia: t – laikas; b – koeficientas; p – polinomo laipsnis.

Indeksuojant *spline* funkcija pasirinktas 21 metų bangos ilgis, eliminuojant 33 % variacijos. Pasirinkus trumpesnę bangos ilgį skalėje būtų mažiau variacijų, taip prarandant dalį informacijos. Jei pasirinktas bangos ilgis bus didesnis, pavyzdžiui, 30 ar 50 metų, indeksavimas neatliktų savo funkcijos – neeliminuočių nestacionarių svyravimų, kurie susiję su medyno tankumu, retinimu, bet nesusiję su klimato svyravimais.

2.3.3. Statistinė duomenų analizė

Metinio radialiojo prieaugio pokyčių priklausomybės nuo taršos ir klimato veiksnių skaičiavimai bei jų statistinė analizė atlikta Microsoft Excel ir StatSoft Statistica programiniais paketais.

Tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio sekų statistiniam vidurkių palyginimui naudota vienaveiksė dispersinė analizė (Fišerio kriterijus F). Laikoma, kad bent dviejų iš nagrinėjamų prieaugio sekų vidurkiai statistiškai reikšmingai skiriasi, kai F kriterijus didesnis už kritinį F_{kr} , o $p < 0,05$.

Skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių medynų metinio radialiojo prieaugio sekų porų statistiniam palyginimui naudotas Stjudento t kriterijus nepriklausomoms imtims (T-test for Independent Samples). Lyginant x ir y sekas, laikoma, kad x yra statistiškai reikšmingai mažesnis už y , kai t kriterijaus reikšmė mažesnė už neigiamą kritinę reikšmę, o $p < 0,05$.

Skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių medynų metinio radialiojo prieaugio sekų panašumų vertinimui, naudota klasterinė analizė, kurios tikslas – išskaidyti tiriamus objektus į keletą grupių (klasterių) taip, kad klasterio viduje atstumai tarp objektų būtų kuo mažesni, o atstumai tarp klasterių – kuo didesni (Vencloviėnė, 2000; Čekanavičius, Murauskas, 2002).

Norint nustatyti ryšius tarp radialiojo prieaugio ir klimato bei antropogeninių veiksnių naudota Pirsono koreliacinė analizė.

Siekiant nustatyti, kokie veiksniai lemia metinio radialiojo prieaugio pokyčius, įvertinti šių pokyčių mastą, buvo atliekama vieno kintamojo ir daugiaveiksė tiesinė regresinė analizė.

3. REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

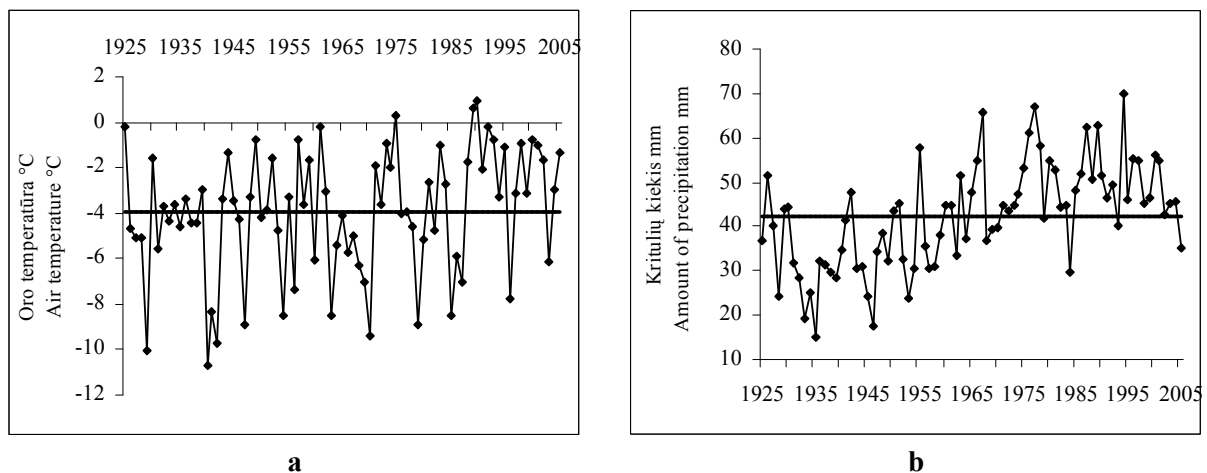
3.1. KLIMATO VEIKSNIŲ POVEIKIS PAPRASTOSIOS PUŠIES (*Pinus sylvestris* L.) METINIAM RADIALIAJAM PRIEAUGIUI

Medžių metinio radialiojo prieaugio dinamikos ypatumus sąlygoja ne tik ekologinės augavietės sąlygos, biologinės medžių rūšių savybės, bet ir ilgalaikė klimato veiksnių kaita, kuri yra dominuojanti (Bitvinskas, 1997). Nustatyta, kad pušų metinių rėvių formavimuisi Lietuvos sąlygomis didžiausią reikšmę turi vėlyvos žiemos (vasario mėn.), ankstyvo pavasario (kovo, balandžio mėn.) ir vėlyvos vasaros (rugpjūčio mėn.), kai kuriais atvejais – praėjusių metų rudens (rugsėjo, spalio mėn.) oro temperatūra (Stravinskienė, 2002; Juknys et al., 2002). Nors kai kurie autoriai nenustatė statistiškai patikimų ryšių tarp radialiojo prieaugio ir kritulių kiekio, tačiau pastebėta, kad pušų augimui įtakos turi praėjusių metų rugpjūčio ir spalio mėnesių, einamųjų metų ankstyvo pavasario ir vasaros mėnesių krituliai (Pärn, 2003; Juknys, 2004). Pelkiniuose dirvožemiuose oro temperatūros padidėjimas ir kritulių kiekio sumažėjimas skatina medžių augimą, o kritulių perteklius veikia kaip augimą limituojantis veiksnys (Stravinskienė, 2002; Stravinskienė, Erlickytė, 2003).

3.1.1. Klimato sąlygų kaita Naujosios Akmenės regione 1925-2005 metais

Siekiant nustatyti klimato veiksnių poveikį medynų metiniam radialiajam prieaugiui, išanalizuota pagrindinių klimato veiksnių (oro temperatūros ir kritulių kiekio) kaita Naujosios Akmenės regione skirtingais metų laikotarpiais. Klimato rodiklių dinamikos analizei ir tolimesniems tyrimams naudoti Šiaulių meteorologinės stoties duomenys.

Žiemos mėnesių oro temperatūra aptariamuoju 1925-2005 metų laikotarpiu svyravo nuo $-10,7^{\circ}\text{C}$ iki $+1^{\circ}\text{C}$ (3.1 pav., a). Vidutinė daugiametė žiemos mėnesių oro temperatūra yra -4°C .



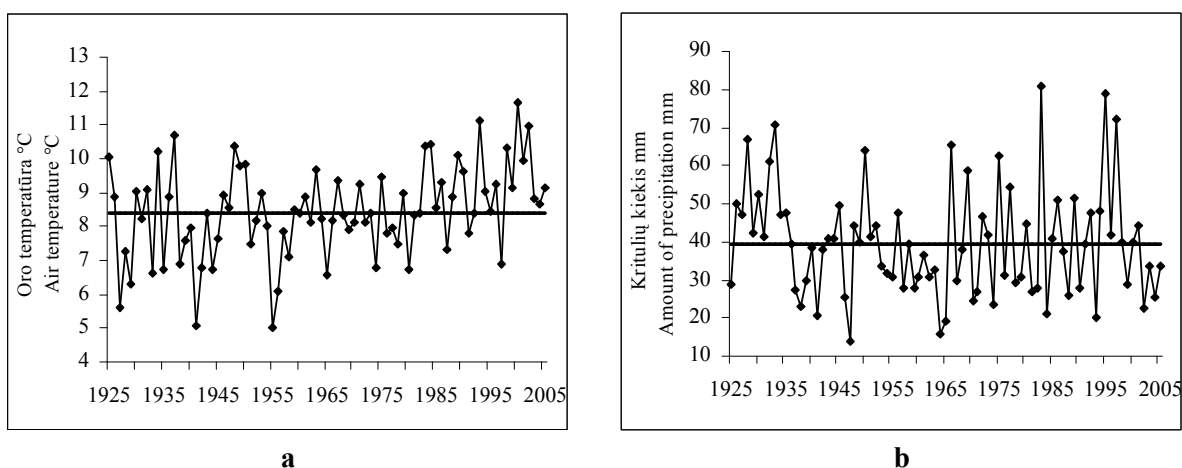
3.1 pav. Vidutinės žiemos (gruodžio–vasario mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1925-2005

Fig. 3.1. Dynamics of mean air temperature and precipitation of winter months (December-February) in 1925-2005

Šalčiausios žiemos užfiksuotos 1929 (-10,1 °C), 1940 (-10,7 °C), 1942 (-9,7 °C) ir 1970 (-9,4 °C) metais. Šaltesnės už vidutinės žiemos užfiksuotos 1947, 1954, 1956, 1963, 1969-1970, 1979, 1985, 1987 ir 1996 metais. Oro temperatūra siekė -8,6 °C. Šiltesnės buvo 1925, 1949, 1957, 1961, 1973, 1975 (+0,3 °C), 1983, 1989-1990 (+0,8 °C), 1992-1993, 1995, 1998, 2000-2001 metų žiemos, kai vidutinė žiemos temperatūra buvo aukštesnė už vidutinę daugiamečių ir svyravo apie -0,8 °C.

Žiemos mėnesių kritulių kiekis 1925-2005 metais svyravo nuo 8 mm iki 71,7 mm per mėnesį (3.1 pav., b). Vidutinis daugiamečių žiemos mėnesių kritulių kiekis – 42 mm per mėnesį. Sausiausi žiemos mėnesiai nustatyti 1928-1930, 1933-1935, 1938, 1947 (8 mm), 1949 (13,3 mm), 1954, 1964, 1969, 1972 ir 1986 metais, kai vidutinis kritulių kiekis siekė 16,5 mm. 1958, 1967-1968, 1979, 1981, 1990, 1992-1996, 1998-2000 (54 mm) ir 2002 (57 mm) metais užfiksuoti žiemos mėnesiai su gausiais krituliais; kritulių kiekis siekė 52,8 mm.

Vegetacijos pradžios (balandžio-gegužės mėn.) temperatūra svyravo nuo 5 °C iki 11,7 °C (3.2 pav., a). Vidutinė daugiamečių vegetacijos pradžios temperatūra yra 8,4 °C. Šilti pavasariai užfiksuoti 1925, 1934, 1937 (10,7 °C), 1948-1950, 1983-1984, 1989-1990, 1993 (11,2 °C), 1998, 2000-2002 (11,0 °C) metais. Tų metų oro temperatūra viršijo vidutinę daugiamečių temperatūrą ir siekė 10,4 °C. Vėsesni pavasariai buvo 1927, 1929, 1933, 1935, 1938, 1941-1942, 1944, 1955-1956, 1965, 1974, 1980 ir 1997 metais, kai vidutinė vegetacijos pradžios oro temperatūra svyravo apie 6,4 °C. Šalčiausi pavasariai buvo 1941, 1955-1956 metais, kai vidutinė balandžio-gegužės mėnesių oro temperatūra buvo tik 5,4 °C.



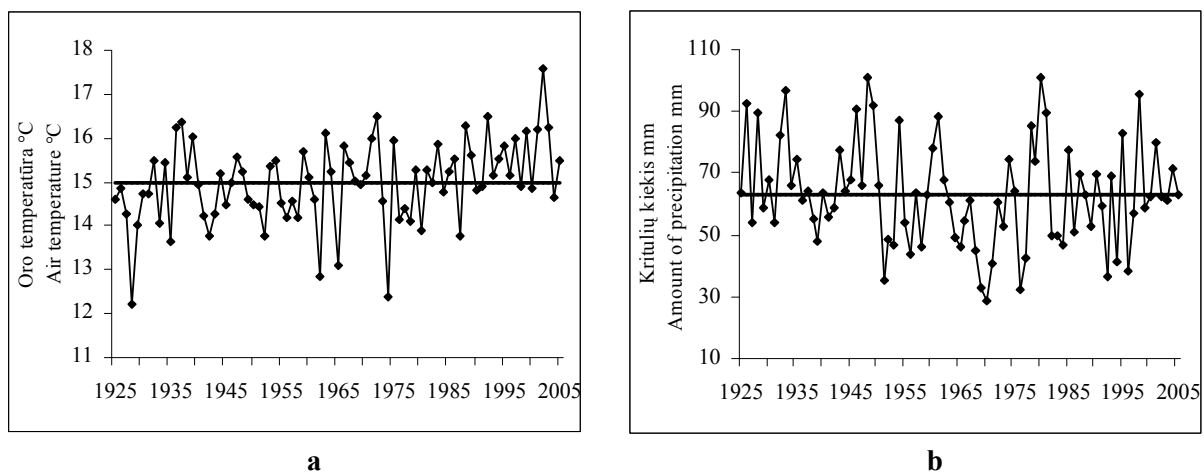
3.2 pav. Vegetacijos pradžios (balandžio-gegužės mėn.) vidutinės oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1925-2005

Fig. 3.2. Dynamics of mean air temperature and precipitation of the beginning of vegetation (April-May) in 1925-2005

Vegetacijos pradžios kritulių kiekis svyravo nuo 16 mm iki 81 mm per mėnesį (3.2 pav., b). Vidutinis daugiamečių vegetacijos pradžios kritulių kiekis – 39,5 mm per mėnesį. Sausringi

vegetacijos pradžios laikotarpiai buvo 1938, 1941, 1947, 1964-1965, 1970, 1974, 1984, 1993 ir 2002 metais, kai vidutinis kritulių kiekis siekė 20,4 mm. Sausringiausia vegetacijos pradžia užfiksuota 1947 metais, kai kritulių kiekis siekė tik 14 mm. Lietingi vegetacijos pradžios laikotarpiai buvo 1928, 1932-1933, 1950, 1966, 1969, 1975, 1977, 1983, 1995 ir 1997 metais. Kritulių kiekis viršijo vidutinį daugiametį ir siekė 66,9 mm. Daugiausia kritulių užfiksuota 1983 (81 mm), 1995 (79 mm) ir 1997 (72 mm) metų vegetacijos pradžioje.

Aptariamuoju laikotarpiu aktyvios vegetacijos (gegužės-rugpjūčio mėn.) oro temperatūra svyravo nuo 12,2 °C iki 17,6 °C (3.3 pav., a). Vidutinė daugiametė aktyvios vegetacijos laikotarpio oro temperatūra yra 15 °C. Aukštesnė už vidutinę daugiametę oro temperatūra nustatyta 1936-1937, 1939, 1971-1972, 1975, 1983, 1988, 1992 (16,5 °C), 1997, 1999 ir 2001-2003 (16,7 °C) metais. Ji viršijo vidutinę daugiametę oro temperatūrą ir siekė vidutiniškai 16,3 °C. Aukščiausia aktyvios vegetacijos oro temperatūra buvo 2002 metais ir siekė 17,6° C. Žemiausios vidutinės šio laikotarpio oro temperatūros buvo 1928-1929, 1935, 1942, 1952, 1962 (12,8 °C), 1965, 1974 (12,4 °C), 1980, 1987 metais ir siekė vidutiniškai 13,3 °C.

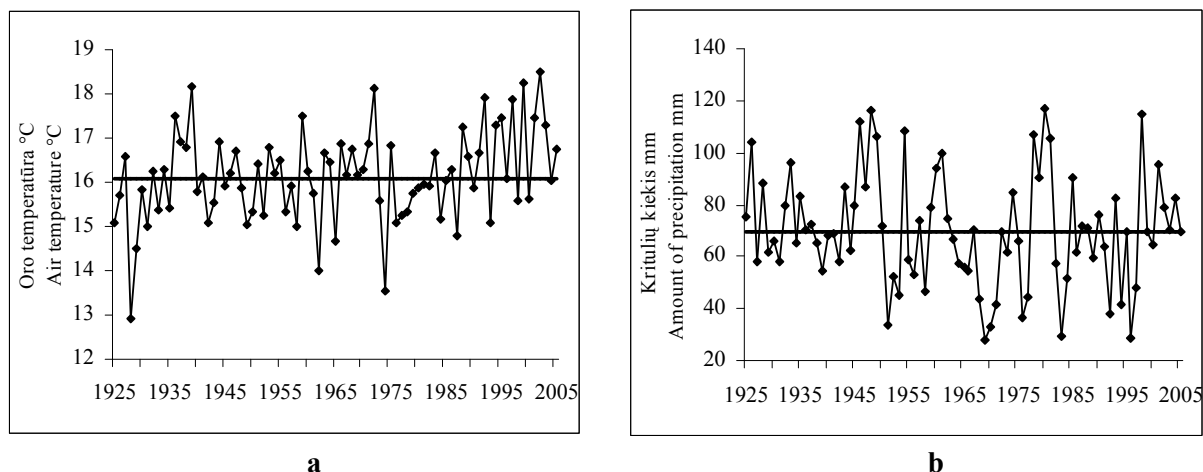


3.3 pav. Vidutinės aktyvios vegetacijos laikotarpio (gegužės-rugpjūčio mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1925-2005

Fig. 3.3. Dynamics of mean air temperature and precipitation of active vegetation period (May-August) in 1925-2005

Aktyvios vegetacijos (gegužės-rugpjūčio mėn.) kritulių kiekis svyravo nuo 28,5 mm iki 101 mm per mėnesį (3.3 pav., b). Vidutinis daugiametis kritulių kiekis aktyvios vegetacijos laikotarpiu siekė 63,2 mm per mėnesį. Sausringi aktyvios vegetacijos laikotarpiai užfiksuoti 1951, 1956, 1968-1971, 1976-1977, 1992, 1994 ir 1996 metais, kai kritulių kiekis buvo mažesnis nei vidutinis daugiametis ir siekė 37,9 mm. Sausringiausi gegužės-rugpjūčio mėnesiai buvo 1970 metais, kai kritulių kiekis siekė vidutiniškai 28,5 mm. Lietingi aktyvios vegetacijos laikotarpiai nustatyti 1926 (92,5 mm), 1928, 1932-1933, 1946, 1948-1949 (96,5 mm), 1961, 1978, 1980-1981 (95,2 mm), 1995 ir 1998 (95,5 mm) metais. Kritulių kiekis siekė 91,3 mm.

Aptariamojo laikotarpio vasaros mėnesių (birželio-rugpjūčio) oro temperatūra svyravo nuo 12,9 °C iki 18,5 °C (3.4 pav., a). Vidutinė daugiametė vasaros mėnesių oro temperatūra yra 16,1 °C. Aukštesnė už vidutinę daugiametę vasaros oro temperatūra, užfiksuota 1936, 1939 (18,2 °C), 1959, 1972, 1988, 1992, 1994-1995, 1997, 1999 (18,2 °C) ir 2001-2003 metais, siekė 17,6 °C. Aukščiausia oro temperatūra, nustatyta 1939, 1972, 1999 ir 2002 metais, buvo 18,3 °C. Vėsios vasaros buvo 1928-1929, 1962, 1965, 1974, 1987 metais, kai vidutinė oro temperatūra siekė 14 °C. Žemiausia vasaros oro temperatūra fiksuota 1928 metais – vos 12,9 °C.



3.4 pav. Vidutinės vasaros (birželio-rugpjūčio mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1925-2005
Fig. 3.4. Dynamics of mean air temperature and precipitation of summer months (June-August) in 1925-2005

Vasaros mėnesių kritulių kiekis svyravo nuo 27,7 mm iki 116,7 mm per mėnesį (3.4 pav., b). Vidutinis daugiametis birželio-rugpjūčio mėnesių kritulių kiekis – 69,8 mm. Sausringos vasaros buvo 1951, 1958, 1968-1971, 1976-1977, 1983, 1992, 1996-1997 metais, kai vidutinis kritulių kiekis siekė tik 37,4 mm. Lietingos vasaros buvo 1926, 1933, 1946, 1948-1949, 1954, 1960-1961, 1978, 1980-1981, 1998 ir 2001 metais. Kritulių kiekis žymiai viršijo vidutinį daugiametį kritulių kiekį ir siekė 105,9 mm. Daugiausia kritulių užfiksuota 1946, 1948, 1980 ir 1998 metų vasaromis, kai vidutinis kritulių kiekis siekė 115 mm.

3.1.2. Oro temperatūros ir kritulių kiekio įtaka metinio radialiojo prieaugio formavimuisi

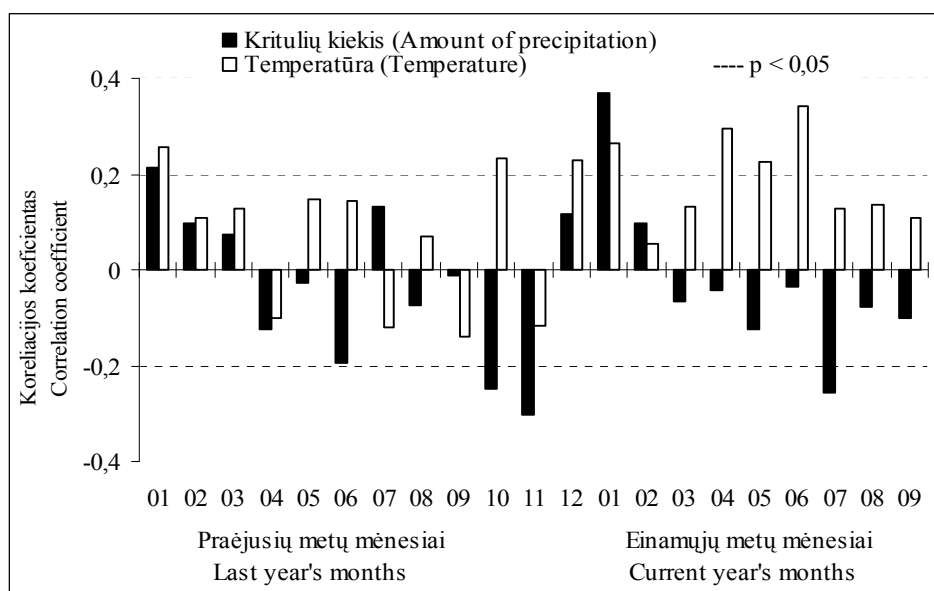
Medžių metinis radialusis prieaugis bei metinių rievių struktūra indikuoja ilgalaikį klimato veiksnių poveikį medžiams. Metinio radialiojo prieaugio sinchroniškumas ir cikliškumas liudija apie klimato veiksnių ritmišką kaitą, kuri priklausomai nuo ciklo fazės turi teigiamą arba neigiamą poveikį medžių augimui (Stravinskienė, 2002).

Klimato veiksnių ir metinio radialiojo prieaugio ryšio nustatymui pasirinktas pagal visus biometrinis rodiklius analogiškas 12 km atstumu nuo „Akmenės cemento“ pietvakarių kryptimi nutolęs kontrolinis medynas, augantis sąlyginai neužterštoje aplinkoje, nes vyraujantys vakarų-

pietvakarių vėjai šia kryptimi atneša palyginti mažai emisijų. Sąlyginai sveiki medžiai yra atspariausi antropogeniniam poveikiui (Стравинскене, 1998), todėl šių medynų radialusis prieaugis geriausiai atspindi klimato veiksnių įtaką.

Remiantis literatūros duomenimis (Cook, Kairiūkštis, 1990; Armolaitis ir kt., 1999a; Linderholm, 2001; Juknys et al., 2002; Stravinskienė, 2002; Pederson et al., 2004; Augustaitis, 2005), medžių augimui ir metinio radialiojo prieaugio formavimuisi didelės reikšmės turi ir praėjusių metų klimato sąlygos, todėl klimato veiksnių poveikio radialiojo prieaugio formavimuisi analizei imti daugiamečiai praėjusių metų sausio-gruodžio mėnesių ir einamųjų metų sausio-rugsėjo mėnesių oro temperatūros ir kritulių kiekio duomenys. Norint eliminuoti medžių amžiaus įtaką metinių rėvių pločiui bei išryškinti radialiojo prieaugio dinamikos ciklus dėl klimatinio fono svyravimų, buvo apskaičiuoti ir šiems bei tolimesniems tyrimams naudoti radialiojo prieaugio indeksai.

Metinio radialiojo prieaugio ir klimato sąlygų koreliacinės analizės rezultatai leidžia teigti, kad prieaugio formavimuisi pelkiniuose dirvožemiuose didelę reikšmę turi vegetacijos laikotarpio oro temperatūra (3.5 pav.). Nustatyti teigiami ir statistiškai patikimi koreliaciniai ryšiai nustatyti su vidutine pavasario (balandžio-gegužės), vasaros pradžios (birželio) oro temperatūra (r siekia 0,22-0,34; $p < 0,05$), taip pat su sausio mėnesio kritulių kiekiu ($r = 0,37$; $p < 0,05$), neigiami – su liepos mėnesio krituliais ($r = -0,25$; $p < 0,05$). Gauti rezultatai taip išryškino teigiamą sausio mėnesio temperatūros įtaką radialiajam prieaugiui ($r = 0,27$; $p < 0,05$). Panašios tendencijos nustatytos ir kitų autorių tyrimuose (Kairiūkštis, 1994; Stravinskienė, 1997, 2002).



3.5 pav. Pirsono koreliacija tarp kontrolinio medyno metinio radialiojo prieaugio ir klimato rodiklių

Fig. 3.5. Pearson correlations between annual radial increment of control pine stands and climatic factors

Atlikta analizė išryškino reikšmingą praėjusių metų klimato sąlygų įtaką radialiojo prieaugio formavimuisi. Duomenys rodo statistiškai patikimą teigiamą praėjusių metų sausio

mėnesio kritulių ir temperatūros įtaką radialiajam prieaugiui (koreliacijos koeficientas r atitinkamai lygus 0,21 ir 0,26; $p < 0,05$). Gauti rezultatai patvirtino kitų autorių (Juknys, Venclovienė, 1998; Stravinskienė, 2002) tyrimų rezultatus dėl stiprios praėjusio rudens klimato sąlygų įtakos. Nustatyti neigiami statistiškai patikimi ryšiai su spalio ir lapkričio mėnesių kritulių kiekiu (koreliacijos koeficientai siekia atitinkamai -0,25 ir -0,31; $p < 0,05$), teigiami – su spalio ir gruodžio mėnesių temperatūra ($r = 0,23$; $p < 0,05$).

Apibendrinant šio skyriaus rezultatus, galima teigti, kad oro temperatūros ir kritulių kiekio kaita yra labai svarbi medžių metinio radialiojo prieaugio formavimuisi. Durpiniuose pelkiniuose (tarpinės pelkės) dirvožemiuose vegetacijos laikotarpio (balandžio-rugpjūčio mėn.) vidutinės oro temperatūros padidėjimas ir mažesnis nei vidutinis daugiametis kritulių kiekis lemia augavietės sausėjimo procesus, teigiamai veikia radialiojo prieaugio formavimąsi ir skatina jo didėjimą. Didesnis nei vidutinis daugiametis vasaros kritulių kiekis ir šilumos trūkumas vegetacijos laikotarpio pradžioje skatina augavietės mikropelkėjimo procesus. Tai sąlygoja ryškų radialiojo prieaugio sumažėjimą. Aukštesnė nei vidutinė daugiametė žiemos mėnesių temperatūra radialių prieaugį veikia teigiamai. Didelę reikšmę prieaugio formavimuisi turi ir praėjusių metų rudens klimato sąlygos: stipresni ir statistiškai patikimi neigiami ryšiai nustatyti su spalio ir lapkričio mėnesių kritulių kiekiu (koreliacijos koeficientai r atitinkamai lygūs -0,25 ir -0,31; $p < 0,05$).

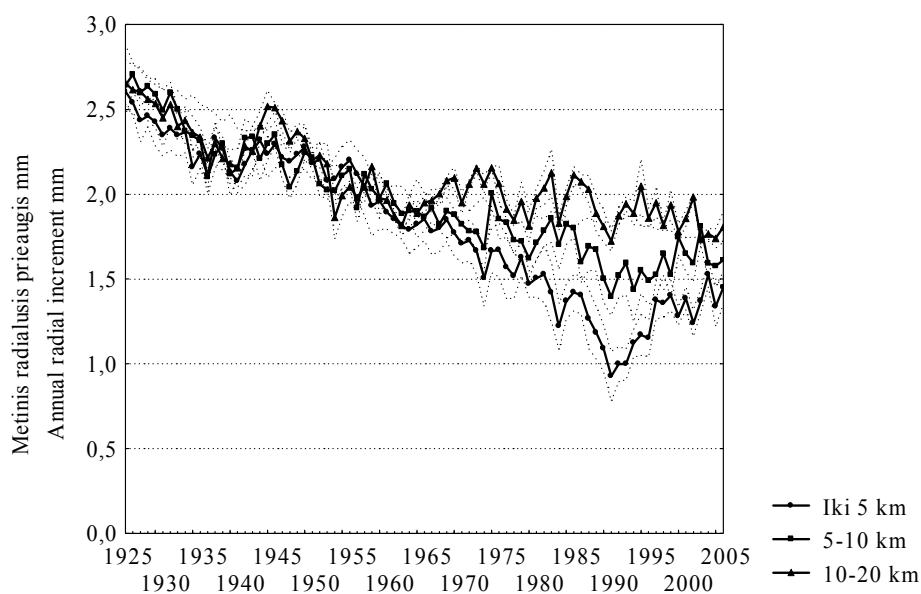
3.2. PAPRASTOSIOS PUŠIES (*Pinus sylvestris* L.) METINIO RADIALIOJO PRIEAUGIO POKYČIAI AB „AKMENĖS CEMENTAS“ VIETINĖS TARŠOS SĄLYGOMIS

Medžių anatominės sandaros ypatumai sudaro galimybę pagal rievų plotį retrospektyviai įvertinti medžių augimo intensyvumą. Todėl vertinant antropogenines apkrovas ir ypač galimą aplinkos taršos poveikį miško ekosistemoms, metinių rievų analizė yra vienas iš perspektyviausių ir informatyviausių metodų (Cook, 1987; Juknys, 1994; Schweingruber, 1996; Armolaitis ir kt., 1999a; Juknys et al., 2002).

Aplinką šarminančių teršalų poveikis ekosistemoms tirtas palyginti mažai. Šarminių junginių poveikiui vienomis iš jautriausių laikomos spygliuočių ekosistemos, kuriose dominuoja rūgštūs jaurazemiai (Kaasik et al., 2003). Pagrindinis „Akmenės cemento“ poveikio zonoje atliktų tyrimų tikslas – išanalizuoti, kaip keičiasi metinis radialusis prieaugis santykinai skirtingai teršalų paveiktuose medynuose, kokie pagrindiniai veiksniai lemia prieaugio pokyčius bei įvertinti pakenktų raistašilio miško tipo pušynų atsikūrimo galimybes sumažėjus pramonės taršai šarminančiais teršalais.

3.2.1. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika

„Akmenės cemento“ – pagrindinis stacionarus Naujosios Akmenės apylinkių taršos šaltinis, lemiantis šių apylinkių pušynų būklę ir augimą. Tyrimams parinkti skirtingu atstumu (iki 5 km, 5-10 km ir 10-20 km) nuo gamyklos šiaurės rytų ir rytų kryptimis augantys paprastosios pušies medynai tam, kad atstumų skirtumai atskleistų galimai skirtingą aplinkos poveikį medžių augimui. Nagrinėjant šių medynų radialiojo prieaugio dinamiką, galima pastebėti, kad iki gamyklos veiklos pradžios prieaugio svyravimai juose buvo panašūs, stebimos bendros kitimo tendencijos (3.6 pav.).



3.6 pav. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika

Fig. 3.6. Dynamics of annual radial increment of the investigated stands

Taršos pradžia laikomi 1952 m. – gamyklos veikimo pradžia, nors teršalų kiekis pirmąjį dvidešimtmetį nebuvo didelis (žr. 2.1 pav.). Praėjus beveik dvidešimtmečiui nuo taršos pradžios (apie 1970-uosius metus) tirtų pušies medynų metinio radialiojo prieaugio sekos išsiskiria. Dėl didėjančio gamyklos išmetamų teršalų kiekio nuo 1970 m. stebimas radialiojo prieaugio mažėjimas, priklausantis nuo atstumo iki taršos šaltinio. Neigiamą teršalų poveikį sustiprino ypač šalta 1987-1988 m. žiema. Didžiausi radialiojo prieaugio pokyčiai nustatyti intensyvios taršos zonoje (iki 5 km), mažiausi – toliausiai nuo gamyklos (10-20 km) pasirinktoje zonoje. Sumažėjus gamyklos emisijai, stebimas arčiausiai gamyklos augančių medynų radialiojo prieaugio didėjimas. Galima gamyklos taršos įtaka radialiojo prieaugio formavimuisi bus detaliau nagrinėjama 3.2.2.-3.2.5. skyreliuose.

3.2.2. Pramonės taršos poveikis skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų metiniam radialiajam prieaugiui

Siekiant nustatyti galimą pramonės taršos įtaką „Akmenės cemento“ poveikio aplinkoje augančių pušų radialiojo prieaugio formavimuisi, pirmiausia norėta išsiaiškinti, ar taršos laikotarpiu išryškėję prieaugio sekų skirtumai skirtingu atstumu nuo gamyklos yra statistiškai reikšmingi, ar tai tėra atsitiktinumas. Šiam tyrimui suformuluota statistinė hipotezė H_0 (skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių pušų metinio radialiojo prieaugio sekų vidurkiai nesiskiria) su alternatyva H_1 (skiriasi bent dviejų skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių pušų metinio radialiojo prieaugio sekų vidurkiai). Gauti vienaveiksnės dispersinės analizės (ANOVA) duomenys pateikti 3.1 lentelėje.

3.1 lentelė. Skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių pušų metinio radialiojo prieaugio vidurkių ANOVA analizės rezultatai taršos laikotarpiu (1952-2005 m.)

Table 3.1. ANOVA results for the means of radial increment series of pines growing at different distances from the plant for the pollution period (1952-2005)

	Kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Dispersijos įverčiai	Fišerio kriterijus F	p reikšmė
Grupių	4,18	2	2,09	41,36	0,000
Vidinė	8,03	159	0,05		

Kaip matyti iš 3.1 lentelėje pateiktų analizės rezultatų, gamyklos taršos laikotarpiu apskaičiuotas Fišerio kriterijus F , kuris parodo, ar duomenų grupių vidurkių skirtumai statistiškai reikšmingi, yra lygus 41,36. Gauta reikšmė $F=41,36$ yra patikima ($p=0,000$) ir didesnė už $F_{kr} \approx 3$ (kritinė Fišerio skirstinio reikšmė, esant reikšmingumo lygmeniui $\alpha=0,05$) (Čekanavičius, Murauskas, 2002). Remiantis gautais rezultatais ir vienaveiksnės dispersinės analizės taikymo taisyklėmis, galima teigti, jog bent dviejų radialiojo prieaugio sekų vidurkiai skiriasi statistiškai reikšmingai. Pagal Fišerio kriterijų nustatyti žymūs ir statistiškai reikšmingi radialiojo prieaugio

vidurkių skirtumai įrodo, kad egzistuoja šiuos skirtumus lemiantis išorinis veiksnys – aplinkos tarša.

Norint statistiškai patikrinti, kurios iš nagrinėjamų sekų skiriasi, buvo lygintos radialiojo prieaugio sekų poros (prieaugis iki 5 km su prieaugiu iki 10 km ir prieaugis iki 10 km su prieaugiu iki 20 km) pagal Fišerio mažiausiai reikšmingo skirtumo (LSD – *Least Significant Difference*) kriterijų, atitinkantį Stjudento t kriterijų nepriklausomoms imtims (Čekanavičius, Murauskas, 2000). Analizės duomenys rodo, kad artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km) pušų metinio radialiojo prieaugio sekos vidurkis yra statistiškai reikšmingai mažesnis nei 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio sekos vidurkis (Stjudento kriterijus $t=-5,0$ ($p=0,000$) $< -t_{kr}$, kai $t_{kr}=1,66$), o 5-10 km atstumu – statistiškai reikšmingai mažesnis nei toliausiai nuo gamyklos (10-20 km) augančių pušų metinio radialiojo prieaugio sekos vidurkis (Stjudento kriterijus $t=-4,63$ ($p=0,000$) $< -t_{kr}$, kai $t_{kr}=1,66$). Taigi skaičiavimai rodo, kad tolstant nuo gamyklos metinis radialusis prieaugis didėja. Tai patvirtina kitų autorių (Armolaitis ir kt., 1999b; Juknys et al., 2002; Stravinskienė, 2002) tyrimų rezultatus, jog tolstant nuo taršos šaltinio išmetamų teršalų kiekis mažėja, jų poveikis medynams silpnėja.

Pagal dispersinės analizės rezultatus (Fišerio ir Stjudento kriterijus) nustatyta, kad skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų metinio radialiojo prieaugio skirtumus galėjo lemti vietinė aplinkos tarša. Siekiant įvertinti prieaugio pokyčius lemiančius procesus ir priežastis, buvo tirta priklausomybė tarp radialiojo prieaugio skirtingais atstumais ir atskirų taršos komponentų. Gautas ryšys buvo stiprus ir statistiškai patikimas iki 5 km ir 5-10 km atstumu nuo gamyklos: apskaičiuoti Pirsono koreliacijos koeficientai atitinkamai lygūs -0,62 ir -0,49 ($p<0,05$) (3.2 lentelė). Ryšio nenustatyta tarp tolimiausių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio ($p>0,05$).

3.2 lentelė. Pirsono koreliacija tarp metinio radialiojo prieaugio ir bendro bei atskirų teršalų kiekio (r – Pirsono koreliacijos koeficientas, p – patikimumas)

Table 3.2. Pearson correlations between annual radial increment and total emissions and their components (r – Pearson correlation coefficient, p – significance)

	Bendras teršalų kiekis	KD ₁₀	NO _x	SO ₂
Iki 5 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,62	-0,62	-0,55	-0,65
p reikšmė	0,000	0,000	0,000	0,000
5-10 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,49	-0,49	-0,42	-0,55
p reikšmė	0,000	0,000	0,002	0,000
10-20 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,16	-0,15	-0,15	-0,17
p reikšmė	0,2	0,2	0,3	0,2

Statistiškai patikimos r reikšmės ($p<0,05$) pavaizduotos paryškintu šriftu.

Statistically significant r values ($p<0.05$) are shown in bold characters.

Nagrinėjant pušų radialiojo prieaugio ryšį su skirtingų gamyklos teršalų kiekiu, matyti, kad artimiausioje gamyklos aplinkoje prieaugio kitimą labiausiai galėjo sąlygoti SO₂ ir kietųjų dalelių kiekis – nustatyti stiprūs ir statistiškai patikimi koreliaciniai ryšiai (koreliacijos koeficientas r atitinkamai lygus -0,65 ir -0,62; $p < 0,05$). Kiek silpnesnis ryšys nustatytas tarp pušų prieaugio ir NO_x kiekio ($r = -0,55$; $p < 0,05$). Silpnesnis, tačiau patikimas ryšys nustatytas tarp vidutiniu atstumu nuo gamyklos (5-10 km) augančių pušų prieaugio ir atskirų gamyklos teršalų. Kaip ir pirmuoju atstumu, čia statistiškai patikimi koreliaciniai ryšiai nustatyti su SO₂, kietųjų dalelių ir NO_x kiekiu (r atitinkamai lygūs -0,55; -0,49 ir -0,42; $p < 0,05$). Toliausiai nuo gamyklos (10-20 km atstumu) augančių pušų radialiojo prieaugio ryšys su bendru ir atskirų teršalų kiekiu yra statistiškai nepatikimas ($p > 0,05$).

Detalizuojant galimą taršos poveikį radialiajam prieaugiui, buvo tirtas jo ryšys su teršalų kiekiu trimis skirtingais taršos etapais, išskirtais pagal gamyklos taršos intensyvumą (žr. 2.1 pav.):

1) pirmasis etapas tęsėsi nuo gamyklos veikimo pradžios (1952 m.) iki 1974 m., kai kasmet į aplinką buvo išmetama vidutiniškai nuo 5-6 iki 16 tūkst. tonų teršalų;

2) 1975-1989 m. – didžiausios taršos etapas, kai į aplinką kasmet patekdavo nuo 24 iki 32 tūkst. tonų teršalų (taršos maksimumas – 71 tūkst. tonų teršalų buvo pasiektas 1989 m.);

3) 1990-2005 m. – taršos mažėjimo etapas, kurio pradžią lėmė dėl bendro pramonės nuosmukio sumažėjusi gamyba, technologijų modernizavimas, vėliau – efektyvesnis išteklių naudojimas ir mažėjanti aplinkos tarša, kuomet metinė gamyklos emisija sumažėjo nuo 25 iki 3 tūkst. tonų.

Iš gautų rezultatų matyti, kad visais taršos etapais glaudžiausi neigiami ir statistiškai patikimi ryšiai egzistuoja tarp artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km) augančių medynų prieaugio ir teršalų kiekio (r svyruoja nuo -0,66 iki -0,89; $p < 0,05$) (3.3 lentelė).

3.3 lentelė. Pirsono koreliacija tarp metinio radialiojo prieaugio ir teršalų kiekio skirtingais taršos etapais (r – Pirsono koreliacijos koeficientas, p – patikimumas)

Table 3.3. Pearson correlations between annual radial increment and emissions in different stages of pollution intensity (r – Pearson correlation coefficient, p – significance)

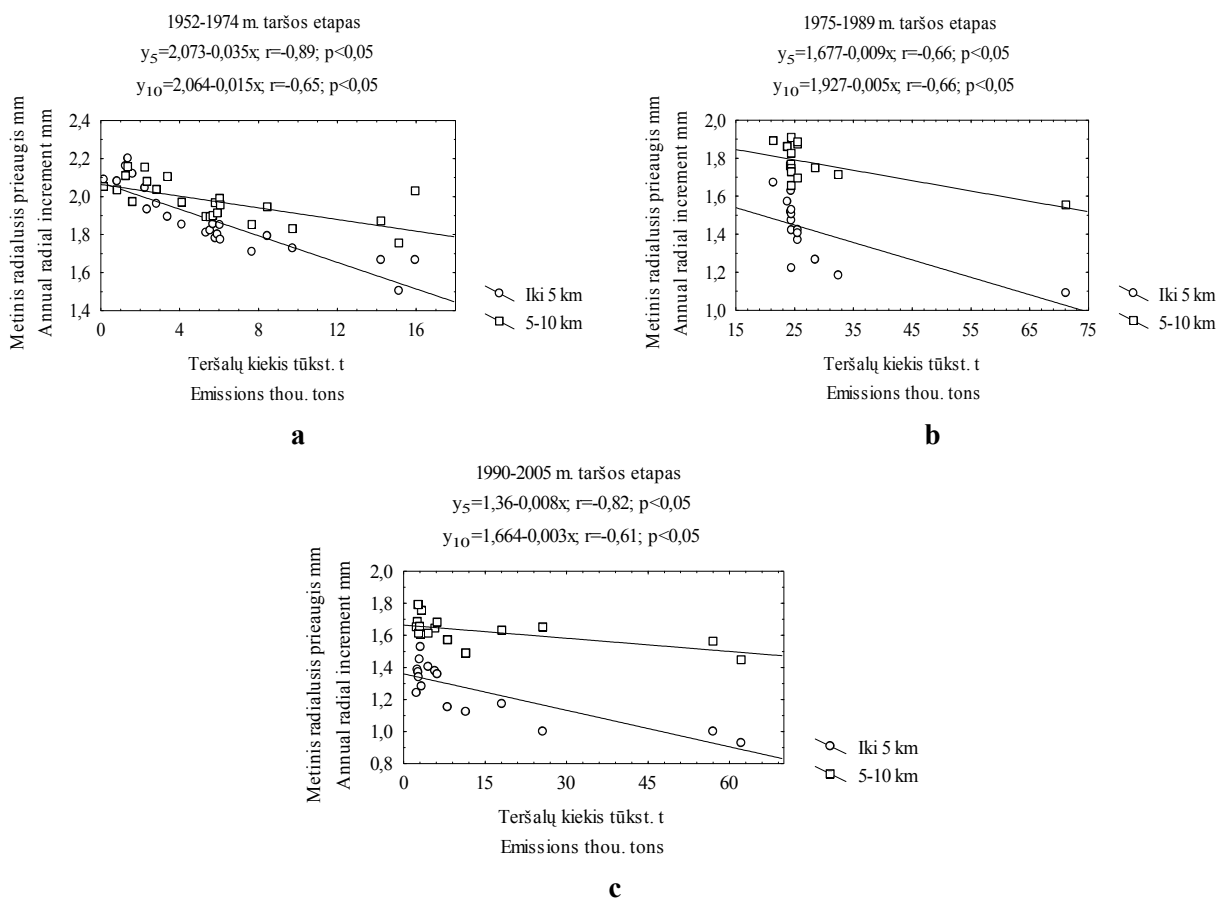
	1952-1974	1975-1989	1990-2005
Iki 5 km atstumu nuo gamyklos			
r reikšmė	-0,89	-0,66	-0,82
p reikšmė	0,000	0,007	0,000
5-10 km atstumu nuo gamyklos			
r reikšmė	-0,65	-0,66	-0,61
p reikšmė	0,001	0,008	0,013
10-20 km atstumu nuo gamyklos			
r reikšmė	-0,31	-0,41	-0,06
p reikšmė	0,16	0,13	0,83

Statistiškai patikimos r reikšmės ($p < 0,05$) pavaizduotos paryškintu šriftu.
Statistically significant values ($p < 0.05$) are shown in bold characters.

Tolstant nuo taršos šaltinio taršos įtaka išlieka statistiškai patikima tik 5-10 km atstumu nuo gamyklos. Toliausiai nuo gamyklos augančių medynų radialiojo prieaugio ryšys su teršalų kiekiu yra statistiškai nepatikimas ($p > 0,05$).

Koreliacinės analizės rezultatai rodo nevienodus skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių pušynų radialiojo prieaugio ryšius su gamyklos teršalais ir patvirtina hipotezę, kad šis galimas taršos poveikis medynams tolstant nuo gamyklos silpnėja. Gauti rezultatai leidžia teigti, kad tiesinė priklausomybė yra tik tarp arčiau gamyklos (iki 5 km ir 5-10 km atstumu) augančių tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio ir gamyklos taršos. Siekiant detaliau nustatyti galimo taršos poveikio santykinį stiprumą ir išsiaiškinti, kaip kito medynų radialusis prieaugis priklausomai nuo taršos intensyvumo skirtingais taršos etapais, buvo atlikta tiesinė vieno kintamojo regresinė analizė, sudarant kintamuosius (metinį radialųjį prieaugį ir taršą) siejančią funkciją (3.7 pav.).

Paveiksle pateikti duomenys rodo nevienodą taršos poveikio stiprumą skirtingais atstumais nuo gamyklos augančių pušų radialiajam prieaugiui. Nustatyta, kad pirmojo taršos etapo pradžioje, kai vidutinė metinė gamyklos emisija siekė 4 tūkst. tonų, iki 5 km ir 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialusis prieaugis buvo panašus. Palaipsniui didėjant gamyklos išmetamų teršalų kiekiui, kiekybiniai prieaugio skirtumai tarp šių atstumų tapo žymūs (3.7 pav., a).



3.7 pav. Ryšys tarp metinio radialiojo prieaugio ir teršalų kiekio skirtingais taršos etapais

Fig. 3.7. The relationships between annual radial increment and emissions in different stages of pollution intensity

Apie radialiojo prieaugio pokyčio mastą galima spręsti iš tiesinės regresijos lygties krypties koeficiento b reikšmių, kurios parodo, keliais vienetais pasikeičia priklausomo kintamojo y reikšmė vienetu padidėjus x reikšmei. Koeficiento ženklas, kaip ir koreliacinėje analizėje, reiškia „priklausomybės kryptį“: teigiamas rodo, kad didėjant x reikšmėms, didės ir y reikšmės, neigiamas – didėjant x reikšmėms, y reikšmės mažės (Čekanavičius, Murauskas, 2002).

Palyginus pirmuoju taršos etapu (1952-1974 m.) iki 5 km ir 5-10 km atstumais nustatytas regresijos funkcijos krypties koeficientų b reikšmes, atitinkamai $-0,035$ (lygtis: $y = 2,073 - 0,035x$) ir $-0,015$ (lygtis: $y = 2,064 - 0,015x$) (3.7 pav., a), matyti, kad artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km) augantys medynai yra stipriau veikiami taršos nei 5-10 km atstumu nuo gamyklos augantys medynai. Neigiami krypties koeficientai b rodo, kad palaipsniui didėjant gamyklos išmetamų teršalų kiekiui, medynų radialusis prieaugis mažėjo.

1975-1989 m. iki 5 km ir 5-10 km atstumu neigiamas taršos poveikis medynams išliko, tačiau sumažėjo skirtumas tarp tiesių polinkio kampų: krypties koeficientai b atitinkamai lygūs $-0,009$ (lygtis: $y = 1,677 - 0,009x$) ir $-0,005$ (lygtis: $y = 1,927 - 0,005x$) (3.7 pav., b). Tai rodo, kad skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio reakcija į to laikotarpio teršalų kiekį buvo panaši.

Pagal „Akmenės cemento“ taršos dinamiką nuo 1990 m. gamyklos išmetamų teršalų kiekis laipsniškai mažėja (žr. 2.1 pav.), o taršos mažėjimo etapu (1990-2005 m.) apskaičiuoti krypties koeficientai b iki 5 km ir 5-10 km atstumu yra neigiami: atitinkamai $-0,008$ (lygtis: $y = 1,36 - 0,008x$) ir $-0,003$ (lygtis: $y = 1,36 - 0,008x$) (3.7 pav., c). Tai rodo, jog mažėjanti tarša skatina teigiamus prieaugio pokyčius.

Gauti tiesinės regresinės analizės rezultatai rodo, kad artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių pušynų radialiojo prieaugio pokyčiai yra didžiausi, o tolstant nuo gamyklos jie mažėja. Tai sietina su taršos gradientu: tarša mažėja didėjant atstumui nuo taršos šaltinio. Duomenų išsibarstymas 3.7 paveiksle rodo, kad tarša nėra vienintelis veiksnys, lemiantis tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio svyravimus.

3.2.3. Kompleksinis klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikis metiniam radialiajam prieaugiui

Miškų būklės kitimo priežastimi nėra kuris nors vienas veiksnys. Medžius veikia kompleksas veiksnių, kurie yra tarpusavyje susiję ir sustiprina vieni kitų poveikį (Innes, 1993; Chappelka, Freer-Smith, 1995; Nihlgard, 1997). Dendrochronologiniuose tyrimuose dažnai nagrinėjamas ne kurio nors vieno veiksnio (klimato ar taršos), o kompleksinis jų poveikis medžių augimui. Tam kuriami daugiaveiksnės regresijos modeliai, geriausiai aprašantys metinio radialiojo

prieaugio svyravimų priklausomybę nuo klimato ir antropogeninių veiksnių (Ots, Rauk, 1999; Juknys et al., 2003; Thompson, 2003; Augustaitis, 2005).

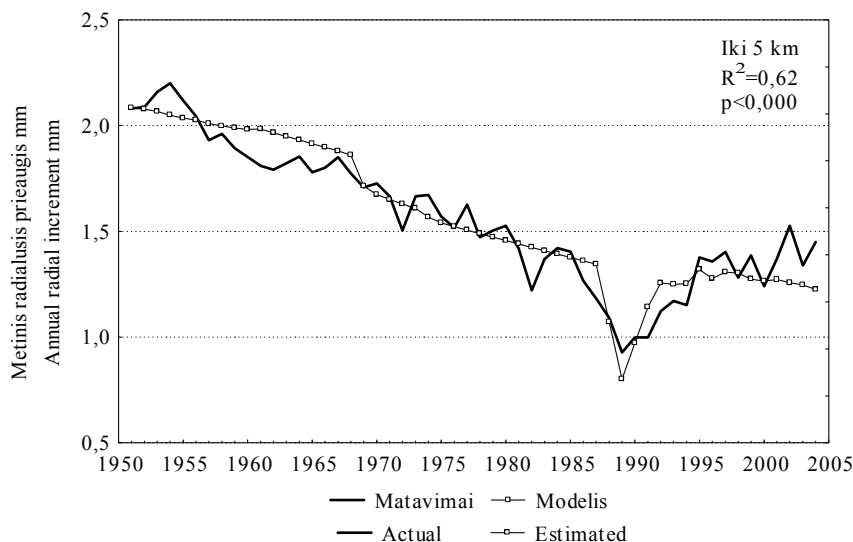
Remiantis gautais rezultatais, nustatyta, kad skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių medynų metinis radialusis prieaugis patiria nevienodą kietųjų dalelių (KD_{10}), azoto oksidų (NO_x) ir sieros dioksido (SO_2) poveikį. Pirmiausia buvo sudaryti daugiaveiksnių regresijos modeliai įtraukiant tik taršos komponentus. Modelių sudarymui naudota regresijos funkcija:

$$y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_kx_k, \quad (3.1.)$$

čia: y – priklausomas kintamasis; x – nepriklausomas kintamasis; a ir b – nestandartizuotieji regresijos funkcijos koeficientai.

Regresijos funkcijos nestandartizuotieji b koeficientai neleidžia kintamųjų lyginti tarpusavyje ir nustatyti jų santykinės svarbos y reikšmėms, nes b dydis priklauso nuo x_i matavimų vienetų ir duomenų sklaidos. Santykinę nepriklausomų kintamųjų (teršalų) įtaką priklausomam kintamajam (radialiajam prieaugiui) rodo standartizuotieji funkcijos koeficientai β . Absoliučioju didumu didesnis β rodo didesnę y priklausomybę nuo x_i (Čekanavičius, Murauskas, 2002).

Koreliacinės analizės rezultatai nurodė stiprų ir statistškai patikimą ryšį tarp arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių pušų radialiojo prieaugio ir pagrindinių „Akmenės cemento“ teršalų – KD_{10} , NO_x ir SO_2 . Regresijos modelis, įtraukiantis šiuos komponentus, aprašo 62 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,62$) (3.8 pav.).



$$P_t = (-3,45 + 5,99 \cdot \exp(-0,003 \cdot t)) (102,85 - 2,57KD_{10} + 4,04NO_x - 2,33SO_2)$$

Standartizuotieji
koeficientai:

$$\beta(KD_{10}) = -0,81 \ (p=0,002) \quad \beta(NO_x) = 0,55 \ (p=0,002) \quad \beta(SO_2) = -0,42 \ (p=0,04)$$

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); KD_{10} – kietųjų dalelių kiekis (tūkst. t); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t); SO_2 – sieros dioksido kiekis (tūkst. t).

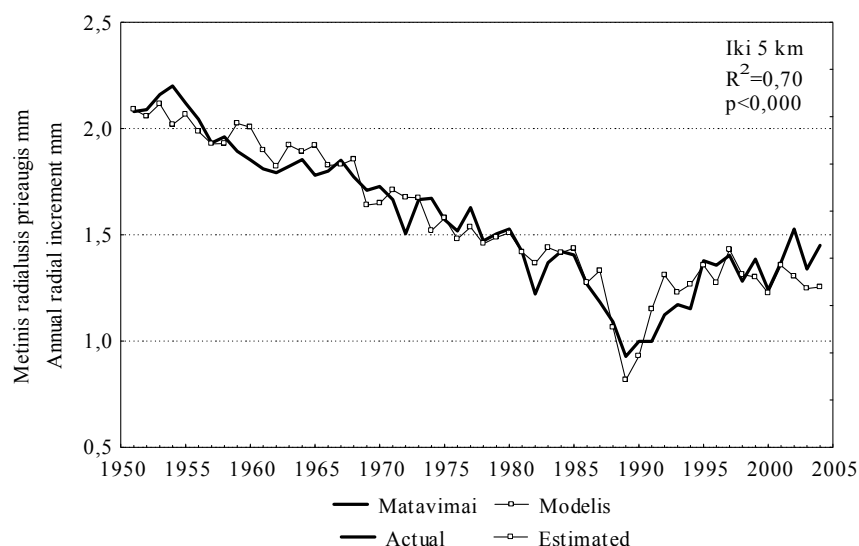
3.8 pav. Tiriamųjų medynų (iki 5 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika taršos laikotarpiu (1952-2005)

Fig. 3.8. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands growing up to 5 km from the plant during the pollution period (1952-2005)

Paveiksle pateikti standartizuotieji regresijos funkcijos koeficientai β rodo, kad didžiausia kitų nagrinėjamų taršos komponentų atžvilgiu yra neigiama kietųjų dalelių įtaka radialiajam prieaugiui ($\beta=-0,81$; $p=0,002$), mažiausia – SO_2 ($\beta=-0,42$; $p=0,04$). Teigiamą įtaką radialiajam prieaugiui turi NO_x kiekis ($\beta=0,55$; $p=0,002$).

Medynų radialiojo prieaugio priklausomybė nuo taršos mažėja didėjant atstumui nuo taršos šaltinio. Apskaičiuota, kad 5-10 km atstumu tik iš NO_x ir SO_2 sudarytas regresijos modelis (KD_{10} įtakos modelyje nelieta) aprašo tik 36 % radialiojo prieaugio svyravimų, o 10-20 km atstumu – tampa statistiškai nepatikimas.

Kaip minėta, medžių radialiojo prieaugio kitimą sąlygoja ne tik tarša, bet ir klimato veiksniai. Norint kuo tiksliau aprašyti radialiojo prieaugio svyravimus, į daugiaveiksnių regresijos modelį buvo įtraukti įvairių mėnesių vidutinės oro temperatūros ir kritulių kiekio duomenys. Kompleksinis taršos ir klimato rodiklių modelis tiksliau aprašo radialiojo prieaugio svyravimus (3.9 pav.).



$$P_t = (-3,45 + 5,99 \cdot \exp(-0,003 \cdot t)) (67,08 + 1,98 \text{TRugp}_{t-1} - 0,97 \text{TLap}_{t-1} - 0,06 \text{KLie}_t - 2,39 \text{KD}_{10} + 4,2 \text{NO}_x - 2,63 \text{SO}_2)$$

Standartizuotieji koeficientai:	$\beta (\text{TRugp}_{t-1})=0,24$ ($p=0,01$)	$\beta (\text{TLap}_{t-1})=-0,18$ ($p=0,04$)	$\beta (\text{KLie}_t)=-0,19$ ($p=0,03$)
	$\beta (\text{KD}_{10})=-0,75$ ($p=0,002$)	$\beta (\text{NO}_x)=0,57$ ($p=0,001$)	$\beta (\text{SO}_2)=-0,47$ ($p=0,02$)

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}\text{C}$); KD_{10} – kietųjų dalelių kiekis (tūkst. t); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t); SO_2 – sieros dioksido kiekis (tūkst. t).

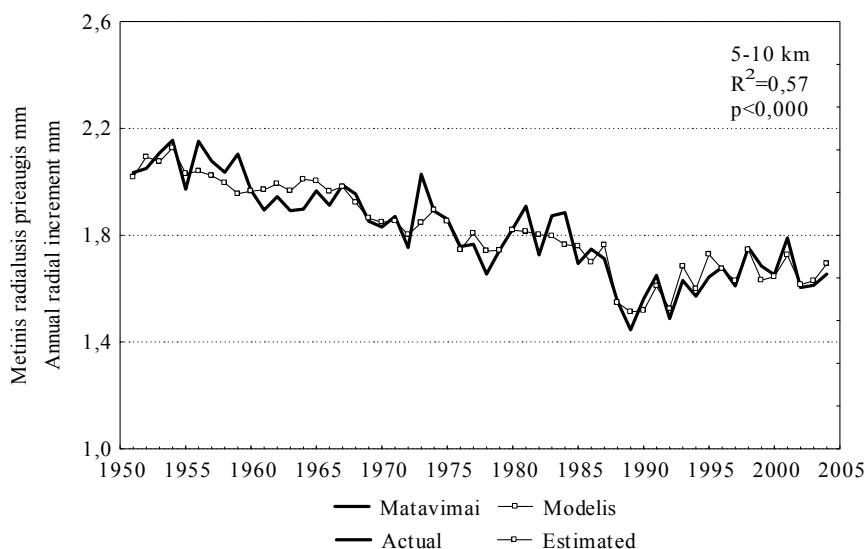
3.9 pav. Tiriamųjų medynų (iki 5 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika taršos laikotarpiu (1952-2005)

Fig. 3.9. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands growing up to 5 km from the plant during the pollution period (1952-2005)

Kaip matyti iš 3.9 paveiksle pateiktų duomenų, į regresijos funkciją įtraukus klimato rodiklius, taršos komponentų įtaka prieaugiui nesusilpnėjo, lyginant su 3.8 paveiksle pateiktu modeliu, ir yra didesnė nei klimato rodiklių. Didžiausia išlieka neigiama kietųjų dalelių įtaka

prieaugiui ($\beta=-0,75$; $p=0,002$). Standartizuotieji regresijos funkcijos koeficientai β rodo mažesnę nei taršos komponentų, tačiau statistškai patikimą ($p<0,05$) klimato veiksnių (praėjusių metų rugpjūčio ir lapkričio mėnesių oro temperatūros bei einamųjų metų liepos mėnesio kritulių kiekio) įtaką radialiajam prieaugiui. Kompleksinis gamyklos teršalų ir klimato rodiklių regresijos modelis aprašo 70 % arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių pušų radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,70$).

Tolstant nuo gamyklos (5-10 km) sustiprėja SO_2 įtaka ir nelieta kietųjų dalelių įtakos (3.10 pav.). Pateiktame daugiaveiksnės regresijos modelyje ne tik sustiprėja praėjusių metų lapkričio mėnesio temperatūros įtaka ($\beta=-0,28$; $p=0,01$) lyginant su artimiausia gamyklos aplinka, bet išryškėja ir praėjusių metų spalio mėnesio temperatūros bei einamųjų metų rugpjūčio mėnesio kritulių kiekio ir rugsėjo mėnesio temperatūros įtaka radialiojo prieaugio svyravimams. Pateiktas regresijos modelis aprašo 57 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,57$).



$$P_t = (1,41 + 1,29 \cdot \exp(-0,02 \cdot t)) (86,82 + 0,81 T_{Spa_{t-1}} - 0,66 T_{Lap_{t-1}} - 0,02 K_{Rugp_t} + 0,79 T_{Rugs_t} + 2,06 NO_x - 2,3 SO_2)$$

Standartizuotieji koeficientai: $\beta(T_{Spa_{t-1}})=0,24$ ($p=0,02$) $\beta(T_{Lap_{t-1}})=-0,28$ ($p=0,01$) $\beta(K_{Rugp_t})=-0,21$ ($p=0,04$)
 $\beta(T_{Rugs_t})=0,23$ ($p=0,02$) $\beta(NO_x)=0,66$ ($p=0,000$) $\beta(SO_2)=-0,97$ ($p=0,000$)

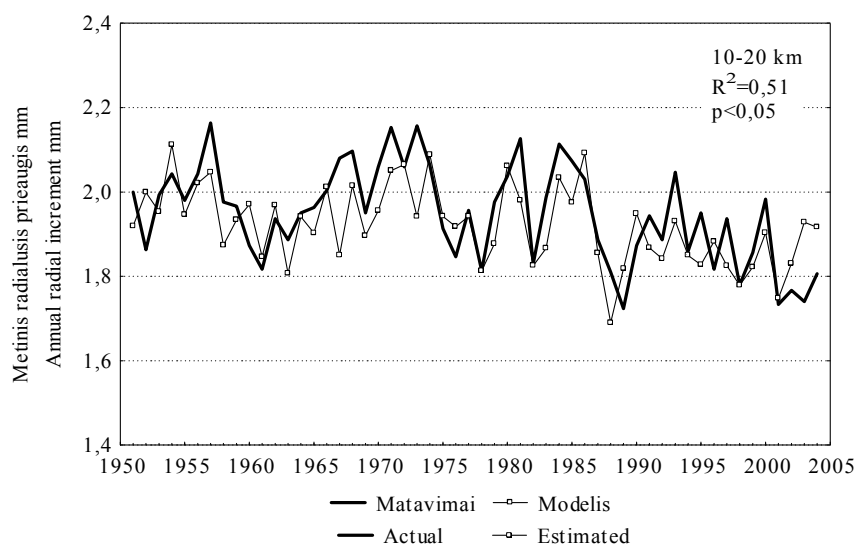
Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metai); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}C$); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t); SO_2 – sieros dioksido kiekis (tūkst. t).

3.10 pav. Tiriamųjų medynų (5-10 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika taršos laikotarpiu (1952-2005)

Fig. 3.10. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands at the distance of 5-10 km from the plant during the pollution period (1952-2005)

Toliausiai nuo gamyklos augančių pušų metinio radialiojo prieaugio svyravimus aprašančiame regresijos modelyje – tik klimato rodikliai (3.11 pav.), t. y. medynai veikiami natūralių gamtinių veiksnių. Šiame modelyje taip pat lieka stipri praėjusių metų rudens klimato sąlygų įtaka radialiojo prieaugio svyravimams: išryškėja spalio mėnesio neigiama kritulių kiekio ir teigiama temperatūros įtaka, kaip ir ankstesniuose modeliuose stipri lieka praėjusių metų lapkričio

mėnesio temperatūros įtaka. Nustatyta teigiama einamųjų metų gegužės mėnesio temperatūros įtaka radialiojo prieaugio svyravimams. Pateiktas regresijos modelis aprašo 51 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,51$).



$$P_t = (1,79 + 0,82 \cdot \exp(-0,03 \cdot t)) (123,77 - 0,05 K_{Spa_{t-1}} + 0,83 T_{Spa_{t-1}} - 0,81 T_{Lap_{t-1}} + 0,8 T_{Geg_t} + 0,42 T_{Rugs_t})$$

Standartizuotieji	$\beta (K_{Spa_{t-1}}) = -0,39$ ($p=0,001$)	$\beta (T_{Spa_{t-1}}) = 0,23$ ($p=0,03$)	$\beta (T_{Lap_{t-1}}) = -0,42$ ($p=0,001$)
koeficientai:	$\beta (T_{Geg_t}) = 0,31$ ($p=0,01$)	$\beta (T_{Rugs_t}) = 0,29$ ($p=0,01$)	

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}\text{C}$).

3.11 pav. Tiriamųjų medynų (10-20 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika taršos laikotarpiu (1952-2005)

Fig. 3.11. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands at the distance of 10-20 km from the plant during the pollution period (1952-2005)

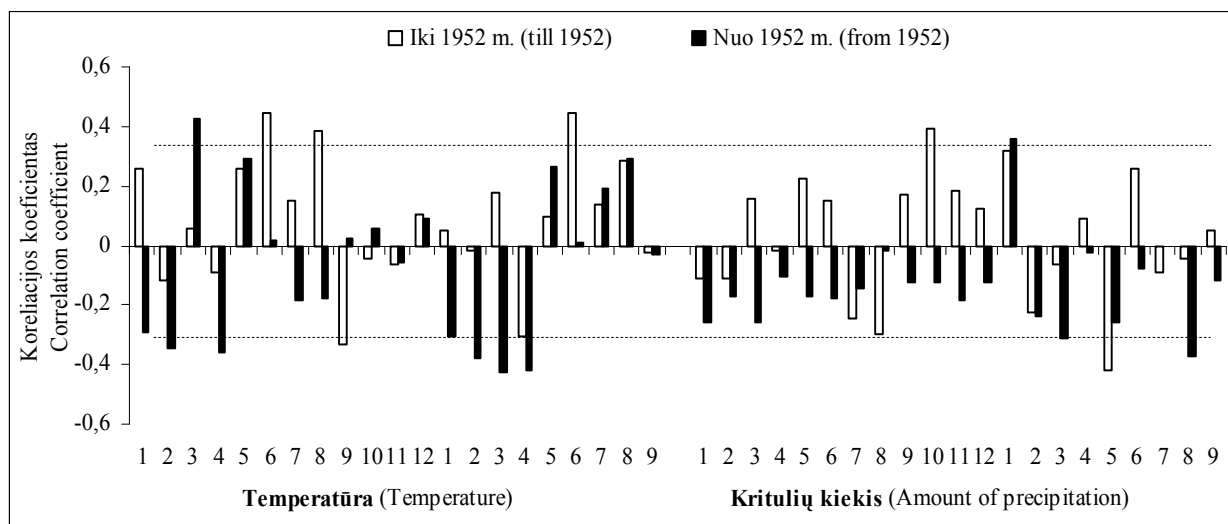
Gauti rezultatai patvirtina hipotezę, kad vietinės taršos zonoje augančių medynų metinio radialiojo prieaugio svyravimus lemia kompleksinis klimato veiksnių ir taršos poveikis, o teršalų poveikis medynams tostant nuo taršos šaltinio silpnėja. Kompleksiniai daugiaveiksnių regresijos modeliai su taršos komponentais ir klimato rodikliais aproksimuoja daugiau radialiojo prieaugio svyravimų. Pateiktuose modeliuose pasikartojantys praėjusių metų spalio ir lapkričio mėnesių bei einamųjų metų rugsėjo mėnesio oro temperatūros rodikliai atitinka klimato rodiklius, kurie patikimai koreliuoja ir su kontrolės medynų radialiuoju prieaugiu (žr. 3.5 pav.). Tai rodo tos augavietės pušims būdingą radialiojo prieaugio priklausomybę nuo tam tikrų klimato veiksnių, kurių įtaka išlieka ir vietinės taršos sąlygomis.

Užterštoje aplinkoje pakinta ne tik medynų augimo intensyvumas, bet ir metinio radialiojo prieaugio ryšiai su įvairiais klimato rodikliais. Šių ryšių suirimas gali būti laikomas naujo aplinkos stresoriaus poveikio požymiu (Cook, 1987; Juknys et al., 2002). Tai reiškia, kad prasidėjusi aplinkos tarša gali iškreipti ryšius tarp medynų radialiojo prieaugio ir natūralių veiksnių. Metinio radialiojo prieaugio ir klimato rodiklių ryšių pokyčių nustatymui prieaugio sekos buvo padalintos į

dvi dalis – laikotarpius iki 1952 m. (taršos pradžios) ir nuo 1952 m. Analizei pasirinktas arčiausiai gamyklos augančių ir labiausiai jos taršos veikiamų pušynų radialusis prieaugis, kad galimi prieaugio ryšių su klimato rodikliais pokyčiai būtų kuo ryškesni.

Atsižvelgiant į tai, kad radialiojo prieaugio ryšiai su klimato rodikliais paprastai yra palyginti silpni (koreliacijos koeficientas dažniausiai neviršija 0,3-0,4), jų antropogeninių pokyčių interpretacija gana sudėtinga (Bitvinskas, 1989; Juknys, Venclovienė, 1998; Juknys et al., 2002).

Atlikus Pirsono koreliacinę analizę tarp metinio radialiojo prieaugio indeksų ir klimato rodiklių (praėjusių metų sausio-gruodžio ir einamųjų metų sausio-rugsėjo mėnesių oro temperatūros ir kritulių kiekio), nustatyta, kad taršos laikotarpiu radialiojo prieaugio priklausomybė nuo temperatūros daugeliu atvejų yra didesnė nei laikotarpiu iki taršos pradžios (3.12 pav.). Tuo tarpu radialiojo prieaugio ryšiai su kritulių kiekiu užterštoje aplinkoje tampa silpnesni.



3.12 pav. Pažeistų medynų metinio radialiojo prieaugio ryšių su klimato rodikliais iki taršos ir taršos laikotarpiu palyginimas (--- patikimumas ($p < 0,05$))

Fig. 3.12. Comparison of relations between annual radial increment of damaged trees and climatic factors before the pollution and in the pollution period (--- significance level ($p < 0.05$))

Paveiksle pateikti duomenys rodo, kad užterštoje aplinkoje labiausiai sustiprėjo radialiojo prieaugio ryšiai su žiemos (sausio, vasario mėn.) ir ankstyvo pavasario (kovo, balandžio mėn.) temperatūra bei kovo ir rugpjūčio mėnesių kritulių kiekiu. Taršos laikotarpiu susilpnėja praėjusių metų rugsėjo ir abiejų metų birželio mėnesių oro temperatūros įtaka, taip pat nustatyti silpnesni nei laikotarpiu iki taršos pradžios radialiojo prieaugio ryšiai su praėjusių metų spalio ir einamųjų metų gegužės bei birželio mėnesių kritulių kiekiu.

Gauti rezultatai leidžia teigti, kad gamyklos tarša iškreipia aplinkinių medynų radialiojo prieaugio ryšius su aplinkos veiksniais. Užterštoje aplinkoje pasikeičia pušų reakcija į klimato veiksnių poveikį: pušys tampa jautresnės temperatūrai, o jautrumas kritulių kiekiui sumažėja.

3.2.4. Antropogeninių metinio radialiojo prieaugio pokyčių vertinimas

Vertinant antropogeninius metinio radialiojo prieaugio pokyčius, kaip atskaitos taškas (norma) imamos prieaugio reikšmės iki poveikio pradžios, eliminuojant ilgalaikių periodinių svyravimų įtaką (Juknys, 2005). Tam tikslui analizuota metinių rėvių pločio priklausomybė nuo natūralių gamtinių veiksnių, kurie paprastai ir yra šių svyravimų priežastis. Vienas iš daugiaveiksnės regresijos tikslų yra priklausomo kintamojo (šiuo atveju metinio radialiojo prieaugio) reikšmių prognozavimas. Sudarius daugiaveiksnius regresinius medžių radialiojo prieaugio priklausomybės nuo klimato veiksnių modelius laikotarpiui iki tiriamo antropogeninio poveikio pradžios, pagal šių veiksnių reikšmes apskaičiuojamas (prognozuojamas) normalus prieaugis, t. y. reikšmės, kurios būtų, jei ne prasidėjusi gamyklos tarša. Daugiaveiksniai regresijos modeliai yra pagrindinis įrankis prieaugio pokyčių dėl antropogeninių veiksnių vertinimui. Realių ir pagal modelį apskaičiuotų (prognozuojamų) prieaugio rodiklių skirtumas nusako antropogeninių veiksnių įtaką prieaugio pokyčiams (Cook, 1987; Juknys, 1994; Juknys, 2005). Pagrindinis šio metodo privalumas yra tai, kad efektyviausiai panaudojami ilgalaikiai duomenys. Naudojant tikslus, bet trumpalaikius duomenis, galima padaryti klaidingas išvadas (Juknys et al., 2002; Juknys, 2005). Metodo galimybės prognozuoti radialiojo prieaugio svyravimus buvo patikrintos kitų autorių tyrimuose (Juknys et al., 2002). Nustatyta, kad metodas yra tinkamas radialiojo prieaugio pokyčių dėl antropogeninių veiksnių vertinimui.

Daugiaveiksnių regresijos modelių parametrai apskaičiuoti iki 5 km ir 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugiui (3.4 lentelė), nes, remiantis ankstesniais tyrimais, ryšio tarp tolimiausių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos taršos nenustatyta. Norint pašalinti amžiaus įtaką, radialiojo prieaugio sekos buvo standartizuotos. Radialiojo prieaugio pokyčių dėl gamyklos taršos įvertinimui prieaugio sekos buvo padalintos į 2 laikotarpius – 1925-1969 m. ir 1970-2005 m. Nors gamykla pradėjo veikti 1952 m., tačiau iki 1969 m. jos emisija buvo palyginti nedidelė (iki 6 tūkst. tonų), o aplinkinių pušynų radialiojo prieaugio skirtumai nežymūs (žr. 3.6 pav.).

3.4 lentelėje pateiktuose pirmajai radialiojo prieaugio sekų daliai (1925-1969) sukalibruotuose daugiaveiksnės regresijos modeliuose kai kurie klimato rodikliai kartojasi, nes iki taršos pradžios visų tirtų medynų radialiojo prieaugio sekoms būdingi panašūs svyravimų dėsningumai, kuriuos lemia klimato veiksniai. Artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km) didžiausią teigiamą įtaką radialiojo prieaugio svyravimams turėjo praėjusiųjų metų sausio mėnesio kritulių kiekis ir einamųjų metų rugsėjo mėnesio oro temperatūra (β atitinkamai lygūs 0,38 ir 0,4; $p < 0,05$). Kitų į modelį įtrauktų klimato rodiklių įtaka radialiajam prieaugiui yra silpnesnė, bet statistiškai patikima. Sudarytas modelis aprašo 41 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2 = 0,41$).

Svarbiausi radialiojo prieaugio svyravimus lemiantys rodikliai 5-10 km atstumu yra praėjusių metų rugpjūčio bei einamųjų metų balandžio mėnesių kritulių kiekis ir einamųjų metų rugsėjo mėnesio temperatūra (β atitinkamai lygūs 0,41; 0,59 ir 0,47; $p < 0,05$). Modelis aprašo 46 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,46$).

3.4 lentelė. Klimato atsako modeliai skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų metiniam radialiajam prieaugiui

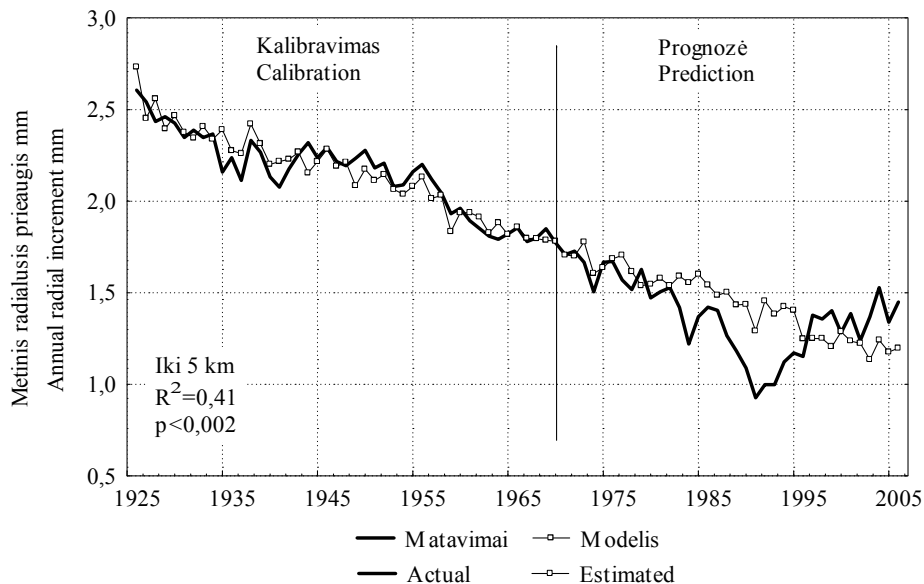
Table 3.4. Climate response models for annual radial increment of pine stands growing at different distances from the plant

Atstumas nuo gamyklos	Modelis
Iki 5 km	$P_t = (-3,45 + 5,99 \cdot \exp(-0,003 \cdot t)) (90,27 + 0,14K_{\text{Sau}_{t-1}} + 0,35T_{\text{Gr}_{t-1}} - 0,1K_{\text{Vas}_t} - 0,06K_{\text{Geg}_t} - 0,03K_{\text{Lie}_t} + 1,35T_{\text{Rugs}_t})$; $R^2=0,41$; $p < 0,002$
5-10 km	$P_t = (1,41 + 1,29 \cdot \exp(-0,02 \cdot t)) (106,49 - 0,08K_{\text{Sau}_{t-1}} + 0,06K_{\text{Rugp}_{t-1}} - 0,32T_{\text{Vas}_{t-1}} + 0,34T_{\text{Kov}_{t-1}} + 0,15K_{\text{Bal}_t} - 0,04K_{\text{Lie}_t} + 1,41T_{\text{Rugs}_t})$; $R^2=0,46$; $p < 0,001$

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}\text{C}$); R^2 – determinacijos koeficientas; p – patikimumas.

Where: P_t – tree-ring width (mm); t – tree age (years); K – month's amount of precipitation (mm); T – month's mean temperature ($^{\circ}\text{C}$); R^2 – determination coefficient; p – significance.

Remiantis sudarytų klimato atsako modelių klimato rodikliais, buvo apskaičiuota radialiojo prieaugio norma antrajam laikotarpiui (1970-2005) ir palyginta su faktiniu prieaugiu (3.13 ir 3.14 pav.).



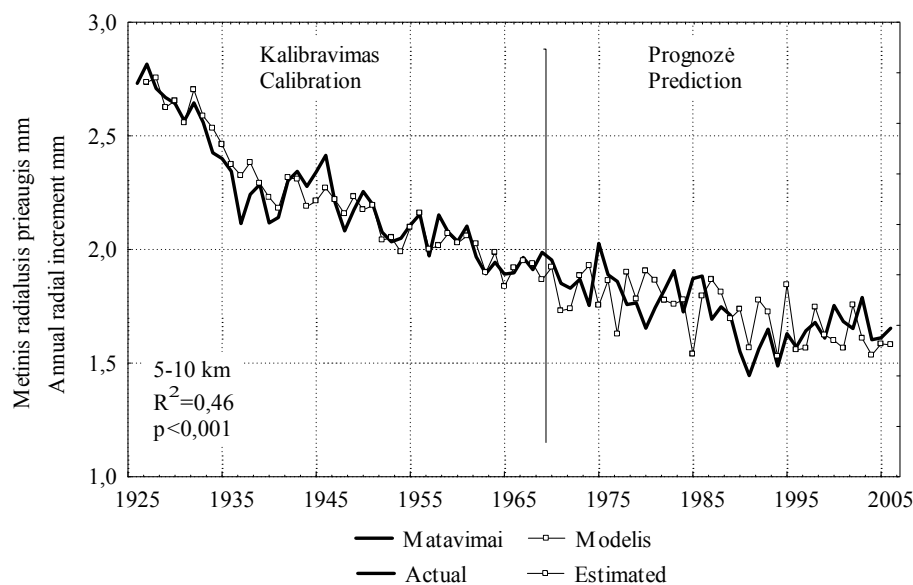
3.13 pav. Tiriamųjų medynų (iki 5 km) faktinės ir prognozuojamos metinio radialiojo prieaugio sekų palyginimas

Fig. 3.13. Comparison of actual and predicted annual radial increment series of stands growing up to 5 km from the plant

Kaip matyti iš 3.13 paveiksle pateiktų duomenų, ryškus faktinio radialiojo prieaugio sumažėjimas, lyginant su apskaičiuota norma, stebimas nuo 1981 m. Tai gali būti paaiškinama žymiu gamyklos išmetamų teršalų kiekio padidėjimu ir sustiprėjusiu bendru neigiamu poveikiu

medynams. Išskirtinai šalta 1979-1980 metų žiema buvo papildomas nepalankus prieaugio formavimuisi veiksnys, sustiprinęs neigiamą taršos poveikį. Žymiausią radialiojo prieaugio kritimą 1990 m. lėmė maksimali gamyklos taršos laikotarpio teršalų emisija (71 tūkst. tonų). Nuo 1990 m. žymiai sumažėjus gamyklos išmetamų teršalų kiekiui stebimas prieaugio didėjimas, kurį papildomai galėjo paskatinti pelkiniuose dirvožemiuose augančioms pušims palankios 1994-1995 metų klimato sąlygos (šilta ir sausa vasara). Pušų augimo depresijos etapas tęsėsi apie 11 metų, o radialusis prieaugis buvo vidutiniškai 15 % mažesnis už prognozuotą normą. Nustatytas prieaugių skirtumas statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t|=3,71$ ($p<0,05$) $> t_{kr}=1,74$). Nuo 1995 m. faktinis radialusis prieaugis priartėjo prie klimato atsako modeliu prognozuotos normos, o paskutiniuosius kelerius metus ją viršijo.

Mažesnis teršalų poveikis medynams tolstant nuo gamyklos lėmė didesnę 5-10 km atstumu augančių pušų faktinio ir apskaičiuoto prieaugio atitikimą (3.14 pav.). Nors faktinio prieaugio dinamikoje taip pat galima išskirti laikino sumažėjimo laikotarpį, tačiau jis nėra toks ryškus kaip artimiausioje gamyklos aplinkoje.



3.14 pav. Tiriamųjų medynų (5-10 km) faktinės ir prognozuojamos metinio radialiojo prieaugio sekų palyginimas

Fig. 3.14. Comparison of actual and predicted annual radial increment series of stands at the distance of 5-10 km from the plant

Remiantis sudarytu modeliu pirmieji neigiami taršos poveikio radialiajam prieaugiui požymiai tolimesniuose medynuose prasidėjo vėliau (apie 1986-uosius m.), tačiau jau 1988 m. stebimas prieaugio priartėjimas prie normos. Dėl 1987-1989 m. sparčiai didėjančios gamyklos emisijos nuo 1990 m. stebimas radialiojo prieaugio sumažėjimas lyginant su prognozuota norma, trukęs apie 5 metus. Radialusis prieaugis šiuo laikotarpiu sumažėjo vidutiniškai 7 % lyginant su prognozuota norma, o nustatytas skirtumas yra statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t|=2,4$

($p < 0,05$) $> t_{kr}=1,9$). Remiantis anksčiau pateiktais tyrimų rezultatais, toliau nuo gamyklos augantiems pušynams taršos poveikis susilpnėja, todėl galima teigti, kad faktinio prieaugio atitrūkimą nuo normos depresijos laikotarpiu galėjo lemti ir nepalankios augimui klimato sąlygos (itin šaltos žiemos 1985 ir 1987 m.). Dėl iki minimalaus lygio sumažėjusios gamyklos taršos nuo 1995 m. radialusis prieaugis svyravo apie klimato atsako modeliu prognozuotą normą, o paskutiniaisiais metais ir viršijo ją.

3.2.5. Pažeistų pušynų atsikūrimo procesai sumažėjus šarminančių teršalų poveikiui

Sumažėjus aplinkos taršai, pažeistų ekosistemų atsikūrimas tapo labai aktualus. Kaip jau minėta, ekosistemų atsikūrimo tyrimų atlikta mažai, o šio proceso potencialumas ir greitis kelia daug klausimų.

Nuo 1990 m. dėl bendro pramonės nuosmukio mažėjant „Akmenės cemento“ gamybos apimtims, ženkliai sumažėjo ir gamyklos išmetamų teršalų kiekis (žr. 2.1 pav.). Mažėjanti gamyklos tarša suteikia unikalią galimybę stebėti pakenktų aplinkinių miško ekosistemų atsikūrimo procesą.

Remiantis gautais klimato atsako modelių rezultatais, nuo 1990 m., laipsniškai mažėjant gamyklos emisijai, tirtais atstumais stebimas metinio radialiojo prieaugio didėjimas. Dėl sumažėjusios gamyklos taršos artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių medynų metinis radialusis prieaugis 1995 m. priartėjo prie klimato atsako modeliu prognozuotos normos (žr. 3.13 pav.). Palankios augimui klimato sąlygos (aukštesnė nei vidutinė daugiametė visų sezonų temperatūra ir mažesnis nei vidutinis daugiametis vegetacijos pradžios ir vasaros kritulių kiekis) nuo 2000 m. lėmė didesnę nei klimato atsako modeliu prognozuota norma pušų radialųjį prieaugį.

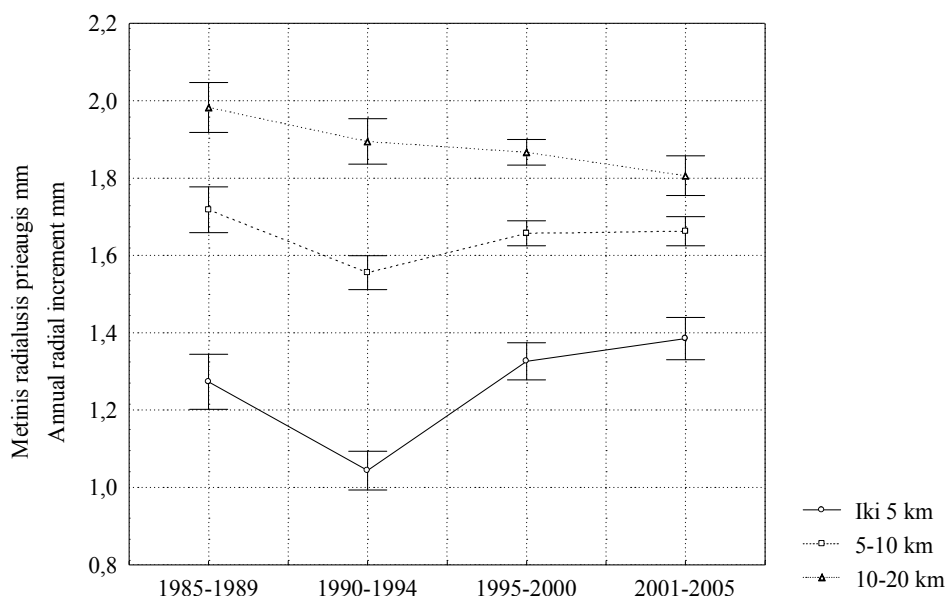
Tolimesnieji medynai buvo mažiau paveikti taršos, tačiau gamyklos emisijos sumažėjimas ir palankios augimui klimato sąlygos (šiltas praėjusių metų ruduo, vegetacijos pradžia ir sausringesnės vasaros) paskatino radialiojo prieaugio didėjimą ir svyravimą apie klimato atsako modeliu apskaičiuotą normą (žr. 3.14 pav.).

Metinio radialiojo prieaugio atsikūrimo analizei imta tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio sekų dalis taršos mažėjimo laikotarpiu (1990-2005 m.). Norint įvertinti skirtingais atstumais nuo gamyklos augančių medynų radialiojo prieaugio kiekybinius pokyčius sumažėjus taršai, pasirinktas laikotarpis suskirstytas į 3 etapus:

- 1) 1990-1994 m. – staigus taršos sumažėjimo etapas, kai vidutinė metinė teršalų emisija sumažėjo nuo 62 tūkst. tonų 1990 metais iki 18 tūkst. tonų 1994 metais;
- 2) 1995-2000 m. – laipsniškas taršos mažėjimas nuo 8 iki 3 tūkst. tonų per metus;
- 3) 2001-2005 m. – gamyklos vidutinė metinė emisija stabilizavosi iki 2,8 tūkst. tonų.

Pasirinktais etapais buvo apskaičiuoti radialiojo prieaugio vidurkiai ir stebimi kiekybiniai prieaugio pokyčiai (3.15 pav.). Norint įvertinti šiuos pokyčius ir atsikūrimo greitį sumažėjus gamyklos emisijai, palyginimui pasirinktas penkerių metų laikotarpis (1985-1989 m.) iki taršos mažėjimo pradžios.

1990-1994 m., staigiai sumažėjus gamyklos taršai, stebimas arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių medynų radialiojo prieaugio sumažėjimas. Tai gali būti paaiškinama galimu stipriu 1989 m. intensyviausios gamyklos taršos poveikiu. Šiuo laikotarpiu radialusis prieaugis statistiškai reikšmingai (Stjudento kriterijus $|t|=2,94$ ($p=0,02$) $> t_{kr}=2,02$) sumažėjo vidutiniškai 18 % lyginant su 1985-1989 m. vidurkiu ir sudarė 45 % iki taršos pradžios buvusio prieaugio vidurkio. 1995-2000 m., ir toliau laipsniškai mažėjant gamyklos taršai, vyksta radialiojo prieaugio atsikūrimo procesas. Šio laikotarpio prieaugio vidurkis padidėjo apie 28 % lyginant su praėjusiu laikotarpiu (1990-1994). Nustatytas prieaugio padidėjimas yra statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t|=4,77$ ($p=0,001$) $> t_{kr}=2,02$). 2001-2005 m., kuomet gamyklos emisija stabilizavosi, prieaugis padidėjo dar 5 % lyginant su 1995-2000 m. Šis prieaugio padidėjimas statistiškai nereikšmingas (Stjudento kriterijus t ; $p>0,05$). Taigi tiriamuoju atsikūrimo laikotarpiu artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių pušų radialusis prieaugis atsikūrė vidutiniškai 33 % lyginant su didžiausiu prieaugio nuosmukiu stipriausio taršos poveikio metais (1990-1994).



3.15 pav. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio vidurkių kaita 1985-2005 metais
Fig. 3.15. Dynamics of annual radial increment means of damaged trees in 1985-2005

5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių medynų radialusis prieaugis 1990-1994 m. po intensyvios 1989 m. taršos taip pat sumažėjo ir sudarė vidutiniškai 66 % iki taršos pradžios buvusio prieaugio vidurkio. 1995-2000 m., toliau laipsniškai mažėjant gamyklos taršai, pušų radialusis prieaugis padidėjo vidutiniškai 6 % lyginant su praėjusiu laikotarpiu (1990-1994) (Stjudento

kriterijus t ; $p=0,05$), o 2001-2005 m., nusistovėjus minimaliai gamyklos taršai, prieaugio didėjimo nenustatyta.

Remiantis anksčiau gautais tyrimų rezultatais, ryšys tarp toliausiai nuo gamyklos (10-20 km) augančių medynų radialiojo prieaugio ir taršos nenustatytas, todėl taršos sumažėjimo laikotarpiu prieaugio atsikūrimo procesai nenustatyti.

Apibendrinant šio skyriaus rezultatus, galima teigti, kad „Akmenės cemento“ poveikio zonoje augantys medynai patiria ilgalaikį antropogeninį poveikį; tarša yra vienas iš pagrindinių metinio radialiojo prieaugio kitimą lemiančių veiksnių.

Tyrimai parodė, kad stipriausias ir statistiškai patikimas tiesinis ryšys yra tarp arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių pušų prieaugio ir bendro teršalų kiekio ($r=-0,62$; $p<0,05$). Silpnėsnis, tačiau statistiškai patikimas neigiamas ryšys nustatytas tarp 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ir teršalų kiekio ($r=-0,49$; $p<0,05$). Tarp tolimiausių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio ryšio nenustatyta ($p>0,05$). Tiesinės regresijos funkcijos krypties koeficientas b parodė, kad artimiausioje gamyklos aplinkoje augantys medynai buvo stipriau veikiami taršos nei toliau nuo gamyklos augantys medynai.

Remiantis tyrimų rezultatais galima teigti, kad medynų radialiojo prieaugio priklausomybė nuo taršos komponentų mažėja tostant nuo taršos šaltinio. Regresijos modelis, įtraukiantis pagrindinius „Akmenės cemento“ teršalus, aproksimuoja 62 % iki 5 km, 36 % – 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio svyravimų, o 10-20 km atstumu tampa statistiškai nepatikimas. Į kompleksinį modelį įtraukus klimato rodiklius, radialiojo prieaugio svyravimai paaiškinami tiksliau (determinacijos koeficientas $R^2=0,70$ artimiausioje gamyklos aplinkoje ir $R^2=0,57$ toliau nuo gamyklos; $p<0,05$).

Intensyvios taršos metais radialiojo prieaugio sumažėjimo intensyvumas ir trukmė skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio yra nevienoda. Arčiausiai gamyklos augančių ir labiausiai pažeistų pušų radialiojo prieaugio depresijos laikotarpis tęsėsi apie 11 metų, o jo nuostoliai siekė vidutiniškai 15 % lyginant su prognozuota prieaugio norma. 5-10 km atstumu augančių pušų radialiojo prieaugio sumažėjimas truko 5 metus; radialusis prieaugis tuo laikotarpiu sumažėjo vidutiniškai 7 % lyginant su prognozuota prieaugio norma.

Tyrimų rezultatai rodo, kad sumažėjus gamyklos emisijai artimiausioje gamyklos aplinkoje augantys, labiausiai pažeisti medynai atsikūrė intensyviau nei toliau nuo gamyklos augantys medynai: radialusis prieaugis 1995 m. priartėjo prie klimato atsako modeliu prognozuotos normos, o paskutiniuosius kelerius metus ją viršijo. Tirtu atsikūrimo laikotarpiu artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių pušų radialusis prieaugis atsikūrė vidutiniškai 33 % ($p<0,05$) lyginant su didžiausiu prieaugio nuosmukiu 1990-1994 m.

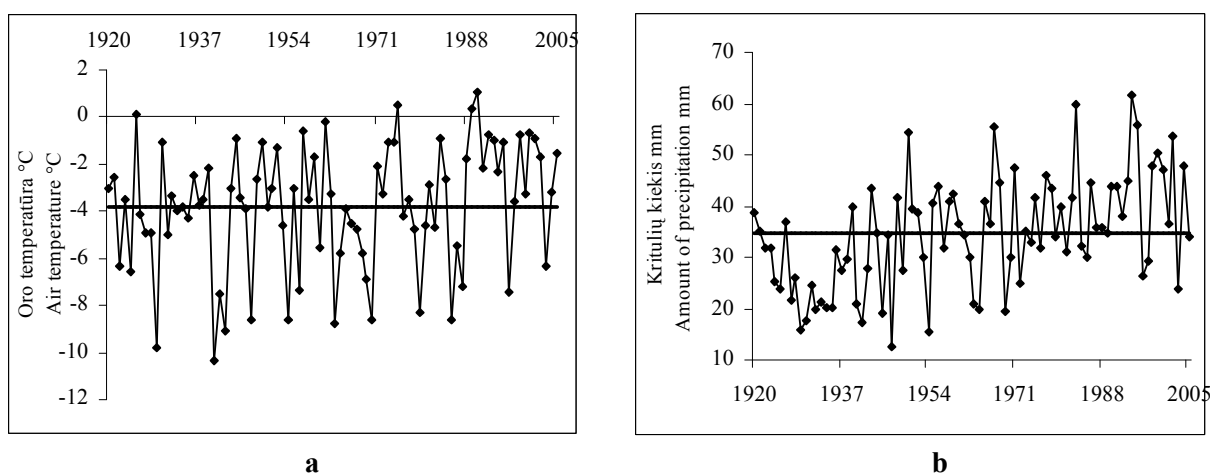
3.3. PAPRASTOSIOS PUŠIES (*Pinus sylvestris* L.) DENDROEKOLOGINIAI TYRIMAI AB „ACHEMA“ VIETINĖS TARŠOS SĄLYGOMIS

Pirmieji miškų žuvimo dėl antropogeninės taršos požymiai pirmiausia pasireiškė prie „Achemos“, todėl čia surinkti išsamiausi miško ekosistemos būklės pokyčių duomenys ir atlikta daugiausia gamyklos poveikio zonoje augančių ir jos taršos veikiamų paprastosios pušies medynų augimo tyrimų (Armolaitis ir kt., 1999a; Juknys et al., 2002; Stravinskienė, 2002; Juknys et al., 2003; Stravinskienė, 2004). Šiame skyriuje nagrinėjami skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių medynų radialiojo prieaugio pokyčiai dėl klimato svyravimų ir antropogeninių veiksnių poveikio. Pagrindinis „Achemos“ poveikio zonoje atliktų tyrimų tikslas – išanalizuoti, kaip keičiasi metinis radialusis prieaugis skirtingos taršos paveiktuose medynuose bei panagrinėti pakenktų žaliašilio miško tipo pušynų atsikūrimo galimybes sumažėjus gamyklos taršai rūgštinančiais ir eutrofizuojančiais teršalais ir prasidėjus „Achemos“ poveikio zonoje augančių medynų našumo, gyvybingumo ir dirvožemių atsikūrimo procesams.

3.3.1. Klimato sąlygų kaita Jonavos regione 1920-2005 metais

Norint nustatyti klimato veiksnių poveikį medynų metinio radialiojo prieaugio formavimuisi, išanalizuota pagrindinių klimato veiksnių (oro temperatūros ir kritulių kiekio) kaita Jonavos regione. Klimato rodiklių dinamikos analizei ir tolimesniems tyrimams naudoti Kauno meteorologinės stoties duomenys.

Aptariamuoju 1920-2005 metų laikotarpiu žiemos mėnesių oro temperatūra svyravo nuo $-10,3^{\circ}\text{C}$ iki $+1^{\circ}\text{C}$ (3.16 pav., a). Vidutinė daugiameitė žiemos mėnesių oro temperatūra yra $-3,8^{\circ}\text{C}$.



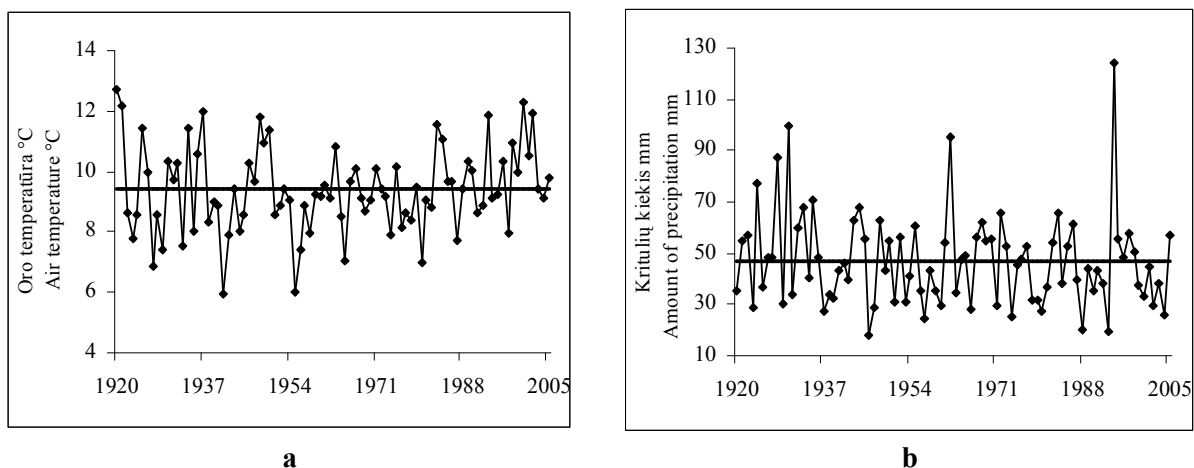
3.16 pav. Vidutinės žiemos (gruodžio-vasario mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1920-2005 metais

Fig. 3.16. Dynamics of mean air temperature and precipitation of winter months (December-February) in 1920-2005

Šaltesnės už vidutinės žiemos užfiksuotos 1924 (-9,8 °C), 1929, 1940 (-10,3 °C)-1942, 1947, 1954, 1956, 1963, 1969-1970, 1979, 1985, 1987 bei 1996 metais ir siekė -8,2 °C. Šiltesnės buvo 1925, 1930, 1944, 1949, 1957, 1961, 1973-1975 (+0,3 °C), 1983, 1989-1990 (+0,8 °C), 1992-1993, 1995, 1998, 2000-2001 metų žiemos, kai vidutinė žiemos temperatūra buvo aukštesnė už vidutinę daugiamečių ir svyravo apie -0,8 °C.

Žiemos mėnesių kritulių kiekis 1920-2005 metais svyravo nuo 12,7 mm iki 61,7 mm per mėnesį (3.16 pav., b). Vidutinis daugiamečių žiemos mėnesių kritulių kiekis – 34,6 mm per mėnesį. Sausringesni už vidutinius daugiamečius žiemos mėnesiai buvo 1927, 1929-1930, 1932-1935, 1940-1941, 1945, 1947 (12,7 mm), 1954, 1963-1964, 1969 metais, kai vidutinis kritulių kiekis siekė 18,8 mm. 1950, 1967, 1977, 1983 (59,7 mm), 1994-1995 (58,7 mm), 1998-2000, 2002 ir 2004 metų žiemos mėnesiais iškrito didelis kritulių kiekis, kuris siekė 52,7 mm.

Vegetacijos pradžios oro temperatūra svyravo nuo 6 °C iki 12,7 °C (3.17 pav., a). Vidutinė daugiamečių vegetacijos pradžios temperatūra yra 9,4 °C. Aukštesnė už vidutinę daugiamečių balandžio-gegužės mėnesių oro temperatūra buvo užfiksuota 1920-1921 (12,5 °C), 1925, 1934, 1937 (12 °C), 1948-1950, 1983-1984, 1993, 1998-2002 metais ir siekė 11,5 °C. Pastebima, jog nuo 1998 metų dėl visuotinos klimato kaitos stebimi šiltesni pavasarai. Vėsesni pavasarai buvo 1927, 1929, 1933, 1941, 1955-1956, 1965 ir 1980 metais, kai vidutinė vegetacijos pradžios oro temperatūra svyravo apie 7,1 °C. Šalčiausi pavasarai užfiksuoti 1941 ir 1955 metais po ypatingai šaltos žiemos 1940 metais ir šaltos 1954 metų žiemos. Vidutinė balandžio-gegužės mėnesių oro temperatūra tais metais buvo tik 6 °C.



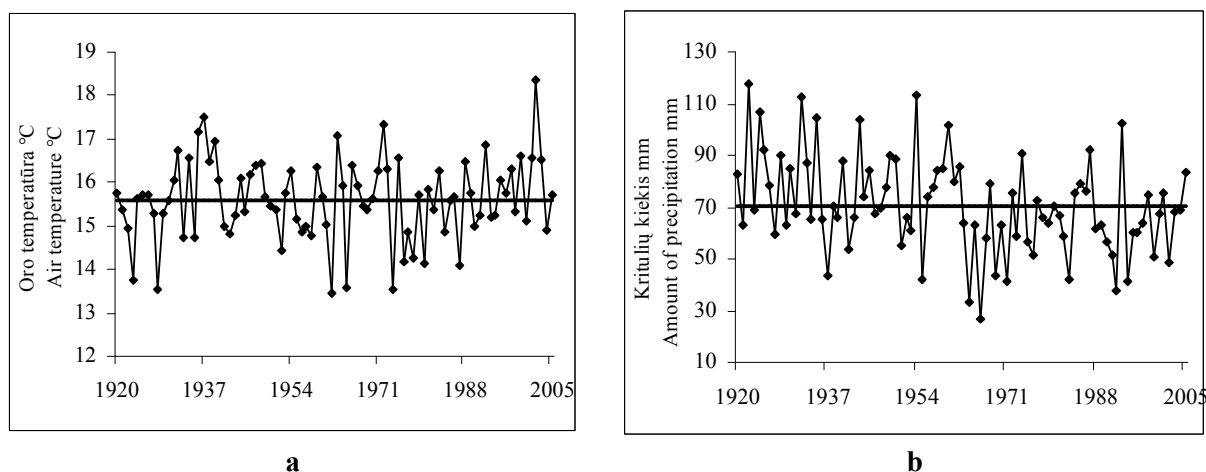
3.17 pav. Vidutinės vegetacijos pradžios (balandžio-gegužės mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1920-2005 metais

Fig. 3.17. Dynamics of mean air temperature and precipitation of the beginning of vegetation (April-May) in 1920-2005

Vegetacijos pradžios kritulių kiekis svyravo nuo 18 mm iki 124 mm per mėnesį (3.17 pav., b). Vidutinis daugiamečių vegetacijos pradžios kritulių kiekis – 46,8 mm per mėnesį. Sausringesni

už vidutinį daugiamečių vegetacijos pradžios laikotarpiai buvo 1937, 1946 (18 mm)-1947, 1957, 1966, 1974, 1980, 1988, 1993 ir 2004 metais, kai vidutinis kritulių kiekis siekė 23,9 mm. Lietingi vegetacijos pradžios laikotarpiai buvo 1924, 1928, 1930 (100 mm), 1933, 1935, 1943-1944, 1962 (95,5 mm), 1972, 1983 ir 1994 (124 mm) metais. Kritulių kiekis viršijo vidutinį daugiamečių ir siekė 80,4 mm.

Aktyvios vegetacijos laikotarpio (gegužės-rugpjūčio mėn.) oro temperatūra svyravo nuo 13,5 °C iki 18,4 °C (3.18 pav., a). Vidutinė daugiamečių aktyvios vegetacijos laikotarpio oro temperatūra yra 15,6 °C. Aukštesnė už vidutinę daugiamečių oro temperatūra užfiksuota 1931-1932, 1936-1939, 1963, 1972, 1992, 1999 ir 2001-2003 metais ir siekė 17 °C. Aukščiausia (18,4 °C) aktyvios vegetacijos oro temperatūra buvo 2002 metais. Žemiausios vidutinės šio laikotarpio oro temperatūros buvo 1923, 1928, 1952, 1962, 1965, 1976-1978, 1980, 1987 metais (apie 14 °C).



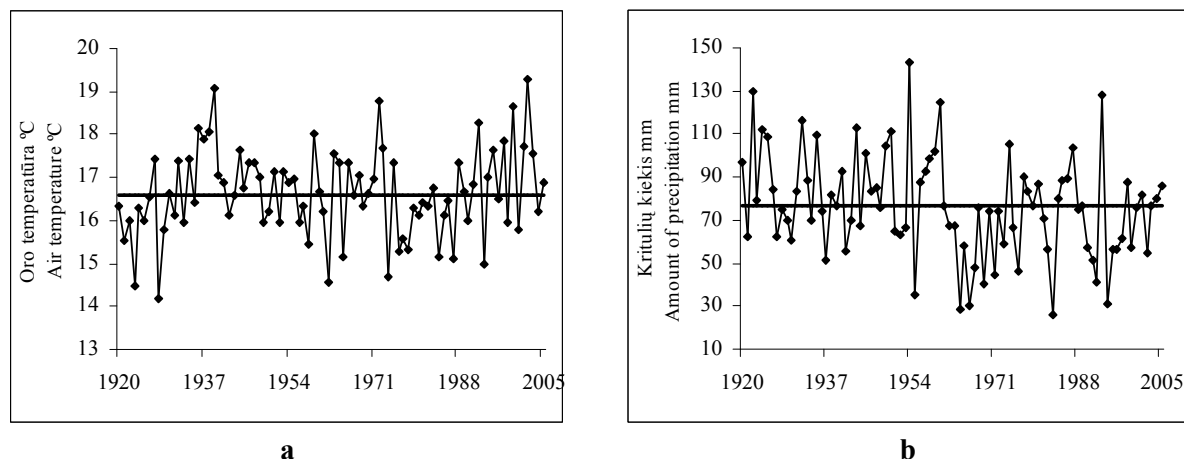
3.18 pav. Vidutinės aktyvios vegetacijos laikotarpio (gegužės-rugpjūčio mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1920-2005 metais

Fig. 3.18. Dynamics of mean air temperature and precipitation of active vegetation period (May-August) in 1920-2005

Aktyvios vegetacijos laikotarpio (gegužės-rugpjūčio mėn.) kritulių kiekis svyravo nuo 26,5 mm iki 118 mm per mėnesį (3.18 pav., b). Vidutinis daugiamečių aktyvios vegetacijos laikotarpio kritulių kiekis – 70,7 mm per mėnesį. Sausringi aktyvios vegetacijos laikotarpiai buvo 1937, 1955, 1964 (33,5 mm), 1966 (26,5 mm), 1969, 1971, 1976, 1983, 1991-1992, 1994, 1999 ir 2002 metais, kai kritulių kiekis buvo mažesnis nei vidutinis daugiamečių ir siekė 42,6 mm. Lietingi aktyvios vegetacijos laikotarpiai užfiksuoti 1922 (118 mm), 1924-1925, 1928, 1932 (112,5 mm), 1935, 1940, 1943, 1949, 1954 (113,3 mm), 1960, 1974, 1987 ir 1993 metais. Kritulių kiekis svyravo vidutiniškai apie 101,4 mm.

Aptariamojo laikotarpio vasaros (birželio-rugpjūčio mėn.) oro temperatūra svyravo nuo 14,2 °C iki 19,3 °C (3.19 pav., a). Vidutinė daugiamečių vasaros mėnesių oro temperatūra yra 16,6 °C. Aukštesnė už vidutinę daugiamečių vasaros oro temperatūra, užfiksuota 1936-1940, 1959, 1971-

1973, 1994-1997, 1999 ir 2001-2003 metais, siekė 17,9 °C. Vėsios vasaros buvo 1923, 1928, 1976-1978, 1984-1985, 1987 ir 1993 metais (apie 15,1 °C).



3.19 pav. Vidutinės vasaros (birželio-rugpjūčio mėn.) oro temperatūros ir kritulių kiekio dinamika 1920-2005 metais

Fig. 3.19. Dynamics of mean air temperature and precipitation of summer months (June-August) in 1920-2005

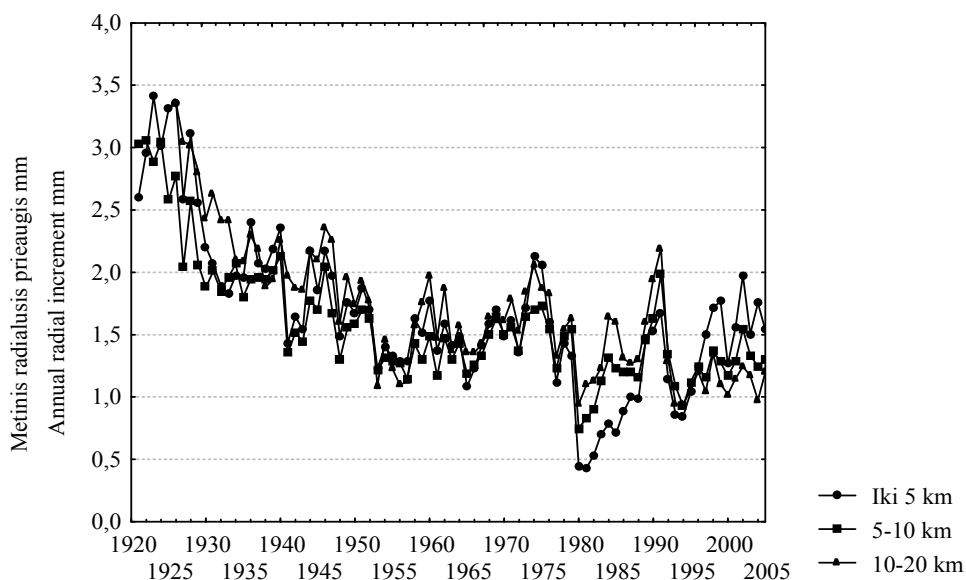
Vasaros mėnesių kritulių kiekis svyravo nuo 25,7 mm iki 143 mm per mėnesį (3.19 pav., b). Vidutinis daugiamečių birželio-rugpjūčio mėnesių kritulių kiekis – 76,4 mm. Sausringos vasaros buvo 1937, 1955, 1964 (28,3 mm), 1966-1967, 1969, 1971, 1976, 1983 (25,7 mm), 1991-1992 ir 1994 (31,3 mm) metais, kai vidutinis kritulių kiekis buvo mažesnis nei vidutinis daugiamečių ir siekė 39,3 mm. Lietingos vasaros buvo 1922 (129,7 mm), 1924-1925, 1932, 1935, 1943, 1945, 1949-1950, 1954 (143 mm), 1959-1960, 1974, 1987 ir 1993 (127,7 mm) metais. Kritulių kiekis viršijo vidutinį daugiamečių kiekį ir siekė 114 mm.

3.3.2. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika

Tyrimams parinkti skirtingu atstumu (iki 5 km, 5-10 km ir daugiau nei 10 km) nuo gamyklos vyraujančių vėjų kryptimi augantys paprastosios pušies medynai. Nagrinėjant šių medynų metinio radialiojo prieaugio dinamiką, stebimos panašios svyravimų tendencijos (3.20 pav.). 1940-1943 ir 1956-1957 m. užfiksuoti prieaugio minimumai yra sąlygoti nepalankių augimui (šaltų) laikotarpių. Nesant vietinės taršos šaltinio, mažo prieaugio laikotarpiai susiję su žiemų šalčiais, žema vegetacijos pradžios oro temperatūra ir mažesniu nei vidutinis daugiamečių kritulių kiekiu bei vėsiais aktyvios vegetacijos laikotarpiais. Taršos pradžia laikomi 1965 metai, t.y. vietinės taršos šaltinio veiklos pradžia. Praėjus beveik dešimtmečiui nuo taršos pradžios visų tiriamųjų pušynų metinis radialusis prieaugis svyravo periodiškai, tačiau pastebimas prieaugio didėjimas.

Nuo 1975-1976 m. bendras teršalų poveikis turi neigiamos įtakos medžių augimui, stebimas prieaugio mažėjimas. Staigus prieaugio sumažėjimas ir stiprus medžių pakenkimas stebimas po

šaltos 1979-1980 m. žiemos. Pažymėtina tai, kad nuo 1978 m. pastačius ir pilnu pajėgumu paleidus labiausiai teršiantį nitrofoskos cechą, „Achemos“ emisija didėjo ir 1979 m. pasiekė taršos maksimumą (37 tūkst. t). Nuo 1986-1987 m. stebimas medynų radialiojo prieaugio didėjimas, kurį lėmė prasidėjus masiniam miškų džiūvimui gamykloje įdiegtos aplinkosaugos priemonės (Armolaitis ir kt., 1999a).



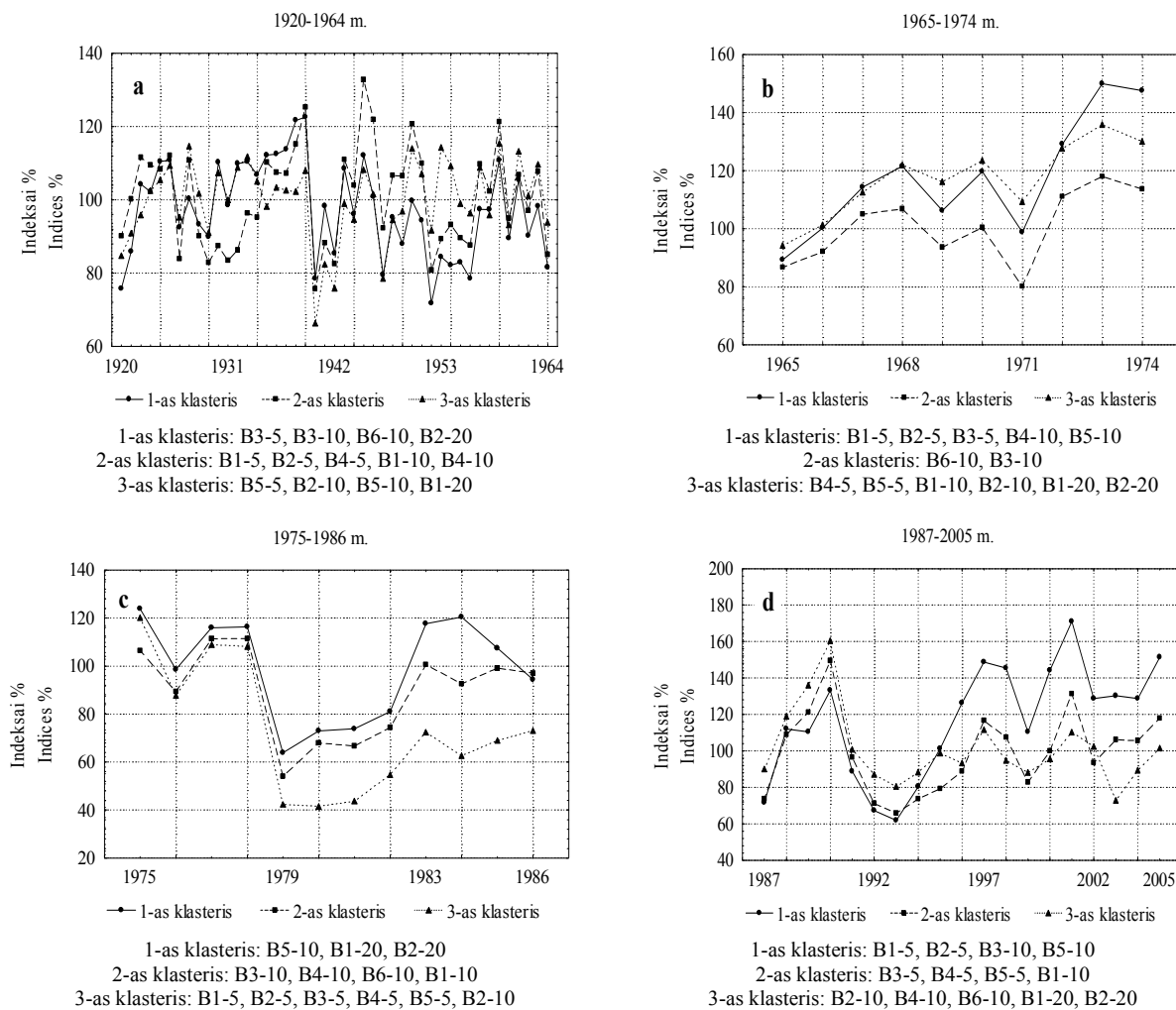
3.20 pav. Tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio dinamika

Fig. 3.20. Dynamics of annual radial increment of the investigated stands

Ypatingai ryškus prieaugio padidėjimas matomas po nitrofoskos cecho avarijos ir šio cecho uždarymo 1989 m. Tai lėmė ženklų bendros gamyklos emisijos sumažėjimą. 1992-1994 m. vėl stebimas gana didelis prieaugio sumažėjimas dėl nepalankių augimui klimato sąlygų (ypatingai sausų 1992 ir 1994 m. vasarų). Paskutiniuoju dešimtmečiu stebimas ryškiausias arčiausiai gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio atsikūrimas.

Nagrinėjant tyrimams pasirinktų pušynų metinio radialiojo prieaugio dinamiką, nepriklausomai nuo didelio atstumo skirtumo tarp medynų, pastebimi panašūs prieaugio sekų svyravimų dėsningumai, o prieaugio vidurkių skirtumai yra nedideli. Norint tiksliau aprašyti bendrus prieaugio svyravimų dėsningumus ir jų priežastis, atlikta klasterinė analizė. Prieaugio indeksų sekos nehierarchiniu k -vidurkių metodu pagal svyravimų panašumus buvo suskirstytos į 3 grupes (klasterius) taip, kad skirtumai grupių viduje būtų kuo mažesni, o skirtumai tarp grupių – kuo didesni. Analizei klasterių skaičius (3) pasirinktas atsižvelgiant į radialiojo prieaugio duomenų pasiskirstymą pagal atstumą nuo taršos šaltinio. Siekiant gauti daugiau informacijos apie prieaugio svyravimų dėsningumus kintant aplinkos veiksniams, radialiojo prieaugio sekos buvo suskirstytos į 4 laikotarpius (laikotarpis iki taršos pradžios (1920-1964), laikino prieaugio didėjimo (1965-1974) ir depresijos (1975-1986) laikotarpiai bei prieaugio atsikūrimo laikotarpis (1987-2005)). Analizės

tikslas – suskirstyti tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio sekas pagal jų svyravimų panašumą į atskiras grupes (klasterius). Laukiamas rezultatas – kuo daugiau tuo pačiu atstumu nuo gamyklos nutolusių medynų prieaugio sekų kiekviename klasteryje. Tai leistų nustatyti aplinkos poveikio skirtumus skirtingu atstumu nuo gamyklos augantiems medynams. Grafiniame analizės rezultatų vaizde pateikiama iš panašiausių tiriamųjų medynų metinio radialiojo prieaugio indeksų sekų susidariusių grupių (klasterių) vidurkių dinamika (3.21 pav.).



Čia: B1-B6 – tyrimo barelių numeriai; 5,10 ir 20 – tyrimo barelių atstumas nuo taršos šaltinio

3.21 pav. Klasterių, sudarytų iš panašiausių metinio radialiojo prieaugio indeksų sekų, vidurkių dinamika
Fig. 3.21. Dynamics of the means of clusters containing the most similar series of annual radial increment indices

3.21 paveiksle pateikti klasterinės analizės rezultatai rodo, kad klasterių sudėtis skirtingais laikotarpiais buvo nevienoda. Pirmuoju pasirinktu laikotarpiu iki gamyklos veiklos ir aplinkos taršos pradžios (1920-1964 m.) kiekviename klasteryje užfiksuotos skirtingais atstumais augančių medžių prieaugio sekos (3.21 pav., a). Tai rodo, kad iki taršos pradžios visais atstumais augančių medynų radialusis prieaugis ir jo svyravimai buvo panašūs, nes juos lėmė tik gamtiniai veiksniai.

1965-1974 m. laikotarpiu pastebimi ryškesni radialiojo prieaugio išsiskyrimo pagal atstumus dėsninčiai (3.21 pav., b). Į pirmąjį klasterį daugiausia pateko artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km), o į antrąjį – toliau nuo gamyklos (5-10 km) augančių pušų prieaugio sekos. Tai leidžia teigti, kad atsirado išorinis veiksnys (tarša), nulėmęs pirmuosius prieaugių skirtumus tarp grupių. Šiame laikotarpyje visuose klasteriuose stebimas laikinas prieaugio padidėjimas, kurį paskatino teigiamas gamyklos išmetamų azoto junginių poveikis (Armolaitis ir kt., 1999a; Juknys et al., 2002).

Nuo 1975 m. bendras teršiančių medžiagų poveikis tapo neigiamas, o tai paskatino skirtingais atstumais augančių medžių radialiojo prieaugio mažėjimą (3.21 pav., c). Į pirmąjį klasterį pateko bareliai iš labiausiai nuo gamyklos (10-20 km) nutolusių medynų, kurie, kaip matyti paveiksle, patyrė mažiausią (lyginant su kitais medynais), tačiau ryškų taršos poveikį. Ryškiausias radialiojo prieaugio sumažėjimas intensyvios taršos metais stebimas trečiajame klasteryje, kurį sudaro artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių medynų prieaugio sekos. Taigi šiuo laikotarpiu ryškiausiai pastebimas taršos poveikio gradientas tostant nuo gamyklos.

Taršos sumažėjimo iki pastovaus minimalaus lygio ir prieaugio atsikūrimo laikotarpiu (1987-2005 m.) klasterius sudaro įvairūs bareliai iš skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių medynų (3.21 pav., d). Toks skirtingų barelių pasiskirstymas klasteriuose rodo, kad šiuo laikotarpiu dėl sumažėjusios taršos skirtingais atstumais nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio skirtumai sumažėja. Dėl skirtingų barelių išsibarstymo klasteriuose sunku įvertinti medynų prieaugio atsikūrimo procesus dėl sumažėjusios taršos. Todėl metinio radialiojo prieaugio atsikūrimo laikotarpis bus nagrinėjamas tiesinės regresijos metodais 3.3.5. skyrelyje.

Remiantis klasterinės analizės rezultatais, galima iškelti prielaidą, kad „Achemos“ aplinkoje, priešingai nei prie „Akmenės cemento“, galimą taršos poveikį patiria net ir toliausiai nuo gamyklos augantys medynai. Iškelta prielaida bus patikrinta kituose šiame skyriuje atliktuose tyrimuose.

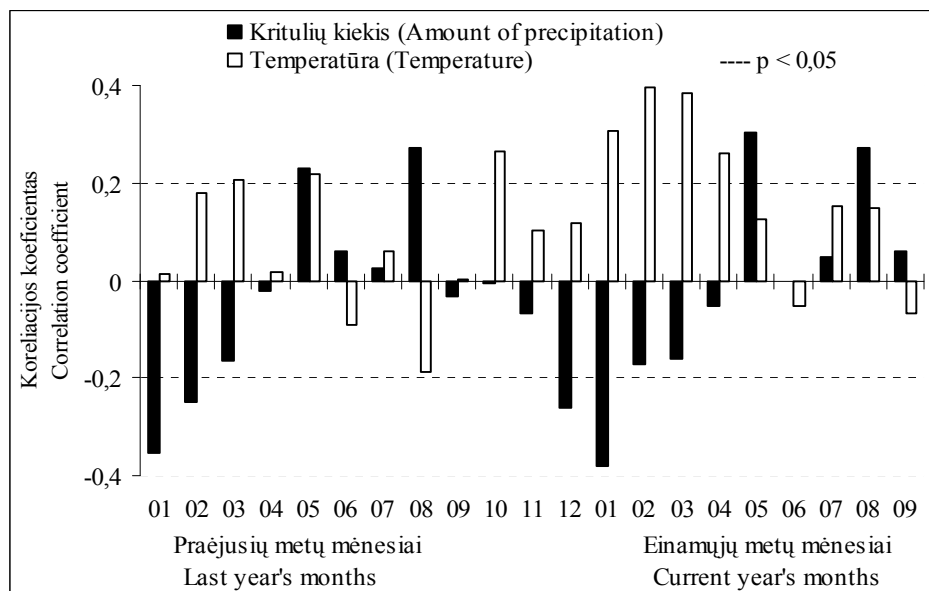
3.3.3. Kompleksinis klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikis pušų metinio radialiojo prieaugio formavimuisi

Klimato veiksnių poveikis metiniam radialiajam prieaugiui. Kaip jau minėta, medžių metinis radialusis prieaugis bei metinių rėvių struktūra indikuoja ilgalaikį klimato veiksnių poveikį medžiams. Klimato veiksnių ir metinio radialiojo prieaugio ryšio nustatymui pasirinktas apie 10 km į pietryčius nuo gamyklos nutolęs, pagal visus biometrinius rodiklius analogiškas kontrolinis medynas, kurio būklė leidžia teigti, kad šis medynas auga sąlyginai švarioje aplinkoje ir nepatiria antropogeninio poveikio. Šio medyno medžių radialusis prieaugis geriausiai atspindi klimato

veiksnių įtaką ir labiausiai tinka klimato poveikio vertinimui, kadangi tiriamųjų, arčiau gamyklos augančių medynų radialųjį prieaugį neigiamai paveikė vietinė tarša.

Norint eliminuoti medžių amžiaus įtaką metinių rėvių pločiui bei išryškinti prieaugio dinamikos ciklus dėl klimatinio fono svyravimų, apskaičiuoti ir šiam bei tolimesniems tyrimams naudoti metinio radialiojo prieaugio indeksai. Kaip ir „Akmenės cemento“ tyrimuose, analizei naudoti daugiamečiai praėjusių metų sausio-gruodžio ir einamųjų metų sausio-rugsėjo mėnesių oro temperatūros ir kritulių kiekio duomenys.

Gauti koreliacinės analizės rezultatai rodo stipriausią ir statistiškai patikimą pušų radialiojo prieaugio ryšį su žiemos pabaigos ir pavasario pradžios oro temperatūra (3.22 pav.). Stipriausias teigiamas koreliacinis ryšys nustatytas su einamųjų metų sausio ($r=0,31$; $p<0,05$), vasario ($r=0,40$; $p<0,05$) ir ankstyvo pavasario (kovo ($r=0,39$; $p<0,05$), balandžio ($r=0,26$; $p<0,05$)) temperatūra.



3.22 pav. Pirsono koreliacija tarp metinio radialiojo prieaugio ir klimato rodiklių

Fig. 3.22. Pearson correlations between annual radial increment of control pine stands and climatic factors

Metinio radialiojo prieaugio ryšiai su krituliais yra silpnesni nei su temperatūra, tačiau neigiama einamųjų metų sausio ($r=-0,38$; $p<0,05$)) ir teigiama gegužės ($r=0,30$; $p<0,05$)) bei rugpjūčio ($r=0,27$; $p<0,05$)) kritulių įtaka yra statistiškai patikima.

Atlikta analizė išryškino reikšmingą praėjusių metų klimato sąlygų įtaką radialiojo prieaugio formavimuisi. Gauti rezultatai rodo neigiamą statistiškai patikimą radialiojo prieaugio ryšį su sausio ($r=-0,35$; $p<0,05$) ir gruodžio ($r=-0,26$; $p<0,05$) mėnesių krituliais. Iš 3.22 paveiksle pateiktų duomenų matyti, kad medžių augimui teigiamą įtaką turi šiltas praėjusių metų pavasaris (kovas ($r=0,21$; $p<0,05$), gegužė ($r=0,22$; $p<0,05$)) ir spalio mėnuo ($r=0,27$; $p<0,05$). Gauti rezultatai patvirtino kitų autorių (Juknys, Venclovienė, 1998; Juknys et al., 2002; Stravinskienė, 2002) tyrimų rezultatus.

Pramonės taršos poveikis pušų metiniam radialiajam prieaugiui. Siekiant nustatyti skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augančių medynų metinio radialiojo prieaugio pokyčius lemiančius procesus ir priežastis, tirta priklausomybė tarp prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio. Pagrindinių, stipriausią poveikį radialiajam prieaugiui turinčių taršos komponentų koreliacijos koeficientai pateikti 3.5 lentelėje.

3.5 lentelė. Pirsono koreliacija tarp metinio radialiojo prieaugio ir bendro bei atskirų teršalų kiekio (r – Pirsono koreliacijos koeficientas, p – patikimumas)

Table 3.5. Pearson correlations between annual radial increment and total emissions and their components (r – Pearson correlation coefficient, p – significance)

	Bendras teršalų kiekis	NO _x	SO ₂	Dulkės
Iki 5 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,81	-0,77	-0,81	-0,78
p reikšmė	0,000	0,000	0,000	0,000
5-10 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,47	-0,41	-0,47	-0,58
p reikšmė	0,01	0,03	0,01	0,001
10-20 km atstumu nuo gamyklos				
r reikšmė	-0,38	-0,32	-0,36	-0,51
p reikšmė	0,05	0,1	0,06	0,006

Statistiškai patikimos r reikšmės ($p < 0,05$) pavaizduotos paryškintu šriftu.

Statistically significant r values ($p < 0,05$) are shown in bold characters.

Stipriausi ir statistiškai patikimi ryšiai nustatyti tarp arčiau gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio. Apskaičiuoti Pirsono koreliacijos koeficientai parodė, kad stipriausias ir statistiškai patikimas neigiamas ryšys yra tarp artimiausioje gamyklos (iki 5 km) aplinkoje augančių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio ($r = -0,81$; $p < 0,05$). 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ryšiai su gamyklos teršalų kiekiu silpnesni, tačiau statistiškai patikimi ($r = -0,47$; $p < 0,05$). Ryšio nenustatyta tarp tolimiausių pušų radialiojo prieaugio ir bendro gamyklos teršalų kiekio ($p = 0,05$).

Nagrinėjant skirtingų gamyklos teršalų įtaką pušų metiniam radialiajam prieaugiui artimiausioje gamyklos aplinkoje, matyti, kad prieaugio kitimą lemia visų pagrindinių gamyklos teršalų kiekis – nustatyti stiprūs statistiškai patikimi koreliaciniai ryšiai (3.5 lentelė). Silpnesnis, tačiau patikimas ryšys nustatytas tarp vidutiniu atstumu nuo gamyklos (5-10 km) augančių pušų prieaugio ir atskirų teršalų. Stipriausias ryšys nustatytas tarp radialiojo prieaugio ir mineralinių gamyklos dulkių kiekio ($r = -0,58$; $p < 0,05$). Kiek silpnesne įtaka pasižymėjo SO₂ ir NO_x – apskaičiuoti koreliacijos koeficientai atitinkamai -0,47 ir -0,41 ($p < 0,05$). Nors nustatyta silpna ir nepatikima 10-20 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio priklausomybė nuo bendro teršalų kiekio, tačiau ir šiuo atstumu ryšys tarp prieaugio ir mineralinių gamyklos dulkių išlieka statistiškai patikimas ($r = -0,51$; $p < 0,05$).

Koreliacinės analizės gauta mažėjanti radialiojo prieaugio priklausomybė nuo gamyklos taršos patvirtino hipotezę, kad skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio augantys medynai gauna skirtingas teršalų dozes, todėl neigiamas teršalų poveikis jiems yra skirtingas.

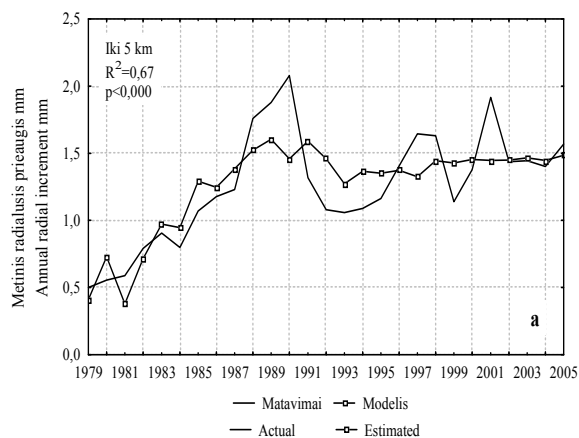
Norint tiksliau įvertinti gamyklos teršalų įtaką radialiajam prieaugiui vienas kito atžvilgiu, atlikta daugiaveiksnė regresinė analizė, sudarant statistinius modelius. Realios ir sumodeliuotos arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių pušų radialiojo prieaugio reikšmės pateiktos 3.23 paveiksle. Paveiksle pateikti duomenys rodo, kad regresijos modelis, sudarytas iš pagrindinių „Achemos“ taršos komponentų – NO_x , SO_2 ir mineralinių dulkių – aprašo 67 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,67$) (3.23 pav., a).

Kaip buvo minėta, regresijos funkcijos nestandartizuotieji b koeficientai neleidžia kintamųjų lyginti tarpusavyje ir nustatyti jų santykinės svarbos skaičiuojant y (šiuo atveju P_t) reikšmes. Santykinę nepriklausomų kintamųjų (taršos komponentų) įtaką priklausomam kintamajam (metiniam radialiajam prieaugiui) parodo standartizuotieji regresinės funkcijos koeficientai β . Absoliučioju didumu didesnis β rodo didesnę y priklausomybę nuo x_i (Čekanavičius, Murauskas, 2002).

Sudarytame modelyje nustatyta stipri visų komponentų įtaka vienas kito atžvilgiu. Nustatyta neigiama sieros dioksido (SO_2) ($\beta=-0,99$; $p=0,02$) ir mineralinių dulkių ($\beta=-0,82$; $p=0,01$) bei teigiama azoto oksidų (NO_x) įtaka ($\beta=1,04$; $p=0,01$) radialiajam prieaugiui.

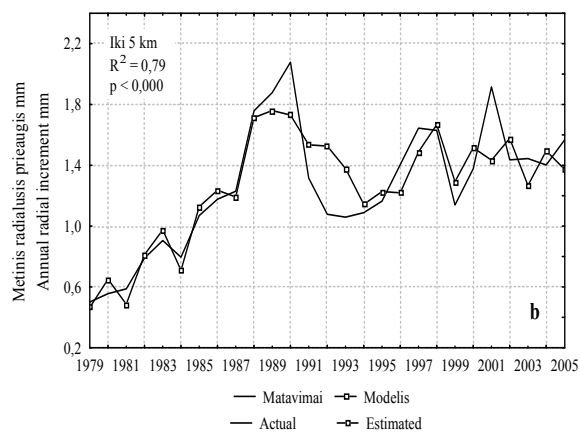
Kompleksinis klimato veiksnių ir pramonės taršos poveikis metiniam radialiajam prieaugiui. Kadangi medžių radialiojo prieaugio kitimą sąlygoja ir klimato veiksniai, todėl, norint kuo tiksliau aprašyti radialiojo prieaugio svyravimus, į daugialypės regresijos modelį buvo įtraukti įvairių mėnesių vidutinės oro temperatūros ir kritulių kiekio duomenys. Siekiant modelių tikslumo, analizei naudoti tiesinę priklausomybę turintys metinio radialiojo prieaugio indeksų ir klimato rodiklių duomenys. Kompleksinis klimato veiksnių ir taršos modelis aprašo 79 % arčiausiai gamyklos (iki 5 km) augančių pušų radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,79$) (3.23 pav., b).

Į regresijos funkciją įtraukus klimato rodiklius, taršos komponentų įtaka radialiajam prieaugiui nežymiai sumažėjo ir išliko didesnė nei klimato rodiklių. Didžiausia išliko teigiama azoto oksidų (NO_x) įtaka prieaugiui ($\beta=0,96$; $p=0,01$), nežymiai susilpnėjo mineralinių dulkių ir sieros dioksido (SO_2) įtaka (standartizuotieji koeficientai β atitinkamai lygūs $-0,84$ ir $-0,76$; $p<0,05$). Klimato veiksnių (praėjusių metų sausio mėnesio kritulių kiekio ir einamųjų metų vasario mėnesio temperatūros) įtaka radialiajam prieaugiui yra mažesnė nei taršos komponentų, bet statistiškai patikima ($p<0,05$).



$$P_t = (1,27 + 1,99 \cdot \exp(-0,06 \cdot t)) (102,91 - 5,57D + 22,99NO_x - 18,81SO_2)$$

Standartizuotieji koeficientai: $\beta(D) = -0,82$ ($p=0,01$)
 $\beta(NO_x) = 1,04$ ($p=0,01$)
 $\beta(SO_2) = -0,99$ ($p=0,02$)



$$P_t = (1,27 + 1,99 \cdot \exp(-0,06 \cdot t)) (124,97 - 0,44KS_{au,t-1} + 1,54TV_{as,t} - 5,68D + 21,23NO_x - 14,54SO_2)$$

$\beta(KS_{au,t-1}) = -0,26$ ($p=0,02$) $\beta(TV_{as,t}) = 0,19$ ($p=0,01$)
 $\beta(D) = -0,84$ ($p=0,003$) $\beta(NO_x) = 0,96$ ($p=0,01$)
 $\beta(SO_2) = -0,76$ ($p=0,02$)

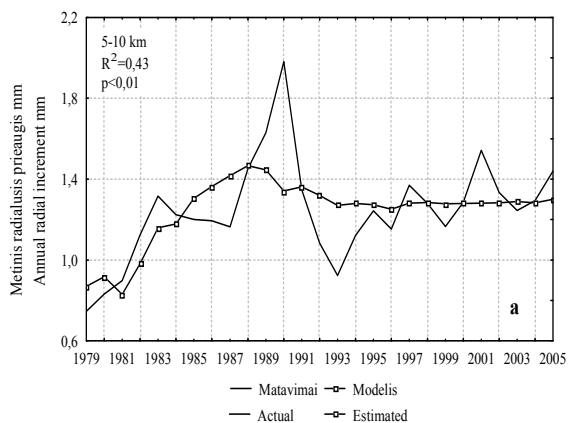
Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}C$); D – mineralinių dulkių kiekis (tūkst. t); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t); SO_2 – sieros dioksido kiekis (tūkst. t).

3.23 pav. Tiriamųjų medynų (iki 5 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika 1979-2005 metais

Fig. 3.23. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands growing up to 5 km from the plant in 1979-2005

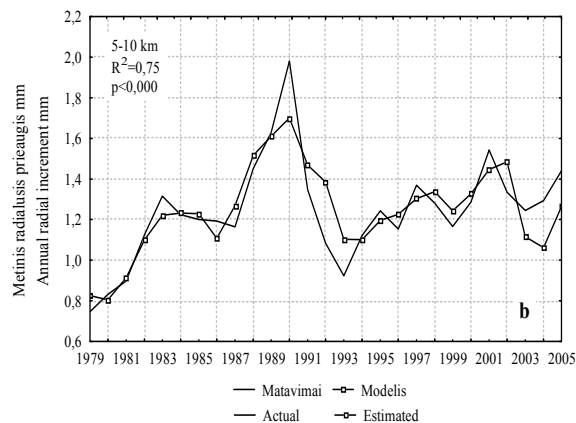
Regresijos modelis, aprašantis 43 % 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,43$), išryškina mineralinių dulkių ir šiek tiek sumažina azoto oksidų įtaką radialiajam prieaugiui (3.24 pav., a) lyginant standartizuotus koeficientus su artimiausia gamyklos aplinka.

Tikslesniam tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio svyravimų aprašymui į modelį įtraukus klimato rodiklius teršalų įtaka ryški: išlieka stipri neigiama mineralinių dulkių ($\beta=-1,15$; $p=0,000$) ir teigiama azoto oksidų ($\beta=0,98$; $p=0,002$) įtaka (3.24 pav., b). Modelyje išryškėja teigiama praėjusių metų vasario ir spalio temperatūros įtaka radialiajam prieaugiui, padidėja einamųjų metų vasario temperatūros įtaka lyginant su artimiausia gamyklos aplinka. Pateiktas regresijos modelis aprašo 75 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,75$).



$$P_t = (1,3 + 1,8 \cdot \exp(-0,08 \cdot t)) (96,03 - 4,76D + 8,53NO_x)$$

Standartizuotieji koeficientai: $\beta(D) = -1,17$ ($p = 0,003$)
 $\beta(NO_x) = 0,64$ ($p = 0,009$)



$$P_t = (1,3 + 1,8 \cdot \exp(-0,08 \cdot t)) (69,44 + 1,46TV_{as_{t-1}} + 4,44TS_{pa_{t-1}} + 2,27TV_{as_t} - 4,68D + 13,14NO_x)$$

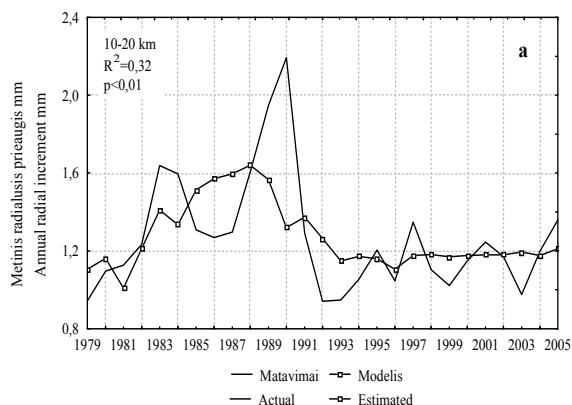
$\beta(TV_{as_{t-1}}) = 0,31$ ($p = 0,03$) $\beta(TS_{pa_{t-1}}) = 0,34$ ($p = 0,007$)
 $\beta(TV_{as_t}) = 0,48$ ($p = 0,001$) $\beta(D) = -1,15$ ($p = 0,000$)
 $\beta(NO_x) = 0,98$ ($p = 0,002$)

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}C$); D – mineralinių dulkių kiekis (tūkst. t); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t).

3.24 pav. Tiriamųjų medynų (5-10 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika 1979-2005 metais

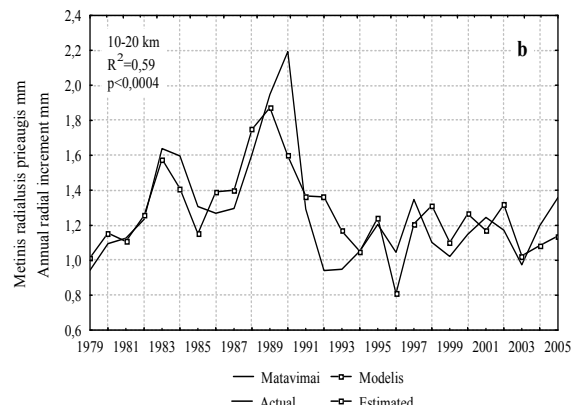
Fig. 3.24. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands at the distance of 5-10 km from the plant in 1979-2005

Gauti daugiaveiksnės regresinės analizės rezultatai rodo, kad „Achemos“ taršos poveikis išlieka net 10-20 km nuo gamyklos augantiems medynams (3.25 pav.).



$$P_t = (1,29 + 5,17 \cdot \exp(-0,07 \cdot t)) (83,6 - 6,18D + 19,9NO_x)$$

Standartizuotieji koeficientai: $\beta(D) = -1,29$ ($p = 0,003$)
 $\beta(NO_x) = 1,27$ ($p = 0,004$)



$$P_t = (1,29 + 5,17 \cdot \exp(-0,07 \cdot t)) (89,59 + 1,36TS_{au_t} + 2,42TV_{as_t} - 6,23D + 24,29NO_x)$$

$\beta(TS_{au_t}) = 0,25$ ($p = 0,04$) $\beta(TV_{as_t}) = 0,43$ ($p = 0,007$)
 $\beta(D) = -1,3$ ($p = 0,000$) $\beta(NO_x) = 1,55$ ($p = 0,001$)

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); t – medžių amžius (metais); T – vidutinė mėnesio temperatūra ($^{\circ}C$); D – mineralinių dulkių kiekis (tūkst. t); NO_x – azoto oksidų kiekis (tūkst. t).

3.25 pav. Tiriamųjų medynų (10-20 km) faktinio ir sumodeliuoto metinio radialiojo prieaugio dinamika 1979-2005 metais

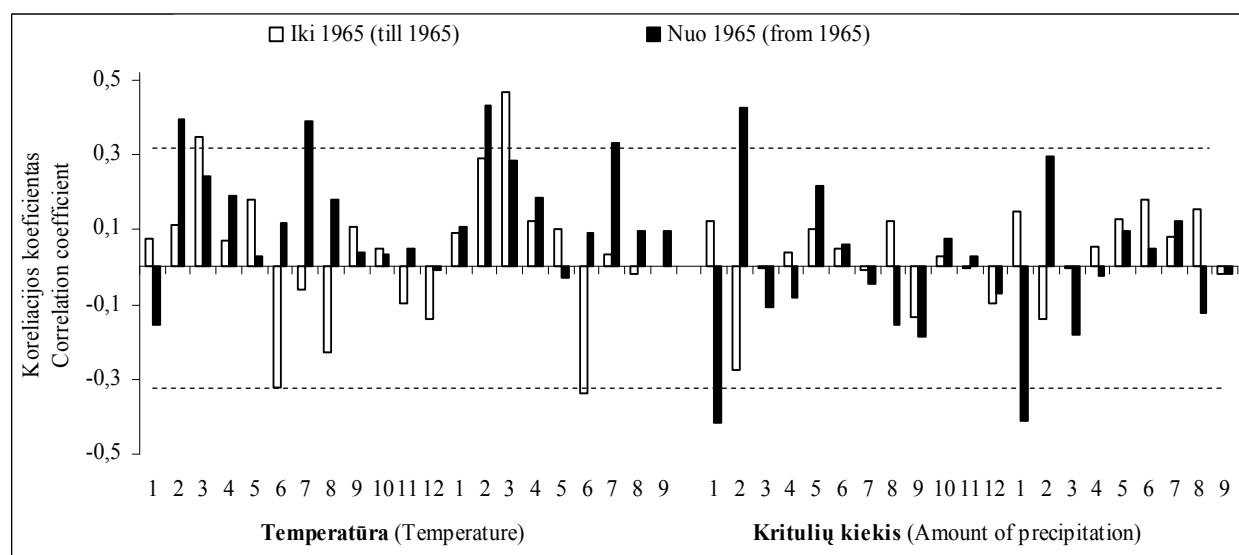
Fig. 3.25. Dynamics of actual and estimated annual radial increment of stands at the distance of 10-20 km from the plant in 1979-2005

Kaip matyti iš paveiksle pateiktų duomenų, net ir toliausiai nuo gamyklos augančių medynų radialiojo prieaugio formavimąsi lemia gamyklos tarša. Kaip ir 5-10 km atstumu, čia stipri neigiama mineralinių dulkių ir teigiama azoto oksidų įtaka (β atitinkamai lygūs -1,29 ir 1,27; $p < 0,05$). Regresijos modelis, įtraukiantis tik mineralines dulkes ir NO_x , aprašo 32 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2 = 0,32$) (3.25 pav., a). Į modelį įtraukus klimato rodiklius išlieka stipri mineralinių dulkių ir NO_x įtaka, kaip ir arčiau gamyklos, lieka reikšminga teigiama einamųjų metų vasario temperatūros įtaka ($\beta = 0,43$; $p = 0,007$), bet išryškėja teigiama sausio temperatūros įtaka ($\beta = 0,25$; $p = 0,04$) (3.25 pav., b). Modelis paaiškina 59 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2 = 0,59$).

Palyginus skirtingais atstumais gautus rezultatus, matyti, kad priešingai nei „Akmenės cemento“ aplinkoje, čia teršalai pasklinda didesniu atstumu ir jų įtaka išlieka net ir didesniu atstumu nuo gamyklos augantiems medynams.

Teršalų poveikyje gali pasikeisti radialiojo prieaugio ryšiai su klimato veiksniais (Juknys et al., 2002). Norint nustatyti, ar prasidėjusi „Achemos“ tarša iškreipia ryšius tarp medynų radialiojo prieaugio ir natūralių veiksnių, kaip ir „Akmenės cemento“ aplinkoje, buvo atlikta koreliacinė analizė. Analizei pasirinktos arčiausiai gamyklos augančių tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio sekos buvo padalintos į dvi dalis – iki 1965 m. (taršos pradžios) ir nuo 1965 m.

Atlikus Pirsono koreliacinę analizę tarp radialiojo prieaugio indeksų ir klimato rodiklių (praėjusių metų sausio-gruodžio ir einamųjų metų sausio-rugsėjo mėnesių oro temperatūros ir kritulių kiekio), nustatyta, kad taršos laikotarpiu radialiojo prieaugio priklausomybė nuo klimato veiksnių daugeliu atvejų yra didesnė nei laikotarpiu iki taršos pradžios (3.26 pav.).



3.26 pav. Pažeistų medynų metinio radialiojo prieaugio ryšių su klimato rodikliais iki taršos ir taršos laikotarpiu palyginimas (--- patikimumas ($p < 0,05$))

Fig. 3.26. Comparison of relations between annual radial increment of damaged trees and climatic factors before the pollution and in the pollution period (--- significance level ($p < 0.05$))

Paveiksle pateikti duomenys rodo, kad užterštoje aplinkoje labiausiai sustiprėjo ir kai kuriais atvejais tapo statistiškai patikimi radialiojo priaugio ryšiai su vėlyvos žiemos (vasario mėn.) ir vasaros (liepos, rugpjūčio mėn.) temperatūra bei žiemos mėnesių (sausio, vasario) kritulių kiekiu. Taršos laikotarpiu nustatyti silpnesni nei iki taršos pradžios radialiojo priaugio ryšiai su kovo ir birželio mėnesių temperatūra.

Gauti rezultatai leidžia teigti, kad gamyklos tarša iškreipia aplinkinių medynų radialiojo priaugio ryšius su klimato veiksniais. „Achemos“ aplinkoje augantys pušynai daugeliu atvejų tampa jautresni kritulių kiekiui ir tik kai kuriais atvejais – temperatūrai.

3.3.4. Antropogeniniai metinio radialiojo priaugio pokyčiai rūgštinančių ir eutrofizuojančių teršalų poveikyje

Norint nustatyti antropogeninius tiriamųjų medynų metinio radialiojo priaugio pokyčius, svarbu įvertinti, kaip medžiai augtų, jei nebūtų prasidėjusi aplinkos tarša. Šiam tikslui dažniausiai naudojami medžio rievės pločio priklausomybės nuo klimato veiksnių regresiniai modeliai. Įvertinus tokio modelio rodiklius laikotarpyje iki antropogeninio poveikio pradžios, normalus priaugis apskaičiuojamas remiantis klimato rodikliais (dažniausiai vidutine mėnesio temperatūra ir mėnesio kritulių kiekiu). Realių ir pagal modelį prognozuojamų priaugio rodiklių skirtumas indikuoja antropogeninių veiksnių poveikį priaugio pokyčiams (Cook, 1987; Juknys, 1994).

Norint nustatyti radialiojo priaugio pokyčius dėl gamyklos taršos, standartizuotos priaugio sekos buvo padalintos į du laikotarpius – iki gamyklos taršos (1920-1964 m.) ir taršos laikotarpį (1965-2005 m.). Daugiaveiksnės regresijos modeliai buvo sukalibruoti pirmajai sekos daliai, įtraukiant iš anksčiau pateiktų tyrimų rezultatų pušų augimui „Achemos“ aplinkoje reikšmingus klimato rodiklius (3.6 lentelė).

3.6 lentelė. Klimato atsako modeliai skirtingu atstumu nuo gamyklos augančių pušų metiniam radialiajam priaugiui

Table 3.6. *Climate response models for annual radial increment of pine stands growing at different distances from the plant*

Atstumas nuo gamyklos	Modelis
Iki 5 km	$P_t = (1,27 + 1,99 \cdot \exp(-0,06 \cdot t)) (90,27 + 0,17K_{Bir_t} + 0,07K_{Lie_t} + 1,53TV_{as_t} + 0,99TK_{ov_t}); R^2=0,53; p<0,000$
5-10 km	$P_t = (1,3 + 1,8 \cdot \exp(-0,08 \cdot t)) (101,56 + 0,07K_{Bir_{t-1}} + 1,24TV_{as_t} + 1,21TK_{ov_t}); R^2=0,51; p<0,000$
10-20 km	$P_t = (1,29 + 5,17 \cdot \exp(-0,07 \cdot t)) (125,41 - 4,76TR_{ugs_{t-1}} + 4,91TSpa_{t-1} + 2,42TK_{ov_t}); R^2=0,44; p<0,000$

Čia: P_t – metinės rievės plotis (mm); K – mėnesio kritulių kiekis (mm); T – vidutinė mėnesio temperatūra (°C); t – medžių amžius (metais); R^2 – determinacijos koeficientas; p – patikimumas.

Where: P_t – tree-ring width (mm); t – tree age (years); K – month's amount of precipitation (mm); T – month's mean temperature (°C); R^2 – determination coefficient; p – significance.

Artimiausioje gamyklos aplinkoje (iki 5 km) teigiamą įtaką kitų modelio komponentų atžvilgiu radialiojo prieaugio svyravimams turi einamųjų metų birželio krituliai ir vasario bei kovo mėnesių temperatūra. Nustatyta didžiausia kitų funkcijos komponentų atžvilgiu einamųjų metų vasario mėnesio temperatūra: apskaičiuotas standartizuotasis regresijos koeficientas β lygus 0,45 ($p=0,001$). Sudarytas modelis aprašo 53 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,53$).

Svarbiausias 5-10 km atstumu augančių pušų prieaugio svyravimus lemiantis klimato rodiklis taip pat yra einamųjų metų vasario mėnesio temperatūra ($\beta=0,46$; $p=0,01$). Modelis aprašo 51 % radialiojo prieaugio svyravimų ($R^2=0,51$).

Toliausiai nuo gamyklos augančių pušų prieaugio svyravimus aprašančiame modelyje išryškėja praėjusių metų klimato sąlygos: nustatyta neigiama rugsėjo ($\beta=-0,41$; $p=0,005$) ir teigiama spalio ($\beta=0,47$; $p=0,001$) temperatūros įtaka radialiajam prieaugiui. Panašaus stiprumo įtaką kitų funkcijos komponentų atžvilgiu turi ir einamųjų metų kovo mėnesio temperatūra. Apskaičiuotas regresijos koeficientas β lygus 0,42. Aptartasis modelis aproksimuoja 44 % radialiojo prieaugio svyravimų.

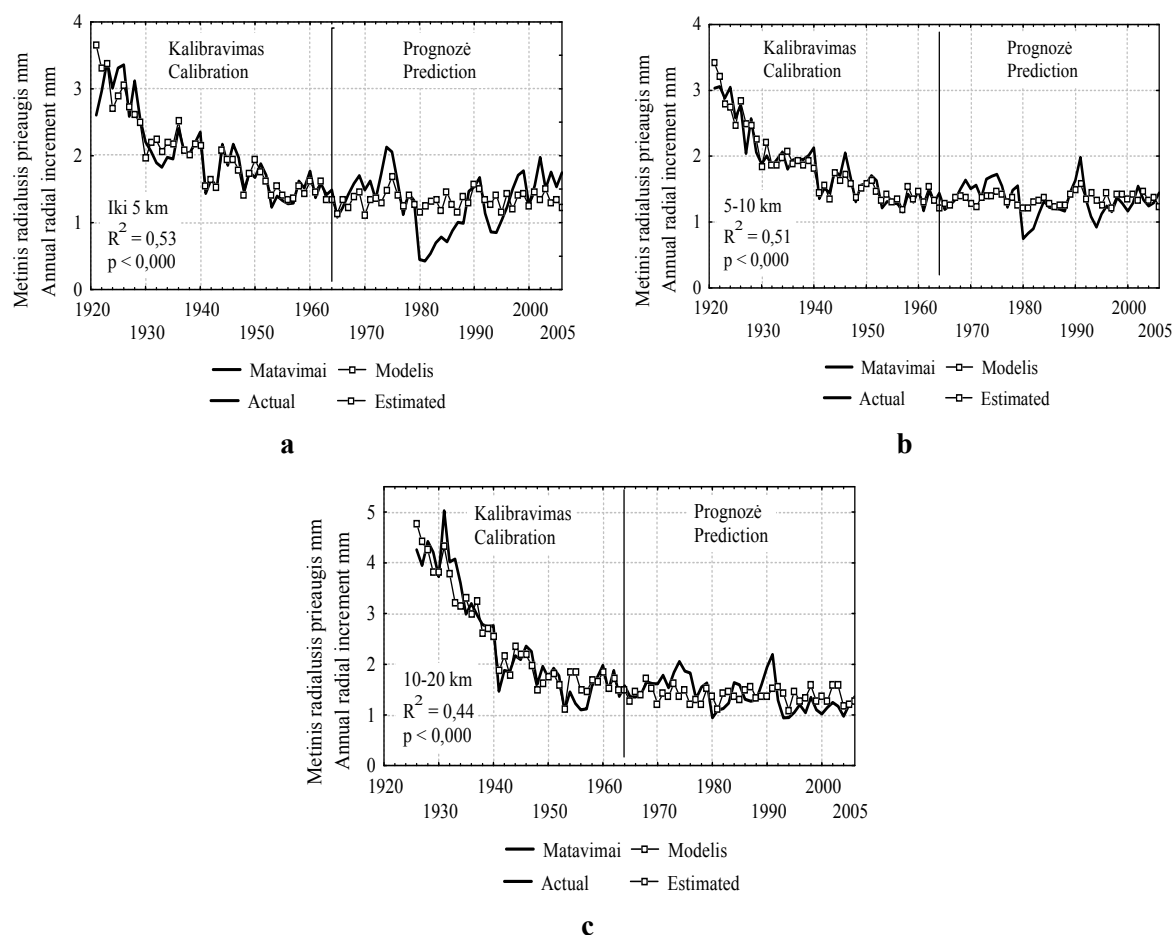
Remiantis sudarytų modelių klimato rodikliais, buvo apskaičiuota skirtingais atstumais nuo gamyklos augančių tiriamųjų medynų radialiojo prieaugio norma taršos laikotarpiu (1965-2005 m.) ir palyginta su realiu prieaugiu (3.27 pav.). Skirtumai tarp faktinio ir klimato atsako modeliu apskaičiuoto prieaugio parodo antropogeninės taršos poveikį metiniam radialiajam prieaugiui.

Kaip matyti iš 3.27 paveiksle pateiktų duomenų, nuo 1965 m. pradėjus veikti gamyklai, pastebimas išmatuoto radialiojo prieaugio padidėjimas lyginant su prognozuota norma. Minėtas radialiojo prieaugio padidėjimas gali būti paaiškinamas azoto junginių koncentracijos padidėjimu gamyklos aplinkoje, nes kitų autorių (Armolaitis ir kt., 1999a; Juknys et al., 2002) atliktų tyrimų rezultatais, azoto junginiai iš pradžių veikia kaip medžių augimą skatinanti trąša. Teigiamą ir stiprią kitų į regresijos funkciją įtrauktų taršos komponentų atžvilgiu azoto junginių įtaką prieaugiui patvirtina ir šiame darbe atliktas kompleksinis klimato veiksnių ir taršos komponentų poveikio tyrimas (žr. 3.23-3.25 pav., b).

Laikinas prieaugio padidėjimo dėl teigiamo azoto junginių poveikio laikotarpis, nepriklausomai nuo atstumo iki taršos šaltinio, visiems medynams truko beveik tiek pat (7-8 metus), o tręšimo poveikis buvo panašus (3.27 pav.). Prieaugis tuo metu artimiausioje gamyklos aplinkoje buvo vidutiniškai 24 %, 5-10 km atstumu – 17 %, o 10-20 km – 23 % didesnis už apskaičiuotą normą, o gauti skirtumai statistiškai reikšmingi (Stjudento kriterijus t ; $p<0,05$).

Nuo 1979 m. stebimas ryškus faktinio radialiojo prieaugio sumažėjimas lyginant su apskaičiuota norma. Tai gali būti paaiškinama žymiu gamyklos išmetamų teršalų kiekio padidėjimu ir sustiprėjusiu bendru neigiamu poveikiu medynams. Išskirtinai šalta 1979-1980 metų žiema sustiprino neigiamą taršos poveikį. Žymiausią radialiojo prieaugio kritimą 1980 m. lėmė maksimali

gamyklos teršalų emisija (37 tūkst. t) 1979-aisiais metais. Pušų augimo depresijos dėl intensyvios gamyklos taršos etapas tęsėsi 11 metų arčiausiai gamyklos augančiuose medynuose (3.27 pav., a), o tolimesniuose medynuose – apie 6 metus. Didžiausi prieaugio nuostoliai užfiksuoti taip pat arčiausiai gamyklos – depresijos etapu prieaugis buvo vidutiniškai 38 % mažesnis už prognozuotą normą. Nustatytas prieaugių skirtumas statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t|=3,73$ ($p=0,001$) $> t_{kr}=1,73$).



3.27 pav. Tiriamųjų medynų faktinės ir prognozuojamos metinio radialiojo prieaugio sekų palyginimas
Fig. 3.27. Comparison of actual and predicted annual radial increment series of the investigated stands

Toliau nuo gamyklos (5-10 km) augančių medynų radialiojo prieaugio nuostoliai vidutiniškai sudarė 15 % apskaičiuotos normos, o prieaugių vidurkių skirtumas buvo statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t|=2,64$ ($p=0,02$) $> t_{kr}=1,81$) (3.27 pav., b). Toliausiai nuo gamyklos augančių pušų metinis radialusis prieaugis lyginant su prognozuota norma depresijos laikotarpiu sumažėjo 7 % (skirtumas statistiškai nereikšmingas; Stjudento kriterijus t ; $p>0,05$) (3.27 pav., c).

Gauti rezultatai leidžia teigti, kad nors gamyklos tarša pasklidusi dideliu atstumu ir jos poveikis juntamas net labiausiai nuo gamyklos nutolusiuose medynuose, tačiau stipriausiai jos veikiami ir labiausiai pažeisti yra artimiausioje gamyklos aplinkoje augantys medynai.

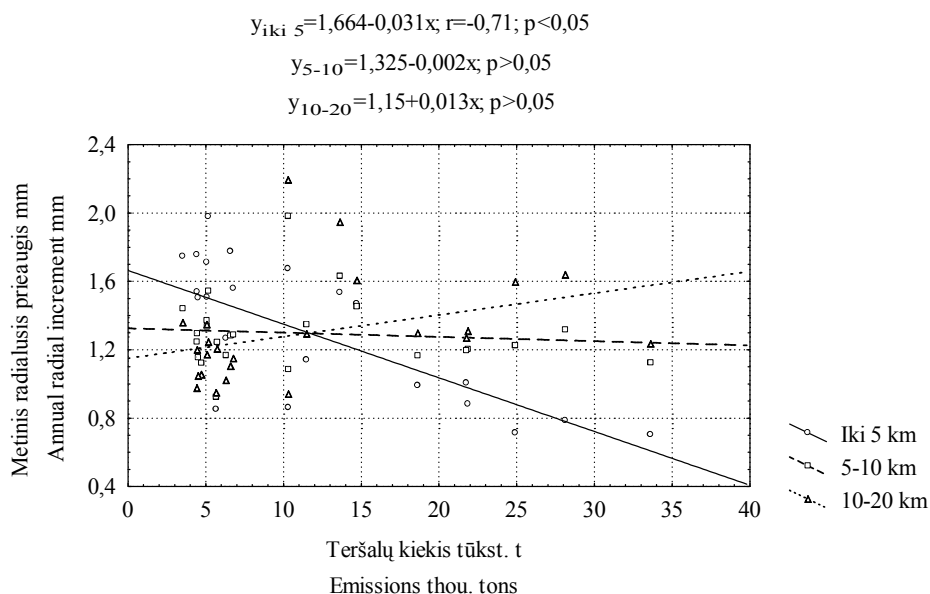
3.3.5. Pažeistų pušynų atsikūrimo procesai sumažėjus gamyklos emisijai

Sumažėjus aplinkos taršai, pažeistų ekosistemų atsikūrimas tapo labai aktualus. Nuo 1982 m. mažėjant „Achemos“ išmetamų teršalų kiekiui (žr. 2.3 pav.), prasidėjo pažeistų medynų augimo ir būklės atsikūrimas. Nors užterštumas sumažėjo, pažeistų medynų būklė pagerėjo, tačiau miško dirvožemiai toliau rūgštėjo, nes įstant miško paklotei joje susikaupę teršalai migruoja į viršutinius mineralinio dirvožemio horizontus (Armolaitis ir kt., 1999a).

Remiantis gautais daugiaveiksnės regresinės analizės rezultatais, nuo 1982 m., laipsniškai mažėjant gamyklos emisijai, visais atstumais stebimas radialiojo prieaugio didėjimas (žr. 3.27 pav.). Iki 5 km atstumu nuo gamyklos augančių medynų metinis radialusis prieaugis prie klimato atsako modeliu prognozuotos normos priartėjo tik 1989-1990 m. (žr. 3.27 pav., a). Vėliau dėl 1991-1992 m. šiek tiek padidėjusios gamyklos taršos ir nepalankių klimato sąlygų (sausų ir karštų 1992 ir 1994 m. bei lietingos ir vėsios 1993 m. vasaros) stebimas laikinas prieaugio atitrūkimas nuo normos. Nuo 1995 m. nustatytas metinio radialiojo prieaugio atsikūrimas, o 1997-2005 m. jis vidutiniškai 21 % viršija klimato atsako modeliu apskaičiuotą prieaugio normą. Nustatytas skirtumas yra statistiškai reikšmingas (Stjudento kriterijus $|t| = 3,84$ ($p=0,001$) $> t_{kr}=1,75$).

Tolimesni medynai jau 1983 m. prilygo regresinio modelio apskaičiuotai normai, o 1990 m. viršijo ją: 5-10 km atstumu pušų metinis radialusis prieaugis buvo 25 %, o 10-20 km atstumu – net 44 % didesnis nei klimato atsako modeliu prognozuota prieaugio norma (žr. 3.27 pav., b, c). Tai lėmė palankios augimui klimato sąlygos (šilta 1989-1990 m. žiema bei didesnė nei vidutinė daugiametė 1989 ir 1990 metų vegetacijos pradžios oro temperatūra). 1992-1994 m. vėl stebimas gana didelis prieaugio sumažėjimas dėl nepalankių augimui klimato sąlygų (ypatingai sausų 1992 ir 1994 m. vasarų). Paskutiniu metu 5-10 km ir 10-20 km atstumais nuo gamyklos augančių pušų faktinis radialusis prieaugis svyruoja apie prognozuotą normą (žr. 3.27 pav., b, c).

Siekiant detaliau nustatyti taršos mažėjimo poveikio įtaką radialiajam prieaugiui ir jo kaitą mažėjant taršai, atlikta tiesinė vieno kintamojo regresinė analizė, sudarant kintamuosius (metinį radialųjį prieaugį ir taršą) siejančią funkciją (3.28 pav.).



3.28 pav. Ryšys tarp metinio radialiojo prieaugio ir teršalų kiekio taršos mažėjimo laikotarpiu (1982-2005)

Fig. 3.28. The relationships between annual radial increment and emissions in the period of pollution reduction (1982-2005)

Paveiksle pateikti duomenys rodo, kad statistiškai patikimai į taršos mažėjimą reaguoja tik artimiausioje gamyklos aplinkoje augantys pušynai. Mažėjant gamyklos išmetamų teršalų kiekiui, jų radialusis prieaugis atsikuria intensyviausiai. Tarp toliau nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ir teršalų kiekio mažėjimo tiesinės priklausomybės nenustatyta, todėl tiesinės regresijos funkcijos yra statistiškai nepatikimos.

Apibendrinant šio skyriaus rezultatus, galima daryti tokias išvadas:

Normalaus drėgnumo augavietėse kritulių poveikis nėra toks svarbus kaip temperatūros, tačiau išryškėja žiemos, vegetacijos pradžios ir vasaros mėnesių kritulių įtaka. Gauti rezultatai leidžia teigti, kad mažesnis nei vidutinis daugiamečių žiemos mėnesių (ypač gruodžio ir sausio) ir didesnis nei vidutinis daugiamečių pavasario (ypač gegužės mėn.) bei rugpjūčio kritulių kiekis, taip pat šiltas pavasaris lemia radialiojo prieaugio didėjimą. Radialiojo prieaugio formavimuisi 5takos turi ir praėjusių metų klimato sąlygos: neigiamos – aukšta vasaros pabaigos temperatūra, teigiamos – šiltas praėjusių metų ruduo.

Tyrimai parodė, kad stipriausias ir statistiškai patikimas tiesinis ryšys yra tarp artimiausių pušų prieaugio ir gamyklos teršalų ($r=-0,81; p<0,05$). Silpnesnis, tačiau statistiškai patikimas neigiamas ryšys nustatytas tarp 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio ir teršalų kiekio ($r=-0,47; p<0,05$). Nors nustatyta nepatikima 10-20 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio priklausomybė nuo bendro teršalų kiekio, tačiau ir šiuo atstumu ryšys tarp prieaugio ir mineralinių dulkių išlieka statistiškai patikimas ($r=-0,51; p<0,05$).

Remiantis tyrimų rezultatais galima teigti, kad medynų radialiojo prieaugio priklausomybė nuo taršos komponentų mažėja tolstant nuo taršos šaltinio. Regresijos modelis, įtraukiantis pagrindinius „Achemos“ teršalus, statistiškai patikimai aprašo 67 % iki 5 km atstumu, 43 % iki 5-10 km atstumu ir 32 % iki 10-20 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio svyravimų ($p < 0,05$). Į kompleksinį modelį įtraukus klimato rodiklius, išryškėja klimato veiksnių įtaka prieaugio kitimui, tačiau taršos poveikis išlieka ir toliausiai nuo gamyklos augantiems pušynams.

Tyrimai rodo, kad nors gamyklos tarša pasklidusi dideliu atstumu ir jos galimas poveikis pasireiškia net toliausiai nuo gamyklos nutolusiems medynams, tačiau stipriausiai jos veikiami ir labiausiai pažeisti yra artimiausioje aplinkoje augantys medynai. Nors taršos pradžioje dėl teigiamo azoto junginių poveikio medynų prieaugis tolstant nuo gamyklos padidėjo beveik vienodai (atitinkamai 24 %, 17 % ir 23 % lyginant su prognozuota prieaugio norma; $p < 0,05$), tačiau intensyviausios taršos laikotarpiu didžiausi prieaugio nuostoliai stebimi artimiausiuose medynuose (34 %). Toliau nuo gamyklos prieaugis atitinkamai sumažėjo vidutiniškai 15 % ir 7 % lyginant su klimato atsako modeliu prognozuota prieaugio norma.

Nevienodai pažeistų medynų radialusis prieaugis atsikuria skirtingai. Tyrimų rezultatai rodo, kad mažėjant taršai artimiausi, labiausiai pažeisti medynai atsikūrė intensyviau nei toliau nuo gamyklos augantys medynai ir paskutiniuoju dešimtmečiu statistiškai reikšmingai viršijo apskaičiuotą normą vidutiniškai 21 % ($p < 0,05$). Mažesnius prieaugio nuostolius depresijos laikotarpiu patyrę toliau nuo gamyklos augantys medynai atsistatė anksčiau ir, išskyrus 1992-1994 m. sumažėjimą, svyravo apie prognozuotą prieaugio normą.

IŠVADOS

1. Atlikus tyrimus „Akmenės cemento“ poveikio zonoje augančiuose raistašilio (*Carico-sphagnosa*) miško tipo pušynuose, gauti šie rezultatai:
 - 1.1. Durpinėse pelkinėse (tarpinės pelkės) augavietėse teigiamos įtakos pušų radialiojo prieaugio formavimuisi turi aukštesnė nei vidutinė daugiametė aktyvios vegetacijos laikotarpio oro temperatūra ($r=0,22-0,34$; $p<0,05$), o didesnis nei vidutinis daugiametis liepos mėnesio kritulių kiekis lemia radialiojo prieaugio mažėjimą ($r=-0,25$; $p<0,05$).
 - 1.2. Nustatytas tiesinis ryšys tarp arčiau gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio: $r=-0,62$ iki 5 km ir $r=-0,49$ – 5-10 km atstumu ($p<0,05$). Tarp tolimiausių pušų prieaugio ir teršalų kiekio ryšio nenustatyta ($p>0,05$).
 - 1.3. Daugiaveiksnės regresijos modelis, įtraukiantis tik gamyklos teršalus, aprašo 62 % ($p<0,05$) artimiausių pušų radialiojo prieaugio svyravimų; tolimiausiems medynams modelis tampa statistiškai nepatikimas. Į regresijos modelius įtraukus klimato veiksnius, radialiojo prieaugio svyravimai aprašomi tiksliau (determinacijos koeficientas $R^2=0,70$ (iki 5 km) ir $R^2=0,57$ (5-10 km atstumu); $p<0,05$).
 - 1.4. Intensyvios taršos laikotarpiu radialiojo prieaugio sumažėjimo intensyvumas ir trukmė skirtingu atstumu nuo taršos šaltinio buvo nevienoda. Arčiausiai gamyklos augančių ir labiausiai pažeistų pušų radialiojo prieaugio depresijos laikotarpis tęsėsi 11 metų, o prieaugis sumažėjo vidutiniškai 15 % ($p<0,05$) lyginant su prognozuota norma. 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų prieaugio sumažėjimas truko 5 metus, o nuostoliai siekė vidutiniškai 7 % ($p<0,05$) lyginant su prognozuota prieaugio norma.
 - 1.5. Nustatyta, kad nuo 1990 m. mažėjant gamyklos emisijai artimiausioje gamyklos aplinkoje augančių, labiausiai pažeistų medynų radialusis prieaugis atsikūrė intensyviausiai ir paskutiniaisiais metais buvo apie 33 % didesnis nei didžiausio nuosmukio laikotarpiu.
2. Atlikus tyrimus „Achemos“ poveikio zonoje augančiuose žaliašilio (*Vaccinio-myrtillosa*) miško tipo pušynuose, gauti šie rezultatai:
 - 2.1. Radialiojo prieaugio didėjimą normalaus drėgnumo augavietėse skatina aukštesnė nei vidutinė daugiametė žiemos mėnesių ($r=0,31-0,4$; $p<0,05$) ir pavasario ($r=0,26-0,39$; $p<0,05$) oro temperatūra. Gauti rezultatai išryškina teigiamą šilto vienerių ankstesnių metų spalio mėnesio įtaką radialiojo prieaugio formavimuisi ($r=0,27$; $p<0,05$).
 - 2.2. Tiesinis ryšys nustatytas tarp arčiausiai (iki 5 km) ir 5-10 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio ir gamyklos teršalų kiekio (atitinkamai $r=-0,81$ ir $r=-0,47$; $p<0,05$). Nors nustatyta silpna ir nepatikima 10-20 km atstumu nuo gamyklos

augančių pušų prieaugio priklausomybė nuo bendro teršalų kiekio, tačiau ir šiuo atstumu ryšys su mineralinėmis gamyklos dulkėmis išlieka statistiškai patikimas ($r=-0,51$; $p<0,05$).

2.3. Daugiaveiksnės regresijos modelis, įtraukiantis tik gamyklos teršalus, aproksimuoja 67 % iki 5 km, 43 % – 5-10 km ir 32 % – 10-20 km atstumu nuo gamyklos augančių pušų radialiojo prieaugio svyravimų ($p<0,05$). Į kompleksinį modelį įtraukus klimato rodiklius, išryškėja klimato veiksnių įtaka prieaugio kitimui, tačiau taršos poveikis išlieka net ir toliausiai nuo gamyklos augantiems medynams.

2.4. Tyrimai parodė, kad taršos pradžioje teigiamas azoto junginių poveikis medynų radialiajam prieaugiui skatino pušų augimą visais atstumais (prieaugis padidėjo atitinkamai 24 %, 17 % ir 23 % lyginant su prognozuota prieaugio norma; $p<0,05$), tačiau intensyviausios taršos laikotarpiu didžiausi prieaugio nuostoliai stebimi artimiausiuose medynuose (38 % lyginant su prognozuota prieaugio norma; $p<0,05$).

2.5. Mažėjant taršai intensyviau atsikūrė artimiausi medynai; jų radialusis prieaugis paskutiniuoju dešimtmečiu statistiškai reikšmingai viršijo apskaičiuotą prieaugio normą vidutiniškai 21 %. Mažesnius prieaugio nuostolius depresijos laikotarpiu patyrė toliau nuo gamyklos augantys medynai atsikūrė anksčiau ir, išskyrus 1992-1994 m. sumažėjimą, svyravo apie apskaičiuotą prieaugio normą.

Apibendrinant „Akmenės cemento“ ir „Achemos“ aplinkose augančių paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) medynų dendrochronologinių tyrimų rezultatus, pažymėtina, kad:

- didžiausi radialiojo prieaugio pokyčiai ir stipriausi pušynų pažeidimai dėl vietinės taršos stebimi artimiausioje gamyklų aplinkoje (iki 5 km). Tačiau rezultatai rodo, kad „Achemos“ teršalų poveikis išlieka net ir toliausiai nuo gamyklos (10-20 km) augantiems medynams. Tai gali būti paaiškinama skirtingu gamyklų išmetamų dulkių dalelių dydžiu. „Akmenės cemento“ išmetamų cemento dulkių dalelės yra didesnės, trumpiau išsilaiko atmosferoje ir greičiau nusėda.
- arčiausiai gamyklų augančių ir labiausiai pažeistų pušynų radialiojo prieaugio atsikūrimo trukmė buvo nevienoda: „Akmenės cemento“ aplinkoje – 5 metai, „Achemos“ – 8 metai. Intensyvesnį radialiojo prieaugio atsikūrimą „Akmenės cemento“ aplinkoje lėmė staigus net dvigubai didesnio nei „Achemos“ intensyvios taršos metais išmestų teršalų kiekio sumažėjimas.
- aplinkos tarša pakeičia radialiojo prieaugio ryšius su klimato veiksniais. Pelkiniuose dirvožemiuose šarminės taršos poveikyje pušys tampa jautresnės temperatūrai, o jų jautrumas kritulių kiekiui sumažėja. Mineraliniuose dirvožemiuose rūgštinančios ir eutrofizuojančios taršos poveikyje – atvirkščiai: žymiai padidėja pušų jautrumas kritulių kiekiui ir tik kai kuriais atvejais – temperatūrai.

LITERATŪRA

1. Aber J. D. 1992. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in ecology&evolution*, 7, p. 220-224.
2. Aber J. D., Nadelhoffer K. J., Steudler P., Melillo J. M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience*, 39 (6), p. 378-386.
3. Aber J. D., Melillo J. M., Nadelhoffer K. J., Pastor J., Boone R. D. 1991. Factors controlling nitrogen cycling and nitrogen saturation in northern temperate forest ecosystems. *Ecological Applications*, 1 (3), p. 303-315.
4. Aber J. D., McDowell W., Nadelhoffer K., Magill A., Berntson G., Kamakea M., McNulty S., Currie W., Rustad L., Fernandez I. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience*, 48, p. 921-934.
5. Agrawal S. B., Agrawal M., Nandi P. K. 1988. Impact of cement kiln emissions on vegetation an ecological assessment. *Indian Journal of Environmental Health*, 30 (4), p. 340-347.
6. Armolaitis K. 1998. Nitrogen Pollution on the Local Scale in Lithuania: Vitality of Forest Ecosystems. *Environmental Pollution*, 102, p. 55-60.
7. Armolaitis K. 2002. Miško ekosistemų monitoringas: AB „Achema“ teršalų poveikis 2002 m. Jonavos raj. Savivaldybės užsakomasis darbas Nr. 02/03-35. 76 p.
8. Armolaitis K., Barauskas R., Ignatavičienė I., Oniūnas V., Vaičys M. 1991. Atmosferos kritulių cheminė sudėtis Lietuvoje (1981-1988 m.). Kaunas: Girionys. 63 p.
9. Armolaitis K., Kubertavičienė L., Laivins M., Raguotis A., Vaičys M. 1995. Miškų ir dirvožemių pakitimai „Akmenės cemento“ poveikyje ir priemonių paruošimas jų būklei pagerinti. 1990-1995 m. tyrimų ataskaita. Kaunas: Girionys. 77 p.
10. Armolaitis K., Bartkevičius E., Juknys R., Raguotis A., Šepetienė J. 1999a. AB „Achema“ teršalų poveikis miško ekosistemoms. *Lietuvos miškų būklė ir ją sąlygojantys veiksniai*. R. Ozolinčius (sud.). Kaunas: Lututė, p. 44-65.
11. Armolaitis K., Vaičys M., Raguotis A., Kubertavičienė L. 1999b. AB „Akmenės cementas“ teršalų poveikis miško ekosistemoms. *Lietuvos miškų būklė ir ją sąlygojantys veiksniai*. R. Ozolinčius (sud.). Kaunas: Lututė, p. 65-77.
12. Armolaitis K., Stakėnas V. 2001. The recovery of damaged pine forests in an area formerly polluted by nitrogen. *Scientific World Journal*, 1 (2), p. 384-393.
13. Armolaitis K., Stakėnas V., Raguotis A. 2003. Changes in forest ecosystems under the influence of alkalisng the environment pollutants. *Ekologia* (Bratislava), 22, p. 24-29.
14. Auclair A. N. D., Worrest D., Lachance D., Martin H. C. 1992. Climatic perturbations as a general mechanism of forest dieback. In: Manion P. D., Lachance D. (eds.) *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, MN, p. 38-58.
15. Augustaitis A. 2003. Impact of regional pollution load on tree condition and interpretation of assessment methods. *Ecologia* (Bratislava), 22 (1), p. 37-41.
16. Augustaitis A. 2005. Natūralių ir antropogeninių aplinkos veiksnių kompleksinės įtakos pušynų vidutinei defliacijai vertinimas ir prognozė. *Miškininkystė*, 2 (58), p. 51-62.
17. Avila A. 1996. Time trends in the precipitation chemistry at a mountain site in northeastern Spain for the period 1983-1994. *Atmospheric Environment*, 30, p. 1363-1373.
18. Bach W. 1985. Forest dieback: extent of damages and control strategies. *Experimentia*, 41, p. 1095-1104.
19. Bachelet D., Neilson R. P., Lenihan J. M., Drapek R. J. 2001. Climate change effects on vegetation distribution and carbon budget in the United States. *Ecosystems*, 4, p. 164-185.

20. Barauskas R., Armolaitis K., Vaičys M. 1988. Pušų jaunuolynų augimo ypatumai technogeninio užterštumo sąlygomis. *Girios*, 8, p. 5-6.
21. Barnes B. V., Zak D. R., Denton S. R., Spurr S. H. 1998. *Forest Ecology*. John Wiley & Sons. 784 p.
22. Bartkevičius E. 1993. Bioindikacinių ir biotestavimo metodų panaudojimas aplinkos užterštumo bei pakenktų medynų būklės, produktyvumo vertinimui. Daktaro disertacijos tezės. Kaunas: LŽŪA leidykla. 12 p.
23. Bartkevičius E. 1996. Apsauginių želdinių struktūros pakelės zonose optimizavimo tyrimai. Mokslo tiriamojo darbo 1996 m. ataskaita. LŽŪU Miškų fakultetas, Noreikiškės, 97 p.
24. Bartkevičius E., Šepetienė J. 1996. Spygliuočių medynų, augančių „Azoto“ veiklos zonoje būklės tyrimai. *Miškininkystė*, 1 (37), p. 125-134.
25. Bell J. N. B., Clough W. S. 1973. Depression of yield in ryegrass exposed to sulphur dioxide. *Nature*, 241, p. 47-49.
26. Berge E., Bartnicki J., Olendrzynski K., Tsyro S. G. 1999. Long-term trends in emissions and transboundary transport of acidifying air pollution in Europe. *Journal of Environmental Management*, 57, p. 31-50.
27. Bednarz Z., Jaroszewicz B., Ptak J., Szwagrzyk J. 1999. Dendrochronology of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Babia Góra NATIONAL park, Poland. *Dendrochronologia*, 16-17, p. 45-55.
28. Bitvinskas T. 1989. Prognosis of Tree Growth by Cycles of Solar Activity. In: E. Cook and L. Kairiūkštis (eds.) *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, p. 332-337.
29. Bitvinskas T. 1997. Centrinės Lietuvos klimatas ir medynų prieaugiai. *Rūšių tyrimai areale (1). Ekologinio optimumo zonos*. Vilnius: Mokslo labdaros fondas, p. 9-11.
30. Bytnerowicz A. 1996. Physiological aspects of air pollution stress in forests. *Phyton (Austria)*, 36, p. 15-22.
31. Bytnerowicz A., Fenn M. E. 1996. Nitrogen deposition in California forests: a review. *Environmental Pollution*, 92 (2), p. 127-146.
32. Borka G. 1980. The effect of cement dust pollution on growth and metabolism of *Helianthus annuus*. *Environmental Pollution*, 22, p. 75-79.
33. Boxman A. W., Van der Ven P. J. M., Roelofs J. G. M. 1998. Ecosystem recovery after a decrease in nitrogen input to a Scots pine stand at Ysselsteyn, the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 101 (1-3), p. 155-163.
34. Brady N. C., Weil R. R. 2002. *The nature and properties of soils*. Thirteenth edition. New Jersey: Prentice Hall. 960 p.
35. Bräker O. U. 1992. Tree-ring analysis of conifers in the Swiss forest decline study program. *Proceedings of the International Dendrochronology Symposium „Tree Rings and Environment“*, Ystad, South Sweden. Lund: Lund University, Department of quaternary Geology, p. 56-59.
36. Braniewski S., Chrzanowska E. 1988. Effect of dust from electro-filters of different industrial works on the vegetation. *Forestry*, 18, p. 146-167.
37. Brandt C. J., Rhoades R. W. 1973. Effects of limestone dust accumulation on lateral growth of forest trees. *Environmental Pollution*, 4, p. 207-213.
38. Brohan P., Kennedy J. J., Haris I., Tett S. F. B., Jones P. D. 2006. Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: a new dataset from 1850. *Journal of Geophysical Research*, 111, D12, p. 106.
39. Brueggemann E., Rolle W. 1998. Changes of some components of precipitation in East Germany after the unification. *Water, Air, and Soil Pollution*, 107, p. 1-23.

40. Bukantis A., Gulbinas Z., Kazakevičius S., Kilkus K., Mikelinskienė A., Morkūnaitė R., Rimkus E., Samuila M., Stankūnavičius G., Valiuškevičius G., Žaromskis R. 2001. Klimato svyravimų poveikis fiziniams geografiniams procesams Lietuvoje. Vilnius, 280 p.
41. Cape J. N., Freer-Smith P. H., Paterson I. S., Parkinson J. A., Wolfenden J. 1990. The nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. across Europe, and implications for “forest decline”. *Trees*, 4, p. 211-224.
42. Cedro A. 2001. Dependence of radial growth of *Pinus sylvestris* L. from western Pomerania on the rainfall and temperature conditions. *Journal of Methods and Applications of Absolute Chronology*, 20, p. 69-74.
43. Chapman W. L., Walsh J. E. 1993. Recent variations of sea and air temperature in high latitudes. *Bull. Am. Met. Soc.*, 74, p. 33-47.
44. Chappelka A. H., Freer-Smith P. H. 1995. Predisposition of trees by air pollutants to low temperatures and moisture stress. *Environmental Pollution*, 87, p. 105-117.
45. Charron A., Plaisance H., Sauvage S., Coddeville P., Galloo J. C., Guillermo R. 2000. A study of the source – receptor relationships influencing the acidity of precipitation collected at a rural site in France. *Atmospheric Environment*, 34, p. 3335-3674.
46. Cherubini P., Fontana G., Rigling D., Dobbertin M., Brang P., Innes J. L. 2002. Tree-life history prior to death: two fungal root pathogens affect tree-ring growth differently. *Journal of Ecology*, 90, p. 839-850.
47. Condit R., Hubbell S. P., Foster R. B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*, 65, p. 419-439.
48. Cook E. R. 1987. The Use of Climatic Response Models of Tree Rings in the Analysis and Prediction of Forest Decline. *Methods of Dendrochronology-1* (ed. Kairiūkštis L., Bednarz Z., Feliksic E.). Proceedings of the Task Force Meeting on Methodology of Dendrochronology East/West Approaches, Krakow, Poland, p. 269-276.
49. Cook E. R., Briffa K. A. 1990. Comparison of some tree-ring standardization methods. *Methods of Dendrochronology: applications in the environmental sciences* (eds. E. Cook, L. Kairiūkštis). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 153-162.
50. Cook E. R., Kairiūkštis L. A. 1990. Methods of Dendrochronology. Applications in the environmental sciences. Dordrecht: Kluwer Academic Publications. 408 p.
51. Cook E. R., Shiyatov S. G., Mazepa V. 1990. Estimation of the mean chronology. *Methods of Dendrochronology: applications in the environmental sciences* (eds. E. Cook, L. Kairiūkštis). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 123-132.
52. Cook E. R., Cole J. 1991. On predicting the response of forests in eastern North-America to future climatic change. *Climate Change*, 19, p. 271-282.
53. Cook E. R., Nance W. L., Krusic P. J., Grissom J. 1998. Modeling the differential sensitivity of loblolly pine to climatic change using tree rings. *The productivity and sustainability of southern forest ecosystems in a changing environment*. Fox S., Mickler R. A. (eds.). New York: Springer, p. 717-739.
54. Cronan C. S., Grigal D. F. 1995. Use of Ca/Al ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24, p. 209-226.
55. Čekanavičius V., Murauskas G. 2000. *Statistika ir jos taikymai*. I dalis. Vilnius: TEV, 239 p.
56. Čekanavičius V., Murauskas G. 2002. *Statistika ir jos taikymai*. II dalis. Vilnius: TEV, 272 p.
57. Da Motta R. S. 2004. Sustainable forest management and global climate change: Selected case studies from the Americas. *Environment and Development Economics*, 9, p. 272-276.
58. De Vries W., Reinas G. J., Vel E. M., Deelstra H. D. 1997. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 1997. UN/ECE, EC, Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute.

59. Diekmann M., Brunet J., Rühling Å., Falkengren-Grerup U. 1999. Effects of nitrogen deposition: results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in south Sweden. *Plant Biology*, 1, 471-481.
60. Draaijers G. P. J., Van Leeuwen E. P., De Jong P. G. H., Eisman J. W. 1996. Base cation deposition in Europe and its role in acid neutralisation and forest nutrition. RIVM Report No. 722108017, The Netherlands: Bilthoven.
61. Draaijers G. P. J., Van Leeuwen E. P., De Jong P. G. H., Eisman J. W. 1997. Base cation deposition in Europe – Part II. Acid neutralization capacity and contribution to forest nutrition. *Atmospheric Environment*, 31 (24), p. 4159-4168.
62. Driscoll C. T., Lawrence G. B., Bulger A. J., Butler T. J., Cronan C. S., Eagar C., Lambert K. F., Likens G. E., Stoddard J. L., Weathers K. C. 2001. Acidic deposition in the northeastern united states: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience*, 51 (3), p. 180-198.
63. Dueck T. A., Zuin A., Elderson J. 1998. Influence of ammonia and ozone on growth and drought sensitivity of *Pinus sylvestris*. *Atmospheric Environment*, 32, p. 545-550.
64. Eckstein D. 1989. Qualitative assessment of past environmental changes. *Methods of dendrochronology. Applications in the environmental sciences* (eds. E. Cook and L. Kairiūkštis). Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, p. 220-223.
65. Edwards G. S., Sherman R. E., Kelly J. M. 1995. Red spruce and loblolly pine nutritional responses to acidic precipitation and ozone. *Environmental Pollution*, 89, p. 9-15.
66. Elliott K. J., Swank W. T. 1994. Impacts of drought on tree mortality and growth in a mixed hardwood forest. *Journal of Vegetation Science*, 5, p. 229-236.
67. EMEP. 2004. Data Report. 2002. Acidifying and eutrophying compounds. A. G. Hjellbrekke (ed.). EMEP/CCC-Report 1/2004.
68. Ende P., Evers F. H. 1997. Visual Mg-deficiency symptoms (coniferous, deciduous trees) and threshold values (foliar, soil). In Huettl R. F., Schaaf W. (eds.), *Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 3-21.
69. Erisman J. W., de Vries W. 2000. Nitrogen deposition and effects on European forests. *Environmental Reviews*, 8 (2), p. 65-93.
70. Eronen M., Zetterberg P. 1996. Climatic changes in Northern Europe since late Glacial times, with special reference to dendroclimatological studies in northern Finnish Lapland. *Geophysica*, 32, p. 35-60.
71. Falkengren-Grerup U. 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollution*, 43, p. 79-90.
72. Fangmeier A., Hadwiger-Fangmeier A., Van der Eerden L., Jager H. J. 1994. Effects of atmospheric ammonia on vegetation – a review. *Environmental pollution*, 86, p. 43-82.
73. Farmer A. M. 1993. The effects of dust on vegetation – a review. *Environmental Pollution*, 79, p. 63-75.
74. Farmer A. M. 2002. Effects of particulates. In: *Air pollution and plant life*. Bell J. N. B., Theshow M. (ed.). John Wiley and Sons, p. 187-199.
75. Fink S. 1991. Structural changes in conifer needles due to Mg and K deficiency. *Fertilizer Research*, 27, p. 23-27.
76. Focke U. 1991. Nadelanatomischer Befunde stickstoffbelasteter Kiefern (*Pinus sylvestris* L.). *Beiträge für die Forstwirtschaft*, 25 (3), p. 110-114.
77. Fritts H. C. 1987. Tree rings and climate. (Reprinted by courtesy of Academic Press). Warsaw, 2. 567 p.
78. Fritts H. C. 1991. Reconstructing Large-scale Climatic Patterns from Tree-Ring Data. Tucson: the University of Arizona Press. 286 p.

79. Fritts H. C., Vaganov E. A., Sviderskaya I. V., Shashkin A. V. 1991. Climatic variation and tree-ring structure in conifers: empirical and mechanistic models of tree-ring width, number of cells, cell size, cell-wall thickness and wood density. *Climate Research*, 1 (2), p. 97-116.
80. Fuhrer E. 1990. Forest decline in Central Europe: additional aspects of its cause. *Forest Ecology and Management*, 37, p. 107-112.
81. Galloway J. N. 1995. Acid deposition: perspectives in time and space. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, p. 15-24.
82. Gerstengarbe F. W., Werner P. C., Rüge U. 1999. Katalog der Groswetterlagen Europas (1881-1998) nach pauls Hess und Helmut Brezowsky. Potsdam Institute for Climate Impact Research, Germany.
83. Gorham E. 1994. Neutralizing acid rain. *Nature*, 367, p. 321.
84. Grantz D. A., Garner J. H. B., Johnson D. W. 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environmental International*, 29 (2-3), p. 213-239.
85. Gristino-Mayer H. 1997. Research Report: Computer Assisted Independent Observuos Verification of Tree-Ring Measurements. *Tree Ring Bulletin*, 54, p. 29-41.
86. Groisman P. Y., Karl T. R., Knight R. W., Stenchikov G. L. 1994. Chantes of snow cover, temperature and the radiative heat balance over the Northern Hemisphere. *J. Climate*, 7, p. 1633-1656.
87. Haapala H., Goltsova N., Pitulko V., Glodenius M. 1996. The effects of simultaneous large acidic and alkaline airborne pollutants on forest soil. *Environmental Pollution*, 94 (2), p. 159-168.
88. Hain F. P. 1987. Interactions of insects, trees and air pollutants. *Tree Physiology*, 3, p. 93-102.
89. Halbwachs G. 1984. Organismal responses of higher plants to atmospheric pollutants: sulphur dioxide and fluoride. In: *Air Pollution and Plant Life*. Treshow M. (ed.). John Wiley and Sons Ltd., p. 175-214.
90. Heath R. L., Taylor G. E. 1997. Physiological processes and plant responses to ozone exposure. *Ecological Studies*, 127, p. 316-368.
91. Heinsdorf D. 1993. The role of nitrogen in declining Scots pine forests (*Pinus sylvestris*) in the lowland of East Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 69, p. 21-35.
92. Helama S., Lindholm M., Timonen M., Merilainen J., Eronen M. 2002. The supra-long Scots pine tree-ring record for Finnish Lapland: Part 2, inter-annual to centennial variability in summer temperatures for 7500 years. *Holocene*, 12, p. 681-687.
93. Hendriks K., Klap J., Jong E., van Leeuwen E., Vries M. 1997. Calculation of natural stress factors. In: Müller-Edzards C., De Vries W., Eisman J. W. (eds.). *Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe*. Studies on Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors. Brussels, Ženeva, p. 277-307.
94. Henttonen H. 1990. *Variation in the diametre growth of Norway spruce in southern Finland*. PhD thesis. University of Helsinki, Finland.
95. Hindy K. T., Abdel S. H. I., Farag S. A. 1990. The role of the cement industry in the contamination of air, water, soil and plant with vanadium in Cairo Egypt. *Environmental Pollution*, 66 (3), p. 195-206.
96. Hirano T., Kiyoto M., Kitada Y., Aiga I. 1990. The physical effects of dust on photosynthetic rate of plants leaves. *Journal of Agricultural Meteorology*, 46 (1), p. 1-7.
97. Hirano T., Kiyoto M., Aiga I. 1991. The effects of dust by covering and plugging stomata and by increasing leaf temperature on photosynthetic rate of plant leaves. *Journal of Agricultural Meteorology*, 46 (4), p. 215-222.
98. Hirano T., Kiyoto M., Aiga I. 1995. Physical effects of dust leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environmental Pollution*, 89, p. 255-261.

99. Hirano T., Morimoto K. 1999. Growth reduction of the Japanese black pine corresponding to an air pollution episode. *Environmental Pollution*, 106, 1, p. 5-12.
100. Hofgaard A., Tardif J., Bergeron Y. 1999. Dendroclimatic response of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* along a latitudinal gradient in the eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, p. 1333-1346.
101. Holmes R. L. 1994. Dendrochronology program library: User's manual. Tucson: Laboratory of Tree-ring Research, University of Arizona. 51 p.
102. Houdijk A. L. F., Roelofs J. G. M. 1993. The effects of atmospheric nitrogen deposition and soil chemistry on the nutritional status of *Pseudotsuga mensiesii*, *Pinus nigra* and *Pinus sylvestris*. *Environmental Pollution*, 80, p. 79-84.
103. Houghton J. T., Meira Filho L. G., Callander B. A., Harris N., Kattenberg A., Maskell K. 1996. *Climate change in 1995*. Cambridge University Press. 572 p.
104. Houston D. R. 1992. A host-stress-saprogen model for forest dieback-decline diseases. In: Manion P. D., Lachance D. (eds.) *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, MN, p. 3-25.
105. Huettl R. F., Fink S., Lutz H. J., Poth M., Wisniewski J. 1990. Forest decline, nutrient supply and diagnostic fertilisation in southwestern Germany and in southern California. *Forest Ecology and Management*, 30, p. 341-350.
106. Hurrell J. W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science*, 269, p. 676-679.
107. Innes L. J., Boswell R. C. 1989. Monitoring of forest condition in Great Britain. Forestry Commission Bulletin 98. London, HMSO. 54 p.
108. Innes J. L. 1990. Assessment of tree condition. *Forestry Commission Bulletin*. London: HMSO. 96 p.
109. Innes J. L. 1993. *Forest health: its assessment and status*. Oxon, CAB International, 677 p.
110. Innes J. L. 1998. The impact of climatic extremes on forests: an introduction. In: Beniston M., Innes J. L. (eds.), *The Impacts of Climate Variability on Forests*. Springer-Verlag, Berlin, p. 1-18.
111. Innes J. L., Cook E. R. 1989. Tree-ring analysis as an aid to evaluating the effects of pollution on tree growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 19, p. 1174-1189.
112. IPCC. Third Assessment Report – climate change. 2001. The Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC/WMO/UNEP.
113. Iverson L. R., Prasad A. M. 1998. Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs*, 68, p. 465-485.
114. Jasinevičienė D. 2000. Teršalų su atmosferos krituliais sklaidos įvertinimas. Daktaro disertacija (Technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis). Vilnius: VGTU leidykla. 143 p.
115. Jonavos miškų urėdijos *Miškotvarkos projektas*. 2002. Miškų ir saugomų teritorijų departamentas prie Aplinkos ministerijos.
116. Jonavos miškų urėdijos *Taksoraštis*. 2002. Miškų ir saugomų teritorijų departamentas prie Aplinkos ministerijos.
117. Jones P. D. 1989. Possible future environmental change. *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences* (ed. Cook E., Kairiūkštis L.). Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publisher, p. 337-340.
118. Juknys R. 1994. Dendrochronological data applications at forest monitoring system. *Climate and Atmospheric Deposition Studies in Forests* (ed. Solon J., Roo-Zielinska E. and Bytnerowicz A.). IGSO PAS, Warszawa, Poland. *Conference Papers*, 19, p. 245-254.
119. Juknys R. 1997. Normos problema vertinant aplinkos taršos biologinius efektus. *Ekologija*, 1, p. 3-10.

120. Juknys R. 2004. Tree-Ring Analysis for Environmental Monitoring and Assessment of Anthropogenic Changes. In: G. Bruce Wiersma (Chief editor), *Environmental Monitoring*. London: CRC Press, p. 347-369.
121. Juknys R. 2005. *Aplinkotyra*. Bendrasis vadovėlis. Kaunas: VDU leidykla. 334 p.
122. Juknys R., Vencloviienė J. 1998. Quantitative analysis of tree rings series. *Proceedings of international conference Dendrochronology and environmental trends*. Kaunas, p. 237-249.
123. Juknys R., Stravinskienė V., Vencloviienė J. 2002. Tree-ring analysis for the assessment of anthropogenic changes and trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77 (1), p. 81-97.
124. Juknys R., Vencloviienė J., Stravinskienė V., Augustaitis A., Bartkevičius E. 2003. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth and condition in a polluted environment: from decline to recovery. *Environmental pollution*, 125 (2), p. 205-212.
125. Kaasik M., Ploompuu T., Alliksaar T., Ivask J. 2003. Alkalisatation and nutrient influx from the air as damaging factors for sub-boreal ecosystem. *Proceedings of the 8th International Conference on Environmental Science and Technology*. Lemnos Island, Greece, p. 365-372.
126. Kaenel M., Schweingruber F. H. 1996. Multilingual glossary of dendrochronology. Bern. 467 p.
127. Kahle H. P. 1994. *Modelling growth-climate relationships of Norway spruce in high elevations of the Black Forest*. PhD thesis, University of Freiburg, Germany.
128. Kahle H. P., Spiecker H. 1996. Adaptability of radial growth of Norway spruce to climate variations: results of a site specific dendroecological study in high elevations of the Black Forest (Germany). *Radiocarbon*, 38, p. 785-801.
129. Kairiūkštis L. 1994. The Environmental Situation in Baltic Countries and the Environment. Lithuanian Branch ICSC-World Laboratory and Lithuanian Academy of Science, Lithuanian Forest Research Institute. *Marine Pollution Bulletin*, 29 (12), p. 477-483.
130. Kairiūkštis L. 1999. *Atmosferos taršai ir klimato kaitai adaptyvios miškų ūkio strategijos pagrindai*. Mokslo tiriamojo darbo 1999 m. ataskaita. Kaunas. 73 p.
131. Kalela-Brundin M. 1999. Climatic information from tree-rings of *Pinus sylvestris* L. and a reconstruction of summer temperatures back to AD 1500 in Femundsmarka, eastern Norway, using partial least squares regression (PLS) analysis. *Holocene*, 9 (1), p. 59-77.
132. Kandler O. 1992. The German forest decline situation: a complex disease or a complex of diseases. In: Manion P. D., Lachance D. (eds.) *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, MN, p. 59-84.
133. Kapustinskaitė T., Ruseckas J. 1979. Miškų nusausinimo ūkiniai ir biologiniai rezultatai. Vilnius. 91 p.
134. Karpavičius J., Vitas A. 2006. Influence of environmental and climatic factors on the radial growth of European ash (*Fraxinus excelsior* L.). *Ekologija*, 1, p. 1-9.
135. Kauppi P. E., Mielikäinen K., Kuusela K. 1992. Biomass and carbon budget of European forests 1971 to 1990. *Science*, 256, p. 70-74.
136. Ke J., Skelly J. M. 1994. Relationships between symptoms expressed by Norway spruce and foliar and soil elemental status. *Water, Air and Soil Pollution*, 74, p. 289-305.
137. Kelly V. R., Lovett G. M., Weathers K. C., Likens G. E. 2002. Trends in atmospheric concentration and deposition compared to regional and local pollutant emissions at a rural site in southeastern New York, USA. *Atmospheric Environment*, 36, p. 1569-1575.
138. Kim J. K., Fukazawa K. 1997. Changes in tree-ring width and density of *Pinus thunbergii* growing in the vicinity of industrial complex in Korea. *Journal of Forest Research*, 2 (2), p. 109-113.
139. Kirchhefer A. J. 2001. Reconstruction of summer temperatures from tree-rings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in coastal northern Norway. *Holocene*, 11, p. 41-52.

140. Klap J., Voshaad J. O., De Vries W., Eisman J. W. 1997. Relationships between crown condition and stress factors. In: Müller-Edzards C., De Vries W., Eisman J. W. (eds.). *Ten Years of Monitoring Forest Condition in Europe*. Studies on Temporal Development, Spatial Distribution and Impacts of Natural and Anthropogenic Stress Factors. Brussels, Ženeva, p. 277-307.
141. Kozłowski T. T., Kramer P. J., Pallardy S. G. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego. 641 p.
142. Kreutzer K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, 168-169, p. 447-470.
143. Läänelaid A. 1994. A Dendrochronological study of decline of pine stands in South Estonia. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology*, 43, p. 89-98.
144. Lal B., Ambasht R. S. 1982. Impact of cement dust on the mineral and energy concentration of *Psidium guayava*. *Environmental Pollution*, 29, p. 241-247.
145. Landmann G., Bonnen M. 1995. Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains. Berlin, Springer-Verlag. 461 p.
146. Lange O.L., Heber U., Schulze E. D., Ziegler H. 1989. Atmospheric pollutants and plant metabolism. In: Schulze E. D., Lange O. L., Oren R. (eds.), *Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies*, 77, p. 238-273.
147. Larcher W. P. 1995. Physiological plant ecology. Springer-Verlag, N. Y. 506 p.
148. LeBlanc D. C. 1998. Interactive effects of acidic deposition, drought, and insect attack on oak populations in the midwestern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, p. 1184-1197.
149. Legge K. L., Krupa S. V. 2002. Effects of sulphur dioxide. In: *Air Pollution and Plant Life*. Bell J. N. B., Theshow M. (ed.). John Wiley and Sons Ltd., p. 135-163.
150. Lesinski J. A., Armolaitis K. 1992. Papildomi pušies ir eglės pažeidimų požymiai miškų monitoringe. Umeå: Sveries Lantbruksuniversitet. 24 p.
151. *Lietuvos miškų būklė ir ją sąlygojantys veiksniai*. 1999. Kolektyvinė monografija (red. R. Ozolinčius). Kaunas: Lututė. 312 p.
152. Likens G. E., Driscoll C. T., Buso D. C. 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science*, 272, p. 244-246.
153. Linderholm H. W. 1999. Climatic and anthropogenic influences on radial growth of Scots Pine at Hanvedsmossen, a raised peat bog, in South Central Sweden. *Geografiska Annaler*, 81 (1), p. 75-86.
154. Linderholm H. W. 2001. Climatic influence on Scots pine growth on dry and wet soils in the central Scandinavian mountains, interpreted from tree-ring width. *Silva Fennica*, 35 (4), p. 415-424.
155. Linderholm H. W., Solberg B. O., Lindholm M. 2003. Tree-ring records from central Fennoscandia: the relationship between tree growth and climate along a west-east transect. *Holocene*, 13, p. 887-895.
156. Linderson H. 1992. Dendroclimatological investigation in Southern Sweden. *Proceedings of the International Dendrochronology Symposium „Tree Rings and Environment“*. Lund: Lund University, Department of quaternary Geology, p. 198-201.
157. Lindholm M. 1996. Reconstruction of past climate from ring-width chronologines of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at the northern forest limit in Fennoscandia. University of Joensuu, p. 7-169.
158. Lindholm M., Eronen M. 2000. A reconstruction of midsummer temperatures from ring-widths of Scots pine since AD 50 in northern Fennoscandia. *Geografiska Annaler Series A-Physical Geography*, 82A, p. 527-535.
159. Lopatin E., Kolström T., Spiecker H. 2007. Impact of climate change on radial growth of Siberian spruce and Scots pine in North-western Russia. *Forest @*, 4 (1), p. 28-41.

160. Lövblad G., Tarrasón L., Tørseth K., Dutchal S. 2004. EMEP Assessment Part I European Perspective. Oslo. 180 p.
161. Lovelius N. V. 1997. *Dendroindication of natural processes and anthropogenic influences*. St. – Peterburg. 320 p.
162. LR AM. 2005. *Aplinkos būklė 2004*. Metinė Lietuvos aplinkos būklės apžvalga. Vilnius, p. 20-36.
163. Mäkinen H., Nöjd P., Mielikäinen K. 2000. Climatic signal in annual growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) along a transect from central Finland to the Arctic timberline. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, p. 769-777.
164. Mäkinen H., Nöjd P., Mielikäinen K. 2001. Climatic signal in annual growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in southern Finland. *Trees*, 15, p. 177-185.
165. Mäkinen H., Nöjd P., Kahle H. P., Neumann U., Tveite B., Mielikäinen K., Röhle H., Spiecker H. 2002. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 171, p. 243-259.
166. Mäkinen H., Nöjd P., Kahle H. P., Neumann U., Tveite B., Mielikäinen K., Röhle H., Spiecker H. 2003. Large-scale climatic variability and radial increment variation of *Picea abies* (L.) Karst. in central and northern Europe. *Trees*, 17, p. 173-184.
167. Malhotra S. S. 1984. Biochemical and physiological impact of major pollutants. In: Treshow M. (ed.), *Air Pollution and Plant Life*. Chichester, John Wiley and Sons. p. 13-157.
168. Malhotra S. S., Khan A. A. 1984. Biochemical and physiological impact of major pollutants. In: Treshow M. (ed.), *Air Pollution and Plant Life*. Chichester, John Wiley and Sons, p. 113-157.
169. Mandre M. 1995a. Effects of dust pollution on carbohydrate balance in conifers. In: Mandre, M. (ed.). *Dust Pollution and Forest Ecosystems*. A study of conifers in an Alkalised Environment. Tallinn: Institute of Ecology, p. 78-95.
170. Mandre M. 1995b. Changes in the nutrient composition of trees. In: Mandre, M. (ed.). *Dust Pollution and Forest Ecosystems*. A study of Conifers in an Alkalised Environment. Tallinn: Institute of Ecology, p. 44-65.
171. Mandre M., Klöseiko J. 1997. Changing carbohydrate partitioning in 6-year-old coniferous trees after prolonged exposure to cement dust. *Zeitschrift fuer Naturforschung Section C Journal of Biosciences*, 52 (9-10), p. 586-594.
172. Mandre M., Tuulmets L. 1997. Pigment changes in Norway spruce induced by dust pollution. *Water, Air and Soil Pollution*, 94, p. 247-258.
173. Mandre M., Ots K., Rauk J., Tuulmets L. 1998. Impact of air pollution emitted from the cement industry on forest bioproduction. – *Oil Shale*, 15 (4), p. 353–364.
174. Manion P. D. 1991. Tree disease concepts. Prentice-Hall Inc., Engelwood Cliffs, N. J. 402 p.
175. Manion P. D., Lachance D. 1992. Forest decline concepts: an overview. In: Manion P. D., Lachance D. (eds.) *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, MN, p. 181-190.
176. Mankovska B. 1998. The chemical composition of spruce and beech foliage as an environmental indicator on Slovakia. *Chemosphere*, 36 (4-5), p. 949-953.
177. Mannerkoski H. 1991. Relation between tree roots and soil aeration on drained peatlands. In: Jeglum J. K. and Overend R. P. (eds.). *Peat and peatlands – diversification and innovation*. Canadian Society for Peat and Peatlands 1, p. 109-114.
178. Manning W.J. 1971. Effects of limestone dust on leaf condition, foliar disease incidence, and leaf surface mikroflora of native plants. *Environmental Pollution*, 2, p. 69-76.
179. Mansfield T. A. 1998. Stomata and plant water relations: Does air pollution create problems? *Environmental Pollution*, 101 (1), p. 1-11.

180. Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. London: Academic Press. 647 p.
181. Mattson W. J., Haack R. A. 1987. The role of drought in outbreaks of plant-eating insects. *BioScience*, 37, p. 110-118.
182. Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos *Miškotvarkos projektas* 1999-2008. 1998. Miškų ir saugomų teritorijų departamentas prie Aplinkos ministerijos.
183. Mažeikių miškų urėdijos Naujosios Akmenės girininkijos *Taksoraštis*. 1998. Miškų ir saugomų teritorijų departamentas prie Aplinkos ministerijos.
184. Mehlhorn H., Wellburn A. R. 1997. Stress ethylene formation determines plant sensitivity to ozone. *Nature*, 327 (6121), p. 417-418.
185. Mehne-Jakobs B. 1995. The influence of magnesium deficiency on carbohydrate concentrations in Norway spruce (*Picea abies*) needles. *Tree Physiology*, 15, p. 577-584.
186. Meyneke J. O. 2004. Effects of global climate change on geographic distributions of vertebrates in North Queensland. *Ecological Modelling*, 174, p. 347-357.
187. Menzel A., Fabian P. 1999. Growing season extended in Europe. *Nature*, p. 397-659.
188. Michaelis W. 1997. Air pollution, dimensions, trends and interactions with a forest ecosystem. Berlin, Springer-Verlag. 177 p.
189. Mielikäinen K., Timonen M., Nöjd P. 1996. Growth variation of Scots pine and Norway spruce in Finland 1964-1993. *Folia. Forest*, 1996, p. 309-320.
190. Miina J. 2000. Dependence of tree-ring, earlywood and latewood indices of Scots pine and Norway spruce on climatic factors in eastern Finland. *Ecological Modelling*, 132, p. 259-273.
191. Mikhailova T. A., Berezhnaya N. S., Ignatieva O. V., Afanasieva L. V. 2005. Complex assessment of forest condition under air pollution impacts. *Plant Responses to Air Pollution and Global Change*. Springer Japan, p. 45-51.
192. Miller P. R., Stolte K. W., Duriscoe M. D., Pronos J. 1996. Evaluating ozone Air Pollution Effects on Pines in the Western United States. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-155. Pacific Southwest Research Station, USA.
193. Miller C. E. 2003. Satellite observations of global climate change. Abstracts of papers of the American Chemical Society, 226: U23.
194. Milukaitė A. 1998. Flux of benzo(a)pyrene to the ground surface and its distribution in the ecosystem. *Atmospheric Environment*, p. 471-480.
195. Momen B., Anderson P. D., Houpiš J. L. J., Helms J. A. 2002. Growth of ponderosa pine seedlings as affected by air pollution. *Atmospheric Environment*, 36 (11), p. 1875-1882.
196. Nellemann C., Thomsen M. G. 2001. Long-term changes in forest growth: potential effects of nitrogen deposition and acidification. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128 (3-4), p. 197-205.
197. Nihlgård B. 1985. The ammonium hypothesis – an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 14(1), p. 2-8.
198. Nihlgård B. 1997. Forest decline and environmental stress. In: Brune D., Chapman D. V., Gwynne M. D., Pacyna J. M. (eds.), *The Global Environment: Science, Technology and Management*, p. 422-440.
199. Nilsson L. O., Wiklund K. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertilization, irrigation, drought and N-free fertilization. *Plant and Soil*, 168-169, p. 437-446.
200. Nygaard P. H., Abrahamsen G. 1991. Effects of long-term artificial acidification on the ground vegetation and soil in a 100-year-old stand of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Plant and Soil*, 131, p. 151-160.
201. Nojd P., Hari P. 2001. The effects of temperature on radial growth of Scots pine in northernmost Fennoscandia. *Forest Ecology and Management*, 142, p. 65-77.

202. Nunes A., Brugnoli E., Maguas C., Correia O. 2004. Effect of dust deposition on foliar absorbance of mediterranean species. *Revista de Biologia* (Lisbon), 22 (1-4), p. 143-151.
203. Oberhuber W., Stumböck M., Kofler W. 1998. Climate-tree-growth relationships of Scots pine stands (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Trees – Structure and Function*, 13, 1, p. 19-27.
204. Ogle K., Whitham T. G., Cobb N. S. 2000. Tree-ring variation in pinyon predicts likelihood of death following severe drought. *Ecology*, 81, p. 3237-3243.
205. Olsson B. A. 1999. Effects of biomass removal in thinnings and compensatory fertilization on exchangeable base cation pools in acid forest soils. *Forest Ecology and Management*, 122, p. 29-39.
206. Oren R., Schulze E. D. 1989. Nutritional disharmony and forest decline: a conceptual model. In: Schulze E. D., Lange O. L., Oren R. (eds.), *Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies*, 77, p. 425-441.
207. Oren R., Werk K. S., Meyer J., Schulze E. D. 1989. Potentials and limitations of field studies on forest decline associated with anthropogenic pollution. In: Schulze E. D., Lange O. L., Oren R. (eds.), *Forest Decline and Air Pollution. Ecological Studies*, 77, p. 23-36.
208. Orwig D. A., Abrams M. D. 1997. Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees*, 11, p. 474-484.
209. Ots K., Rauk J. 1999. Influence of climatic factors on annual rings of conifers. *Naturforsch*, 54, p. 526-533.
210. Ots K., Reisner V. 2006. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its habitat in Muraka bog under the influence of wastes from the Narva power plants (North-East Estonia). *Proceedings of Estonian Academy, Sciences of Biology-Ecology*, 55 (2), p. 137-148.
211. Ozolinčius R. 1994. *Diagnosticiniai testai miškų monitoringe*. Kaunas: Ritmas. 83 p.
212. Ozolinčius R. 1998. *Lietuvos spygliuočiai: morfologinės struktūros transformacijos bei jas indukuojantys veiksniai*. Kaunas: Lututė. 298 p.
213. Ozolinčius R., Stakėnas V. 1999. Regional forest monitoring. In: Ozolinčius R. (ed.). *Monitoring of Forest Ecosystems in Lithuania*. Kaunas: Lututė, p. 82-106.
214. Ozolinčius R., Stakėnas V. 2001. Effects of air pollution and droughts on forest condition in Lithuania. *Biologija*, 2, p. 99-101.
215. Ozolinčius R., Stakėnas V., Serafinavičiūtė B. 2005. Meteorological factors and air pollution in Lithuanian forests: possible effects on tree condition. *Environmental Pollution*, 137, p. 587-595.
216. Pajuste K., Frey J., Asi E. 2006. Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112, p. 177-196.
217. Parker A. J., Parker K. C., Faust T. D., Fuller M. M. 2001. The effects of climatic variability on radial growth of two varieties of sand pine (*Pinus clausa*) in Florida, USA. *Annals of Forest Science*, 58, p. 333-350.
218. Parmesan C., Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, p. 37-42.
219. Pärn H. 2003. Radial Growth Response of Scots Pine to Climate under Dust Pollution in Northeast Estonia. *Water, Air and Soil Pollution*, 144, 1, p. 343-361.
220. Pederson N., Cook E. R., Jacoby G. C., Peteet D. M., Griffin K. L. 2004. The influence of winter temperatures on the annual radial growth of six northern range margin tree species. *Dendrochronologia*, 22, p. 7-29.
221. Pensa M., Liblik V., Jalkanen R. 2004. Temporal changes in the state of a pine stand in a bog affected by air pollution in Northeast Estonia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 159, p. 87-99.

222. Persson T., Lundkvist H., Wiren A., Hyvonen R., Wessen B. 1989. Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in moor humus. *Water, Air and Soil Pollution*, 45, p. 77-96.
223. Peterson D. L., Arbaugh M. J., Wakefield V. A., Miller P. R. 1987. Evidence of growth reduction in ozone-injured Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi* Grev. and Balf) in Sequoia and Kings Canyon National Parks. *Journal of Air Pollution Control Association*, 37, p. 906-912.
224. Peterson D. W., Peterson D. L. 2001. Mountain hemlock growth responds to climatic variability at annual and decadal time scales. *Ecology*, 82, p. 3330-3345.
225. Petitcolas V., Rolland C. 1996. Dendroecological study of three subalpine conifers in the region of Briançon (French Alps). *Dendrochronologia*, 14, p. 147-153.
226. Phipps R. L. 1982. Comments on Interpretation of Climate Information from Tree Rings, Eastern North America. *Tree Rings Bulletin*, 42, p. 11-22.
227. Pye J. M. 1988. Impact of ozone on the growth and yield of trees: a review. *Journal of Environmental Quality*, 17, p. 347-360.
228. Puech L., Mehne-Jakobs B. 1997. Histology of magnesium-deficient Norway spruce needles influenced by nitrogen source. *Tree Physiology*, 17, p. 301-310.
229. Raison R. J., Myers B. J., Benson M. L. 1992. Dynamics of *Pinus radiata* foliage in relation to water and nitrogen stress: I. Needle production and properties. *Forest Ecology and Management*, 52 (1-4), p. 139-158.
230. Rampazzo N., Blum W. E. H. 1992. Changes in chemistry and mineralogy of forest soils by acid rain. *Water, Air, and Soil Pollution*, 61, p. 209-220.
231. Rigling A., Waldner P. O., Forster T., Bräker O. U., Pouttu A. 2001. Ecological interpretation of tree-ring width and intraannual density fluctuations in *Pinus sylvestris* L. on dry sites in the central Alps and Siberia. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (1), p. 18-31.
232. Rolland C. 1995. Tree-ring and climate relationships for *Abies alba* in the internal Alps. *Tree-Ring Bulletin*, 53, p. 1-11.
233. Root T. L., Price J. T., Hall K. R., Schneider S. H., Rosenzweig C., Pounds J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421, p. 57-60.
234. Ruseckas J. 2002. Miško ir drėgmės sąveika. Kaunas: Lututė. 200 p.
235. Scheffer F., Schachtsschabel P. 1992. Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke Verlag.
236. Schulze E. D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 244, p. 776-783.
237. Schweingruber F. H. 1996. *Tree rings and environment dendroecology*. Berne – Stuttgart – Vienna: Paul Haupt Publisher. 609 p.
238. Sheppard L. J. 1994. Causal mechanisms by which sulphate, nitrate and acidity influence frost hardiness in red spruce: review and hypothesis. *New phytologist*, 127, p. 69-82.
239. Sheppard L. J., Crossley A., Parrington J., Harvey F. J., Cape J. N. 2001. Effects of simulated acid mist on a Sitka spruce forest approaching canopy closure: Significance of acidified versus non-acidified nitrogen inputs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 131, p. 953-958.
240. Shutt P., Cowling E. B. 1985. Waldsterben – a general decline of forest in Central Europe: symptoms, development and possible causes. *Plant Disease*, p. 548-558.
241. Sinclair W. A. 1967. Decline of hardwoods: possible causes. *Proceedings of International Shade Tree Conference*, 42, p. 17-32.
242. Singh S. N., Rao D. N. 1981. Certain responses of wheat plants to cement dust pollution. *Environmental Pollution*, 24, p. 75-81.

243. Skarby L. 1994. Critical levels for ozone to protect forest trees. In: Fuhrer J., Achermann B. (eds.) Critical Levels for Ozone – a UN-ECE workshop report. *Schriftenreihe der FAC Liebefeld*, 16, p. 74-87.
244. Slovik S. 1996. Chronic SO₂ and NO_x-pollution interferes with the K⁺ and Mg²⁺ budged of Norway spruce trees. *Journal of Plant Physiology*, 148, p. 276-286.
245. Sneyers R. 1998. Climate instability at the global scale. *Proceedings of 2nd European Conference on Applied Climatology „ECA98“* (19-23 October 1998), Viena, Austria.
246. Sogn T. A., Abrahamsen G. 1998. Effects of N and S deposition on leaching from an acid forest soil and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) after 5 years of treatment. *Forest Ecology and management*, 103 (2-3), p. 177-190.
247. Spiecker H. 1999. Overwiev of recent growth trends in European forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116, p. 33-46.
248. Spiecker H. 2000. Growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) under changing environmental conditions in Europe. *Proceedings of European Forest Institute*, 33, p. 11-26.
249. Spiecker H. 2002. Tree rings and forest management in Europe. *Dendrochronologia*, 20, p. 191-202.
250. Stravinskienė V. 1994. *Medžių gręžinių paėmimas ir radialinio prieaugio matavimas, atliekant dendrochronologinius ir dendroindikacinius tyrimus*. Metodinės rekomendacijos. Kaunas, Girionys. 24 p.
251. Stravinskienė V. 1995. Lokalinio aplinkos užterštumo poveikis spygliuočių radialiniam prieaugiui. *Miškininkystė*, 36. Kaunas, p. 82-99.
252. Stravinskienė V. 1997. Pušynų dendroekologiniai tyrimai ir jų taikymas gamtinės aplinkos būklės pokyčių indikacijai. *Ekologija*, 2, p. 62-72.
253. Stravinskienė V. 2001. Ecological monitoring of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growing in forest ecosystems at roadsides. *Journal of Forest Science*. Prague, 47 (5), p. 212-219.
254. Stravinskienė V. 2002. *Klimato veiksnių ir antropogeninių aplinkos pokyčių dendrochronologinė indikacija*. Kaunas: Lututė. 172 p.
255. Stravinskiene V. 2004. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) radial growth in the vicinity of nitrogen fertilizers plant "Achema" in Lithuania. *Ekologija (Bratislava)*. 23 (4), p.438-445.
256. Stravinskienė V. 2005. *Bioindikaciniai aplinkos vertinimo metodai*. Mokomoji knyga. Kaunas: VDU leidykla. 215 p.
257. Stravinskienė V., Kubertavičienė L. 2001. Mineralinių trąšų poveikio miško dirvožemiui ir pušų radialiajam prieaugiui „Akmenės cemento“ gamyklos aplinkoje ekologiniai aspektai. *Ekologija*, 2, p. 67-72.
258. Stravinskienė V., Erlickytė R. 2003. Klimato veiksnių poveikis paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) augimui AB „Akmenės cementas“ aplinkoje. *Ekologija*. Nr.3, p. 43-48.
259. Stulen I., Perez-Soba M., De Kok L. J., Van der Eerden L. 1998. Impact of gaseous nitrogen deposition on plant functioning. *New Phytologist*, 139, p. 61-70.
260. Sutherland E. K., Martin B. 1990. Growth response of *Pseudotsuga menziesii* to air pollution from copper smelting. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, p. 1020-1030.
261. Sutinen M. L., Repo T., Sutinen S., Lasarov H., Alvila L., Pakkanen T. T. 2000. Physiological changes in *Pinus sylvestris* needles during early spring under sub-arctic conditions. *Forest Ecology and Management*, 135 (1-3), p. 217-228.
262. Swetnam T. W., Lynch A. M. 1993. Multicentury, regional-scale patterns of western spruce budworm outbreaks. *Ecological Monographs*, 63 p. 399-424.
263. Šepetienė J. 1995. Taršos įtaka miškų ekosistemoms. *Mūsų girios*, 6, p. 11-12.

264. Šepetienė J. 1997. Pušynų stabilumas užterštos gamtinės aplinkos sąlygomis. *Miškininkystė*, 1 (39), p. 145-152.
265. Šepetienė J., Bartkevičius E. 1996. Spygliuočių medynų, augančių „Azoto“ veiklos zonoje, būklės tyrimas. *Miškininkystė*, 1 (37), p. 125-133.
266. Šopauskienė D., Budvytytė D., Juozefaitė V. 1994. Ling-distance transporto f acidifying pollutants to Lithuania. *Atmospheric Physics*, 16, p. 47-51.
267. Šopauskienė D., Jasinevičienė D. 1997. Time trends in concentration of acidic species in precipitation in Lithuania in 1981-1995. *Atmospheric Physics*, 19, p. 35-39.
268. Šopauskienė D., Jasinevičienė D. 2006. Changes in precipitation chemistry in Lithuania for 1981-2004. *Journal of Environmental Monitoring*, 8, p. 347-352.
269. Šopauskienė D., Jasinevičienė D., Stapčinskaitė S. 2001. The effect of changes in European anthropogenic emissions on the concentrations of sulphur and nitrogen components in air and precipitation in Lithuania. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, p. 517-522.
270. Šukytė J. 1989. Avarija. *Mūsų gamta*, 8, p. 5-6.
271. Takemoto B. K., Bytnerowicz A., Fenn M. E. 2001. Current and future effects of ozone and atmospheric nitrogen deposition on California's mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management*, 144, p. 159-173.
272. Tamm C. O. 1989. Comparative and experimental approaches to the study of acid deposition effects on soils as substrate for forest growth. *Ambio*, 18, p. 184-191.
273. Tamm C. O. 1991. *Nitrogen in Terrestrial Ecosystems*. Berlin: Springer-Verlag. 115 p.
274. Taylor H. J., Ashmore M. R., Bell J. N. 1991. Air pollution injury to vegetation. Published by IEHO, Chadwick House, Rushworth Street, London. 68 p.
275. Temple P. J., Miller P. R. 1994. Foliar ozone injury and radial growth of ponderosa pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, p. 1877-1882.
276. Temple P. J., Bytnerowicz A., Fenn M. E., Poth M. A. 2005. Air pollution impact in the mixed conifer forests of southern California. Planning for Biodiversity: Bringing Research and Management Together. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-195, p. 145-164.
277. Thompson M. A. 2003. Tree rings and air pollution: A case study of *Pinus monophylla* growing in east-central Nevada. *Environmental Pollution*, 26 (4), p. 251-266.
278. Thomsen M. G., Nellemann C. 1994. Isolation of natural factors affecting crown density and crown color in coniferous forests: implications for monitoring of forest decline. *Ambio*, 23 (4-5), p. 251-254.
279. Thimonier A., Dupouey J. L., Timbal T. 1992. Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management*, 55, p. 149-167.
280. Thimonier A., Dupouey J. L., Bost F., Becker M. 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest in North-East France. *New Phytologist*, 126, p. 533-539.
281. Treier K., Pajuste K., Frey J. 2004. Recent trends in chemical composition of bulk precipitation at Estonian monitoring stations 1994-2001. *Atmospheric Environment*, 38, p. 7009-7019.
282. Ulrich B. 1991. Introduction to acidic depositions effects – critical deposition rates and emission densities. In: Chadwick M. J. and Hutton M. (eds.), *Acid Depositions in Europe*, Stockholm Environmental Institute, Oxford, p. 1-15.
283. Vaičys M. 1989. Ozonas – nauda ir žala. *Mokslas ir gyvenimas*, 3, p. 4-5.
284. Vaičys M. 1991. Rūgštieji lietūs ir jų poveikis įvairiems gamtos komponentams. Vilnius. 48 p.
285. Vaičys M. 1998. Vyraujančių normalaus drėgnumo augaviečių dirvožemių fizikinės savybės ir jų ekologinė reikšmė. Miškų ūkio ir aplinkos apsaugos problemos. Kaunas: Akademija. 127 p.

286. Vaičys M., Armolaitis K., Murkaitė R., Oniūnas V., Raguotis A., Šleivys R., Kuodienė L., Slavėnienė L., Stravinskienė V. 1985. Techninės kilmės emisijų poveikis miško fitocenozėms ir dirvožemiams. *Lietuvos geografijos metraštis*, XXII-XXIII, p. 197-205.
287. Van der Eerden L. J. M., Perez-Soba M. G. F. 1992. Physiological responses of *Pinus sylvestris* to atmospheric ammonia. *Trees*, 6, p. 48-53.
288. Van Dijk H. F. G., Van der Gaag M., Perik P. J. M., Roelofs J. G. M. 1992. Nutrient availability in Corsican pine stands in the Netherlands and the occurrence of *Sphaeropsis sapinea* – a field study. *Canadian Journal of Botany*, 70, p. 870-875.
289. Veblen T. T., Hadley K. S., Reid M. S., Rebertus A. J. 1991. Methods of detecting past spruce beetle outbreaks in Rocky Mountain subalpine forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 21, p. 242-254.
290. Vencloviienė J. 2000. Programų paketo „Statistika“ taikymas aplinkos tyrimų duomenų analizei. Mokomoji medžiaga. Kaunas: VDU leidykla. 60 p.
291. Villalba R., Veblen T. T. 1998. Influences of large-scale climatic variability on episodic tree mortality in northern Patagonia. *Ecology*, 79, p. 2624-2640.
292. Vitas A. 2004. Dendroecological research of *Salix fragilis* L. in the Nevėžis Botanical-landscape Reserve. *Ekologija*, 3, p. 43-46.
293. Vuorenmaa J. 2004. Long-term changes of acidifying deposition in Finland (1973-2000). *Environmental Pollution*, 128, p. 351-362.
294. Walther G. R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J. M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, p. 389-395.
295. Wellburn A. 1994. Air pollution and climate change: the biological impact. Longman Scientific and Technical, Essex. 253 p.
296. WHO. 2000. Air quality guidelines from Europe. 2nd edition. WHO Regional Publications, European Series, 91, 288 p.
297. Wilczyński S. 2006. The variation of tree-ring widths of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) affected by air pollution. *European Journal of Forest Research*, 125 (3), p. 213-219.
298. Wilczyński S., Skrzyszewski J. 2002. The climatic signal in tree-rings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) from foot-hills of the Sudetic Mountains (southern Poland). *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121 (1), p. 15-24.
299. Аугустайтис А.А., Мастаускис М.М., Сидаравичюс Й.М. 1987. Влияние атмосферного загрязнения на продуктивность и жизнеспособность сосняков в зоне влияния комбината азотных удобрений. *Биомониторинг лесных экосистем*. Каунас, с. 228-234.
300. Битвинскас Т. Т. 1974. *Дендроклиматические исследования*. Ленинград: Гидрометеиздат. 172 с.
301. Битвинскас Т. Т. 1984. *Биоэкологические основы дендроклиматологических исследований*. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. Свердловск, 50 с.
302. Барткавичюс Э. 1987. Некоторые закономерности роста сосновых древостоев при различном уровне загрязнения природной среды. *Исследование и моделирование роста лесных насаждений произрастающих в условиях загрязненной природной среды*. Каунас, с. 16-28.
303. Бойко А. В., Смоляк Л. П. 1971. Текущий прирост лесных ценозов на прилегающих к осушунному болоту минеральных землях Полесья. *Известия АН Белорусской ССР*, 6, с. 15-21.
304. Вярбила В. 1983. Влияние минеральных удобрений на рост и прирост сосновых насаждений в связи с колебанием климата и разреживанием // Дис. канд. с.-х. наук. Каунас. 24 с.

305. Крамер П. Д., Козловский Т. Т. 1983. *Физиология древесных растений*. Москва: Лесная промышленность. 462 с.
306. Лайранд Н. И., Ловелиус Н. В., Яценко-Хмелевский А. А. 1978. Влияние пылевых выбросов цементных заводов на прирост дуба. *Ботанический журнал*, 63:5, с. 721-729.
307. Морозов В. А., Шиманский П. С. 1981. Рост и химический состав хвои в культурах сосны разной густоты в связи с применением удобрений. *Лесоведение*, 5, с. 3-9.
308. Сидаравичюс Й. М. 1987. Исследование фитомассы и параметры крон сосняков в условиях загрязненной природной среды. *Биомониторинг лесных экосистем*. Каунас, с. 220-225.
309. Стравинскене В. П. 1998. Дендрохронология в мониторинге лесных экосистем. Состояние и мониторинг лесов на рубеже XXI века. Материалы Международной научно-практической конференции. Минск, с. 116-119.
310. Шиятов С. Г., Мазепа В. С. 1986. Цикличность радиального прироста деревьев в высокогорьях Урала. Дендрохронология и дендроклиматология. *Наука*. Новосибирск, с. 134-160.
311. Шиятов С. Г., Мазепа В. С. 1987. Климатически обусловленные колебания радиального прироста деревьев в восточных районах СССР. *Временные и пространственные изменения климата и годовичные кольца деревьев*, ч. 2. Каунас, с. 69-84.

MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

MOKSLO STRAIPSNAI

leidiniuose, įrašytuose į Mokslinės informacijos instituto pagrindinių leidinių sąrašą

1. Vitas A., **Erlickytė R.** 2007. Influence of Droughts to the Radial Growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) at Different Site Conditions. *Baltic Forestry*, 13 (1), p. 10-16. ISSN 1392-1355.

MOKSLO STRAIPSNAI

periodiniuose ir testiniuose mokslo leidiniuose, registruotuose kitose tarptautinėse mokslinės informacijos duomenų bazėse

1. Stravinskienė V., **Erlickytė R.** 2003. Klimato veiksnių poveikis paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) augimui AB „Akmenės cementas“ aplinkoje. *Ekologija*, 3, p. 34-39. ISSN 0235-7224.
2. Stravinskienė V., Sujetovienė G., **Erlickytė R.** 2004. Miško augalijos rūšių įvairovė ir dirvožemio mikroelementinė sudėtis AB „Akmenės cementas“ aplinkoje. *Ekologija*, 1, p. 46-53. ISSN 0235-7224.

STRAIPSNAI TARPTAUTINIŲ KONFERENCIJŲ LEIDINIUOSE

1. Stravinskienė V., **Erlickytė R.**, Šimatonytė A. 2004. Growth and condition of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in urban and industrial environment // Short materials of EuroDendro Conference of the European Working Group for Dendrochronology in honour of Prof. Dr. Dieter Eckstein on the occasion of his retirement [Rendsburg, Schleswig-Holstein, Germany, September 15-19, 2004]. Germany, p. 47-49.
2. **Erlickytė R.**, Vitas A. 2007. Influence of droughts to the radial growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) // Proceedings of International Young Scientist Conference „The Vital Nature Sign“. [VDU, May 18, 2007]. Kaunas: VDU, p. 100-103. ISBN 978-9955-12-213-5.

STRAIPSNAI RESPUBLIKINIŲ KONFERENCIJŲ LEIDINIUOSE

1. **Erlickytė R.** 2004. Klimato veiksnių ir antropogeninės taršos poveikis paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) augimui AB „Akmenės cementas“ aplinkoje // 10-osios respublikinės studentų ir doktorantų mokslinės konferencijos „Žmogaus ir gamtos sauga“ medžiaga [LŽŪU, 2004 m. gegužės 20-22 d.]. Kaunas: Akademija, p. 109-112.
2. **Erlickytė R.**, Stravinskienė V. 2007. Klimato veiksnių ir pramonės emisijų poveikis paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metiniam radialiajam prieaugiui vietinės taršos zonoje // 10-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“ medžiaga [VGTU, 2007 m. kovo 29 d.]. Vilnius, p.64-71.
3. Vitas A., **Erlickytė R.** 2007. Sausrų poveikis paprastosios pušies (*Pinus sylvestris* L.) metiniam radialiajam prieaugiui // 10-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“ medžiaga [VGTU, 2007 m. kovo 29 d.]. Vilnius, p. 587-593.

PADĖKA

Darbas atliktas doktorantūros studijų metu Vytauto Didžiojo universiteto Gamtos mokslų fakulteto Aplinkotyros katedroje. Tyrimus finansavo Lietuvos valstybinis mokslo ir studijų fondas.

Ypatingai dėkoju darbo vadovei prof. habil. dr. Vidai Stravinskienei už vadovavimą mano moksliniam darbui, metodines konsultacijas ir patarimus, nuoširdų bendravimą ir geranoriškumą. Nuoširdžiai dėkinga Aplinkotyros katedros vedėjui prof. habil. dr. Romualdui Jukniui už konstruktyvią kritiką ir konsultacijas.

Dėkoju doc. dr. Jonei Venclovienei už visokeriopą pagalbą ir konsultacijas atliekant statistinę duomenų analizę.

Dėkoju dr. Adomui Vitui už vertingas konsultacijas, patarimus ir pagalbą atliekant tyrimus.

Nuoširdžiai dėkoju savo šeimai ir draugams už nuolatinį palaikymą ir kantrybę.

Dėkoju visiems, vienaip ar kitaip prisidėjusiems prie šios disertacijos rengimo.

Regina Erlickytė

**PAPRASTOSIOS PUŠIES (*Pinus sylvestris* L.)
RADIALIOJO PRIEAUGIO FORMAVIMOSI DĖSNINGUMAI
KINTANT „AKMENĖS CEMENTO“ IR „ACHEMOS“
TERŠALŲ IŠMETIMAMS**

Daktaro disertacija

Išleido ir spausdino Vytauto Didžiojo universiteto leidykla
(S. Daukanto g. 27, LT-44249 Kaunas)
Užsakymo Nr. 107. Tiražas 15 egz. 2007 11 14
Nemokamai.