



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Lina Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė

**BIOGENINIŲ MEDŽIAGŲ KAITOS UPIŲ VANDENYJE TYRIMAI
IR ĮVERTINIMAS**

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,
Aplinkos inžinerija ir kraštovarkla (04T)

Vilnius 2005

Disertacija rengta 2001–2005 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete

Mokslinis vadovas:

doc. dr. Antanas Lukianas (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka, 04T).

Turinys

Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas	5
Įvadas	6
1. Biogeninių medžiagų kaitą lemiančių veiksnių apžvalga mokslinėje literatūroje	10
1.1. Upių nuotėkio kaitos tyrimai	10
1.2. Upių vandens kokybę įtakančių veiksnių analizė	13
1.3. Pasklidusios taršos šaltinių poveikio upių vandens kokybei tyrimų analizė	16
1.4. Sutelktosios taršos šaltinių įtakos upių vandens kokybei tyrimai	22
1.5. Upių vandens kokybės tyrimų modeliavimo metodais apžvalga	26
1.6. Vandens apsaugos teisės raida	28
1.7. Mokslinių darbų apžvalgos apibendrinimas	33
2. Tyrimų objektas ir darbo metodika	35
2.1. Nagrinėjamų upių baseinų apibūdinimas	35
2.2. Upių vandens kokybę įtakančių biogeninių medžiagų apibūdinimas	38
2.3. Darbo metodika	40
2.3.1. Analitiniai tyrimai	40
2.3.2. Eksperimentiniai tyrimai	47
2.3.3. Vandens kokybės kaitos išilginiame upės profilyje modeliavimas	51
3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita ir ją įtakančios veiksniai	54
3.1. Antropogeninės veiklos kaita 1974–2003 metų laikotarpiu	54
3.2. Vandeningumo kaitos dėsninčiai	58
3.2.1. Gamtinių veiksnių įtaka upių vandeningumui	58
3.2.2. Žmogaus ūkinės veiklos įtaka upių nuotėkiui	69
3.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsninčiai	71
3.3.1. Biogeninių medžiagų kaita	73
3.3.2. Žmogaus ūkinės veiklos intensyvumo įtaka	79
3.3.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų priklausomybės nuo upių vandeningumo analizė	86
3.4. Biogeninių medžiagų kaitos išilginiame upės profilyje modeliavimo rezultatai	94
3.5. Tyrimo rezultatų apibendrinimas	101
4. Biogeninių medžiagų srautų nustatymo metodiniai ypatumai	104
4.1. Biogenų srautų nustatymo metodų palyginimas įvairaus vandeningumo metais	104

4.2. Biogenų srautų nustatymo metodų palyginimas remiantis eksperimentiniais tyrimais	107
4.3. Biogenų srautų metinė ir sezoninė kaita	112
4.4. Apibendrinimas	114
5. Vandens mėginių ėmimų skaičiaus mažinimo galimybės	116
5.1. Paviršinių vandens telkinių stebėsenos ypatumai	116
5.2. Upių vandens mėginių ėmimų optimizavimo galimybių įvertinimas	117
5.3. Tyrimų apibendrinimas ir rekomendacija	120
Išvados	122
Publikacijų sąrašas	124
Literatūros sąrašas	126

Disertacijoje naudojamų santrumpų sąrašas

AAA – Aplinkos apsaugos agentūra

AM – Aplinkos ministerija

DLK – didžiausia leistina koncentracija

EEB – Europos ekonominė bendrija

ES – Europos Sąjunga

LAND – Lietuvos aplinkos apsaugos normatyviniai dokumentai

Statistiniai parametrų simboliai

ANOVA – vienfaktorinė dispersinė analizė

Cs – asimetrijos koeficientas

Cv – variacijos koeficientas

R – koreliacijos koeficientas

$\bar{x}$ – imties vidurkis

H – statistinė hipotezė

Įvadas

Tiriamosios problemos aprašymas

Plečiantis žmogaus ūkinei veiklai didėja jos poveikis gamtai. Panaudojant vis daugiau gamtinių išteklių pažeidžiama gamtinių procesų pusiausvyrą.

Lietuva turtinga vandens ištekliais, čia teka 772 upės, ilgesnės nei 10 km, yra 2850 ežerų, didesnių kaip 0,5 ha, įrengta 434 tvenkiniai, kurių kiekvieno paviršiaus plotas yra didesnis nei 5 ha. Ši gamtos turtą svarbu apsaugoti nuo taršos bei neracionalaus panaudojimo. Vandens tarša yra viena iš labiausiai sukeliančių susirūpinimą aplinkosaugos sričių.

Įgyvendinant krašto ūkio restruktūrizavimą, svarbu taikyti prevencines priemones, kurios padėtų gerinti visų paviršinių ir požeminių vandenų kokybę, o tarp jų ir visų upių vandens kokybę, nes nuo jų didelė dalimi priklauso Kuršių marių ir Baltijos jūros būklė.

1995 metais Lietuva, pareiškusi norą stoti į Europos Sąjungą (ES), įsipareigojo, kad vykdoma politika, tame tarpe ir vandenų, turi būti suderinta su ES teisiniais reikalavimais. Būtina remtis ir vykdyti Europos Parlamento ir Tarybos direktyvos (2000/60/EB), nustatančios Bendrijos veiksmų vandens politikos srityje pagrindus, reikalavimus. Jos tikslas – nustatyti vidaus paviršinių vandenų, pakrančių vandenų ir požeminių vandenų apsaugos sistemą bei direktyvos dėl vandenų apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių (91/676/EEB) reikalavimus. Pastarosios tikslas – mažinti vandenų taršą biogeninėmis medžiagomis, kurią sukelia ar skatina žemės ūkyje naudojamos trąšos, ir užkirsti kelią taršos didėjimui ateityje. Šiuo metu žemės ūkis Lietuvoje yra ketvirtoji pagal svarbą ekonomikos šaka (po pramonės, mažmeninės prekybos bei transporto ir komunikacijos) ir ekonominiai interesai dažnai nusveria gamtos auginius. Todėl Bendroji vandens politikos direktyva reikalauja suteikti aiškią ir išsamią informaciją apie faktinę būklę kiekviename upės baseine. Visuose upės baseinuose būtini duomenys apie žemėnaudą, ūkius, taršą azoto ir fosforo junginiais iš sutelktosios taršos šaltinių bei kritulius. Taip pat ši direktyva numato vandens mėginių ėmimų skaičiaus optimizavimą ir reikalauja užtikrinti patikimumo bei tikslumo lygį. Mėginių ėmimų dažnumas nustatomas atsižvelgiant į parametrų svyravimą dėl gamtinių ir antropogeninių sąlygų. Matavimų laikas turi būti parenkamas taip, kad sezoniniai svyravimai kuo mažiau paveiktų rezultatus, ir taip būtų galima užtikrinti, kad rezultatai atspindėtų vandens telkinyje vykstančius pokyčius,

kuriuos įtakoja antropogeninė veikla. Pagal ES direktyvą (91/271/EEB) dėl miestų nutekamųjų vandenų valymo stambesniuose Lietuvos miestuose iš nuotekų būtina šalinti azotą ir fosforą, nes kasmet į vandens telkinius išleidžiama apie 167 mln. m³ nuotekų. 80 % nuotekų yra valoma biologinio valymo įrenginiuose, iš jų papildomai nešalinant azoto ir fosforo – 61 % ir papildomai šalinant – 19 %. 18 % nuotekų valomos mechaniniuose valymo įrenginiuose, likusieji 2 % nuotekų išleidžiama nevalytos. Tai didina Kuršių marių ir Baltijos jūros eutrofikaciją, kurią sukelia suplaunamos iš Lietuvos teritorijos upėmis biogeninės medžiagos.

Tyrimų objektas

Darbe tiriama biogeninių medžiagų koncentracijų ir jų kiekių kaita 10 upių, esančių skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse, vandenyje.

Temos aktualumas

Norint prognozuoti ir kontroliuoti vandens ekosistemų ekologinę būklę, pagrindinis dėmesys turi būti skirtas biogeninių medžiagų koncentraciją ribojantiems veiksniams išaiškinti, įvertinant klimatinių, ekonominių bei socialinių reiškinių kaitos ilgalaikes tendencijas. Gamtinėse geosistemose svarbiausių biogeninių medžiagų (mineralinio azoto ir mineralinio fosforo) koncentracijas ir prietaką įtakoja fizinės-geografinės sąlygos, klimatas bei antropogeninė veikla.

Upių vandens kokybės pokyčių analizė turi būti atliekama baseininiu principu, nes tik taip galima nustatyti biogeninių medžiagų koncentracijų didėjimą įtakančius veiksniai bei jų tarpusavio sąveiką.

Tikslas ir uždaviniai

Tikslas – analizuojant tris paskutinius dešimtmečius (1974–2003 m.), siekiama atskleisti ryšį tarp upių vandeningumo ir biogeninių medžiagų koncentracijų kitimo, įvertinant Lietuvos upių baseinų fizinės-geografinės sąlygas bei antropogeninės veiklos pokyčius. Tai suteiks galimybę numatyti tolimesnes hidrocheminės vandens būklės kaitos tendencijas. Šiam tikslui pasiekti buvo sprendžiami tokie uždaviniai:

- atlikti upių nuotėkio ir biogeninių medžiagų koncentracijų duomenų analizę;

- įvertinti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos priklausomybę nuo debitų įvairaus vandeningumo metais;
- nustatyti biogeninių medžiagų didžiausių leidžiamų koncentracijų viršijimo dėsningumus;
- nustatyti sutelktosios ir pasklidosios taršos kitimo tendencijas per 1974–2003 m. laikotarpį nagrinėjamų upių baseinuose bei įvertinti galimą įtaką paviršinių vandenų kokybei;
- atlikti biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo metodų palyginimą;
- nustatyti vandens mėginių skaičiaus optimizavimo galimybes remiantis analitiniais bei eksperimentiniais tyrimais;
- atlikti biogeninių medžiagų kaitos analizę išilginiame Žeimenos upės profilyje panaudojant vandens kokybės modelį ATV-DVWk.

Naujumas

Įvertinta ilgalaikė biogeninių medžiagų koncentracijų ir jų kiekių kaita vandeningumo ir antropogeninės veiklos intensyvumo atžvilgiu upių, esančių skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse, vandenyje. Atlikta biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo metodų palyginamoji analizė. Nustatyta vandens mėginių ėmimo dažnumą optimizavimo galimybė.

Pirmą kartą Lietuvoje pritaikytas vandens kokybės kaitai upės išilginiame profilyje prognozuoti vandens kokybės modelis ATV-DVWk.

Gautų rezultatų vertė

Išnagrinėta ilgalaikė biogeninių medžiagų kaita laiko, antropogeninės veiklos ir upių vandeningumo atžvilgiu. Nustatyti biogenų srautų skaičiavimo metodiniai ypatumai. Pateiktos rekomendacijos vandens mėginių ėmimo dažnumo optimizavimo galimybių aspektu. Lietuvos sąlygomis pritaikyta plačiai Europoje naudojama ATV-DVWk modeliavimo programa.

Rezultatų aprobavimas

Disertacijos rezultatai buvo pristatyti 3 tarptautinėse konferencijose ir 4 respublikinėse mokslinėse konferencijose.

Disertacijos tema paskelbti 3 straipsniai recenzuojamuose mokslo leidiniuose.

Disertacijos apimtis ir struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, 5 skyriai, išvados, autorės publikacijų sąrašas ir literatūros sąrašas. Pateikti naudojami sutartiniai žymėjimai, simboliai. Disertacijos tekstas išdėstytas 133 puslapiuose, kuriuose yra 40 paveikslų ir 29 lentelės. Cituojamos literatūros sąrašą sudaro 114 šaltinių.

1. Biogeninių medžiagų kaitą lemiantys veiksniai

Šiame skyriuje apžvelgiama mokslinė literatūra, kurioje analizuojamas hidrologinis režimas, upės baseine esančios antropogeninės veiklos poveikis vandens kokybei, pagrindiniai vandens kokybės modeliavimo metodai bei apžvelgti ES ir Lietuvos Respublikos vandens politikos teisiniai aspektai, kurie šiuo metu Lietuvoje yra pasikeitimų ir įsigaliojimų etape.

1.1. Upių nuotėkio kaitos tyrimai

Judriausi hidrosferos komponentai yra upės. Pagrindiniai veiksniai, įtakojantys upių nuotėkį, yra klimatas ir fizinės-geografinės sąlygos. Dirvožemis ir augalija, sąveikaudami tarpusavyje, sukuria upės baseino žemėvaizdžių mozaiką. O vanduo upės vagoje yra visus veiksnius bei sąveikas integruojantis rezultatas (Lotspeich, 1980).

Upių nuotėkio sezoninių pasiskirstymų dėsningumų tyrimams skirta daug mokslinių darbų (Barisas, 1962; Burneikis, Gailiusis, 1970; Jablonskis, 1978, 1980).

Papildomai susikaupus hidrologinių stebėjimų medžiagai buvo gana detaliai įvertinti pagrindiniai nuotėkio netolygumo rodikliai (Gailiusis, Kovalenkovicienė, 1998). Apskaičiuoti upių nuotėkio netolygumo koeficientai, ištirta jų priklausomybė nuo fizinių-geografinių veiksnių bei sudarytas šio koeficiento pasiskirstymo Lietuvos teritorijoje žemėlapis, leidžiantis nustatyti nuotėkio netolygumo koeficiento reikšmę upėms, kurių nuotėkis nebuvo stebimas. Įvertinta upės baseino ploto dydžio įtaka nuotėkio netolygumui. Autoriai nustatė, kad baseino plotą ir nuotėkio netolygumo koeficientą sieja tiesinė atvirkštinė priklausomybė – didėjant baseino plotui, nuotėkio netolygumas mažėja. Vidurio Lietuvoje šią priklausomybę nusakantis koreliacijos koeficientas buvo $R = 0,67$, Vakarų Lietuvoje – $R = 0,61$, o Pietryčių Lietuvoje – $R = 0,36$. Įvertinta upių nuotėkio netolygumo priklausomybė nuo baseine esančių smėlingų plotų. Nustatyta, kad geomorfologinė upės baseino sandara, dirvožemių sudėtis daro didelę įtaką hidrologiniam upės režimui. Nuo dirvožemių laidumo ir poringumo, reljefo raižytumo ir baseino nuolydžių priklauso paviršinio nuotėkio, kuris yra labai nepastovus, santykis su požeminiu, palyginti pastoviu, nuotėkiu. Kuo didesnis dirvožemio laidumas vandeniui ir kuo storesni smėlingų gruntų klodai, tuo didesnės upės baseino akumuliacinės galimybės ir kartu pastovesnis požeminis upės maitinimas.

Smėlingi gruntai sugeria daugiau sniego tirpsmo vandens ir sumažina pavasario potvynio nuotėkį, kurį atiduoda vėliau, sausmečio metu.

Anksčiau minėtuose J.Burneikio ir B.Gailiušio nuotėkio netolygumo koeficiento tyrimo darbuose, šis dydis apskaičiuotas pagal stebėjimų duomenis iki 1964 m. B.Gailiušis ir M. Kovalenkovienė išnagrinėjo duomenis iki 1992 m. Palyginus laikotarpių tyrimų rezultatus gauta, kad 1964–1992 m. gautos apie 8 % mažesnės nuotėkio koeficiento reikšmės. Kai kurie mokslininkai tai sieja tiek su klimato pokyčiais, tiek su intensyvesne antropogenine veikla upių baseinuose (Tilickis, 1992; Jablonskis, 1992).

Lietuvos upių nuotėkio ciklinius svyravimus pradėta tirti daugiau nei prieš 40 metų (Macevičius, 1959; Jablonskis, 1980; Tilickis, 1992, 1993). Nustatyta, kad vandeningumų ciklų prigimtis – klimatinė, nes tarp nuotėkio ir temperatūros stebima atvirkštinė priklausomybė, ir nuotėkio kitimo bendrą tendenciją sąlygoja oro temperatūra. Tarp nuotėkio ir kritulių sinchroniškumas stebimas tik trumpalaikiuose cikluose, taip pat išskiriama ir antropogeninė veikla. Yra išanalizuota landšafto litologinio pagrindo įtaka upių nuotėkiui geosistemų analizės metodu ir nustatyta, kad teritorijos nuotėkio režimo nevienodumas charakterizuoja ekosistemų produktyvumą bei sąlygoja jų formavimąsi gamtinėse ir gamtinėse-antropogeninėse sistemose (Tilickis, 1992). Teritorijos nuotėkio režimo nevienodumas, išreikštas metinio nuotėkio deficito koeficientu, tiesiogiai priklauso nuo landšafto litologinio pagrindo savybių ir metų šaltojo laikotarpio terminio režimo fluktuacijų. Paviršinio vandens išteklių kiekybinę ir kokybinę būklę sąlygoja gamtinių-teritorinių kompleksų vandens apytakos polistruktūra. Ši daugialypė struktūra priklauso nuo dirvožemio drėgmės ir jos dinamikos viršutiniame sluoksnyje. Netiesioginės antropogeninės veiklos veiksniai, keičiantys vandens apykaitos sąlygas, yra sinergetikos procesų atsiradimo priežastis. Sudarant ilgalaikių prognozių modelius ir schemas gamtinių-antropogeninių sistemų būklei įvertinti, turi būti gerai išnagrinėti priežastiniai ryšiai ir dėsningumai, apibūdinantys fizinio-geografinio komplekso veiksmų įtaką vandens apykaitos visapusiškai struktūrai (Tilickis, 1996).

Kiti autoriai taip pat nagrinėjo nuotėkį klimatinių sąlygų kontekste. L. Berankienė atliko daugiametę kritulių ir metinio nuotėkio kaitos analizę Šušvės baseine naudojant slenkamųjų dešimtmečių vidurkius (Berankienė, 2002). Autorė, palyginusi kritulių ir nuotėkio slenkamųjų vidurkių duomenis (per 1930–2001 metų laikotarpį), nustatė, kad kritulių svyravimai sutampa su nuotėkio svyravimais Šušvėje taip, jog

gauta gana glaudi kritulių ir nuotėkio tarpusavio priklausomybė ($R^2 = 0,82$).

Suprantama, kad upių hidrologiniam režimui turi įtakos ir žmogaus ūkinė veikla. Mokslininkai tiria įvairiapusę antropogeninės veiklos įtaką vandens telkiniams. Antropogeninė įtaka gali būti dvejopa: 1) tiesioginė, kai upių nuotėkis yra veikiamas hidrotechninių statinių, tvenkinių, nuotėkio permetimo sistemų, 2) netiesioginė, kai nuotėkio formavimąsi veikia upės baseino paviršiaus elementų pokyčiai, pavyzdžiui, melioracija, agrotechninės priemonės, urbanizacija.

B. Gailiušis plačiai aprašė tvenkinių įrengimo įtaką upės nuotėkiui (Gailiušis, 1988). Jis nustatė, kad nuotėkio reguliavimas tvenkiniais sukelia tarpsezoninį nuotėkio perskirstymą, kurį atspindi nuotėkio statistinių parametrų pokyčiai. Statant hidrotechninius statinius, labai svarbus hidrodinaminis modeliavimas, parodantis upių nuolydžio ir tėkmės greičių pokyčius. A. Šikšnys nustatė Kruonio HAE įvairių darbo režimų įtaką Kauno HE tvenkinio hidrodinaminiam procesams (Šikšnys, 1992). Lietuvos energetikos instituto ir Žemės ūkio universiteto mokslininkai (Rimkus, Šikšnys, 1992; Gailiušis, Kovalenkovienė, Kriaučiūnienė, 1996) atliko kai kurių Nemuno ir Kuršių marių dalių hidrodinaminį modeliavimą vienmačių ir dvimačių modelių pagalba.

Nuotėkio permetimo sistemų įtaka iš vieno upės baseino į kitą (Vileikos-Minsko, Kovarsko ir kitų) išnagrinėta daugelio mokslininkų (Baltrušaitienė, Gaigalis, 1992; Kovalenkovienė, Jurgelėnaitė, 1996; Gailiušis, Kovalenkovienė, Kriaučiūnienė, 1998) darbuose.

Pernelyg šlapių žemių nusausinimo įtaką nuotėkio dydžiui ir jo pasiskirstymui per metus tyrė V. Marčėnas (1970), J. Macevičius, D. Lukianienė (1975). Buvo nustatyta, kad pavasarį iš nusausinto ploto į upes nuteka daugiau vandens, negu iš nenusausinto, – nusausinimas pavasarį padidina upių nuotėkį. Vasarą iš nusausinto ploto dėl didesnio derliaus išgaruoja daugiau vandens, nei iš nenusausinto, – nusausinimas vasarą mažina upių nuotėkį. Dėl tokio prieštaringo nusausinimo poveikio atskirais metų laikais metinį upių nuotėkį nusausinimas gali tik nežymiai pakeisti. Nustatyta, kad natūralių klimato svyravimų poveikis vidutiniam nuotėkiui yra daug didesnis, negu nusausinimo.

Lietuvos energetikos instituto mokslininkai (Jablonskis, Juškienė, Tomkevičienė, 1998) ištyrė daugelio Lietuvos upių hidrografinio tinklo antropogeninį kitimą ir nustatė, kad lyginant upių ilgį ir baseinų dydžius su 1959 metais pateiktais duomenimis, pastebėtas 8,2 % upių sutrumpėjimas, kuris dalinai siejamas su upių ir upelių reguliavimu (tiesinimu) melioracijos tikslams. Tačiau autoriai neatmeta galimybės, kad šį pakitimą galėjo lemti ir metodiniai veiksniai, t. y. netikslus ištakų nustatymas.

Apibendrinimas

Atlikus mokslinių darbų analizę galima teigti, kad nuotėkio kaita Lietuvos mokslininkų yra ištirta daugeliu aspektu. Nustatyti nuotėkio sezoniniai pasiskirstymai. Apibrėžta upės baseino morfologinių bei fizinių-geografinių sąlygų įtaka nuotėkio kaitai. Remiantis ilgalaikiais duomenimis nustatytos nuotėkio netolygumo koeficiento reikšmės. Taip pat nustatyta ciklinių svyravimų prigimtis, kuri yra klimatinė, bet neatmetama ir antropogeninės veiklos įtaka. Pastaroji sklaidoma į tiesioginę (hidrotechniniai statiniai, tvenkiniai, permetimų sistemos) ir netiesioginę (melioracija, urbanizacija).

1.2. Upių vandens kokybę įtakojančių veiksnių analizė

Upių vandens kokybę lemiančius veiksnius galima skirstyti į tiesioginius ir netiesioginius. Tiesioginiai veiksniai (uolienos, dirvožemiai, biota, ūkinė žmogaus veikla) tiekia į vandenį arba paima iš jo tirpius cheminius junginius. Netiesioginiai veiksniai sudaro sąlygas medžiagų sąveikoms su vandeniu, tai – klimatas, reljefas, vandens režimas, augalija, hidrologinės bei hidrodinaminės sąlygos ir kt. (Aliochin, 1970, Nikanorov, 1989).

Biogeninių medžiagų pritekėjimo į paviršinius vandenis klausimas yra vienas svarbiausių, vertinant vandens ekosistemų funkcionavimą. B. Tilickis teigia, kad antropogeninė veikla turi mažesnę įtaką paviršinių vandenų kokybei, nei upės baseino dirvožemio fizinės-cheminės savybės ir atmosferos drėgmės režimas (Tilickis, 1993, 1996). Anot autoriaus dirvožemių koloidinė sudėtis kaupia azoto junginius. Nustatė, kad išplauto bendrojo azoto kiekiai yra 4 kartus didesni iš smėlio nei iš sunkios mechaninės sudėties dirvožemių. Išplaunamo fosforo kiekių kaitos intensyvumas yra labai nedidelis visų dirvožemių atžvilgiu, nes, kaip žinoma, šio elemento gamtoje nedaug.

Vidutinį nitratų pritekėjimą metiniame hidrologiniame cikle nulemia šaltojo laikotarpio (X–V mėn.) paviršinio-dinaminio nuotėkio atitinkami dydžiai. Žemumų moreninėms lygumoms yra charakteringa NO_3 vidutinio metinio pritekėjimo mažiausios skaitinės reikšmės ir didžiausias kintamumas laiko skalėje. Tačiau, mažėjant baseinų akumuliacinėms ir infiltracinėms geboms, pritekantys nitratų kiekiai išauga tiesiog proporcingai paviršiniam nuotėkiui. Gamtinių-teritorinių veiksnių kompleksuose reiškinių kaitos tendenciją apibūdina glaudus koreliacinis ryšys $R = 0,97$, esant 95 % statistiniam pasikliautiniam lygmeniui. Vadinasi, didėjant paviršiniam-dinaminiam nuotėkiui, nitratinio azoto pritekėjimo fluktuacijos mažėja ir išauga jo dydžiai bei šio reiškinių kintamumą stabilizuojantis kraštovaizdžio vaidmuo dėl ciklinių deformacijų paviršiaus medžiaginėje

sudėtyje. Fosforo junginių pritekėjimo vidutiniai kiekiai yra gerokai didesni žemumų moreninėse lygumose. Šaltojo metų laikotarpio paviršinis-dinaminis nuotėkis apibūdina tik pavasario sezono (III–V mėn.) fosforo pritekančių kiekių kaitą landšaftuose, ir ši neigiama tendencija nepasižymi dideliu ryšio glaudumu ($R = -0,39$, vidutinė kvadratinė paklaida yra 0,14).

Panašius rezultatus gavo ir R. Tumas, atlikęs lyginamąją mažų Lietuvos upių vandens cheminės būklės formavimosi analizę, kuri parodė, kad upių cheminis režimas formuojasi nevienodai hidrogeniniu požiūriu skirtinguose regionuose (Tumas, 1997). Vidurio Lietuvos lygumose, kur upių nuotėkio formavimesi didelę dalį sudaro paviršiniai vandenys, upės labiausiai užterštos biogeninėmis medžiagomis. Vakarų Lietuvoje lyginamoji cheminių medžiagų nuoplova iš šio regiono upių baseinų šiek tiek mažesnė už Vidurio Lietuvos, o mažiausia – Rytų Lietuvoje.

Prie tiesioginiai vandens kokybę įtakojančių veiksnių yra priskiriama ir biota. Ji aktyviai dalyvauja visuose hidrocheminiuose procesuose, kritulių vandeniui judant upės baseino paviršiumi ir dirvožemyje. Biotos poveikis cheminiam nuotėkiui vertinamas skirtingai. Vieni mokslininkai teigia, kad biota per grįžtamuosius ryšius reguliuoja cheminių medžiagų koncentracijas. Kai kurie jų laiko visą Žemę kibernetine sistema (Lovelock, 1979; Gorškov, 1990). Kiti mano, kad cheminių elementų migracija viršutinėje Žemės plutos dalyje arba betarpiškai biotos veikiama, arba vyksta aplinkoje, kurios geocheminės ypatybės yra nulemtos biotos (Perelman, 1982). Tokiu atveju cheminių medžiagų biologinė reguliacija upėse būtų tik maža mechanizmo dalis. Kiti mokslininkai biotą laiko paprastu veiksmu, tačiau turintį visapusišką poveikį cheminiam nuotėkiui (Gorev, 1989; Nikanorov, 1989).

Biogeninių medžiagų koncentracijas biologškai reguliuoja kiekviena ekosistema. Kai lokaliaje ekosistemoje susidaro biogeninės medžiagos x skirtumas (Δx) tarp jos koncentracijų ekosistemos viduje (x_v) ir išorėje (x_i), didesnis už kritinę reikšmę $\Delta x_{\min}$, keičiasi biosintezė arba skaidymas šio skirtumo mažinimo linkme. Šis skirtumas turi būti didesnis už standartinį x svyravimą, kuris atitinka biotos jautrumo ribą $\Delta x_{\min}$, priešingu atveju biosintezės ir skaidymo tempas nepasikeičia. Biotos jautrumo riba yra didesnė už biogeninės medžiagos natūralius svyravimus (fluktuacijas):

$$\varepsilon_{\min} < \sqrt{\frac{(x - \bar{x})^2}{\frac{-2}{x}}} < \Delta x_{\min}, \quad (1.1)$$

čia parametras $\varepsilon_{\min} < \frac{\Delta x_{\min}}{x}$ vadinamas biotos skiriamąja geba biogeninės medžiagos x atžvilgiu.

Iš šių formulių matyti, kad biogeninių medžiagų koncentracijų reguliavimo mechanizmas pradeda veikti, kai koncentracijos nuokrypis nuo vidutinių (palankių biotai) reikšmių pasidaro didesnis už standartinį ($\Delta x_{\min}$) (Gorškov, 1990).

R. Tumas išnagrinėjo biocenozų vystymosi sąlygas skirtingai biogeninėmis medžiagomis teršiamose Lietuvos upėse. Autorius ieškojo sąsajų tarp abiotinių tekančio vandens veiksnių ir hidrobiontų, numatant hidrobiontų vystymosi ateities tendencijas (Tumas, 2001, 2002). Atlikus tyrimus nustatyta, kad mažiausios bendrojo azoto koncentracijos aptiktos Rytų Lietuvos regiono upėse – 0,6–2,1 mg/l (1993–1998 m. vidurkis), Vidurio Lietuvos – didžiausios – 2,9–4,8 (daugiau nei du kartus daugiau), Vakarų Lietuvos regione – 2,6–3,9. Bendrojo fosforo pasiskirstymas tolygesnis: atitinkamai – 0,04–0,16; 0,06–0,18 ir 0,08 mg/l. Nustatyta, kad gausiausia hidrobiontų rūšinė įvairovė yra Rytų Lietuvos upėse, kuriose mažiausiai biogeninių (azoto, fosforo) medžiagų. Palyginę gautus hidrocheminių tyrimų rezultatus su upių zoobentos biotinio indekso išsidėstymu, gauta, kad didžiausios pastarojo reikšmės nustatytos Rytų Lietuvos upėse ($BI > 6,3$). Netikėtai gana palankios zoobentos vystymosi sąlygos rastos Šušvėje, Mūšoje, Tatuloje bei Juostoje, o prastesnės – Nevėžio ir Lėvens aukštupiuose.

H. Pauliukevičiaus teigimu vandens telkinio biogeninių medžiagų balanso pagrindas – objektyviai gamtoje egzistuojantis vandens bei medžiagų prietakos ir nuotėkio santykis, susidaręs per ilgą laikotarpį upės baseine (Pauliukevičius, 1999). Tam tikros biogeninės medžiagos balanso lygtis upės baseine užrašoma taip:

$$R = P \pm \Delta C, \quad (1.2)$$

čia R – nuotėkis;

P – prietaka su krituliais;

ΔC – kritulių cheminės sudėties pasikeitimas upės baseine.

Cheminės sudėties pokyčiai ΔC priklauso nuo daugelio veiksnių – biotos gyvybinės veiklos, defliacijos, žmogaus ūkinės veiklos ir kt. Tačiau balanso komponentų dydžiai esant dabartiniam mokslo žinių lygiui yra žinomi tik apytikriai. Antropogeninę biogeninių medžiagų balanso sudedamąją pakankamai tiksliai galima nustatyti tik sutelktosios taršos atveju (Nikanorov, 1989). Pasklidusios žemės ūkio taršos indėlį į biogeninių medžiagų balansą įvertinti yra dar sunkiau.

Miškingumo poveikis cheminių medžiagų balansui gana plačiai tiriamas visame pasaulyje. Lietuvoje nustatyta, kad, didėjant miškingumui, mažėja SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , K^+ jonų koncentracijos. Tačiau koreliacija tarp upės baseino miškingumo ir atskirų jonų koncentracijų, taip pat bendrosios mineralizacijos nėra glaudi ($r = 0,5-0,6$). Glaudesnė atvirkštinė koreliacija yra tarp miškingumo ir vandens drumstumo ($r = -0,81$) (Pauliukevičius, Kenstavičius, 1995). Nustatyta glaudi biogeninių elementų (ypač azoto ir fosforo) išplovimo priklausomybė nuo miškingumo. Natūriniuose bandymuose, atliktuose prieš ir po apželdinimo mišku (iki 30 % nuo baseino ploto), azoto ir fosforo išplovimas sumažėjo daugiau kaip 3 kartus. Amerikiečių duomenimis, iškirtus upės baseine mišką, azoto išplovimas padidėjo 15–20 kartų. Miškui ataugus, šių medžiagų išplovimas gana greitai (maždaug per 3–5 metus) vėl sumažėjo beveik iki pirmąsio lygio (Borman, Likens, 1979).

Kitų natūralių biocenozų, tokių kaip pelkės ir natūralios pievos, poveikis vandens cheminei sudėčiai daug mažiau ištirtas. Pelkėti upių baseinai paprastai būna apaugę mišku, todėl sunku išskirti vien tik pelkių poveikį. Lietuvoje beveik neliko upių baseinų, kuriuose vyrautų natūralios, neveikiamos jokios ūkinės veiklos, pievos. Mažesni išlikusių pievų plotai paprastai yra šienaujami arba ganomi. Todėl tradiciškai lyginamas arba miškų, arba visų kitų žemės naudmenų poveikis vandens kokybei (Beaulac, Reckhow, 1982).

Apibendrinimas

Upių vandens kokybę lemia daugybė veiksnių, kurie gali tiesiogiai arba netiesiogiai ją įtakoti. Anot mokslininkų, paviršinio vandens kokybę nusako hidrocheminis režimas, biotos gausa, žmogaus ūkinė veikla. Įvertinta atskirų fizinių-geografinių sąlygų įtaka. Lietuvos mokslininkai, remiantis atliktais tyrimais, nustatė atskiras Lietuvos sritis, kurios išsiskiria litologiniu aspektu, o tuo pačiu ir antropogeninės veiklos intensyvumu, turinčiu įtakos upių vandens kokybei. Iškirtos Vidurio Lietuva, kuri pasižymi didžiausiu biogeninių medžiagų srautu, Vakarų Lietuva – mažesnis biogenų nuotėkis ir Pietryčių Lietuva, kurioje mažiausias biogeninių medžiagų nuotėkis.

1.3. Pasklidusios taršos šaltinių poveikio upių vandens kokybei tyrimų analizė

Didžiąją upių baseinų dalį užima žemės ūkio naudmenos. S.A. Šileika išnagrinėjo foninio tipo upių baseinus (neįtakojamus ūkinės veiklos) ir baseinus, kuriuose vykdoma žemės ūkio veikla (Šileika, 1996). Nitratinio azoto koncentracijos kitimo

duomenys parodo, kad Lietuvos upių užterštumas dėl žemės ūkio gamybos nuo 1991 m. žymiai padidėjo, nors mineralinių trąšų naudojama 5–8 kartus mažiau negu 1989 m. Tai paaiškinama tuo, kad prasidėjus žemės reformai kai kur buvo apleistos dirbamos žemės, mažai šienaujamos pievos, netinkamai laikomas mėšlas. Prieš žemės reformą gausiai tręstose žemėse susikaupė nemažai maistmedžiagių, kurių atsargas dar papildė augmenijos mineralizacija nenaudojamose žemėse ir suartose ganyklose. Tokiu būdu susikaupęs nesunaudojamų maistmedžiagių perteklius galėjo patekti į upes ir padidinti jų teršimą. Vėliau autorius atliko detalesnę biogeninių medžiagų kiekių kaitos analizę 1986–1996 metų laikotarpiui, norėdamas išskirti laikotarpius ir upių grupes, kuriose yra patikimų teršimo skirtumų (Šileika, Berankienė, Kutra, 1997). Rezultatai parodė, kad nitratinio azoto krūvių vidutiniai dydžiai ir 5 % patikimumo ribos rodo, kad kai kurių Lietuvos upių užteršimas nitratinio azotu 1986–1996 m. buvo labai padidėjęs. Nagrinėtos upės buvo sugrupuotos pagal nitratų krūvių ir variacijos koeficientų dinamiką. Iš nagrinėtųjų upių išskirtos švaresnės ir stabilesnės miškingų Pietų ir Rytų Lietuvos rajonų upės. Labiausiai teršiamos, o kartu ir dinamiškiausios, yra Vidurio ir Šiaurės Lietuvos bei Baltijos pajūrio upės.

Eksperimentiniai tyrimai patvirtina, kad aplinkos pasikeitimus geriausiai parodo upių hidrocheminė būklė, nes į upes suteka teršalai iš įvairiausių šaltinių. Tyrimų Graisupio up. baseine duomenimis, sumažėjus žemės ūkio gamybai ir mineralinių trąšų naudojimui, priešingai, negu tikėtasi, daugelio Lietuvos upių užteršimas nitratinio azotu, kurio pagrindinis šaltinis yra žemės ūkis, labai padidėja, ypač 1992–1995 m. (Šileika, Juškauskas ir kt., 1998). Nustatyta, kad Graisupio up. baseine nitratinis azotas į upelį daugiausia patenka per drenažą. Išryškėjo du išplovimo maksimumų laikotarpiai: vėlyvą rudenį ir žiemos pradžioje bei žiemą ir ankstyvą pavasarį. Pastaruoju laikotarpiu, kai dėl žemų temperatūrų ir įšalo mikrobiologiniai procesai bei dirvožemio absorbcinė galia labai sumažėja, nitratų padidėjimą dirvožemio vandenyje nulėmė dideli jų kiekiai, pasklidę su krituliais. Dirvožemio viršutiniame sluoksnyje yra daugiau nitratinio azoto, todėl per polydžius arba po ilgų lietingų laikotarpių, kylant vandens lygiui dirvožemyje, ne tik padidėja nuotėkis, bet ir išplaunama daugiau nitratinio azoto. Tačiau pasiekus tam tikrą ribą, tolesnis nuotėkio didėjimas ne tik kad nedidina nitratų koncentracijos, bet dėl praskiedimo ji pradeda mažėti.

Yra ir daugiau mokslininkų, tyrusių biogenų koncentracijų ir jų kiekių kaitą įvairiose Lietuvos upėse žemės ūkio kontekste.

A. Gaigalis, K. Račkauskaitė atliko eksperimentinius tyrimus Lyženos L-1, Vardo ir

Graisupio upelių baseinuose (plotai – nuo 1,66 iki 14,2 km²). Baseinai būdingi įvairioms Lietuvos fizinėms-geografinėms sritims, juose galimas tik pasklidosios žemės ūkio taršos poveikis. Įrengtuose upelių vandens monitoringo postuose buvo nuolat matuojami vandens debitai, o upelių bei kritulių vandens kokybė nustatoma kiekvieną mėnesį. Be to, kasmet registruojamas žemės naudojimas visoje baseinų teritorijoje. Šiuo tyrimu nustatyta vandens tarša azotu bei fosforu iš žemės ūkyje naudojamų plotų baseinų ir šių maisto medžiagų išplovimo ypatumai skirtingose Lietuvos fizinėse-geografinėse srityse įvairiu metų laiku. Gauti rezultatai parodė, kad daugiausia maisto medžiagų išplaunama pavasarį, kai vandens nuotėkis didelis (o dažnai didelės ir maisto medžiagų koncentracijos). Tik vakarinėje Lietuvos dalyje daugiausia azoto ir fosforo išplaunama žiemą. Nustatyta, kad iš upelių baseinų per metus vidutiniškai išplaunama nuo 6,1 iki 14,4 kg/ha bendrojo azoto ir nuo 0,153 iki 0,382 kg/ha bendrojo fosforo. Panašus vidutinis azoto išplovimas iš Graisupio ir Vardo baseinų buvo nulemtas skirtingų priežasčių: Vidurio Lietuvoje – intensyvios žemės ūkio veiklos, Rytų Lietuvoje – didelio nuotėkio. Su krituliais į šių baseinų teritoriją patenka nuo 14 iki 18 kg/ha azoto ir nuo 0,61 iki 0,88 kg/ha fosforo (Gaigalis, Račkauskaitė, 2001).

L. Tripolskaja, D. Romanovskaja nustatė cheminių elementų (N, P, K, Ca ir kt.) migracijos pokyčius sistemingai tręšiant mėšlu velėninį jaurinį priesmėlio dirvožemį. Rytų Lietuvoje per metus infiltruojasi vidutiniškai 28,7–35,9 % kritulių. Iš netręšto dirvožemio vandens prasisunkia 2,0–7,2 % daugiau negu iš sistemingai tręšiamo mėšlo. Tręšimas mėšlu labai padidino nitratų išplovimą. Jų koncentracija tręšto dirvožemio infiltraciniame vandenyje padidėjo vidutiniškai 72,6–77,6 mg/l NO₃⁻, o išplovimo nuostoliai – 31,7–41,2 kg/ha N–NO₃, palyginti su netręštu dirvožemiu (Tripolskaja, Romanovskaja, 2001).

Taip pat yra atliktas eksperimentinis tyrimas ir Akmenos-Danės baseine, kuris yra vakarinėje Lietuvos dalyje, o baseino plotas užima 577 km². Į Akmenos-Danės upę įteka apie 20 intakų, 45,3 % baseino žemės naudojama žemės ūkio tikslams.

Šio eksperimentinio tyrimo tikslas buvo nustatyti išsklaidytosios taršos šaltinių įtaką Akmenos-Danės upės baseino vandenims. Todėl buvo įvertinti maistinių medžiagų, patenkančių iš įvairių vienodos paskirties žemės plotų, kiekiai, apskaičiuoti jų nuostoliai (Belous, Žukauskaitė, 2003). Autorės skaičiavimams taikė santykinės rizikos metodą. Apskaičiuota, kad didžiausi azoto ir fosforo išplovimai iš ariamosios žemės siekia 28,67 kgN/ha ir 1,965 kgP/ha. Įvertinus upės taršą pasklidosios taršos šaltiniais galima teigti, kad per metus išplaunama 803,3 t azoto ir 95,8 t fosforo.

1997–2002 m. Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio instituto darbuotojai (Aksomaitienė, Gužys, Petrokienė, 2003) atliko įvairaus intensyvumo sėjomainų

agroekologinio įvertinimo tyrimus lengvo priemolio juodžemyje. Vidutinės mineralinio azoto atsargos dirvožemyje (0–60 cm sluoksnyje), taikant skirtingas sėjomainas, buvo panašios (51–59 kg/ha), tačiau jų variacija erdvėje ir laike gana didelė. Mineralinio azoto atsargos dirvožemyje iš esmės nulemiamos daugelio gamtinių ir žmogaus veiksnių: tręšimo ($R = 0,96$), augalų produktyvumo ($R = 0,79$), lauko užimtumo koeficiento ($R = 0,38$) ir drenažo nuotėkio ($R = 0,58$). Drenažo nuotėkio dydis nepriklausė nuo ūkininkavimo būdo ir buvo nulemtas meteorologinių sąlygų bei dirvožemio hidrologinių savybių (filtracijos koeficientas, drėgmės imlumas).

Mineralinio azoto koncentracija drenažo vandenyje priklausė nuo augalų sėjomainos bei produktyvumo ir jį nulemiančių veiksnių. Mažiausia mineralinio azoto koncentracija gauta žolių sėjomainoje (9,6 mg/l), o taikant javų ir kaupiamųjų sėjomainų rotacijas padidėja 19 ir 36 %. Mineralinio azoto koncentracija dėl augalų tręšimo azotu ir jų produktyvumo kinta $y = a - bx + cx^2$ parabolės dėsningumu. Mažiausia gaunama, kai azoto balansas neigiamas arba šiek tiek teigiamas.

Tirta (Berankienė, Narvidas, 2003) metinė amonio azoto kaita Šušvės upės žemupyje 1992–2002 m. Pagal užterštumą upė žemupyje švari: iš 132 matavimų tik 7 atvejais koncentracija buvo didesnė už didžiausią leidžiamą koncentraciją (DLK). Didžiausia amonio azoto koncentracija siekė 0,80 mg/l. Metinė azoto koncentracijos kaita nepriklauso nei nuo sezono, nei nuo meteorologinių sąlygų, nei nuo vandens kiekio upėje. Pagal užterštumo lygį išskirti du laikotarpiai: didesnės (1992–1997 m.) ir mažesnės (1998–2002 m.) taršos. Pirmuoju laikotarpiu vidutinė metinė koncentracija siekė 0,294, antruoju – 0,052 mgN/l.

Vidutiniškai 1992–2002 m. iš Šušvės baseino išplaunama 32,7 t/metus, arba 2,8 t/mėn. amonio azoto. Didžiausia apkrova (82,5 t/metus) buvo 1994 m., mažiausia – 2000 m. (2,6 t/metus). Lyginant didesnės ir mažesnės taršos laikotarpius gauta, kad antruoju laikotarpiu amonio azoto apkrova sumažėjo 3,4 karto. Apkrova amonio azotu turi ryškų sezoniškumą: didžiausi kiekiai išplaunami kovą ir balandį (41,8 %), mažiausi – liepą, rugpjūtį ir rugsėjį (4,3 % metinio kiekio). Metiniai amonio azoto kiekio svyravimai upėje išlieka tiek sausais, tiek vandeningais metais. Gauta apkrovos amonio azotu priklausomybė nuo upės debito: didesnės taršos laikotarpiui $R = 0,81$, mažesnės – $R = 0,68$.

R. Aksomaitienė ir L. Berankienė ištyrė Šušvės upės išplaunamus biogeninių medžiagų kiekius per 1960–2001 metus, atkreipiant dėmesį į nagrinėjamo laikotarpio landšafto pokyčius bei žemės ūkio veiklos intensyvumą (Aksomaitienė, Berankienė, 2003).

1960–1965 m. mineralinio azoto koncentracija Šušvės vandenyje buvo 0,5 mg/l,

fosfatų – 0,015 mg/l. Ši koncentracija autorių laikoma fonine. 1992–1993 m. vidutinė azoto koncentracija buvo padidėjusi 10 kartų, fosfatų – 2,7 karto – atitinkamai 5,2 ir 0,04 mg/l. Tiriamojo laikotarpio paskutiniais metais biogeninių medžiagų koncentracija turi tendenciją mažėti.

Išplaunami metiniai medžiagų kiekiai, priklausantys nuo jų koncentracijos ir upės nuotėkio (metų vandeningumo), tiriamuoju laikotarpiu (1992–2001 m.) buvo nedideli: bendrojo azoto – vidutiniškai 9,3, bendrojo fosforo – 0,11 kg/ha, mineralinio azoto ir fosforo – atitinkamai 6,9 ir 0,06 kg/ha. Išplaunami azoto ir fosforo kiekiai sudaro tik nedidelę dalį (0,2 ir 0,7 %) bendros taršos, kuri patenka į baseiną per metus kaip visos žemės ūkio veiklos rezultatas.

Remiantis Lietuvoje taikoma upių vandens užterštumo klasifikacija šiuo metu (nuo 1995 m.) Šušvės upę autoriai apibūdina taip: pagal užterštumą fosfatais yra labai švari, pagal užterštumą mineraliniu azotu – vidutiniškai užteršta; užterštumas pagal bendrąjį azotą yra 1,8–3,4 karto didesnis už DLK (2,5 mg/l), nors remiantis ES Nitratų direktyva (DLK – 5,6 mg N/l) upė taip pat patektų į švarių upių tarpą.

Taip pat bandyta ieškoti priklausomybės tarp didžiausių taršos šaltinių (mineralinių trąšų, gyvulių skaičiaus) ir upės vandens, biogeninių medžiagų atžvilgiu, kaitos. Taršos poveikis azoto kiekio padidėjimui ar sumažėjimui upės vandenyje nebūna staigus (išskyrus avarinius atvejus). Kad įvyktų didesni hidrocheminiai pokyčiai nuo taršos baseine padidėjimo turi praeiti 8–10 metų. Tai paaiškinama azoto apykaitos agroekosistemoje bei vandenyje ypatumais, dirvožemio buferiškumu, klimatinėmis sąlygomis, savaiminiu apsivalymu ir geosistemos pasipriešinimu taršai.

Yra išanalizuoti ilgalaikių (40 metų) fosfatų koncentracijų ir nuotėkio stebėjimų Nevėžio upėje duomenys (Šileika, Kutra, Berankienė, 2000). Remiantis įvairių matavimo laikotarpių ir vietų duomenimis, nustatyti foninės, žemės ūkio ir miestų (Panevėžio bei Kėdainių) taršos mastai ir ypatumai. Fosfatų į Nevėžį daugiausia patenka iš Kėdainių (62 %) ir Panevėžio miestų (27 %), o žemės ūkio tarša sudaro vidutiniškai tik 6, foninė – 5 %. Didesnis žemės ūkio poveikis buvo tik 1979–1991 m., kai fosfatų nuotėkis siekė 7–22 kg/km² metus ir sudarė 13 % (1988 m.) bei 33 % (1984 m.) viso kiekio. Toks fosfatų padidėjimas upėje sutapo su intensyvaus žemių melioravimo laikotarpiu, tai sudarė prielaidas intensyvinti žemės ūkį. Nustatyta, kad nuo 1990 m. fosfatų nuotėkis pradėjo smarkiai mažėti, nors melioruotų žemių plotas buvo pastovus. Atliekamų tyrimų rezultatai rodo, kad fosfatų kiekis upės vandenyje siejasi su gyvulių skaičiumi baseine. Nuo 1990 m., pradėjus mažėti gyvulių skaičiui, fosfatų upėje taip pat sumažėjo. Pastaruoju metu Nevėžio

upės tarša fosfatais iš žemės ūkio sudaro tik 2 % visos taršos. Pagrindiniai Nevėžio teršėjai fosfatais yra Panevėžys ir Kėdainiai. Panevėžys padidina fosfatų kiekį upėje vidutiniškai 41, o Kėdainiai – 95 kg/km² metus. Fosfatų koncentracija Nevėžio atkarpoje tarp Panevėžio ir žiočių yra 3,7–9,3 karto didesnė už DLK upių vandeniui.

Upėje vyksta ir savaiminis vandens apsivalymas: atkarpoje nuo Panevėžio iki žiočių fosfatų kiekis sumažėja 46 %, tačiau žiotyse upės vanduo tebėra pavojingai užterštas fosfatais. Metinė fosfatų koncentracija siekia 0,50 mgP/l (6,2 karto didesnė už DLK).

H. Pauliukevičius, išnagrinėjęs žemės naudmenų struktūros poveikį biogeninių medžiagų vidutinėms metinėms koncentracijoms, teigia, kad žemės ūkio naudmenų dalis ir žemės ūkio naudmenų našumo bendras poveikis mažuose upių baseinuose iki 80 % nulemia vidutinių metinių biogeninių medžiagų koncentracijos kaitą (Pauliukevičius, 1998, 1999, 2000). Buvo nustatyta priklausomybė tarp žemės naudmenų plotų upės baseine ir azoto bei fosforo koncentracijų, kurios mažiausios yra ariamose žemėse, o didžiausios – pievose bei ganyklose.

Upės baseino žemės naudmenų poveikis cheminių medžiagų išplovimui buvo pastebėtas ir atliekant eksperimentinius tyrimus. Eksperimentiniuose Latgalos aukštumos baseinuose fosforo ir azoto išplovimas upių aukštupiuose buvo kelis kartus didesnis negu žemupiuose (Nazarov, Kuznecov, 1991). Šiuos skirtumus kai kuriuose upių baseinuose galima buvo paaiškinti miškų poveikiu, bet taip buvo ne visada. Analogiški rezultatai buvo gauti Ajovos valstijoje (JAV) mažuose, beveik ištisai užsėtuose kukurūzais, baseinuose. Fosforo išplovimas liūčių metu aukštupiuose buvo apie 3 kartus didesnis, negu žemupiuose (Schuman, 1973). Todėl galima manyti, kad upių aukštupiuose yra geresnės sąlygos biogeninių medžiagų išplovimui, o žemupiuose – akumuliacijai.

Tiriant biogeninių medžiagų režimą, dabar vis dažniau analizuojamos būtent upės baseinų žemės naudmenos (Beaulac Reckhow, 1982; Nazarov, Kuznecov, 1991; Jordan ir kt., 1997; Tufford ir kt., 1998). M. N. Beaulac ir K. H. Reckhow, išsamiai išanalizavę įvairių bandymų duomenis, apskaičiavo vidutinius azoto ir fosforo išplovimo dydžius priklausomai nuo žemėnaudos (Beaulac, Reckhow, 1982). Jų tyrimų duomenys pateikti 1.1 lentelėje.

Tačiau autoriai pažymi, kad šiuos dydžius reikia vertinti atsargiai, nes atskirų bandymų rezultatų išsibarstymas aplink šias vidutines reikšmes yra didelis. Todėl skirtumai tarp visų žemės naudojimo tipų, išskyrus miškus, nėra statistiškai patikimi. Be to, kuo labiau sukultūrinamas ir žmogaus veiklos keičiamas upės baseinas, tuo sudėtingesni, sunkiau suprantami darosi biologiniai procesai ir sąveikos, kontroliuojančios maisto medžiagų išplovimą, tuo sunkiau jį prognozuoti.

1.1. lentelė. Azoto ir fosforo išplovimas (kg/ha per metus) skirtingose žemės naudmenose (remiantis Beaulac, Reckhow, 1982)

Biogenai	Žemės naudojimo tipas					
	Miškai	Ganyklos	Javai	Kaupiamieji	Mišri žemėnauda	Gyvulių aptvarai, mėšlo saugykla
Azotas	2,4	5	6,5	9	14	2900
Fosfatai	0,2	0,8	0,7	2,2	1,2	260

Naujausi tyrimai patvirtina šį teiginį. Vieni stebėjimai parodė, kad tarp žemės ūkio naudmenų dalies baseine ir išplaunamo azoto bei fosforo kiekio yra tiesioginė priklausomybė (Nearing, 1993). Kitų tyrimų duomenimis, nėra jokios koreliacijos tarp žemės ūkio naudmenų ploto ir biogeninių medžiagų išplovimo (Thomas ir kt., 1992). Nežiūrint šių skirtumų, aiškėja bendra tendencija ir dėsningumas, kad žemės ūkio intensyvėjimas yra svarbi didėjančio maisto medžiagų išplovimo priežastis (Jordan ir kt., 1997).

Apibendrinimas

Iš atliktos mokslinių darbų analizės matyti, kad pasklidusios taršos poveikį paviršinių vandenų kokybei nustatyti vien tik analitiniu būdu yra labai sudėtinga. Todėl daugelis mokslininkų remiasi eksperimentiniais tyrimais, kurie patvirtino antropogeninės veiklos intensyvumo įtaką upių vandens kokybei. Pripažįstama, kad žmogaus ūkinė veikla nėra vienintelė priežastis, įtakojanti biogeninių medžiagų prietaką į paviršinius vandenis. Pastebėta, kad biogeninių medžiagų prietaka susijusi ir su gamtiniais–klimatiniais veiksniais.

1.4. Sutelktosios taršos šaltinių įtakos upių vandens kokybei tyrimai

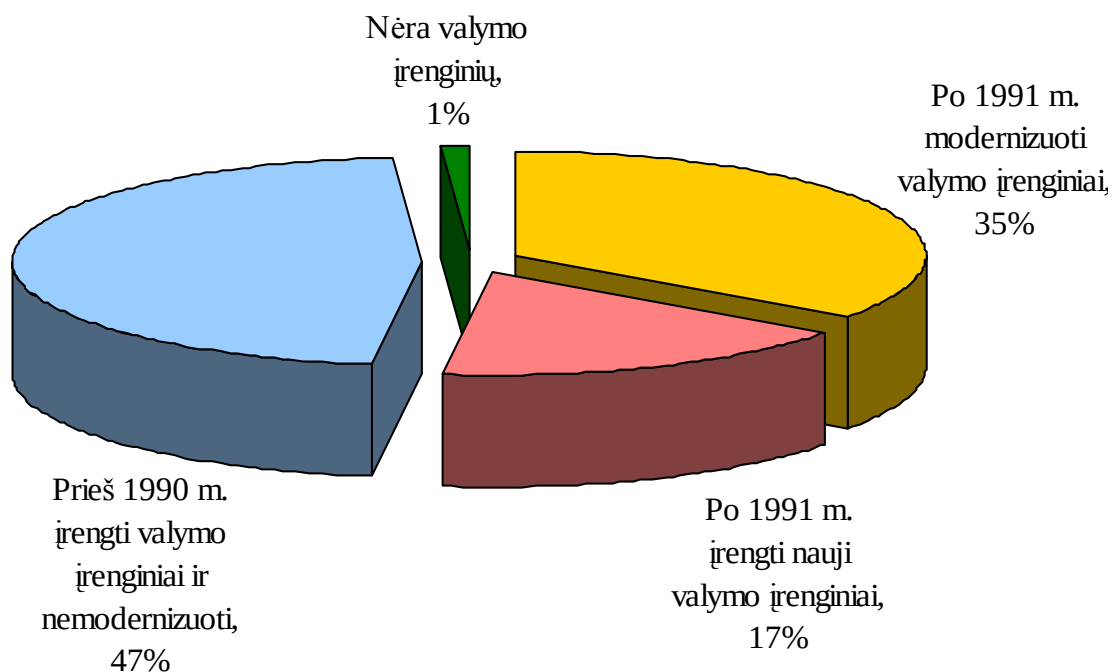
Sutelktosios taršos šaltinių įtaka upių vandens kokybei, kaip ir pasklidusios taršos yra vis plačiau aptariama mokslinėje literatūroje.

Per paskutinius 14 metų į didžiųjų miestų nuotekų valymo įrenginių statybas buvo nemažai investuota, todėl šiuo metu pagal galiojančius reikalavimus valoma 69 % centralizuotomis sistemomis surenkamų nuotekų. Nevalomos arba nepakankamai valomos yra mažų miestelių ir kaimų nuotekos, kurių dalis bendrame surenkamų nuotekų kiekyje nors ir nėra didelė, tačiau objektų skaičius yra labai didelis, todėl sąlyginė problemos

sprendimo kaina (investicijų poreikis vienam gyventojui ar pan.) yra gerokai didesnė už analogiškų priemonių įgyvendinimą didžiuosiuose miestuose. Mažuose miesteliuose ir kaimo gyvenvietėse apie 600 nuotekų valymo įrenginių yra susidėvėję, todėl juos būtina modernizuoti ar pastatyti naujus. Lietuvoje centralizuoto nuotekų surinkimo ir tvarkymo paslauga prieinama tik 58 % visų gyventojų, tačiau kaimo vietovėse šis rodiklis daug mažesnis.

Vandens taršos mažėjimą labai įtakojo vandens valymo įrenginių pastatymas arba rekonstrukcija didžiausiuose Lietuvos miestuose. Statistiniais duomenimis į paviršinio vandens telkinius 2000 m. buvo išleista 3525 mln. m³ nuotekų, iš jų – 3357 mln. m³, kurių nereikia valyti. Prieš išleidžiant į paviršinio vandens telkinius 168 mln. m³ nuotekų, jos turėjo būti išvalytos. Daugiausiai užterštų nuotekų (80 %) buvo valoma biologinio valymo įrenginiuose: papildomai nešalinant azoto ir fosforo – 61 %, papildomai šalinant azotą ir fosforą – 19 % nuotekų; 18 % nuotekų buvo valoma mechaninio valymo įrenginiuose (Aplinka, 2001).

2001 metų duomenimis 1 % miestų, miestelių ir gyvenviečių, kuriuose gyventojų skaičius viršija 2000, neturi valymo įrenginių, o 47 % įrengti prieš 1990 metus ir nemodernizuoti. 1.1 paveiksle pateikti valymo įrenginių būklės rodikliai.



1.1 pav. Valymo įrenginių būklės rodikliai

Lietuvoje yra 87 miestai, kurių nuotekų valymas yra reglamentuojamas Miesto nuotekų direktyvos. Visų šių miestų nuotekos turi būti valomos taikant biologinius valymo metodus. 2001 metais biologiškai nuotekos buvo valomos virš 70 nuotekų valymo įrenginių. Miestų nuotekų direktyvos reikalavimus atitinkantys įrenginiai Lietuvos miestuose turi būti pastatyti iki 2010 metų.

Nuo 2008 metų miestų, didesnių nei 10 000 gyventojų ekvivalentų, nuotekos turi būti valomos taikant azoto bei fosforo šalinimą (Aplinka, 2002).

Teršalų patekimas iš pasklidosios taršos šaltinių yra labai svarbus aplinkos būklės vertinimo indikatorius, kuris parodo pasklidosios taršos apkrovą, daugiausia tenkančią dirvožemiui ir paviršiniams bei gruntiniams vandenims. Jis tiesiogiai yra susijęs ne tik su žemės ūkio produkcijos augimu, bet ir su eutrofikacijos problema. Didelė dalis teršalų į vandens telkinius patenka iš pasklidosios taršos šaltinių.

Tai žemės ūkio paskirties žemės plotai, kuriuose beriamos trąšos, ganomi gyvuliai, neprijungti prie valymo įrenginių gyvenamieji namai, taip pat atmosferos krituliai.

Atlikta Nevėžio, Šešupės, Ventos, Mūšos-Lielupės upių baseinų sutelktosios taršos šaltinių analizė ir šių šaltinių įtaka upių vandens kokybei (Vincevičienė, Asadauskaitė, 1998, 2000; Vincevičienė, Jelisejevienė, 1999; Šileika ir kt., 2000; Januškevičius, Vincevičienė, 2002).

Upių vandens kokybės analizei Lietuvoje pastaruoju metu skiriama ypač daug dėmesio. Šia tema paskelbta nemažai publikacijų, kuriuose analizuojama upių būklė bei būklės priežastys.

A. Dumbrauskas ir R. Larsson panaudojo jau seniai sukauptus pakankamai ilgo laikotarpio duomenis ir pastaraisiais metais sukurta tyrimų metodiką, ieškojo naujų aspektų vandenų užteršimo priežastims analizuoti.

Tyrimams pasirinktas Nevėžio aukštupys, kaip pakankamai didelis ir gana ilgai stebėtas baseinas, atspindintis vidutinio dydžio Lietuvos upių charakteristikas ir palyginti mažai teršiamas pramonės.

Taikant S. Rekolaineno ir Rusijos hidrochemijos instituto pasiūlytas bei autorių sukurtas metodikas, buvo sudaryti normalizuoti daugiamečių eilių trendai. Azoto junginių koncentracija priklauso labiausiai nuo žemės ūkio gamybos intensyvumo – apie 90 procentų, tuo tarpu fosfatų koncentracijos daugiausia priklauso nuo pramonės įmonių taršos. Tačiau taip pat akcentuojama klimato bei nuotėkio svyravimų įtaka biogeninių medžiagų koncentracijų kaitai (Dumbrauskas, Larsson, 1997).

D. Jurjonienė, E. Valatka išnagrinėjo Kauno miesto nutekamųjų vandenų įtaką

Nemuno vandens kokybei bei pasiūlė nuotekų įtakos vertinimo metodiką (Jurjonienė, Valatka, 1997).

Užsienio šalių mokslininkai vandens kokybės kaitą analizuoja kompleksiškai įvertindami kartu antropogenines ir natūralias gamtines sąlygas. A. Grimvall, P. Stalnacke, A. Tonderski, išnagrinėję įvairių Europos šalių upių vandens kokybės kaitą, atsižvelgiant į antropogeninės veiklos intensyvumo pokyčius, nustatė, kad mineralinio azoto kiekių, patenkančių į upių vandenį, sumažėjimas negali iš karto parodyti esamų pakitimų. Priešingai yra su fosfatais, kurių kiekį sumažinus, iš karto stebimas jų koncentracijos sumažėjimas vandenyje (Grimvall, Stalnacke, Tonderski, 2000).

Šiaurės šalių mokslininkai didelį dėmesį skiria Baltijos jūros eutrofikacijai. P. Stalnacke, A. Grimvall, K. Sundbland išnagrinėjo biogeninių medžiagų prietaką į Baltijos jūrą per 1970–1993 metų laikotarpį (Stalnacke ir kt., 1999). Autoriai atkreipė dėmesį į tai, kad į nagrinėjamą laikotarpį įeina du antropogeninės veiklos intensyvumo tarpsniai. Tyrimų rezultatai parodė, kad iki 1980 metų mineralinio azoto ir fosfatų kiekiai į nagrinėjamą vandens telkinį patekdavo beveik vienodi, tačiau vėliau buvo pastebėtas biogeninių medžiagų kiekių padidėjimas. Todėl, išnagrinėjus įvairius veiksnius, lemiančius biogeninių medžiagų padaugėjimą Baltijos jūroje, buvo nustatyta, kad dabar žymiai daugiau teršalų patenka ne tiesioginiu, t. y. per upes, keliu, bet su krituliais bei iš priekrantėse esančių pramoninių rajonų ir miestų.

Vokietijos mokslininkai didelį dėmesį skiria biogeninių medžiagų kiekių tyrimams upių išilginiame profilyje. Jie (Guhr, 1998; Scheffer, Blankenburg, 2004) detalai nagrinėja tiek pasklidosios, tiek ir sutelktosios taršos šaltinių įtaką vandens kokybei.

Apibendrinimas

Pastaruoju metu sutelktosios taršos įtakos upių vandens kokybei įvertinimui skiriama nemažai mokslinių darbų. Tačiau autoriai savo tyrimais siekia išskirti pasklidosios ir sutelktosios taršos šaltinius, gamtinius veiksnius bei jų svarbą. Užsienio mokslininkai vandens kokybės kaitą nagrinėja ir vertina kompleksiškai apjungdami tiek antropogeninius, tiek gamtinius įtakojančius elementus.

1.5. Upių vandens kokybės tyrimų modeliavimo metodais apžvalga

Gamtinių procesų modeliavimas pasaulyje nėra naujiena ir jo praktika yra gana turtinga. Pati gamtinių procesų modeliavimo idėja gimė jau tada, kai buvo pradėti nagrinėti ryšiai tarp atskirų elementų gamtinėse sistemose. Modelių vaidmuo ir geosistemų tyrimai labai stipriai plečiasi.

Daugiausia matematinių kompiuterizuotų modelių, nagrinėjančių hidrologinius procesus, yra sudarę Skandinavijos ir JAV mokslininkai. Jų sukurti modeliai plačiai naudojami įvairiose šalyse.

Atsirado dvi skirtingos mokyklos – amerikinė ir europinė. Esminis šių mokyklų skirtumas yra tame, kad amerikietiški modeliai dažniausiai apimdavo gamtinį-techninį modeliavimą. Dauguma modelių skirti žemės ūkiui, t. y. erozijai, sausroms, derlingumui prognozuoti. Visiems šiems modeliams buvo būdinga tai, kad jie daugiausia buvo skirti gamtinės aplinkos valdymui. Jais buvo siekiama gamtinės aplinkos optimizacijos.

Europinė modeliavimo mokykla pasižymėjo tuo, kad elektroninės modelių programos čia atsirado keliais metais vėliau, tačiau patys modeliai buvo daugiau orientuoti į mokslą, o ne į praktiką kaip Amerikoje. Europiniai modeliai pasižymėjo savo gilesniu bei nuoseklesniu požiūriu į pačią geosistemą, joje vykstančius procesus.

Įvairius metodus taiko ES šalių mokslininkai, atlikdami teršalų apkrovų ir jų poveikio aplinkai vertinimą.

Daugelyje Europos šalių yra taikomi matematiniai modeliai: Belgijoje – SENTWA, SIMCAT; Norvegijoje – QUAL2E, RICE, HABITAT ir daug kitų; Prancūzijoje – LAWA; Vokietijoje, Austrijoje, Šveicarijoje sukurti modeliai, kurių programinis paketas kurtas tos šalies fizinėms-geografinėms sąlygoms. Vieni geriausiai žinomų ir dažniausiai naudotini yra NONERIS, LAWA, N-Balanz, ATV-DVWk-Gewässergütemodell (Raderschall, 1996; Gebel, 2001; Thurkow, 2002). Šie modeliai naudojami biogeninių medžiagų koncentracijų ir kiekių kaitos scenarijų kūrimui, esant skirtingoms pasklidosios ir sutelktosios taršos šaltiniams.

Matematinio upių vandens kokybės modeliavimo pradininkais laikomi Streeter ir Phelps (Chapra, 1996). Jie dar 1925 m. matematiškai aprašė reaeracijos ir organinių teršalų (BDS) oksidacijos procesus bei bandė matematiškai įvertinti taršą iš koncentruotų taršos šaltinių. Streeter-Phelps lygties pagrindu buvo sukurta nemažai naujų vandens kokybės modelių, aprašančių fotosintezę, nitrifikaciją, deguonies sąnaudas dugno nuosėdų organikos transformacijai (O'Connor, 1981, Thomann, 1980). Įvairūs nuotekų ir nuotekas priimančių

vandens telkinių susimaišymo uždaviniai nagrinėjami daugelio autorių (Chapra, Di Toro, 1991, Chapra, 1996, Chapra, Wilcock, 2000, Thomann, Muller, 1987) darbuose.

1971 metais F.D. Masch sukūrė kompiuterinį upių kokybės modelį QUAL-I, kurio pagalba tyrė ištirpusio deguonies koncentracijos, organinių ir biogeninių medžiagų kitimą, dumblių kiekį, pilno vandens susimaišymo procesus. Dabar yra sukurtos kelios šio modelio modifikacijos QUAL-II, QUA2E, o taip pat sukurta nemažai ir kitų upės vandens kokybės modelių, pavyzdžiui, RIBAM, TOMCAT, SIMCAT, MIKE-11 ir kt.

Modeliai, paremti fizinių parametrų reikšmių tyrimu ir įvertinimu, vadinami deterministiniais. Šio tipo modeliuose visi sąryšiai yra nusakomi fizinėmis, cheminėmis, biologinėmis ir kitomis parametrų reikšmių savybėmis. Dažniausiai deterministiniai modeliai aprašomi pirmos eilės diferencine lygtimi taikant prielaidą, kad vanduo pilnai susimaišo intako/taršos šaltinio įtekėjimo vietoje.

Lietuvoje Streeper-Phelps lygtį pritaikė R. Daubaras (Daubaras, 1968), nagrinėdamas Vilniaus miesto nutekamųjų vandenų įtaką Neries upės vandens kokybei. Savo darbe jis įvertino susimaišymo procesus ir upės vagos savaiminio apsivalymo galimybes.

Lietuvos mokslininkai jau adaptavo ir naudoja gana įvairius gamtinius procesus nagrinėjančius modelius. A. Dumbrauskas, A. Povilaitis, J. Ruseckas, R. Tumas panaudojo CREAMS (A Field Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), EPIC, WEPP, SWRRBWQ modelius, kurie skirti pasklidajai žemės ūkio taršai nustatyti bei leidžia prognozuoti bendro (suminio) nuotėkio, dirvožemio erozijos ir biogeninių medžiagų (N ir P) nuoplovos ir išplovos dėsningumus įvairiuose žemės ūkio baseinuose (Povilaitis et al, 1995; Povilaitis, 2000; Ruseckas, 1991, 1999; Tumas, Povilaitis, 1996). A. Šileika, H. Pauliukevičius naudojo AGNPS (Agricultural Non-Point Source), labai išpopuliarėjusį pasaulyje modelį. Juo prognozuojama dirvų erozija bei maisto medžiagų išnešimas iš agrarinių baseinų realių arba hipotetinių potvynių metu (Pauliukevičius, 1999; Šileika, 1996).

B. Gailiusis, J. Kriaučiūnienė naudojo MIKE modelį. Šis modelis skirtas sausumos paviršinių (upių, kanalų, rezervuarų, estuarijų) vandenų, priekrančių vandenų, jūrinių hidrodinaminių ir priekrančių kinetinių procesų, hidrologinių ciklų, gruntinio vandens kokybės, sedimentų transporto įvairiose aplinkose modeliavimui bei inžineriniams apskaičiavimams, susijusiems su upių vagų transformacija ir t. t. (Gailiusis, Kriaučiūnienė, 1999).

Yra sukurta modelių konkrečioms vietovėms Lietuvoje – V. Vincevičienė, J.

Staniškis bei E. Jelisejevienė yra sukūrę modelius Nevėžio bei Nemuno baseinams (Vincevičienė, 1995; Staniškis, Vincevičienė, 1996; Staniškis, Vincevičienė, 1998; Vinceviciene, 1998; Vincevičienė, Jelisejevienė, 1999). Lietuvos hidroekologinių sistemų funkcionavimo sąlygas sisteminės analizės metodais, panaudodamas daugiamačius statistinius modelius, tyrė B. Tilickis (Tilickis, 1991, 1993).

Apibendrinimas

Upių vandens kokybės modeliavimas pastaraisiais metais ypatingai populiarus, nes tobulėjant informacinėms technologijoms atsirado galimybė išanalizuoti gausybę skirtingų taršos scenarijų, ko neįmanoma atlikti eksperimentuojant su realiomis sistemomis.

Lietuvoje matematinis modelių pritaikymas vandens kokybės tyrimams yra palyginti naujas dalykas, tačiau šiai dienai patikrinta ir išbandyta Lietuvos sąlygoms labai daug matematinio modeliavimo programų. Nustatyta, kad labiausia tinkami Lietuvos sąlygoms yra AGNPS, MIKE, CREAMS modeliai.

1.6. Vandens apsaugos teisės raida

Europos Sąjungoje (ES) vandenų apsauga pradėta rūpintis septintojo dešimtmečio pradžioje. Tai vienas pirmųjų aplinkos sektorių, kuriam nustatyti ES reikalavimai. Todėl kiekviena ES narė ar pretendentė vykdo integravimosi procesą, kuris yra sudėtingas dėl teisinių dokumentų gausos bei griežtų norminių nuostatų (Berendes, 2002). Vandens politikos sritį ES šiuo metu reglamentuoja daugiau nei 25 direktyvos ir sprendimai. Šioje aplinkosauginėje-politinėje veikloje, trunkančioje jau beveik 30 metų, ES politikai išskiria 3 raidos etapus.

Pirmas etapas apima 1975–1988 metus. Šiuo laikotarpiu priimtose direktyvos ir sprendimai nustatė aplinkos kokybės standartus specifiniams vandens telkiniams ir emisijų ribines vertes atitinkamoms vandens naudojimo sritims.

Aplinkos kokybės standartus nustato Paviršinio vandens, skirto geriamo vandens tiekimui (75/440/EEB), Gėlavandenių žuvų (78/659/EEB), Jūrų moliuskų (79/923/EEB), Maudyklių (76/16/EEB) ir Geriamo vandens (80/778/EEB) direktyvos. Emisijų ribinės vertės pateikiamos Pavojingų medžiagų direktyvoje (76/464/EEB), taip pat 7 dukterinėse pavojingų medžiagų direktyvose bei Požeminio vandens (80/68/EEB) direktyvoje.

Antrojo ES vandenų apsaugos politikos raidos etapo pradžia laikomi 1988 metai, kai Frankfurte įvyko ES šalių narių ministrų, atsakingų už vandens apsaugą, seminaras

vandens klausimais. Šio seminario metu buvo aptarti ES galiojantys vandenų apsaugą reglamentuojantys teisės aktai bei nustatyti pagrindiniai trūkumai. Pastebėta, jog pirmajame etape priimtose direktyvos nepakankamai apsaugo vandens aplinką. Siekiant pašalinti pastebėtas spragas buvo priimtose 2 direktyvos, reglamentuojančios taršą iš sutelktosios ir pasklidosios taršos šaltinių: Miestų nuotekų tvarkymo (91/271/EEB) (Council of the European Communities, 1991) ir Nitratų (91/676/EEB) (Council of the European Communities, 1991) direktyvos.

1995 metais pradėta galvoti apie ES politikos vandenų apsaugos srityje pagrindinių principų peržiūrėjimą. Per dvidešimties metų laikotarpį, praėjusį nuo pirmojo etapo direktyvų priėmimo, nebuvo pasiekta laukto vandens kokybės pagerėjimo, o kai kurios direktyvų nuostatos tiesiog paseno. 1996 metų viduryje Europos Taryba pateikė prašymą komisijai dėl Bendrosios vandenų politikos direktyvos paruošimo. Bendroji vandens politikos direktyva (2000/60/EB) (European Parliament and Council of the European Communities, 2000), patvirtinta 2000 metų pabaigoje, gali būti priskiriama trečiajam vandens apsaugos direktyvų etapui. Ši direktyva pertvarkė Europos bendrijos vandens apsaugą reglamentuojančių teisės aktų sistemą, nustatydama pagrindinius vandenų valdymo principus, kadangi į Bendrosios vandens politikos direktyvos reglamentavimo sferą patenka tiek paviršiniai, tiek požeminiai, tiek ir tarpiniai bei jūros priekrančių vandenys. Bendrąją vandens politikos direktyva bandoma apjungti, integruoti, palaipsniui perimti kelių šiuo metu galiojančių vandens apsaugos sektoriaus direktyvų reikalavimus (2007–2013 m. neteks galios Paviršinio vandens, skirto geriamo vandens tiekimui, Pavojingų medžiagų, Gėlavandenių žuvų, Jūrų moliuskų).

Bendrosios vandenų politikos direktyvos 2000/60/EB tikslas – užtikrinti, kad iki 2015 metų visuose vandens telkiniuose būtų pasiekta „gera“ paviršinio ir požeminio vandens ir nuo jų priklausomų sausumos ekosistemų būklė bei apsaugoti nuo būklės blogėjimo. Direktyvoje „gera vandens telkinio būklė“ nėra apibrėžiama tik cheminiais parametrais, tačiau, apibendrinant direktyvos techniniuose prieduose pateikiamą apibūdinimą, galima teigti, kad vandens telkiniai yra geros būklės, jei antropogeninio poveikio sąlygoti ekosistemos pokyčiai yra nedideli, lyginant su ekosistemomis, nepatiriančiomis antropogeninio poveikio.

Sovietmečiu, kol nebuvo sukurta valstybinė vandens išteklių naudojimo reguliavimo ir apsaugos tarnyba, šalyje šiais klausimais iš dalies rūpinosi Lietuvos sveikatos apsaugos ministerijos Valstybinė sanitarijos inspekcija. Pastaroji dar 1947 metais Lietuvos Ministrų Tarybos nutarimu Nr. 410 pradėjo rūpintis pramoninių nuotekų valymu. 1957 metais

įsteigtas Gamtos apsaugos komitetas, kuris rūpinosi žuvininkystės vandenų apsauga, o paviršinių vandenų kokybės tyrimus sistemingai atlikdavo Lietuvos hidrometeorologinės tarnybos valdyba. 1960 metais buvo įkurta Vandens resursų naudojimo ir apsaugos valdyba prie Lietuvos Ministrų tarybos. 1962 metais, po reorganizavimo, valdyba pavadinta Vyriausiąja vandens resursų naudojimo ir apsaugos valdyba prie Lietuvos Ministrų Tarybos. Lietuvos Ministrų Tarybos 1963 m. balandžio 4 d. nutarimu Nr. 214 įsteigiamas Vandens resursų naudojimo ir apsaugos komitetas prie Lietuvos Ministrų Tarybos, o 1965 m. sausio 21 d. nutarimu Nr. 30 jis perorganizuotas į Lietuvos Ministrų Tarybos valstybinį vandens ūkio komitetą, kuris gyvavo iki 1965 m. lapkričio 4 d., kai buvo perorganizuotas į Melioracijos ir vandens ūkio ministeriją. Lietuvos Ministrų Tarybos 1964 m. spalio 25 d. potvarkiu Nr. 1318-p nuo 1965 m. sausio 1 d. įsteigiama Valstybinio vandens ūkio komiteto Respublikinė hidrocheminė laboratorija. Tais pačiais metais ji pertvarkyta į Vandens ūkio inspekciją.

Melioracijos ir vandens ūkio ministerija funkcionavo iki 1988 metų, vėliau vandens išteklių ir apsaugos funkcijas perėmė Valstybinis gamtos apsaugos komitetas. Pastarasis 1990 metais buvo reorganizuotas į Aplinkos apsaugos departamentą, kuris 1998 metais susijungė su Statybų ir urbanistikos ministerija ir buvo pavadintas Aplinkos ministerija.

Lietuvai atgavus Nepriklausomybę, sparčiai vystėsi teisinis aplinkos apsaugos reglamentavimas. Vandenų apsaugos srityje 1995 metais buvo priimtas Žemės gelmių įstatymas (Lietuvos Respublikos žemės gelmių įstatymas, 1995, nauja redakcija 2001, 2002, 2004), reglamentuojantis požeminio vandens išteklių naudojimą bei apsaugą, 1997 metais priimti Vandens (Lietuvos Respublikos vandens įstatymas, 1997, nauja redakcija 2003), Jūros aplinkos apsaugos (Lietuvos Respublikos jūros aplinkos apsaugos įstatymas, 1997) bei Aplinkos monitoringo įstatymai (Lietuvos Respublikos aplinkos monitoringo įstatymas, 1997, nauja redakcija 2004), kuriais padėtas tvirtas pamatas vandenų valdymui. 2001 metais priimtas Geriamojo vandens įstatymas (Lietuvos Respublikos geriamojo vandens įstatymas, 2001).

1995 metais, pasirašydama Asocijuotosios narystės sutartį su Europos Sąjunga, Lietuva įsipareigojo suderinti nacionalinius teisės aktus su ES teisės reikalavimais. 1.2 lentelėje pateikti svarbiausi Lietuvos Respublikos priimti dokumentai, parengti pagal ES teisinius reikalavimus.

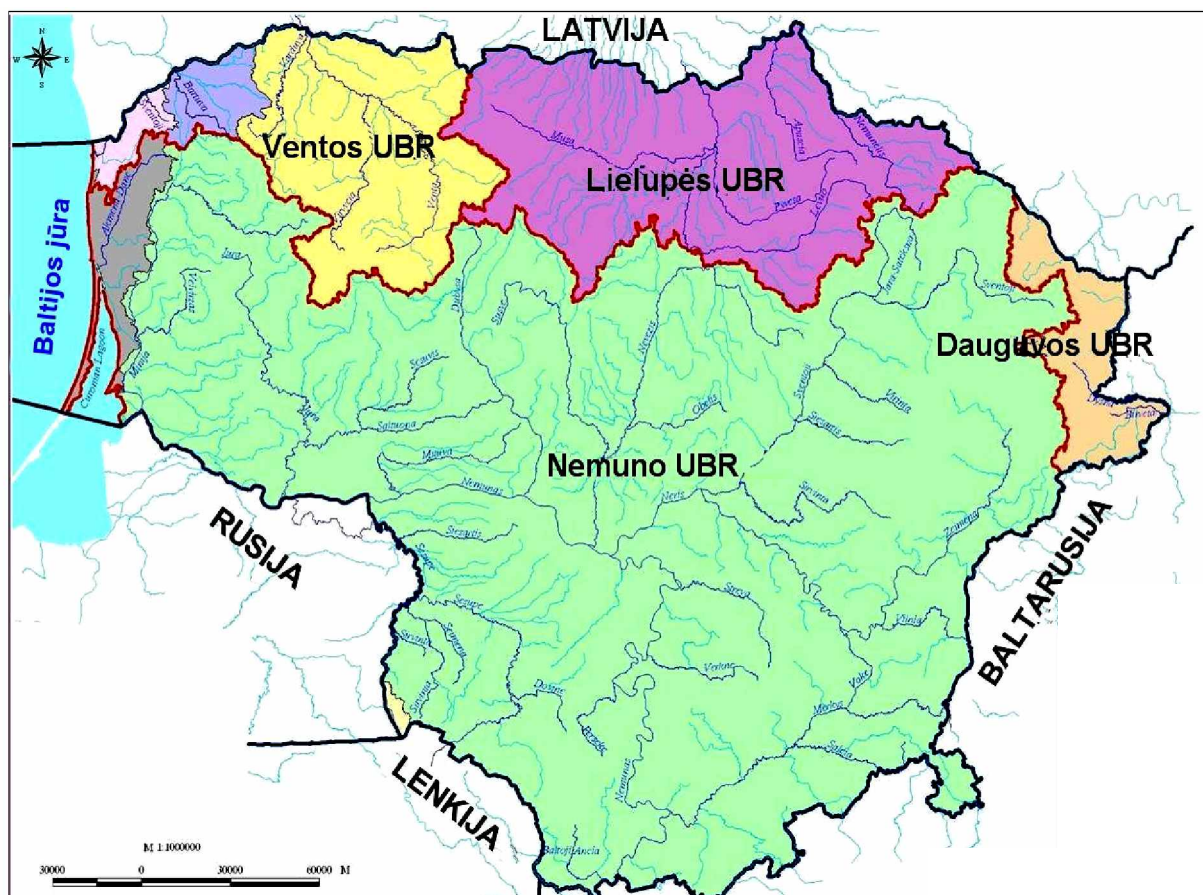
Pagal Bendrąją vandens politikos direktyvą upės baseinas yra pagrindinis vandens išteklių valdymo vienetas, o administracinė vandensauga turi vykti upių baseinų rajonais.

1.2 lentelė. Lietuvos Respublikos teisinių dokumentų suderinimas su ES reikalavimais

ES direktyvos	Lietuvos Respublikos teisės aktų suderinimas su ES reikalavimais
Miesto nuotekų valymo direktyva (91/271/EEB)	AM 2001 m. spalio 5 d. įsakymas Nr. 495 „Dėl aplinkosaugos reikalavimų nuotekoms tvarkyti patvirtinimo“ (Žin., 2001, Nr. 87-3054). AM 2001 m. birželio 29 d. įsakymas Nr. 349 „Dėl normatyvinio dokumento LAND 20-2001 „Nuotekų dumblo naudojimo tręšimui reikalavimai“ (Žin., 2001, Nr. 61-2196). LRV 2004 m. balandžio 7 d. nutarimas Nr. 388 „Dėl ataskaitų, susijusių su Europos Sąjungos aplinkos sektoriaus teisės aktų įgyvendinimu, teikimo Europos Komisijai tvarkos patvirtinimo ir informacijos, kurios reikia ataskaitoms Europos aplinkos apsaugos agentūrai parengti, teikimo (Žin., 2004, Nr. 53-1804).
Pavojingų medžiagų direktyva (76/464/EEB)	AM 2001 m. gruodžio 22 d. įsakymas Nr. 624 „Dėl vandens taršos pavojingomis medžiagomis mažinimo taisyklių patvirtinimo“ (Žin., 2002, Nr. 14-523). AM 2001 m. gruodžio 21 d. įsakymas Nr. 623 „Dėl vandens taršos prioritetinėmis pavojingomis medžiagomis mažinimo taisyklių patvirtinimo“ (Žin., 2002, Nr. 14-522). AM 2001 m. rugsėjo 21 d. įsakymas Nr. 472 „Dėl požeminio vandens apsaugos nuo taršos pavojingomis medžiagomis taisyklių patvirtinimo“ (Žin., 2001, Nr. 83-2906). AM 2002 m. gruodžio 31 d. įsakymas Nr. 696 „Dėl duomenų apie prioritetines pavojingas ir pavojingas medžiagas rinkimo bei ataskaitų teikimo tvarkos patvirtinimo“ (Žin., 2003, Nr. 9-314).
Požeminio vandens direktyva (80/68/EEB)	Papildytas Lietuvos Respublikos žemės gelmių įstatymas (Žin., 1995, Nr. 63-1582; 2001, Nr. 35-1164).
Gėlavandenių žuvų direktyva (78/659/EEB)	AM 2001 m. spalio 25 įsakymas Nr. 525 „Dėl vandens telkinių klasifikavimo tvarkos ir kokybės normų patvirtinimo“ (Žin., 2001, Nr. 93-3295). AM 2002 m. liepos 10 d. įsakymas Nr. 362 „Dėl vandens telkinių suskirstymo“ (Žin., 2002, Nr. 81-3509).
Paviršinio vandens, skirto gėrimui, direktyva (75/440/EEB)	AM 2004 m. balandžio 28 d. įsakymas Nr. D1-211 „Dėl paviršinių vandens telkinių naudojimo geriamajam vandeniui išgauti tvarkos aprašo patvirtinimo“ (Žin., 2004, Nr. 71-2486).
Nitratų direktyva (91/676/EEB)	AM 1999 m. gruodžio 27 d. įsakymas Nr. 426 „Dėl mėšlo ir nuotėkų tvarkymo fermose aplinkos apsaugos reikalavimų patvirtinimo (LAND 33-99)“ (Žin., 2000, Nr. 8-217). ŽŪM ir AM 2001 m. gruodžio 19 d. įsakymas Nr. 452/607 „Dėl vandenių apsaugos nuo taršos azoto junginiais iš žemės ūkio šaltinių reikalavimų patvirtinimo“ (Žin., 2002, Nr. 1-14). LRV 2003 m. rugpjūčio 26 d. nutarimas Nr. 1076 „Dėl valstybinės vandenių taršos iš žemės ūkio šaltinių mažinimo programos“ (Žin., 2003, Nr. 83-3792).

Todėl 2003 m. rugsėjo 25 d. priimtu Aplinkos ministro įsakymu Nr. 471 „Dėl upių baseinų rajonų sudarymo ir institucijos, atsakingos už jų administravimą vandensaugos tikslams pasiekti, paskyrimo“, buvo išskirti 4 upių baseinų rajonai (1.2 pav.):

1. Dauguvos upių baseinų rajonas, jam priskiriant Dauguvos upės baseino dalį, esančią Lietuvos Respublikos teritorijoje.



1.2 pav. Upių baseinų rajonai

2. Lielupės upių baseinų rajonas, jam priskiriant Mūšos (Lielupės) upės baseino dalį, esančią Lietuvos Respublikos teritorijoje;

3. Nemuno upių baseinų rajonas, jam priskiriant Nemuno upės baseino dalį, esančią Lietuvos Respublikos teritorijoje, Lietuvos pajūrio upių baseinų (išskyrus Šventosios ir Bartuvos upių baseinus), Priegliaus upės baseino dalis, esančias Lietuvos Respublikos teritorijoje, Kuršių marių dalį, esančią Lietuvos Respublikos teritorijoje, ir Baltijos jūros priekrantės vandenį, esančius Lietuvos Respublikos teritorijoje;

4. Ventos upių baseinų rajonas, jam priskiriant Ventos, Bartuvos ir Šventosios upių baseinų dalis, esančias Lietuvos Respublikos teritorijoje.

LR Vyriausybės 2005 m. vasario 7 d. nutarimas Nr. 130 „Dėl Valstybinės aplinkos

monitoringo 2005–2010 metų programos patvirtinimo“. Šioje programoje nurodyti naujieji monitoringo principai, jie nustatyti atsižvelgiant į direktyvų 2000/60/EB, 91/676/EEB, 80/68/EEB, 76/464/EEB, 86/280/EEB, 78/659/EEB ir sprendimo 77/795/EEB reikalavimus.

Įgyvendinant Bendrąją vandens politikos direktyvą, reikalaujančią iki 2015 metų pasiekti gerą vandens telkinių būklę vykdant išteklinių monitoringų, daugiausia dėmesio skiriama biologiniams paviršinio vandens telkinių kokybės elementams. Būtina pasiekti visų vandens telkinių gerą ekologinę būklę, todėl monitoringo programoje numatyta kur kas daugiau stebėjimo vietų, numatoma visur atlikti hidrobiologinius ir hidromorfologinius tyrimus, patikslintas hidrocheminių parametrų sąrašas ir matavimų dažnumas.

Pagrindinis programos tikslas reglamentuojant vandens sritį yra toks – įvertinti taikomų priemonių taršai mažinti efektyvumą ir gauti duomenis, kurių pagrindu šios Programos vykdymo laikotarpiu priimti sprendimai sudarytų sąlygas iki 2015 metų pasiekti gerą vandens telkinių būklę.

Apibendrinimas

Vandens telkinių būklės reglamentavimas Lietuvoje labai sparčiai keičiasi. Kaip matome iš apžvalgos, Europos Sąjungoje pereinama nuo vieningų vandens kokybės normų sutelktosios taršos šaltiniams prie vandens telkinių, kuriems daromas poveikis, būklės reglamentavimo. Reikalavimai nuotekų valymui turi būti sugriežtinti, jei atskirų nuotekų valymo įrenginių daromas poveikis neleidžia užtikrinti pilnaverčio vandens ekosistemų funkcionavimo, t. y. jei esamų aplinkosauginių priemonių nepakanka, kad paviršinio vandens telkiniuose būtų pasiekta „gera ekologinė būklė“.

1.7. Mokslinių darbų apžvalgos apibendrinimas

Išnagrinėjus daugelį Lietuvos ir užsienio mokslinių darbų, buvo atlikta nuotėkio kaitos, upių vandens kokybę įtakančių veiksnių, išskiriant gamtinius ir antropogeninius, mokslinių tyrimų analizė. Apžvelgtos matematinio modeliavimo taikymo Lietuvos sąlygoms galimybės. Susipažinta su Lietuvos Respublikos vandens politikos teisiniais pasikeitimais pagal ES reikalavimus.

Upių nuotėkio kaita Lietuvos mokslininkų yra ištirta daugeliu aspektu. Nustatyti nuotėkio sezoniniai pasiskirstymai, apibrėžta upės baseino morfologinių bei fizinių-geografinių sąlygų įtaka nuotėkio kaitai.

Moksliniais tyrimais nustatyta, kad upių vandens cheminę būklę lemia daugybė veiksnių, kurie gali tiesiogiai arba netiesiogiai ją įtakoti. Anot mokslininkų, paviršinio vandens kokybę nusako hidrocheminis režimas, biotos gausa, antropogeninės veiklos intensyvumas. Lietuvos mokslininkai, remiantis eksperimentiniais tyrimais, nustatė Lietuvos sritis, kurios išsiskiria litologiniu aspektu, o tuo pačiu ir antropogeninės veiklos, kuri turi įtakos upių vandens kokybei, intensyvumu. Išskirtos Vidurio Lietuva, kuri pasižymi didžiausiais biogeninių medžiagų srautais, Vakarų Lietuva – mažesnis biogenų nuotėkis ir Pietryčių Lietuva, kurioje mažiausias biogeninių medžiagų nuotėkis.

Autoriai savo tyrimais išskyrė pasklidosios ir sutelktosios taršos šaltinius, gamtinius veiksnius bei jų svarbą. Tačiau užsienio mokslininkai vandens kokybės kaitą nagrinėja ir vertina jau kompleksiskai apjungdami tiek antropogeninius, tiek natūralius įtakos veiksnius.

Upių vandens kokybės modeliavimas pastaraisiais metais ypatingai populiarus, nes tobulėjant informacinėms technologijoms atsirado galimybė išanalizuoti gausybę skirtingų taršos scenarijų, ko neišmanoma atlikti eksperimentuojant su realiomis sistemomis.

Lietuvoje matematinis modelių pritaikymas vandens kokybės tyrimams yra palyginti naujas dalykas, tačiau jau patikrinta ir išbandyta Lietuvos salygomis labai daug matematinio modeliavimo programų. Labiausia tinkami Lietuvos salygomis yra AGNPS, MIKE, CREAMS modeliai.

Pastaraisiais metais, derinant Lietuvos teisės normas su ES teise, pakito ir vandens apsaugą reglamentuojančių teisės aktų reikalavimai. Šiuo metu didžiausias dėmesys skiriamas paviršinio vandens telkinių ekologinei būklei.

Atlikus mokslinių darbų analizę galima teigti, kad upių vandens hidrocheminės kaitos bei jos priklausomybės nuo galimų įtakojančių veiksnių tyrimai dauguma atveju buvo trumpalaikiai, analizuojami tik pavieniai įtakos veiksniai. Biogeninių medžiagų koncentracijų dydžių kaita parodo sudėtingą natūralių ir antropogeninių procesų sąveiką upės baseine. Kuo intensyvesnė ūkinė veikla upės baseine, tuo sunkiau įvertinti kaitą įtakojančius komponentus, jų ypatybės išryškėja tik per daugiametį laikotarpį. Labai mažai tirta upių vandeningumo įtaka vandens būklei.

.

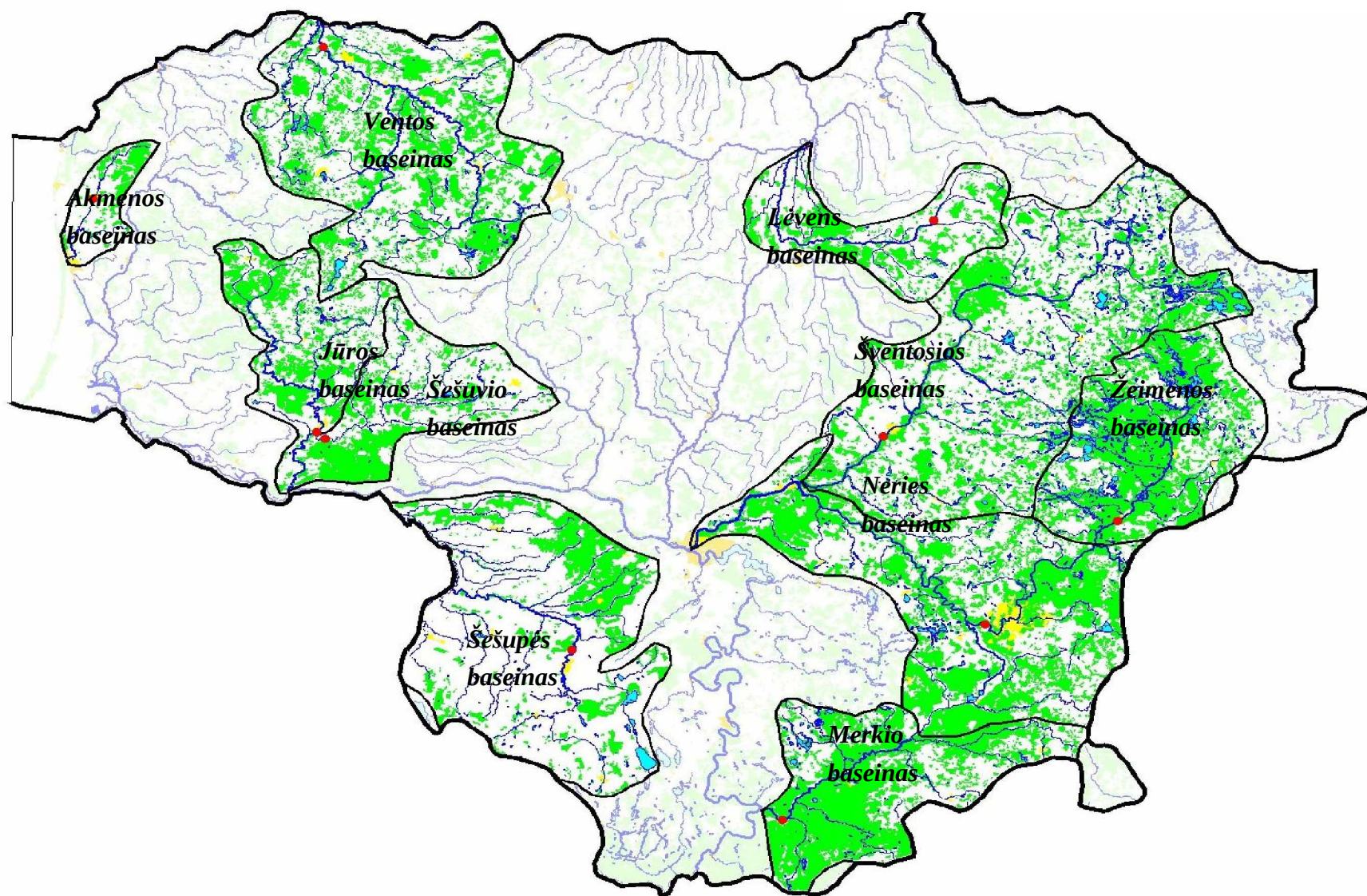
2. Tyrimų objektas ir darbo metodika

2.1. Nagrinėjamų upių baseinų apibūdinimas

Tyrimams pasirinkta 10 upių, esančių skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse. 2.1 paveiksle parodyti nagrinėjamų upių baseinai, o 2.1 lentelėje pateiktos jų charakteristikos.

Lietuvos teritorija hidrologiniu požiūriu labai įvairi. Pietryčių Lietuvos hidrologinė sritis apima Baltiškąsias morenines aukštumas, smėlingas zandrines lygumas ir dalį priešpaskutinio apledėjimo darinių – aukštumų ir plynaukščių. Ši Lietuvos teritorijos dalis dėl lengvų dirvožemių, taip pat dėl didesnių miškų, pelkių plotų bei ežerų skaičiaus, išsiskiria geromis nuotėkio natūralaus reguliavimo sąlygomis. Upių minimalų nuotėkį lemia požeminio vandens ištekliai. Pietryčių Lietuvos regiono upių tinklas palyginus retas – 0,75 km/km². Vidutinis daugiametis kritulių kiekis yra 700 – 750 mm. Pietryčių Lietuvos srityje pasirinkti 4 upių baseinai: Neries, Šventosios, Žeimenos ir Merkio. Tai skirtingi antropogeninės veiklos bei fizinių-geografinių sąlygų baseinai. Neries upės baseinas pasirinktas dėl esančios intensyviausios sutelktosios ūkinės veiklos. Šventosios upės baseinas – dėl intensyvios sutelktosios ir pasklidosios taršos šaltinių bei nuotėkio kaitą įtakančių veiksnių (Šventosios-Nevėžio vandens nukreipimo sistema, 43 tvenkiniai). Žeimenos ir Merkio upių baseinai pasirinkti dėl panašių geologinių sąlygų, bet skirtingo antropogeninės veiklos intensyvumo. Visų upių baseinų plotai viršija 2500 km². Didžiausias yra Neries baseinas, jo plotas siekia 15200 km². Šios srities nagrinėjamų upių ežeringumas kinta nuo 0,9 iki 7 %, pelkėtumas visose upėse yra labai panašus, apie 10 %. Miškingumas mažiausias Šventosios upės baseine, jis siekia vos 12 %, o didžiausias (46 %) miškingumas yra Merkio baseine. Pietryčių Lietuva išsiskiria dideliais smėlingais plotais, todėl visų nagrinėjamų upių baseinuose jis kinta nuo 30 iki 76 %.

Vidurio Lietuvos hidrologinės srities reljefas lygus, todėl upių vagų nuolydžiai nedideli (apie 0,05–0,1 %), baseinus dengia sunkios granulimetrinės sudėties dirvožemiai. Vidutinis daugiametis kritulių kiekis yra 600–740 mm. Kadangi Vidurio Lietuvoje išskirtinai aktyvi pasklidoji ūkinė veikla, t. y. žemės ūkio gamyba, todėl buvo pasirinkti du skirtingo dydžio upių baseinai. Šioje Lietuvos dalyje pasirinkome Lėvens ir Šešupės upes, kurių baseinų geomorfologinės savybės taip pat yra skirtingos. Šiaurinėje regiono dalyje į žemės paviršių išeina devono dolomitų ir gipsų sluoksniai, juose vystosi karstiniai procesai, kurie specifiškai įtakoja ir upes.



2.1 pav. Nagrinėjamų upių baseinai

2.1 lentelė. Nagrinėjamų upių baseinų charakteristikos

Upės pavadinimas		Merkys	Šventoji	Žeimenė	Neris	Lėvuo	Šešupė	Venta	Akmena	Jūra	Šešuvis
Lietuvos hidrologinė sritis		Pietryčių				Vidurio		Vakarų			
Upės ilgis, km		203,0	246,0	79,6	509,0	140,1	297,0	343,3	62,5	171,8	101,7
Upės ilgis Lietuvos teritorijoje, km		197,3	246,0	79,6	228,0	140,1	157,5	159,1	62,5	171,8	101,7
Baseino plotas, km ²		4415,7	6888,8	2793,0	24942,3	1628,8	6104,8	11800,0	580,2	3984,4	1915,7
Baseino plotas Lietuvos teritorijoje, km ²		3780,7	6800,7	2793,0	13849,6	1628,8	4899,0	5140,0	580,2	3984,4	1915,7
Vandens mėginių ėmimo vieta		žemiau Puvočių	žemiau Ukmergės	žemiau Pabradės	žemiau Vilniaus	žemiau Kupiškio	žemiau Marijampolės	ties Leckava	ties Tūbausiais	žemiau Tauragės	ties Skirgailiais
Baseino plotas iki vandens mėginių ėmimo vietos, km ²		4300,0	5440,0	2580,0	15200,0	307,0	3210,0	4060,0	196,0	1690,0	1880,0
Hidrologinių ir hidrocheminių stebėjimų stotis, atstumas nuo žiočių, km		13,6	35,8	19,0	141,1	107,0	205,0	200,0	41,0	34,5	0,4
Hidrologinių ir hidrocheminių stebėjimų laikotarpis		1974–2003									
Nuotėkio norma	debitas m ³ /s	35,3	40,8	21,2	111,0	1,76	8,91	30,6	2,56	21,0	15,4
	nuotėkio aukštis, mm	259	239	275	230	183	163	240	411	391	259
	metinis nuotėkio modulis, l/(s km ²)	8,2	7,6	8,73	7,3	5,8	5,2	7,6	13,0	12,4	8,2
Daugiametis kritulių kiekis, mm		740	740	730	700	670	700	700	900	850	800
Smėlingumas, %		67	30	76	-	20	10	11	1	8	13
Miškingumas, %		46	12	37	35	12	17	22	30	20	17
Pelkėtumas, %		10	9	10	10	5	11	9	1	6	4
Ežeringumas, %		0,9	3,8	7	2,2	0,3	2	1	0	0,2	0,1

Nors abi upės yra toje pačioje Lietuvos hidrologinėje srityje, tačiau dėl skirtingos geografinės padėties upių baseinų fizinės-geografinės savybės gerokai skiriasi. Šešupės baseino ežeringumas yra 2 %, o pelkėtumas siekia 11 %, taigi, tai kur kas didesni plotai nei Lėvens baseine, kuriame jie yra atitinkamai 0,3 ir 5 %. Miškingumas abiejuose baseinuose panašus – apie 10 %, o smėlingų plotų Šešupės baseine 2 kartus mažiau nei Lėvens, atitinkamai 20 ir 10 %.

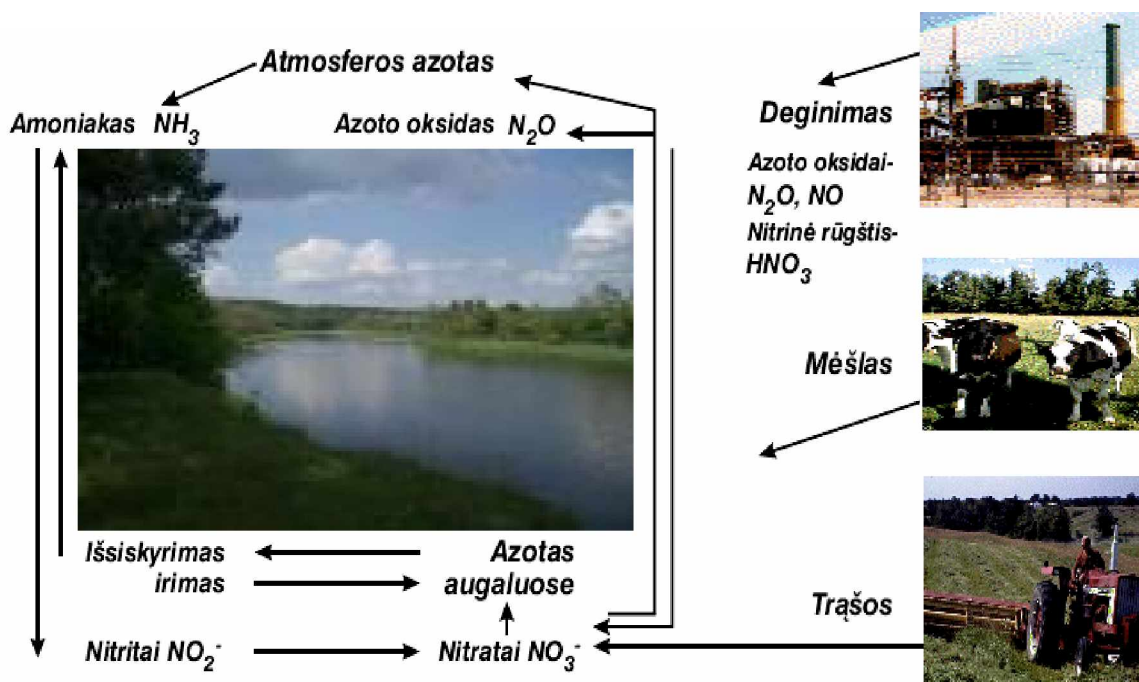
Vakarų Lietuvos regionas išskiriamas į Pajūrio žemumos ir Žemaičių aukštumos teritorijas. Dėl skirtingų šiame regione fizinių-geografinių sąlygų pasirinkti 4 upių baseinai. Pajūrio dalyje būdingas jūrinis klimatas. Žemaičių aukštumos teritorijai charakteringa dideli žemės paviršiaus nuolydžiai ir vyraujantys sunkesnės granulimetrinės sudėties dirvožemiai, didelis kritulių kiekis (daugiau 800 mm). Akmena-Danė, Jūra, Šešupis ir Venta – tai Vakarų Lietuvos upės, kurių baseinų plotai kinta nuo 292 iki 4060 km². Šios srities upių baseinai išsiskiria labai nedideliu ežeringumu – nuo 0,0 iki 1,0 %, pelkėtumas taip pat siekia tik 9 %, miškai užima trečdalį baseinų plotų. Vakarinėje Lietuvos dalyje Pajūrio žemumos pereina į Žemaičių aukštumą, todėl Akmenos-Danės upės baseine smėlingų dirvų yra tik 1 %, o kituose tos srities upių baseinuose jų yra iki 13 %.

2.2. Upių vandens kokybę įtakančių biogeninių medžiagų apibūdinimas

Darbe nagrinėjama biogeninių medžiagų koncentracijų bei medžiagų srautų kaita. Darbe nagrinėjama neorganinių azoto ir fosforo junginių kaita. Mineralinį azotą sudaro amonio jonai (NH_4^+), nitritai (NO_2^-), nitratai (NO_3^-). Šie junginiai tarpusavyje glaudžiai susiję, nes panaši jų kilmė, esant tam tikroms sąlygoms lengvai transformuojasi vieni į kitus. 2.2 paveiksle parodytas azoto apytakos ciklas (Ophardt, 1997).

Neorganinius azoto junginius įsisavina vandens mikro- ir makroaugalija, o ja minta vandens gyvūnai. Intensyviai augant vandens augalams, šių junginių gali visiškai nelikti.

Atvirkščias procesas vyksta mineralizuojantis vandenyje esančioms organinėms medžiagoms. Biocheminės organinių medžiagų oksidacijos produktas – amonio jonai. Juos specialios nitrifikuojančios bakterijos *Nitrosomonas* ir *Nitrobacter* suoksiduoja iš pradžių į nitritus, o paskui į nitratus. Šios reakcijos yra egzoterminės, išsiskirianti energija suvartojama bakterijų dauginimuisi. Nitrifikacijos procesas vyksta tik esant aerobinėms sąlygoms. Susidarius vandenyje anaerobinėms sąlygoms, vyksta atvirkštinis denitrifikacijos procesas, kai nitratai redukuojami į laisvą azotą.



2.2 pav. Azoto apytakos ciklas (Ophardt, 1997)

Organinių medžiagų biocheminės oksidacijos ir nitrifikacijos metu susidariusius amonio ir nitratų jonus vėl asimiliuoja vandens augalija.

Tokiu būdu visoms azoto junginių formoms gamtiniame vandenyje būdingi sezoniniai pokyčiai. Amonio jonų koncentracija sumažėja pavasarį ir vasarą, nes vandens augalija vegetaciniu periodu juos intensyviai asimiliuoja. Rudenį ir žiemą jų koncentracija vandenyje padidėja, irstant per vasarą susikaupusioms organinėms medžiagoms.

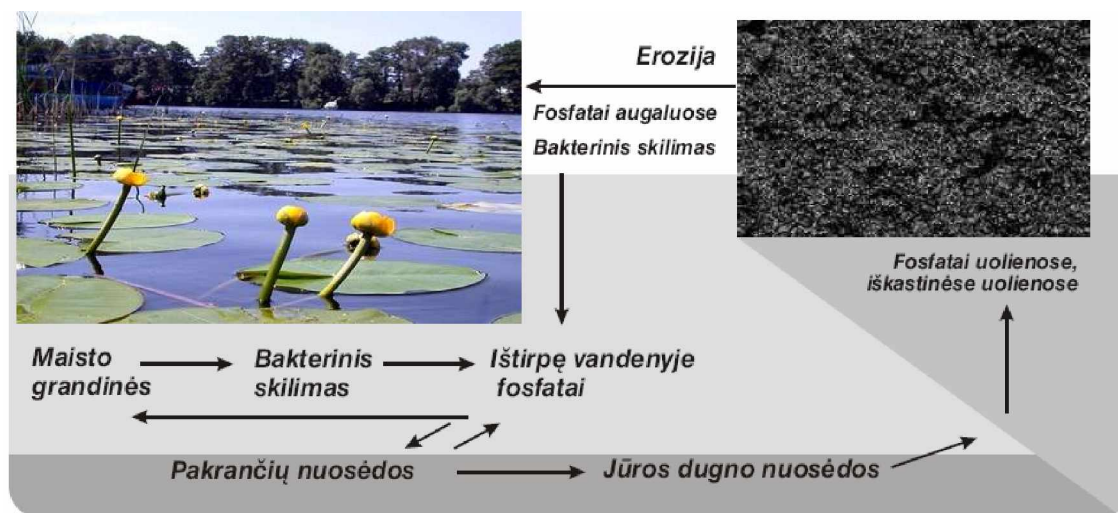
Nitritų koncentracija gamtiniame vandenyje dėl jų nepatvarumo yra labai nedidelė. Švariame vandenyje jie analitiškai neaptinkami arba randamos tik tūkstantosios miligramo dalys. Šiek tiek daugiau jų randama pasibaigus vegetacijai, kai prasideda organinių medžiagų irimas. Nitritai yra tarpinė nitrifikacijos proceso grandis. Padidėjusi jų koncentracija vandenyje rodo, kad vandens užterštumas yra didelis, savaiminis apsivalymo procesas sutrikęs, nitrifikacijos procesas nevyksta iki galo.

Nitratai yra patvariausi iš visų neorganinių azoto junginių. Vegetacijos periodu vandenyje jų yra tik dešimtosios miligramo dalys, arba visai nerandama, o žiemą koncentracija gali padidėti iki kelių miligramų viename vandens litre.

Fosfatai yra viena iš pagrindinių biogeninių medžiagų, lemiančių vandens telkinio produktyvumą. Į paviršinius vandenį fosforas išplaunamas iš dirvų, išskiriamas kaip vandens organizmų gyvybės veiklos bei irimo produktas.

Svarbus fosforo šaltinis – žmogaus ūkinė veikla: dirvų tręšimas fosforo trąšomis,

detergentai, kuriuose yra fosfatų, naudojamų vandens minkštinimui. Mineraliniai fosforo junginiai susidaro biologiškai valant buitines ir kai kurias pramonines nuotekas. Fosfatų koncentracija natūraliuose paviršiniuose vandenyse paprastai yra šimtųjų ar net tūkstantųjų miligramo dalių dydžio, tačiau teršiamuose vandenyse gali siekti ir kelis miligramus litre. Fosforo apytakos ciklas pateiktas 2.3 paveiksle.



2.3 pav. Fosfatų apytakos ciklas (Ophardt, 1997)

Fosforo junginių koncentracija paviršiniuose vandenyse priklauso nuo sezono. Mažiausia koncentracija paprastai būna vegetacijos periodu, kai vyksta intensyvi fotosintezė, o didžiausia – šaltuoju laikotarpiu, kai vyksta organinių medžiagų mineralizacija.

2.3. Darbo metodika

2.3.1. Analitiniai tyrimai

Antropogeninės veiklos kaitos vertinimas

Žmogaus ūkinės veiklos kaita buvo vertinama pagal bendrosios pramonės produkcijos augimą ir pagal žemės ūkio gamybos intensyvumą bei trąšų panaudojimą.

Pramonės kitimui apibūdinti buvo naudojami Statistikos departamente sukaupiti statistiniai duomenys (Lietuvos statistikos metraščiai, 1974–2003). Turint pramonės bendrosios produkcijos augimą nusakančius skaičius (%, lyginant su ankstesniais metais) atskiriems penkmečiams apskaičiuotas pramonės bendrosios produkcijos augimas lyginant

su ankstesniais metais ištiesai per visą nagrinėjamą laikotarpį bei lyginant su 2001 metais. Tokiems skaičiavimams pasirenkami baziniai metai, kurie turi Statistikos departamento apskaičiuotą pramonės bendrosios produkcijos indekso procentinę išraišką lyginant su ankstesniais metais bei ateinančių metų procentinį indeksą bazinių metų atžvilgiu. Apskaičiavus pramonės bendrosios produkcijos kitimo tempus lyginant su ankstesniais metais visam nagrinėjamam laikotarpiui, buvo perskaičiuojami pramonės produkcijos kitimo tempai 1974–2000 metais 2001 metų atžvilgiu, tiesiog šių metų indeksas prilyginamas 100 %.

Žemės ūkio gamybos kitimą apibūdinantys duomenys buvo imami iš Lietuvos statistikos metraščių ir Lietuvos žemdirbystės instituto. Analizei buvo pasirinkti žemės ūkio naudmenų plotai, visų kategorijų ūkių gyvulių bei paukščių skaičius, trąšų kiekiai. Tačiau susidurta su sunkumais įvertinant mineralinių trąšų apskaitą. Iki 1990 metų buvo gana tiksli trąšų apskaita, vadovaujantis Lietuvos Respublikos žemės ūkio ministerijos žiniaraščiais. Vėlesnių metų duomenys rinkti iš įvairių šaltinių ir tikslinti pagal derlių efektyvumą, todėl duomenys yra sąlyginiai.

Nuo 1991 metų vykstant esminiams pasikeitimams žemės ūkyje liko daug dirvonuojančių žemių, todėl trąšų kiekis nurodomas ariamos žemės plotui.

Biogeninių medžiagų koncentracijų pradiniai duomenys

Analitiniais tyrimams buvo naudojami amoniakinio azoto (NH_4^+), nitritų (NO_2^-), nitratų (NO_3^-) ir fosfatų (PO_4^{3-}) koncentracijų duomenys, kurie gauti iš LR Aplinkos ministerijos buvusio Jungtinio tyrimų centro ir Aplinkos apsaugos agentūros. 1974–1990 m. mėginiai buvo imami 4–6 kartus per metus, o nuo 1990 m. – vieną kartą per mėnesį (Lietuvos upių vandens kokybės metraštis, 1974–2003). Aplinkos apsaugos agentūros laboratorijoje amoniakinio azoto koncentracijos vandenyje nustatomos spektrometriniu metodu (LST ISO 7150-1:1998), nitritų koncentracijos nustatomos spektrometriniu metodu (LST EN 26777:1999), nitratų koncentracijos – redukcijos į nitritus metodu, o fosfatų koncentracijos nustatomos spektrometriniu metodu naudojant amonio molibdatą (LST EN ISO 6878:2004).

Upių vandeningumo kaitos vertinimas

Kaitai apibūdinti buvo naudojami kiekvienos dienos per visą nagrinėjamą laikotarpį Lietuvos hidrometeorologijos tarnyboje sukaupti hidrologinių charakteristikų duomenys

(Hidrologijos metraštis, 1974–2003). Upių metų vandeningumas buvo vertinamas pagal vidutinį metų debitą, metų nuotėkio tūrį ir modulinių koeficientą, sudarant metų nuotėkio modulinių koeficientų nukrypimo nuo vidurkio integralines kreives. Apskaičiuoti nagrinėjamo laikotarpio nuotėkio statistiniai parametrai, nuotėkio pasiskirstymas per metus sezonais.

Šiame darbe naudojami įvairūs statistiniai analizės metodai – dispersinės, faktorinės, koreliacinės, regresinės analizės.

Apibūdinant priklausomybes tarp biogeninių medžiagų koncentracijų ir mėginių ėmimo dienos vandens debitų per visą tyrimų laikotarpį buvo apskaičiuoti koreliacijos koeficientai R , o taip pat nustatyti ryšiai tarp koncentracijų ir modulinių koeficientų įvairaus vandeningumo laikotarpiais.

Nagrinėjamų charakteristikų statistinė analizė

Analizė buvo atlieka SPSS (the Statistical Package for the Social Sciences) statistikos ir analizės programine įranga. Jos legaliam panaudojimui darbe buvo gautas SPSS atstovybės Lietuvoje leidimas. SPSS for Windows – tai modulinis, pilnai integruotas, turintis visas reikiamas galimybes programinis produktas, skirtas visiems analitinio proceso etapams: planavimui, duomenų rinkimui, duomenų valdymui, analizei, ataskaitų kūrimui, rezultatų pateikimui.

Statistinė programa buvo atliekama dispersinė analizė (ANOVA – ANalysis Of VAriance) taikant tiesinės regresijos modelį (Čekanavičius, Murauskas 2003). Vienfaktorinė dispersija buvo taikoma, kai biogeninių medžiagų kaita buvo analizuojama laiko atžvilgiu ir lyginami du antropogeninės veiklos intensyvumo tarpsniai (1974–1990 m. ir 1991–2003 m.).

Struktūrinis ANOVA modelis i -osios imties j -ajam stebėjimui X_{ij} užrašomas taip:

$$X_{ij} = \mu_i + e_{ij} = \mu + \tau_i + e_{ij}, \quad (2.1)$$

čia $\mu_i = EX_i = EX_{ij}$ yra i -ojo kintamojo vidurkis,

e_{ij} – atsitiktinė paklaida,

μ – bendrasis vidurkis,

$\tau_i = \mu_i - \mu$ yra i -ojo vidurkio ir bendrojo vidurkio skirtumas.

Pagrindinės ANOVA modelio prielaidos yra:

- o kintamieji pasiskirstę pagal normalųjį dėsnį,
- o kintamųjų dispersijos lygios,
- o kintamieji nepriklausomi.

Daugialypė regresija bendrosios regresijos modelyje buvo taikoma analizuojant visus su biogenų koncentracijų kaita susijusius veiksnius, t. y. antropogeninės veiklos skirtingo intensyvumo laikotarpiai, metų sezonai ir vandeningumo fazės.

Tiesinės daugialypės regresijos prielaidos:

- o e_i normaliai pasiskirstę atsitiktiniai dydžiai,
- o visų e_i vidurkiai lygūs nuliui,
- o visų e_i dispersijos lygios nežinomam skaičiui,
- o visi e_i nepriklausomi.

Biogeninių medžiagų koncentracijų dinamika vertinama pagal debito kitimą per metus, sezoną ir atskirais mėnesiais. Buvo skaičiuojamas didžiausias leidžiamos koncentracijas (DLK) viršijusių mėginių skaičius įvairaus vandeningumo metais bei atskirais sezonais ir mėnesiais. Biogeninių medžiagų DLK reikšmės pateiktos 2.2 lentelėje.

2.2. Biogeninių medžiagų didžiausių leistinų koncentracijų reikšmės

<i>Biogeninės medžiagos</i>	<i>Didžiausia leidžiama koncentracija</i>
Amonio jonai NH_4^+	0,5 mgN/l
Nitritai NO_2^-	0,03 mgN/l
Nitratai NO_3^-	2,26 mgN/l
Fosfatai PO_4^{3-}	0,065 mgP/l

Nagrinėjant mokslinę literatūrą pastebėta, kad tyrinėtojai biogenų srautus skaičiuoja skirtingais metodais, todėl buvo nuspręsta išanalizuoti šiuos metodinius ypatumus.

Biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo metodai

Buvo nagrinėjami 4 metodai. Pirmuoju metodu biogeninių medžiagų srautai skaičiuojami pagal šią formulę (Ospar Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2000):

$$S_1 = \sum_{i=1}^n \frac{C_{ti} \cdot W_{ti}}{1000}, \quad (2.2)$$

čia C_{ti} – biogenų koncentracija, nustatyta vieno stebėjimo per mėnesį metu, mg/l;

W_{ti} – nuotėkio tūris, apskaičiuotas pagal mėnesio vidutinį debitą, m³;

n – stebėjimų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį.

Šis metodas būtų visiškai tikslus, jeigu biogenų koncentracijos visą mėnesį būtų pastovios ir kistų šuoliais tik keičiantis mėnesiui. Kad šiomis prielaidomis nusakytas koncentracijų kitimas yra artimas realybei mažai tikėtina. Todėl šiuo metodu apskaičiuotos biogenų srautų reikšmės turi dideles paklaidas, ypač biogenams, kurių koncentracijos turi didelį variacijos koeficientą.

Antruoju metodu biogeninių medžiagų srautai skaičiuojami pagal tokią formulę (Ospar Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2000):

$$S_2 = \sum_{i=1}^n \frac{C_{gi} \cdot W_{gi}}{1000}, \quad (2.3)$$

čia C_{gi} – biogenų koncentracijų aritmetinis vidurkis, apskaičiuotas iš dviejų gretimų stebėjimų duomenų, mg/l;

W_{gi} – nuotėkio tūris, apskaičiuotas pagal vidutinį debito dydį per laikotarpį tarp dviejų gretimų vandens mėginių ėmimų datų, m³;

n – stebėjimų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį.

Antrasis metodas yra pirmojo metodo patobulinimas dviem aspektais. Pirma, vietoje fiksuotų bazinių laikotarpių (mėnesių) imami laikotarpiai tarp dviejų gretimų tiriamo biogeno koncentracijos matavimų. Antra, vietoje vienos ar kitos koncentracijos imamas jų vidurkis. Šis metodas visiškai tikslus, jeigu, pavyzdžiui, upės nuotėkis per bazinį laikotarpį nekito, o biogeno koncentracija kito tiesiškai. Nors šios prielaidos iš dalies neatitinka tikrovės (pavyzdžiui, pavasario potvynių metu), tačiau jomis apibūdintas koncentracijų kitimo procesas kai kuriais laikotarpiais (pavyzdžiui, žiemą) gana gerai aproksimuoja realiai vykstantį procesą.

Trečiuoju metodu biogeninių medžiagų srautai skaičiuojami pagal šią formulę:

$$S_3 = \sum_{i=1}^n \frac{C_{li} \cdot W_{li}}{1000}, \quad (2.4)$$

čia C_{li} – biogenų koncentracija, nustatyta vieno stebėjimo per mėnesį metu, mg/l;

W_{li} – nuotėkio tūris, apskaičiuotas pagal vidutinį debito dydį per laikotarpį, kurio pradžia priimama 15 dienų iki vandens mėginių ėmimų datos ir 15 (arba 16) dienų po jos, m³;

n – stebėjimų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį.

Trečiasis metodas taip pat yra pirmojo metodo patobulinimas, nes vietoje fiksuotų bazinių laikotarpių (mėnesių) imami 31 dienos trukmės laikotarpiai, kurių vidurys sutampa su biogeno koncentracijos matavimo data. Natūralu tikėtis, kad laikotarpio viduryje užregistruota koncentracija geriausiai atspindi viso laikotarpio koncentracijas. Šis metodas visiškai tikslus tiek pirmojo metodo, tiek ir antrojo metodo aprašymuose minėtoms prielaidoms. Todėl tam tikra prasme jis yra ir antrojo metodo patobulinimas.

Kadangi Lietuvos hidrometeorologijos tarnybos metraščiuose pateikiami kiekvienos dienos upių debitai, mes, skaičiuodami nuotėkio tūrį per laikotarpį 15 dienų prieš ir 15 dienų po mėginių ėmimo datų, galime tiksliau įvertinti nuotėkio kaitą per laikotarpius tarp mėginių ėmimų datų.

Ketvirtuoju metodu biogeninių medžiagų srautai S_4 skaičiuojami pagal tokią formulę:

$$S_4 = \frac{Q_1 t \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right) + Q_2 t \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right) + Q_3 t \left(C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right) + \dots + Q_j t \left[C_1 + \frac{\Delta C}{n} j \right]}{1000}, \quad (2.5)$$

čia Q_j – kiekvienos dienos vidutinis debitas, m³/s;

t – paros laikas, s;

C_1 – pradinė nagrinėjamo laikotarpio biogenų koncentracija, mg/l;

ΔC – galutinės ir pradinės koncentracijų skirtumai, mg/l;

j – dienų eilės numeris, 1, 2 ... (n – 1);

n – dienų skaičius per nagrinėjamą laikotarpį.

Ketvirtasis metodas (kaip ir antrasis) yra paremtas tiesinės interpoliacijos principu. Visos tarpinės tiriamų biogenų koncentracijų reikšmės laikotarpyje tarp dviejų gretimų jų matavimų apskaičiuojamos remiantis prielaida, kad tame laikotarpyje koncentracijos kito tiesiškai. Jei ši prielaida išpildyta, metodas yra visiškai tikslus. Nors esant staigiems koncentracijų šuoliams šio metodo paklaidos gali būti gana ženklios, tačiau jeigu koncentracijos kinta artimiau, jis yra tiksliausias iš visų anksčiau minėtų metodų. Be to,

skirtingai negu kiti metodai jis leidžia nagrinėti biogenų koncentracijų srautus dinamikoje, neprisirišant prie konkrečių bazinių laikotarpių ir matavimo datų.

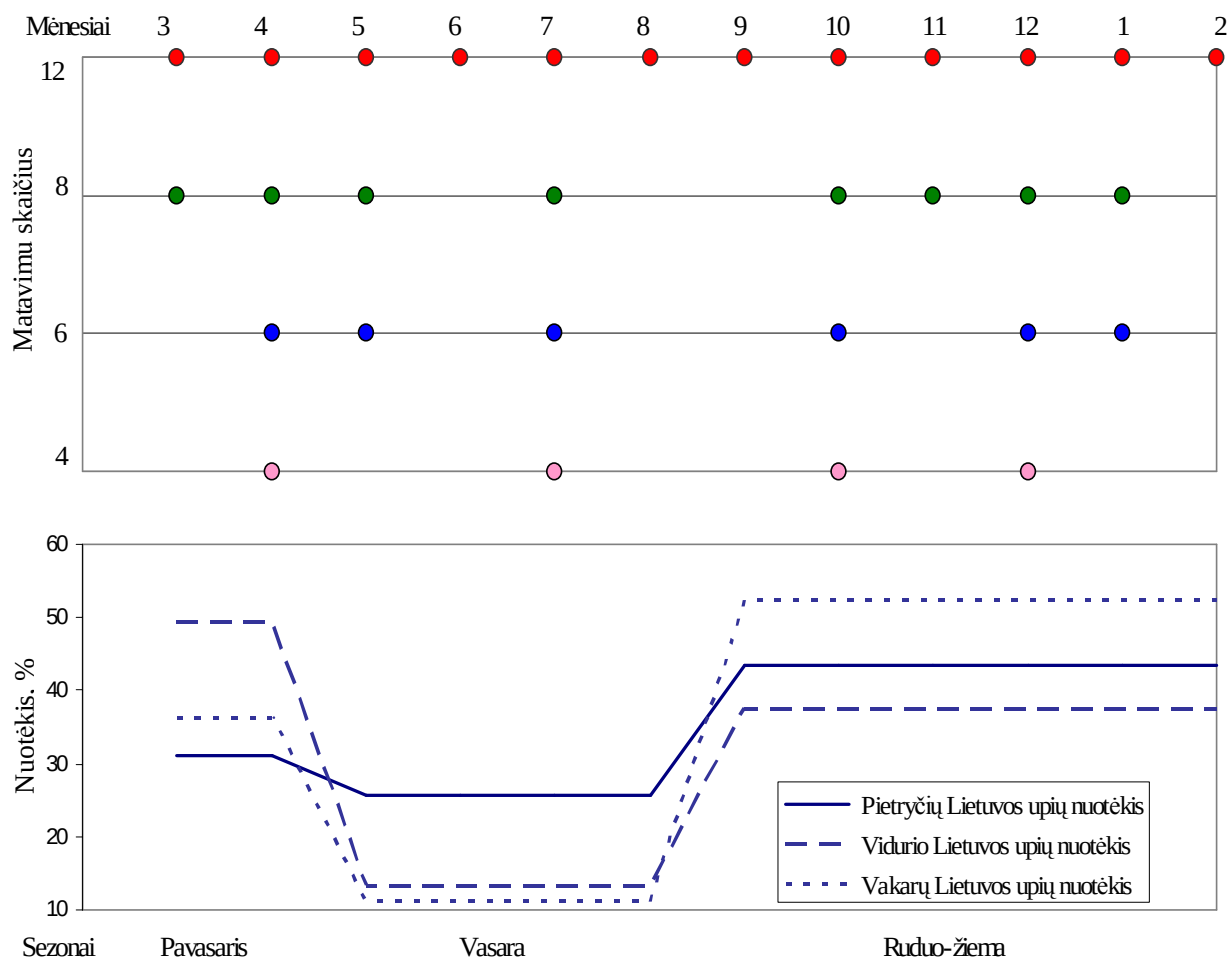
Todėl ketvirtasis metodas pasirinktas palyginimui su trimis aukščiau aprašytais metodais. Autorės nuomone, jis matematinės statistikos požiūriu yra tiksliausias.

Norėdami palyginti biogenų srautų duomenis tarp upių, turinčių skirtingus baseinų dydžius, srautus, apskaičiuotus nagrinėjamuose upių skerspjūviuose, perskaičiavome į srautus, tenkančius vienam km^2 upės baseino ploto.

Vandens mėginių ėmimų skaičiaus mažinimo galimybių nustatymas

Mažinimo galimybių nustatymui buvo naudoti matematinės statistikos metodai. Pagal Bendrąją vandens politikos direktyvą vandens mėginių ėmimų skaičius per metus gali kisti nuo 4 iki 12 kartų (2000/60/EB). Buvo skaičiuoti biogenų koncentracijų statistiniai parametrai – variacijos koeficientai, turint 12, 8, 6 ir 4 matavimų duomenis per metus. Siekiant išnagrinėti biogenų koncentracijų variaciją įvairaus vandeningumo sezonais bei mėnesiais, remtasi atliktų upių nuotėkio mėnesinio ir sezoninio pasiskirstymo skirtingo vandeningumo metais tyrimų duomenimis (Gailiušis, 2001). Nuotėkio pasiskirstymo sezonų viduje (% nuo sezonų nuotėkio) duomenys apskaičiuoti pagal faktinius 38–68 metų laikotarpio duomenis visoms upėms, esančioms 3 skirtingose hidrologinėse srityse.

Remiantis šiais duomenimis ir analizuojant biogenų koncentracijų kaitą, esant mažesniai negu 12 matavimų per metus skaičiui, pasirinkti būdingiausi pagal nuotėkio dydį atitinkami sezonuose mėnesiai: esant 8 matavimams per metus – sausio, kovo, balandžio, gegužės, liepos, spalio, lapkričio ir gruodžio mėnesius, analizuojant 6 matavimų duomenis – balandžio, gegužės, liepos, spalio, gruodžio ir sausio mėnesius, o analizuojant 4 matavimų per metus duomenis – balandžio, liepos, spalio ir gruodžio mėnesius. 2.4 paveiksle pateikti vandens mėginių ėmimų pasiskirstymas per metus imant 12, 8, 6 ir 4 kartus per metus bei skirtingų hidrologinių sričių upių nuotėkio kaita per metus (% nuo metų nuotėkio).

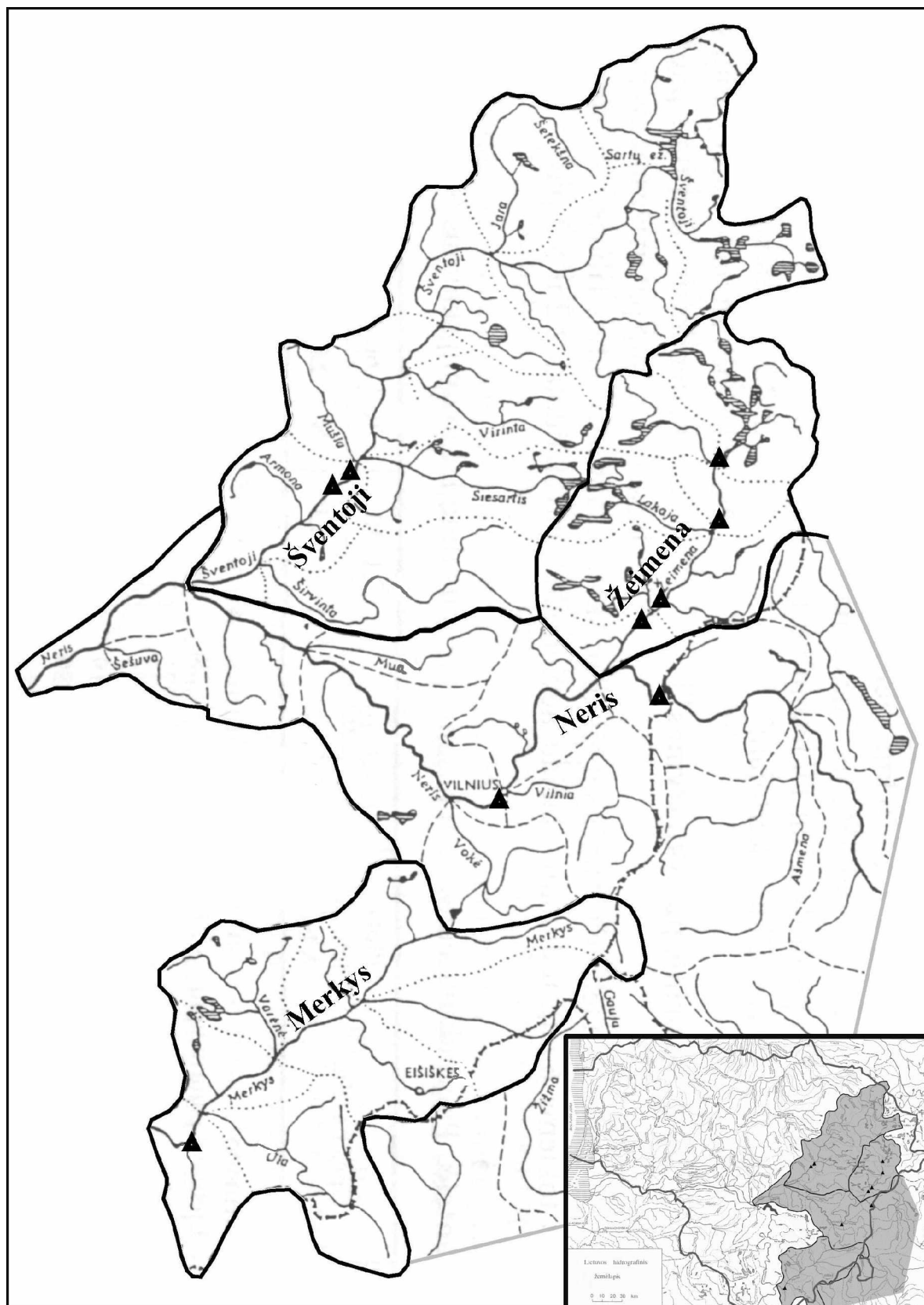


2.4 pav. Vandens mėginių ėmimai ir skirtingų hidrologinių sričių upių nuotėkio kaita per metus

2.3.2. Eksperimentiniai tyrimai

Biogeninių medžiagų srautų priklausomybei nuo upių vandeningumo įvertinti buvo atlikti eksperimentiniai tyrimai. Jų metu 2002 metų vasaros (liepos, rugpjūčio mėnesiais) ir 2003 metų pavasario (kovo, balandžio mėnesiais) ir vasaros (gegužės, birželio, liepos, rugpjūčio mėnesiais) sezonais Pietryčių Lietuvos 4 upėse (2.5 pav.) buvo sudažnintas vandens mėginių ėmimų skaičius iki 3 kartų per mėnesį. Mėginiai buvo imami pagal Aplinkos apsaugos agentūros Aplinkos tyrimų departamento reikalavimus. Mėginiai imami upės priekrantėse (1–1,5 m nuo kranto) bei upės viduryje. Vandens mėginiai transportuoti polietileniniuose arba stikliniuose induose. Jie analizuoti iškart po paėmimo arba laikyti 2–5°C temperatūroje ne ilgiau kaip 24 valandas pagal metodiką, pateiktą 2.3.1 poskyryje.

2.3 lentelėje pateiktos vandens mėginių ėmimų vietos ir datos.



2.5 pav. Biogeninių medžiagų eksperimentinių matavimų vietos Pietryčių Lietuvos upėse

2.3 lentelė. Vandens mėginių ėmimo vietos ir datos

Mėginių ėmimo vietos (upė ir vietovė)	Data															
	2002 07 01	2002 07 11	2002 07 22	2002 08 01-12*	2002 08 18	2002 08 26-28	2002 09 08	2002 09 01-17*	2002 09 22	2002 10 03	2003 03 04-10*	2003 03 14	2003 03 23	2003 04 07-14*	2003 04 01	2003 04 30
Merkys (Puvočiai)	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	AAA ^A	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	ET ^V
Šventoji (a. Ukmergės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V		ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Šventoji (ž. Ukmergės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (Kaltanėnai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V		ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (Švenčionėliai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V		ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (a. Pabradės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V		ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (ž. Pabradės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Neris (Buivydziai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V		ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Neris (Grigiškės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	AAA ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V

Pažymėjimai:

* – matavimai dėl techninių kliūčių skirtingose vietose buvo atlikti nurodyto laikotarpio skirtingomis dienomis;

AAA^V – stebėsenos matavimai: Aplinkos apsaugos agentūra (cheminiai tyrimai atlikti Vilniaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

AAA^A – stebėsenos matavimai: Aplinkos apsaugos agentūra (cheminiai tyrimai atlikti Alytaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

ET^V – eksperimentiniai tyrimai (cheminiai tyrimai atlikti Vilniaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

a. – aukščiau;

ž. – žemiau.

2.3 lentelės tęsinys

Mėginių ėmimo vietos (upė ir vietovė)	Data														
	2003 05 05-13 [*]	2003 05 21	2003 05 29	2003 06 02-05 [*]	2003 06 22	2003 06 20	2003 07 07-14 [*]	2003 07 21	2003 07 31	2003 08 04-06 [*]	2003 08 18	2003 08 27	2003 09 08-10 [*]	2003 09 22	2003 09 30
Merkys (Puvočiai)	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	ET ^V	AAA ^A	ET ^V	ET ^V
Šventoji (a. Ukmergės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Šventoji (ž. Ukmergės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (Kaltanėnai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (Švenčionėliai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (a. Pabradės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Žeimena (ž. Pabradės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Neris (Buivydžiai)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V
Neris (Grigiškės)	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V	AAA ^V	ET ^V	ET ^V

Pažymėjimai:

* – matavimai dėl techninių kliūčių skirtingose vietose buvo atlikti nurodyto laikotarpio skirtingomis dienomis;

AAA^V – stebėsenos matavimai: Aplinkos apsaugos agentūra (cheminiai tyrimai atlikti Vilniaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

AAA^A – stebėsenos matavimai: Aplinkos apsaugos agentūra (cheminiai tyrimai atlikti Alytaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

ET^V – eksperimentiniai tyrimai (cheminiai tyrimai atlikti Vilniaus regiono aplinkos apsaugos departamento Valstybinės analitinės kontrolės skyriaus);

a. – aukščiau;

ž. – žemiau.

2.3.3. Vandens kokybės kaitos išilginiame upės profilyje modeliavimas

Modeliavimas buvo atliekamas ATV-DVWk programiniu paketu, kuris gautas stažuotės Dresdeno technikos universitete metu.

Modelis ATV-DVWk buvo sukurtas remiantis pagrindinėmis Europos Sąjungos direktyvomis, o ypač Bendrąją vandenų direktyva. Vandens kokybės modeliavimas gali būti esmine pagalbine priemone įgyvendinant šią direktyvą. Atsižvelgiama į regionines ir specifines vandens sąlygas bei vertinamos priemonės, kurių reikia imtis, norint įgyvendinti kokybės tikslus. Reikšmingiausios iš jų yra priežasties-poveikio santykio analizė ir kiekybinis vertinimas bei poveikio prognozė, kai nustatytos vandens apsaugos planavimo ribos.

Naudojant modelį ištirpusio vandenyje azoto kiekis skaičiuojamas pagal tokią lygtį:

$$N_R = \left[(N_D - N_{K-D}) \exp\left(-\frac{0,25I}{10Pr}\right) - (N_D - N_{K-D}) \exp\left(\frac{0,25I + 0,05R}{10Pr}\right) \right] 10^5 Pr + \frac{N_K R}{K_{ef}}, \quad (2.6)$$

čia N_R – ištirpęs vandenyje azotas, kg/ha;

N_D – azoto kiekis dirvožemyje, kg/ha;

N_{K-D} – kritulių azotas, likęs dirvožemyje (apskaičiuojamas pagal azoto koncentraciją krituliuose), kg/ha;

I – bendra kritulių infiltracija, mm;

Pr – dirvožemio poringumo faktorius;

R – nuotėkio aukštis, mm;

N_K – azoto prietaka su krituliais, kg/ha;

K_{ef} – efektyvieji krituliai, mm.

Azoto kiekis dirvožemyje skaičiuojamas pagal formulę:

$$N_D = 0,00001 \frac{N_{D1} + N_T f}{Pr}, \quad (2.7)$$

čia N_{D1} – azoto kiekis viršutiniame 1 cm dirvožemio sluoksnyje, kg/ha;

N_T – azoto trąšų panaudojimas, kg/ha;

f – trąšų dalis, liekanti viršutiniame 1 cm dirvožemio sluoksnyje ir priklausanti nuo žemės apdirbimo būdo.

Infiltracija apskaičiuojama taip:

$$I = K_{ef} - R, \quad (2.8)$$

Biogeninių medžiagų koncentracija vandenyje, ištekančiame iš koncentruotos taršos šaltinio (C_a), skaičiuojama pagal tokią lygtį:

$$C_a = \frac{(C_1 R_1 + C_2 R_2)}{R_a}, \quad (2.9)$$

čia C_1 , R_1 – atitinkamai koncentracija (mg/l) ir nuotėkis (m^3) iš sutelktosios taršos šaltinio;

C_2 , R_2 – atitinkamai koncentracija (mg/l) ir nuotėkis (m^3) iš ploto prieš sutelktosios taršos šaltinį;

R_a – nuotėkis iš koncentruotos taršos šaltinio baseino.

Apsivalymas koncentruotos taršos šaltinio apsauginėje zonoje įvertinamas taip:

$$C_R = C_a \left(\frac{1-D_1}{100} \right) \left(\frac{1-D_2}{100} \right), \quad (2.10)$$

čia C_R – sumažėjusi teršalų koncentracija;

D_1 – koncentracijos sumažėjimas dėl filtracijos paviršinio nuotėkio metu;

D_2 – koncentracijos sumažėjimas koncentruoto nuotėkio metu.

D_1 ir D_2 priklauso nuo paviršinio ir koncentruoto nuotėkio trukmės, kuri savo ruožtu priklauso nuo paviršiaus nuolydžio ir šiurkštumo koeficiento (ATV-DVWk modelio aprašymas).

Matematiniam modeliavimui buvo pasirinkta Žeimenos upė, turinti daugiau nei du matavimo postus.

Modelyje nagrinėjamas Žeimenos upės ruožas nuo 78,6 iki 13,7 km nuo žiočių, t. y. nuo Kaltanėnų iki Pabradės. Šiame ruože yra 5 Žeimenos intakai: Dubinga, Mera-Kūna, Saria, Lakaja, Kiauna. Yra 4 sutelktosios taršos šaltiniai: Vilniaus valstybinė vandens tiekimo įmonė (Pabradės filialas) – 20 km nuo žiočių, Lietuvos valstybinio žuvivaisos ir žuvininkystės tyrimų centro Žeimenos filialas – 39 km nuo žiočių, Lietuvos kariuomenės centrinis poligonas – 47 km nuo žiočių, UAB Kompata (teikia komunalines paslaugas) – 63 km nuo žiočių.

Darbe ATV-DVWk modeliu atlikti azotinių junginių bei debitų kaitos išilginiame profilyje 2000 metų pavasario, vasaros ir rudens-žiemos sezonais skaičiavimai.

Tiriant pasirinktą upės ruožą buvo įvesta daugiau nei 50 parametrų, apibūdinančių fizines-geografines (miškingumas, miškų tipai skirtinguose upės krantuose, pelkėtumas, geologija), klimatinės (oro temperatūra, debesuotumas, vėjo stiprumas), antropogeninės veiklos (nuotekose esančių biogeninių medžiagų koncentracijos, išleidžiamų nuotekų debitas) bei upės vagos morfometrines sąlygas (upės plotis, upės vagos užžėlumas, dugno tipas, šiurkštumo koeficientas).

3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaita ir ją įtakojoantys veiksniai

Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą įtakoja daug veiksnių: upių baseinų fizinės-geografinės sąlygos, upių nuotėkio kaita, antropogeninės veiklos intensyvumas.

Darbe nagrinėjami biogeninių medžiagų koncentracijų dydžių kaitą lemiantys veiksniai, analizuojama šių veiksnių dinamika per tiriamų metų laikotarpį, nustatyti kaitos dėsniniai bei įvertinta jų svarba tiriamų medžiagų kiekiams.

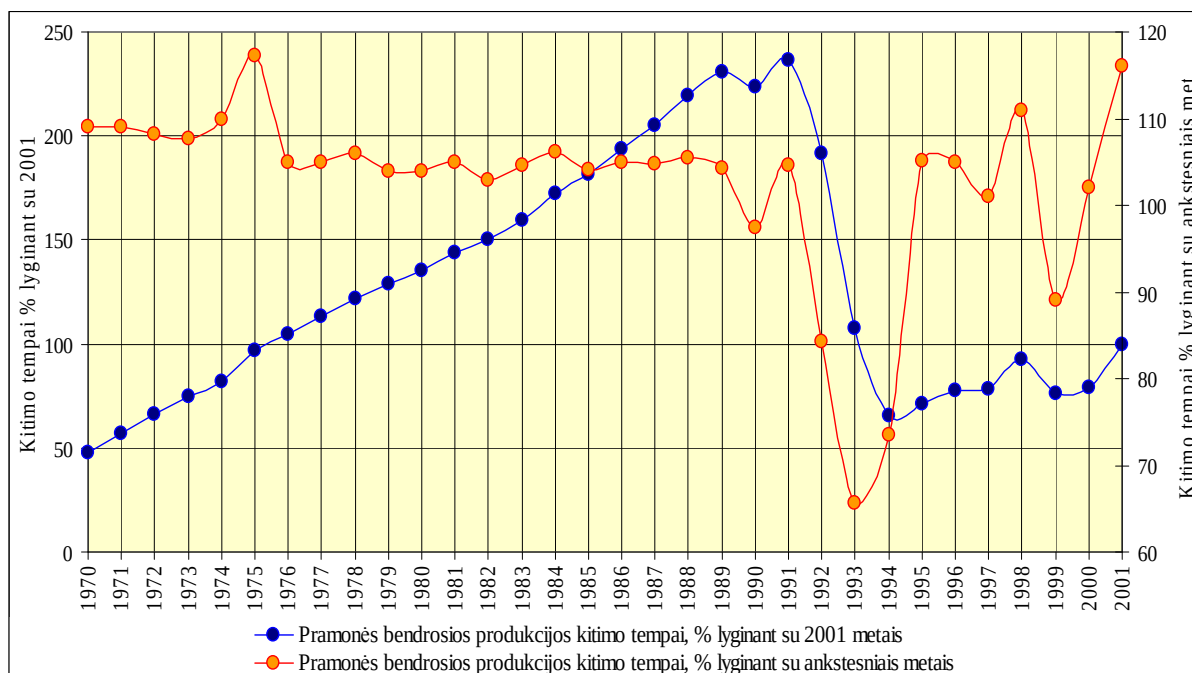
3.1. Antropogeninės veiklos kaita 1974–2003 metų laikotarpiu

Žmogaus ūkinės veiklos plėtra yra neišvengiamas procesas, tačiau nekonstruktyvus jos vykdymas trikdo gamtinių veiksnių pusiausvyrą. Europos Sąjungos Taryba ratifikavo eilę dokumentų, įpareigojančių kontroliuoti antropogeninę veiklą, kuri įtakoja upių vandens kokybę. Minėta antropogeninė veikla skirstoma į sutelktąją ir pasklidąją. Didžiausią įtaką turi sutelktoji tarša – tai miestų ir pramonės įmonių, o taip pat gyvulininkystės fermų (su daugiau nei 200 sąlyginių gyvulių vienetų) nuotekos. Dėl jų vyksta upių ir ežerų vandens teršimas, vandens fizinės ir cheminės sudėties pokyčiai. Žemės ir miškų ūkio veikla lemia pasklidąją taršą, kurios poveikis ypač ženklus vandens telkinių eutrofizacijai. Stambūs energetikos ir transporto objektai bei nuotėkio reguliavimo tvenkiniai taip pat keičia vandens ekologinių sistemų parametrus.

Pastarasis trisdešimtmetis Lietuvoje industrijos, žemės ūkio, urbanizacijos atžvilgiu buvo permainingas. Daugelis ekonominių sprendimų buvo vykdomi vienpusiškai ir tik paskutiniu dešimtmečiu atsižvelgta ne tik į ekonomikos svarbą, bet ir aplinkosaugą.

Žmogaus ūkinės veiklos įtaka biogeninių medžiagų koncentracijos upių vandenyje kitimui vertinama pagal bendrosios pramonės produkcijos didėjimą. Jos dinamika nustatyta 2.3.1 skyriuje aprašytu būdu. 3.1 paveiksle pavaizduota pramonės bendrosios produkcijos kreivė, pagal jos kitimą matyti, kad išsiskiria du skirtingi ekonominių situacijų laikotarpiai, t. y. iki 1990 m. ir po jų. Iki 1990 m. pramonės produkcija sparčiai augo, o nuo 1991 m. pradėjo mažėti. Po 1994 metų pramonės produkcija, nors ir labai nedaug, vėl didėja.

Kiekvienais metais teršiančių medžiagų išleidimai į paviršinius vandens telkinius mažėja, nes modernizuojami arba statomi nauji nuotekų biologinio valymo įrenginiai.



3.1 pav. Pramonės bendrosios produkcijos kitimo tempai

Įdiegus biologinio valymo įrenginius su papildomu azoto ir fosforo šalinimu, gerokai mažiau azoto ir fosforo junginių patenka į paviršinius vandenį.

Nuotekos yra valomos šiais pagrindiniais būdais: tik mechaniniu būdu, iš dalies biologiniu (mechaniniu ir biologiniu valymu) būdu ir visiško išvalymo (mechaniniu ir biologiniu valymu su azoto bei fosforo šalinimo grandimi) būdu. Dalis nuotekų yra išleidžiama be valymo.

Žmogaus ūkio veikloje susidarančių nuotekų valymą sovietmečiu didžiaja dalimi įtakojė technologijos raida. Pirmieji nuotekų valymo įrenginiai, pastatyti 1950–1970 m., buvo mažo galingumo biofiltrai, aptarnaujantys kaimo gyvenvietes, mažus miestelius ar pramonės įmones. Didesni nuotekų valymo įrenginiai (našumas daugiau nei 10000 m³ per parą) pradėti statyti po 1975 metų, o nuotekų valymo įrenginius didžiuosiuose miestuose pradėjo statyti tik aštuntojo dešimtmečio pabaigoje (Hultman, 1992). Iki 1991 metų Lietuvoje buvo pastatyti 928 nuotekų valymo įrenginiai, dauguma jų – biologiniai.

Po 1991 metų pagrindinis valstybės dėmesys aplinkosaugos srityje buvo skiriamas miestų nuotekų valymui, nes 1993 metais Helsinkio konvencijos šalių parengtoje bendrojoje Baltijos jūros aplinkos veiksmų programoje dėl nepakankamo nuotekų valymo, didieji Lietuvos miestai – Vilnius, Kaunas, Klaipėda, Šiauliai, Panevėžys, Alytus, Marijampolė ir Kėdainiai, buvo įvardinti kaip „karštieji taškai“ (Konvencija, 1997; Helcom, 1993, 2003). Po Nepriklausomybės paskelbimo pasikeitė ūkinės ir ekonominės sąlygos, labai sumažėjo vandens suvartojimas. 1991–1996 metais beveik 50 % sumažėjo miestų

nuotekų kiekis (Baltic Enviromental Forum, 2000) ir dauguma sovietmečiu suprojektuotų ir pastatytų nuotekų valymo įrenginių tapo per dideli, dėl menkos apkrovos sumažėjo jų efektyvumas, išaugo eksploatacijos kaštai. Smarkų vandens suvartojimo kritimą sąlygojo didelių vandens vartotojų (pramonės įmonių) nuosmukis, vandens taupymas buityje.

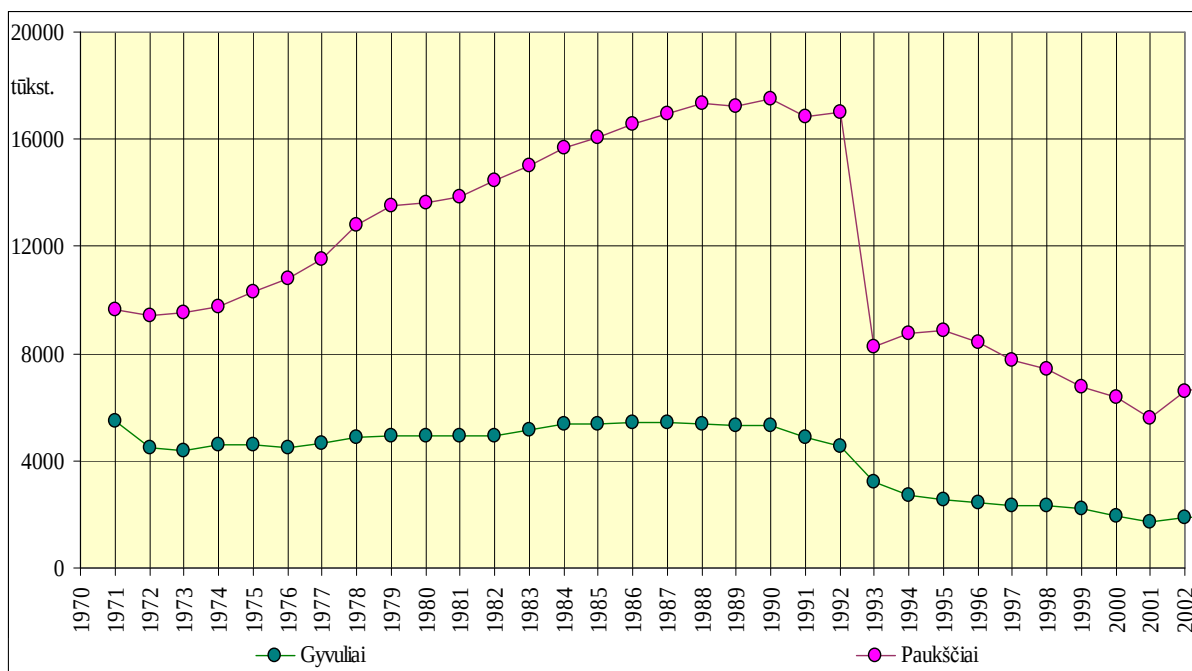
Per pastaruosius 30 metų žymiai pakito Lietuvos agrarinis kraštovaizdis. Vykdamas intensyvią žemių melioravimo programą, keitėsi upių hidrologinis režimas. Didėjant nusaustos ir intensyviai žemės ūkio gamybai naudojamos žemės kiekiui upės baseine, keitėsi ir vandens balanso struktūra. Padidėjo išgaravimas bei dirvos akumuliacinė geba, nežymiai sumažėjo metinio nuotėkio tūris. Kad ir nežymiai keičiantis vandens režimui, negali išlikti nepakitęs hidrocheminis režimas.

Žemės ūkio intensyvumo kaitą per nagrinėjamą laikotarpį apibūdina žemės ūkio naudmenų plotai ir visų kategorijų ūkių gyvulių bei paukščių skaičius.

Lietuvoje žemės ūkio paskirties žemė sudaro beveik 53 proc. bendro šalies ploto, todėl agrarinių ekosistemų būklė ypatingai svarbi. Žemėnaudos pokyčiai, teisės į žemės nuosavybę atstatymas, dėl žemės reformos sumažėję žemės ūkio naudmenų plotai ir ne toks intensyvus ūkininkavimas bei menkas agrotechnikos taikymas sudarė sąlygas žemės ūkio produkcijos gamybai nenaudojamų žemių ploto laikinam didėjimui, pievų apaugimui menkaverte augmenija ir krūmais. Reikia pažymėti, kad po 1990 m. dar nėra tikslios pasėlių ploto apskaitos.

Gyvulių skaičius Lietuvos ūkiuose iki 1990 m. buvo daugmaž vienodas, o per antrą tiriamąjį laikotarpį staigiai sumažėjo. Paukščių skaičius Lietuvoje iki 1990 m. didėjo, o po to, ypač nuo 1992 m., labai sumažėjo (3.2 pav.). Esant tokiai situacijai galima daryti prielaidas, kad teršalų patekimas į Lietuvos paviršinius vandenį iš žemės ūkio yra žymiai sumažėjęs.

Žemės ūkis ir aplinkos apsauga yra neatskiriami, ir daugelio šalių patyrimas rodo, kad didžiausią agrarinės aplinkosaugos efektą galima pasiekti, išnaudojant tinkamiausius kraštui žemės ūkio produkcijos gamybos metodus. Lietuvoje vyrauja smulkūs ūkiai (vidutinio ūkio dydis yra 9,1 ha). Tokių ūkių paskutinio surašymo metu (2001 m.) buvo 230 tūkst. arba 83 %. Vidutinių ūkių dydžiui priskiriami 10–50 ha dydžio ūkiai, kurių buvo 43 tūkst. arba 15 %. Ūkininkavimo metodų pasikeitimai, sumažėjęs ūkių dydis bei minimalus cheminių trąšų naudojimas sudaro palankias sąlygas ekologinio žemės ūkio plėtrai. Lietuvoje nuo 1990 metų pradėta plačiau ekologiškai ūkininkauti. Sertifikuoti plotai, kuriuose ekologiškai ūkininkaujama, 2003 m. padidėjo iki 23244 ha, arba beveik tris kartus, palyginti su 2002 m. ir sudaro 0,8 % bendro žemės ūkio naudmenų ploto.



3.2 pav. Paukščių bei gyvulių skaičiaus kaita per nagrinėjamą laikotarpį

Tai rodo, kad išlieka aiški optimistinė perspektyva žemės ūkio ir aplinkosaugos sintezei.

Iki 1990 m. trąšų panaudojimas didėjo (3.1 lentelė), o vėlesniais metais labai sumažėja, nes sumažėjo produkcijos poreikis. Pastaraisiais metais trąšų naudojimas vėl didėja.

3.1 lentelė. Mineralinių trąšų sunaudojimas Lietuvoje, kg/ha

Trąšos	Mineralinių trąšų kiekiai veikliąja medžiaga, kg / ha													
	žemės ūkio naudmenų plotuose					ariamos žemės plotuose								
	1966–70	1970–75	1976–80	1981–85	1986–90	1991–94	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
N	33	50	61	75	81	47	30	41	57	60	55	61	81	82
P ₂ O ₅	19	25	37	33	41	26	11	15	20	20	18	20	35	36
K ₂ O	28	45	58	58	76	42	13	16	22	24	25	25	47	50
Viso	80	120	156	166	198	115	54	72	99	104	98	106	163	168

Pagal žmogaus ūkinės veiklos kaitos dinamiką tolimesnei analizei tyrimų laikotarpį skirstėme į 2 tarpsnius: iki 1990 m. ir nuo 1991 m.

3.2. Vandeningumo kaitos dėsningumai

Mūsų kraštas yra turtingas vandens ištekliais. Lietuvoje teka 722 upės, ilgesnės nei 10 km. Didėjant vandens poreikiams daugiau dėmesio skiriama upių nuotėkio formavimosi sąlygoms ir jo režimo ypatumams.

Skyriuje nagrinėjami hidrologinį režimą įtakojantys gamtiniai bei antropogeniniai veiksniai.

3.2.1. Gamtinių veiksnių įtaka upių vandeningumui

Metų nuotėkis yra pagrindinė charakteristika, rodanti tiriamos upės baseino bendrą vandeningumą ir galimus vandens išteklius. Kiekvienos upės nuotėkio pasiskirstymas per metus priklauso nuo upės baseino klimatinio, fizinių-geografinių bei upės baseino morfologinių sąlygų. Klimato veiksniai nulemia bendrą metų vandeningumą, tam tikrų nuotėkio režimo fazių datas bei trukmę. Pagrindiniai nuotėkį formuojantys klimatiniai veiksniai yra kritulių ir išgaravimo santykis, kuris per ilgą laikotarpį kiekviename upės baseine yra pastovus klimatinis rodiklis. Lietuvos teritorijoje per daugiametį laikotarpį vidutiniškai iškrinta 748 mm kritulių, o išgaruoja tik 512 mm. Likusioji dalis – 236 mm (arba 32 % kritulių) paviršiumi arba su požeminiais srautais tiesiogiai ar per kaimynines šalis nuteka į jūrą. Tačiau upės baseino dydis, geologinė sudėtis, ežerų, pelkių, miškų kiekis upės baseine gali iš esmės pakeisti klimato veiksnių suformuotą nuotėkio režimą. Mažuose upės baseinuose metų nuotėkis pasiskirsto kur kas netolygiau nei vidutiniuose ar dideliuose. Mažoje upėje kiekvienas gausnis lietus gali sukelti ryškų nuotėkio pakilimą, o didelėje upėje gali būti visai nepastebėtas. Didėjant baseino plotui, upėje ilgėja potvynių trukmė, mažėja maksimalaus nuotėkio moduliai.

Ežeringose upėse vyksta nuotėkio išlyginimas, nes vandeningais periodais ežerai sukaupia vandenį ir atiduoda jį sausuoju metu. Potvyniai ežeringose upėse yra ilgi, o sausasis laikotarpis trumpesnis ir nuotėkis didesnis. Panašiai kaip ežerai nuotėkio pasiskirstymą per metus veikia dideli smėlingi plotai upės baseine. Tokių upių baseinai sugeria daug sniego tirpsmo vandens, kuris požeminiais vandenimis vėliau patenka į upių vagas, todėl sumažėja pavasario sezono ir padidėja sausojo periodo nuotėkis. 3.2 ir 3.3 lentelėse pateikti duomenys apie upių baseinų ežeringumo ir smėlingų plotų kiekio įtaką upių nuotėkiui.

3.2 lentelė. Baseino ežeringumo įtaka upių nuotėkiui (% nuo metų nuotėkio) (Gailiusis, 2001)

Sezonas	Baseino ežeringumas, %								
	2	3	4	5	10	11	12	16	17
Pavasaris	0	-0,7	-1,4	-2,1	-5,6	-6,3	-7,0	-9,8	-10,5
Vasara	0	1,2	2,4	3,6	9,6	10,8	12,0	14,8	16,0
Ruduo-žiema	Nepriklauso, R = 0,24								

3.3 lentelė. Smėlingų plotų įtaka upių nuotėkiui (% nuo metų nuotėkio) (Gailiusis, 2001)

Sezonas	Smėlingų plotų dydis upės baseine, %							
	20	30	40	50	60	70	80	90
Pavasaris	0	–2,0	–4,0	–6,0	–8,0	–10,0	–12,0	–14,0
Vasara	0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0
Ruduo-žiema	0	0,9	1,8	2,7	3,6	4,5	5,4	6,3

Pelkių įtaką upių nuotėkiui nustatyti labai sudėtinga, todėl vyrauja dvi nuomonės. Vieni tyrinėtojai teigia, kad pelkės padidina upių vandeningumą ir išlygina metų nuotėkį, kiti – pelkės labai sumažina sausojo periodo ir metų nuotėkį. Tačiau yra nustatyta, kad jų įtaka gali pasireikšti tada, kai upės baseine pelkės sudaro ne mažiau 20 %. Lietuvoje tokių upių baseinų yra vos keletas.

Miškai upių nuotėkio pasiskirstymą veikia dvejopai, priklausomai nuo sezono. Dėl vėlesnio sniego tirpsmo miškuose miškingų baseinų upėse potvynis būna vėlesnis ir ilgesnis, o priklausomai nuo miškų išplitimo pobūdžio upės baseine ir miškų struktūros miškai maksimalius debitus gali ir padidinti, ir sumažinti. Miškų dirvožemiai yra gana laidūs, todėl dalis paviršinio nuotėkio patenka į požemį. Taip vyksta nuotėkio išlyginimas, padidinant sausojo periodo nuotėkį. Metinis nuotėkis iš Lietuvos teritorijos į Kuršių marias ir Baltijos jūrą yra daugiau nei 26 km³, tačiau nuotėkio pasiskirstymas teritorijoje yra labai įvairus, jis kinta nuo 4,2 iki 14,0 l/(s·km²) (Gailiusis, 2001).

Tiriamuoju laikotarpiu nagrinėjamos upėse buvo gana didelė vandens debitų kaita. Vidutinis metų nuotėkio modulis Pietryčių Lietuvos upėse kito nuo 6,4 iki 8,5 l/s·km², Vidurio Lietuvos – nuo 5,1 iki 5,7 l/s·km², o Vakarų Lietuvos – nuo 7,3 iki 14,1 l/s·km². 3.4 lentelėje pateikti apskaičiuoti nagrinėjamų Lietuvos upių hidrologiniai parametrai per

3.4 lentelė. Tirtų upių hidrologiniai duomenys

Upės pavadinimas		Merkys	Šventoji	Žeimena	Neris	Lėvuo	Šešupė	Venta	Akmena	Jūra	Šešuovis
Metų debito norma, m ³ /s		35,3	40,8	21,2	111,0	1,76	8,91	30,6	2,56	21,0	15,4
Statistiniai parametrai	Vidutinis debitas per stebėjimo laikotarpį, m ³ /s	32,3	40,6	21,9	97,0	1,7	8,9	29,7	4,1	22,3	16,0
	Variacijos koeficientas	0,41	0,89	0,48	0,51	1,73	1,12	1,26	1,88	1,53	1,48
	Variacijos koeficiento paklaida	0,003	0,011	0,004	0,004	0,037	0,16	0,02	0,04	0,029	0,02
	Asimetrijos koeficientas	3,37	2,48	2,31	2,66	3,98	3,44	2,99	4,44	3,95	3,50
	Asimetrijos koeficiento paklaida	0,034	0,07	0,03	0,04	0,18	0,09	0,11	0,22	0,15	0,14
Debitų ribiniai dydžiai per stebėjimo laikotarpį	Didžiausias debitas, m ³ /s	219,0	350,0	107,0	627	42,3	106,0	375,5	99,9	394,0	269,0
	Mažiausias debitas, m ³ /s	12,0	4,30	7,38	29,70	0,00	0,33	1,74	0,00	1,56	0,89
Įvairių tikimybių nuotėkio debitai, m ³ /s	Vandeningi (5 % tikimybė)	42,4	56,5	31,7	125,4	2,8	15,2	41,1	7,2	31,9	25,7
	Vidutiniškai vandeningi (25 % tikimybė)	35,3	46,8	24,1	106,5	2,5	10,1	36,0	4,9	25,5	18,5
	Vidutiniai (50 % tikimybė)	32,2	40,2	21,4	96,0	1,6	8,7	29,7	4,0	22,8	15,9
	Vidutiniškai sausi (75 % tikimybė)	29,4	33,9	18,8	85,1	1,1	5,7	22,1	3,0	17,9	11,9
	Sausi (95 % tikimybė)	26,3	20,1	15,9	68,9	0,7	5,1	12,6	1,6	10,8	7,6
	Labai sausi (97 % tikimybė)	24,9	19,8	13,7	61,9	0,6	4,1	10,6	1,6	8,9	6,9
Vidutinis metų nuotėkio modulis per stebėjimo laikotarpį, l/(s·km ²)		7,5	7,43	8,51	6,39	5,7	5,14	7,33	14,09	13,2	8,52
Nuotėkio aukštis per stebėjimo laikotarpį, mm		237	236	268	201	175	87	231	660	416	269

1974–2003 metų laikotarpį. Modulinių koeficientų (santykių tarp kiekvienų metų debitų ir vidutinio per stebėjimų laikotarpį debito) amplitudės nagrinėjamose upėse skirtingos, bet pastebėta, kad Pietryčių Lietuvos upėse modulinio koeficientų amplitudės yra mažesnės. Čia mažiausios reikšmės kinta nuo 0,49 iki 0,77, o didžiausios – nuo 1,31 iki 1,54.

Vidurio Lietuvos upėse modulinio koeficiento reikšmės taip pat skirtingos. Lėvens upėje jos kinta nuo 0,32 iki 1,88, o Šešupės upėje – nuo 0,46 iki 1,72. Vakarų Lietuvos upėse, priešingai nei kitose Lietuvos hidrologinėse srityse, modulinio koeficiento mažiausios reikšmės visose upėse yra beveik vienodos, t. y. apie 0,4, tačiau didžiausios reikšmės labai skirtingos, jos kinta nuo 1,71 iki 2,04.

Remiantis šia analize galima išskirti Ventos upę, kurios modulinio koeficientų kaitos amplitudė didžiausia, ji kinta nuo 0,36 iki 2,04, ir Merkio upę, kurios modulinio koeficientų kaitos amplitudė mažiausia, ji kinta nuo 0,77 iki 1,31. Tokius modulinio koeficientų kaitos skirtumus galima paaiškinti nustačius nuotėkio netolygumo koeficientus.

Nuotėkio netolygumo koeficientas d apibūdina nuotėkio metinį pasiskirstymą tarp vandeningų ir sausų sezonų, jis kiekybiškai parodo nuotėkio deficitą iki vidutinio metinio ir yra nustatomas pagal formulę (Burneikis, Gailiusis, 1970):

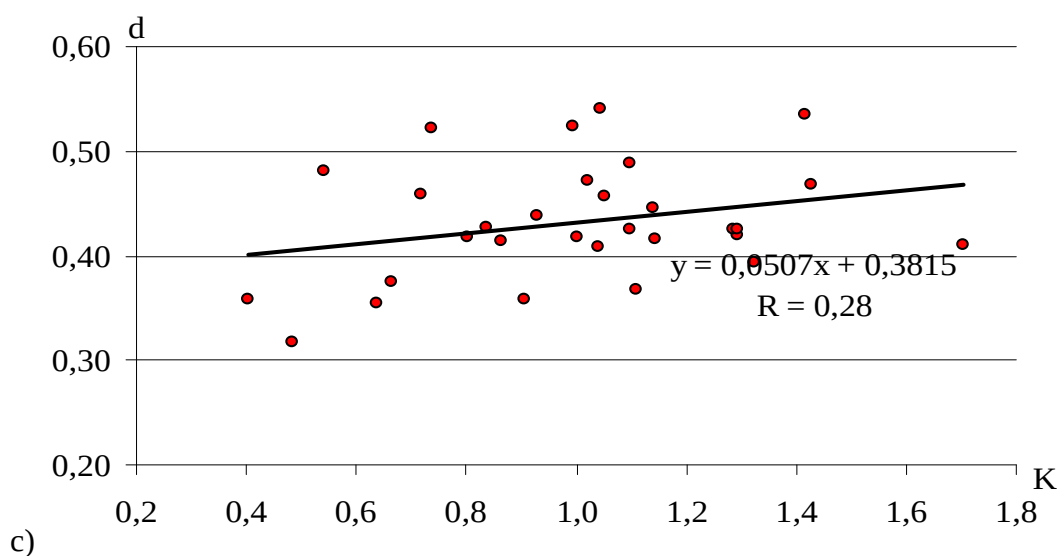
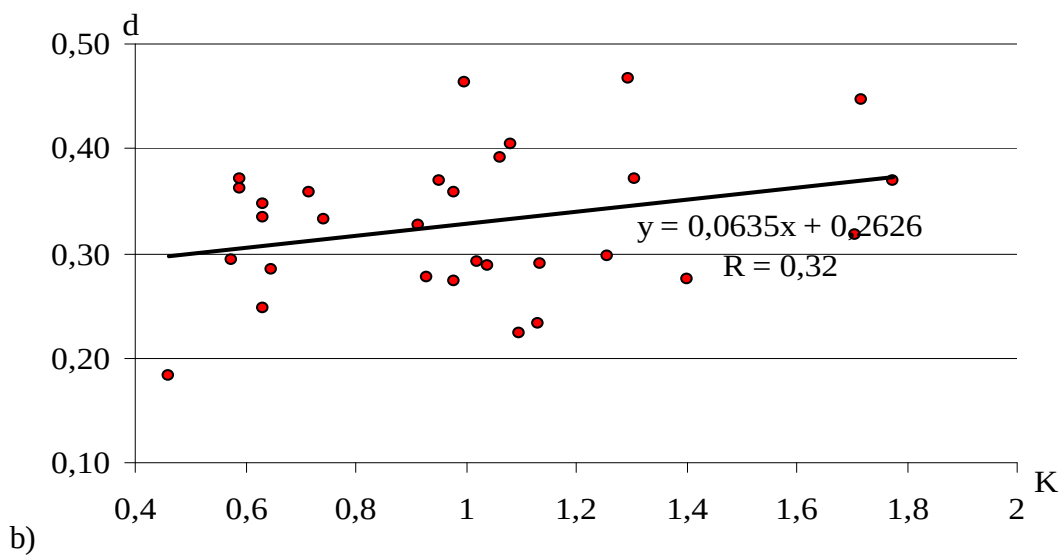
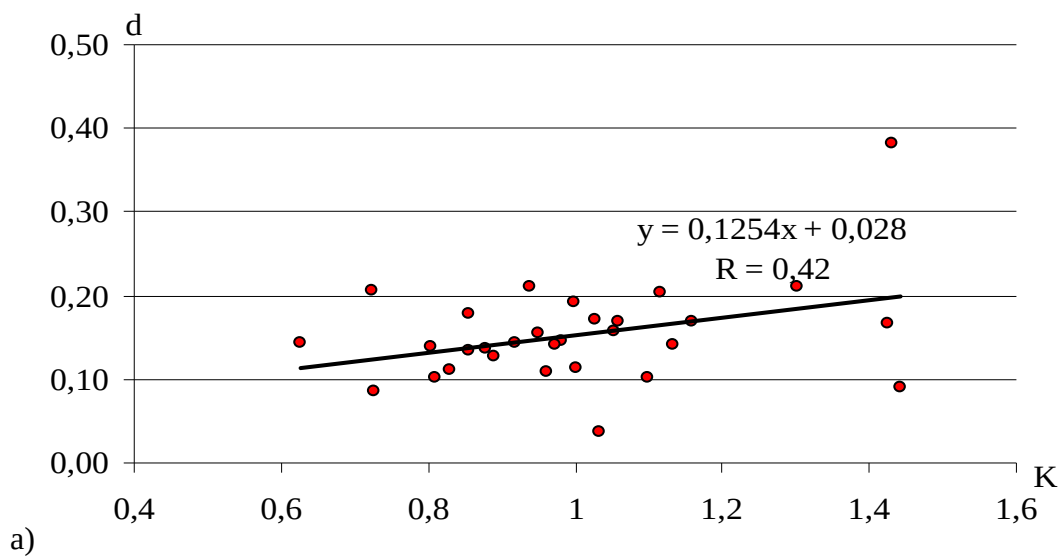
$$d = \frac{\sum Q_p - \bar{Q} \cdot t_p}{365(6) \bar{Q}}, \quad (3.1)$$

čia $\sum Q_p$ – paros debitų suma per laikotarpį t_p , kai debitai Q_p yra didesni už vidutinį metinį debitą $\bar{Q}$.

Ventos upėje netolygumo koeficientas d yra 0,42, o Merkio upėje – 0,15. Tai rodo, kad Merkio upėje yra labiau išlygintas nuotėkis nei Ventos upėje.

Apskaičiavus visoms nagrinėjamoms upėms nuotėkio netolygumo koeficientus gauta, kad Pietryčių Lietuvos upėse nuotėkis yra labiausiai išlygintas, nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,13 iki 0,3, Vakarų Lietuvos – mažiau, netolygumo koeficientai – nuo 0,33 iki 0,51, o Vidurio Lietuvos upėse nuotėkis mažiausiai išlygintas, nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,4 iki 0,53.

3.3 paveiksle pateiktos ryšio kreivės tarp nuotėkio netolygumo koeficiento d ir modulinio koeficiento K , kuris gaunamas kiekvienų metų debitą dalijant iš vidutinio daugiamečio debito.



3.3 pav. Nuotėkio netolygumo koeficiento d priklausomybė nuo modulinio koeficiento K :

a – Žeimena – Pabradė, b – Šešupė – Marijampolė, c – Akmena – Tūbaisiai

Moduliniai koeficientai, kaip santykiniai rodikliai, yra plačiausiai taikomi atliekant skirtingo dydžio upių analizę.

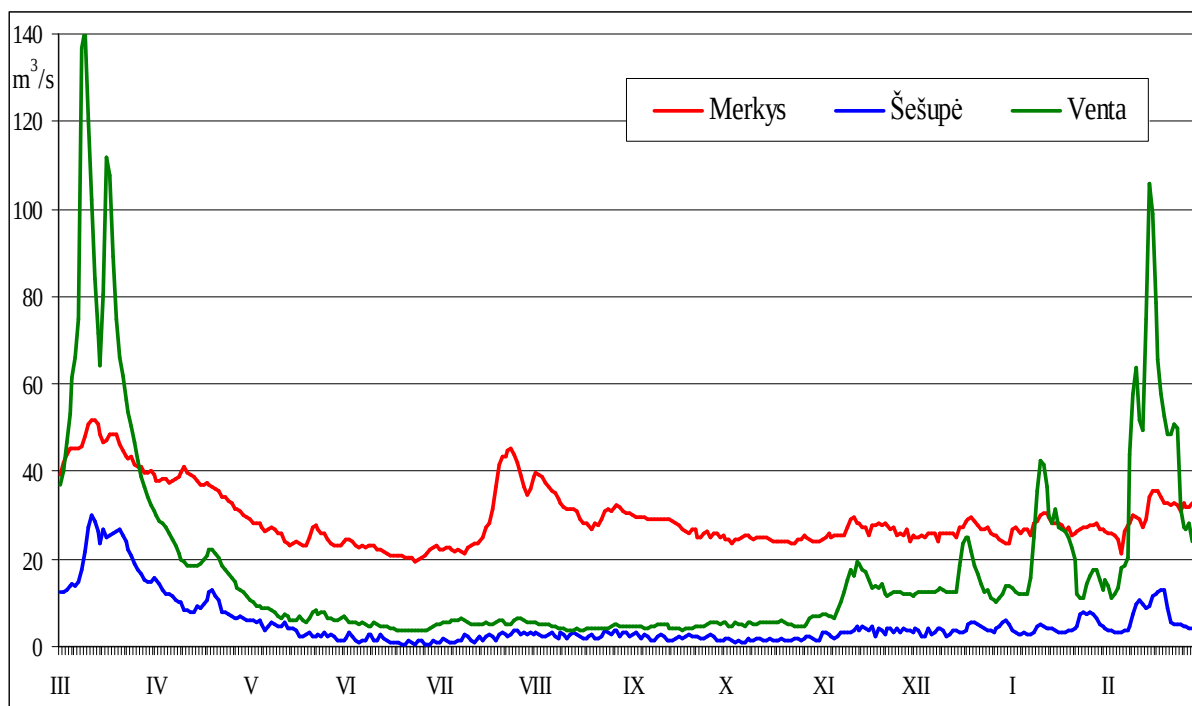
Pietryčių Lietuvos upėse ryšį parodantys koreliacijos koeficientai kinta nuo 0,002, iki 0,50, Vidurio Lietuvos – nuo –0,12 iki 0,32, Vakarų Lietuvos upėse – nuo –0,11 iki 0,28.

Upių nuotėkio netolygumo koeficientai taip pat priklauso nuo jau anksčiau minėtų parametrų, t. y. baseino fizinių-geografinių bei morfologinių sąlygų. Išnagrinėjus nuotėkio netolygumą įtakojančius veiksnius nustatyta, kad upių nuotėkio išlyginimas nuo upių vandeningumo nepriklauso.

Kiekvienos upės nuotėkio pasiskirstymas per metus priklauso ne tik nuo upės baseino morfologinių savybių, bet ir nuo fizinių-geografinių, t. y. ežeringumo, pelkėtumo, smėlingų bei miškingų plotų kiekio upės baseine.

Tačiau kiekvieną jų įvertinti sudėtinga dėl labai įvairaus Lietuvos reljefo, nes kiekviename upės baseine yra visi minėti fiziniai-geografiniai elementai, kurie savitai įtakoja nuotėkį. 3.4 paveiksle pateikta nuotėkio kaita per 2000–2001 hidrologinius metus panašaus upių baseinų dydžio, bet skirtingas nuotėkio formavimosi sąlygas turinčiose upėse: Merkys – Puvočiai (baseino plotas – 4300 km²), Šešupė – Marijampolė (baseino plotas – 3210 km²) ir Venta – Leckava (baseino plotas – 4060 km²).

Nagrinėjant upių nuotėkio pasiskirstymą per metus buvo nustatyti upių metų vandeningumai pagal tikimybių pasiskirstymą.



3.4 pav. Nuotėkio kaita 2000–2001 m. Merkio, Šešupės ir Ventos upėse

Iš pateiktos 3.5 lentelės matome, kad daugelyje Pietryčių Lietuvos upių didžiausias vandeningumas buvo 1994 metais (išskyrus Žeimenos upę, kur didelis vandeningumas buvo 2003 m.), o mažo vandeningumo metai visose šios hidrologinės srities upėse buvo 1976 m.

3.5 lentelė. Upių debitai įvairaus vandeningumo metais

Upės		Metai					
		Vandeningi	Vidutiniškai vandeningi	Vidutiniai	Vidutiniškai sausi	Sausi	Labai sausi
Merkys	debitas	42,55	35,26	32,22	29,38	26,27	24,93
	metai	1994	1985	1974	2001	1975	1976
Šventoji	debitas	61,48	46,85	40,16	33,87	20,10	19,75
	metai	1994	1978	1982	1996	1975	1976
Žeimena	debitas	34,01	24,11	21,37	18,79	15,89	13,72
	metai	2003	1998	1991	1992	2002	1976
Neris	debitas	132,73	106,52	96,02	85,07	68,85	61,86
	metai	1994	1985	1993	2001	1984	1976
Lėvuva	debitas	3,29	2,46	1,61	1,13	0,71	0,56
	metai	1980	1997	1983	1977	1984	2002
Šešupė	debitas	15,74	10,07	8,68	5,74	5,11	4,09
	metai	1974	1990	1989	1977	1975	1984
Venta	debitas	60,49	36,01	29,65	22,15	12,63	10,57
	metai	1980	1998	1982	2002	1975	1976
Akmena	debitas	7,38	4,93	4,02	3,03	1,61	1,60
	metai	1985	1979	1998	1993	1975	2002
Jūra	debitas	38,13	25,54	22,80	17,93	10,79	8,98
	metai	1980	1986	1979	1991	1995	1975
Šešuvis	debitas	28,65	18,53	15,97	11,88	7,58	6,93
	metai	1980	1979	1977	1992	2003	1976

Beveik visose nagrinėjamose Vakarų Lietuvos upėse didelio vandeningumo metai buvo 1980, išskyrus Akmenos upę, kurioje didžiausias vandeningumas buvo 1985 m. Labai

sausieji metai Ventos ir Šešuvio upėse buvo 1976, Akmenos upėje – 2002, o Jūros upėje – 1975 metai.

Kitose upėse įvairaus vandeningumo metai pagal tikimybes išsidėstę be ryškesnių dėsningumų, todėl buvo sudarytos upių nuotėkio skirtuminės integralinės kreivės ir nustatytos vandeningumo fazės.

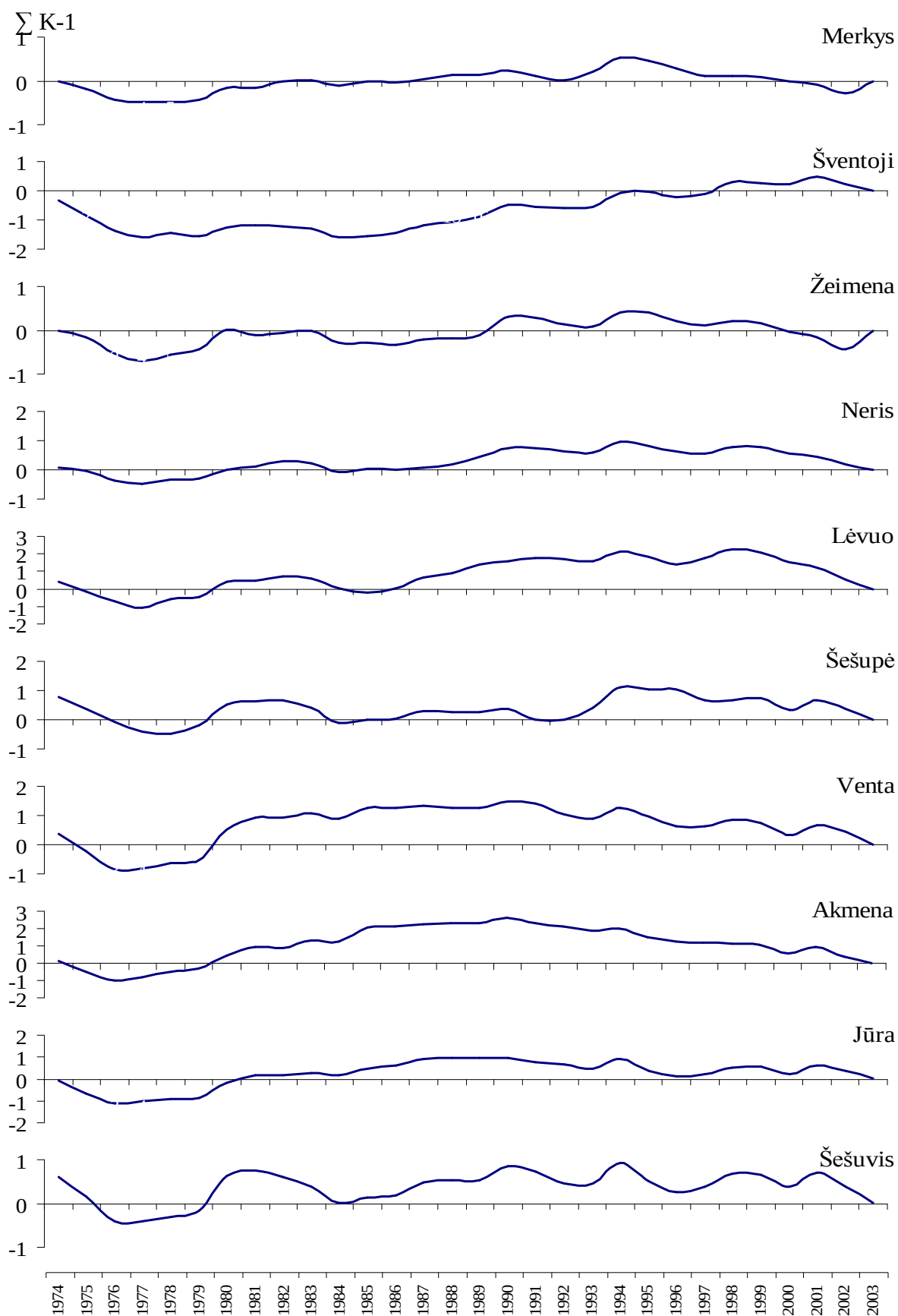
3.5 paveiksle parodytos vandeningumo fazės nagrinėjamosiose upėse. Daugumoje upių mažo vandeningumo fazė buvo 1974–1979 m., išskyrus Šventosios, Merkio ir Žeimenos upes, kur mažo vandeningumo fazė tęsiasi atitinkamai iki 1997, 1986 ir 1989 metų. Didelio vandeningumo fazė daugelyje upių, prasidėjusi nuo 1980 metų, tęsiasi iki 2003 metų. Žeimenos ir Merkio upėse per nagrinėjamą laikotarpį yra dar viena mažo vandeningumo fazė, kuri buvo 2000–2003, o Lėvens ir Šešupės upėse buvo dar dvi didelio vandeningumo fazės – 1980–1984 m. ir 1986–2003 m.

Tolimesniems tyrimams naudojami metų nuotėkio pasiskirstymo duomenys nustatyti ir pagal metų vidutinių debitų tikimybes, ir pagal skirtumines integralines kreives (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, Lukianas, 2004).

Taip pat svarbu išnagrinėti upių nuotėkio pasiskirstymą tiek sezonais, tiek atskirais mėnesiais. 3.6 lentelėje pateikti 1974–2003 metų laikotarpio nagrinėjamų upių nuotėkio pasiskirstymas sezonais bei atskirais mėnesiais pagal metų tikimybes (vandeningi iki 33 %, vidutinio vandeningumo – tikimybė tarp 33 ir 66 % bei mažo vandeningumo – tikimybė didesnė nei 66 %). Gauti rezultatai parodė, kad Pietryčių Lietuvos upėse mažiausias nuotėkis buvo pavasarį, jis kito nuo 21,3 iki 27,8 % nuo metų nuotėkio, išskyrus Šventosios upę, kur mažiausias nuotėkis yra vasaros sezonu ir jis kinta nuo 18,7 % iki 24,2 % nuo metų nuotėkio įvairaus vandeningumo laikotarpiais. Tiek Vidurio, tiek Vakarų Lietuvos upėse mažiausias upių nuotėkis yra vasaros sezonu.

Išnagrinėjus įvairaus vandeningumo metų laikotarpius nustatyta, kad vandeningų metų laikotarpiu beveik visose upėse rudens-žiemos sezonu nuteka daugiau nei 50 % nuo metų nuotėkio, o Vakarų Lietuvos upėse dargi daugiau nei 60 %. Išimtis yra Neris upė, kurioje rudens-žiemos sezonu vandeningų metų laikotarpiu nutekėjo 48 % nuo metų nuotėkio.

Vidutinio ir mažo vandeningumo metais Vidurio Lietuvos upėse didžiausi nuotėkiai buvo pavasario sezonu.



3.5 pav. Metų nuotėkio modulinio koeficiento nukrypimo nuo vidurkio integralinės kreivės

3.6 lentelė. Lietuvos upių nuotėkio mėnesinis ir sezoninis pasiskirstymas skirtingo vandeningumo laikotarpiais (% nuo metų nuotėkio)

Metai	Mėnuo												Sezonas		
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	Pavasaris	vasara	ruduo- žiema
Merkys															
Vandeningi	9,7	12,1	8,0	6,5	7,0	6,3	6,9	8,8	8,3	9,9	9,1	7,4	21,9	27,8	50,4
Vidutiniai	12,1	11,5	8,5	7,0	7,1	6,3	6,7	8,2	8,2	8,7	8,6	7,1	23,6	28,9	47,5
Mažo vandeningumo	11,1	11,3	9,2	7,4	7,2	6,6	6,7	7,6	7,7	8,0	8,4	8,8	22,4	30,4	47,2
Šventoji															
Vandeningi	12,4	14,9	6,9	4,3	4,1	3,5	4,7	7,7	8,0	9,0	13,3	11,4	27,2	18,7	54,1
Vidutiniai	18,0	18,2	9,5	4,5	3,6	3,8	4,5	5,7	7,0	7,9	8,4	8,9	36,3	21,4	42,3
Mažo vandeningumo	16,5	23,3	11,2	5,3	4,2	3,5	3,8	4,9	5,5	7,5	8,0	6,2	39,8	24,2	36,0
Žeimena															
Vandeningi	8,9	12,3	9,4	6,5	5,8	5,6	6,1	9,4	9,4	10,5	8,7	7,2	21,3	27,4	51,3
Vidutiniai	10,5	12,8	10,6	7,2	5,8	5,6	6,4	7,8	7,7	8,2	9,3	8,2	23,3	29,2	47,6
Mažo vandeningumo	11,1	13,0	11,5	7,7	6,5	5,7	6,0	6,8	7,4	7,9	8,0	8,4	24,2	31,4	44,4
Neris															
Vandeningi	10,3	12,7	9,1	6,7	6,8	6,1	6,8	8,7	8,3	8,1	9,0	7,3	23,1	28,7	48,2
Vidutiniai	11,3	16,5	9,4	6,9	6,6	6,2	6,2	7,1	6,7	7,2	9,0	6,9	27,8	29,1	43,1
Mažo vandeningumo	12,2	13,7	10,5	7,3	6,8	6,2	6,4	7,1	7,2	7,4	7,3	8,2	25,9	30,7	43,4
Lėvuo															
Vandeningi	14,6	19,3	4,6	2,4	5,0	2,6	3,9	7,5	7,8	10,2	13,4	8,9	33,9	14,6	51,6
Vidutiniai	27,8	20,5	7,9	1,5	1,2	0,9	1,1	3,9	5,3	9,7	12,1	8,0	48,3	11,6	40,1
Mažo vandeningumo	25,8	29,5	8,1	3,2	1,9	1,9	1,7	2,2	5,2	5,3	5,2	10,0	55,3	15,0	29,7

3.6 lentelė (tęsinys)

Metai	Mėnuo												Sezonas		
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	Pavasaris	vasara	ruduo- žiema
Šešupė															
Vandeningi	13,9	15,6	5,7	3,5	4,3	3,7	4,2	6,3	8,4	10,0	13,3	11,1	29,6	17,1	53,3
Vidutiniai	18,4	20,1	9,0	4,7	3,8	2,6	3,2	4,0	5,6	8,3	9,8	10,6	38,6	20,0	41,5
Mažo vandeningumo	24,0	16,6	9,5	5,1	4,2	3,8	3,1	3,9	5,6	7,3	9,3	7,7	40,5	22,6	36,8
Venta															
Vandeningi	11,7	12,5	4,3	3,1	3,8	3,4	5,2	10,0	14,0	11,4	11,3	9,2	24,2	14,6	61,2
Vidutiniai	14,7	17,9	6,4	3,1	2,5	2,9	2,9	4,3	8,2	13,7	13,9	9,5	32,6	14,9	52,5
Mažo vandeningumo	19,4	19,3	7,9	4,6	3,4	2,0	3,3	5,3	5,9	8,1	11,8	9,1	38,7	17,9	43,4
Akmena															
Vandeningi	13,0	10,0	1,9	0,8	1,4	4,3	6,3	12,0	20,0	12,6	10,5	7,1	23,0	8,4	68,6
Vidutiniai	13,9	8,7	2,0	1,5	1,7	3,5	5,0	12,6	12,6	17,4	12,5	8,5	22,6	8,7	68,7
Mažo vandeningumo	16,2	13,2	5,0	2,6	1,7	1,8	2,8	3,4	7,5	11,4	19,4	15,1	29,4	11,0	59,6
Jūra															
Vandeningi	12,7	13,6	3,9	2,8	3,0	4,3	5,3	9,1	14,4	11,9	10,0	9,0	26,2	14,1	59,7
Vidutiniai	14,1	13,1	3,9	2,2	2,0	3,3	5,1	7,9	11,2	13,2	14,5	9,5	27,2	11,5	61,4
Mažo vandeningumo	17,4	13,1	7,0	3,2	3,4	2,5	2,8	4,9	7,9	10,2	17,7	9,8	30,6	16,1	53,3
Šešuvis															
Vandeningi	11,8	12,5	3,8	2,3	3,4	3,8	3,4	10,0	13,4	12,3	11,7	11,7	24,3	13,3	62,4
Vidutiniai	19,0	15,4	3,6	2,0	2,1	2,3	4,8	4,9	8,7	14,9	13,3	8,9	34,4	10,1	55,5
Mažo vandeningumo	20,9	18,4	6,8	3,4	2,5	2,1	2,9	4,7	7,0	8,5	12,8	10,0	39,3	14,9	45,9

3.2.2. Žmogaus ūkinės veiklos įtaka upių nuotėkiui

Vanduo iš upių imamas pramonės, buitiniams bei komunaliniams poreikiams, ant upių įrengiami įvairios paskirties tvenkiniai. Vanduo iš vienu upių baseinų kanalais nukreipiamas į kitų upių baseinus. Visuose upių baseinuose intensyviai buvo sausinamos šlapios žemės. Ši žmogaus veikla turi skirtingą įtaką įvairioms hidrologinio režimo charakteristikoms – maksimaliems ir minimaliems debitams, nuotėkio pasiskirstymui per metus, metiniam nuotėkiui ir jo kaitai.

Reikšmingiausiai ūkinė veikla upės baseine atspindi vandens sezoninės arba mėnesinės prietakos pokyčiais, kurių pagrindinė priežastis yra potvynių nuotėkio reguliavimas tvenkiniuose, nuotėkio permetimas į kitus baseinus, vagų gilinimas. Kitos ūkinės veiklos atveju (melioracija, miškų išskirtimas, urbanizacija) upių sezoninis nuotėkis keičiasi nežymiai – antropogeninės veiklos įtaką sunku arba neįmanoma atskirti nuo nuotėkio gamtinės kaitos.

Nuotėkio pokyčiai pastebėti ne tik didelėse upėse, bet ir mažose, kurios yra jautresnės tiek gamtinių, tiek antropogeninių veiksnių įakai.

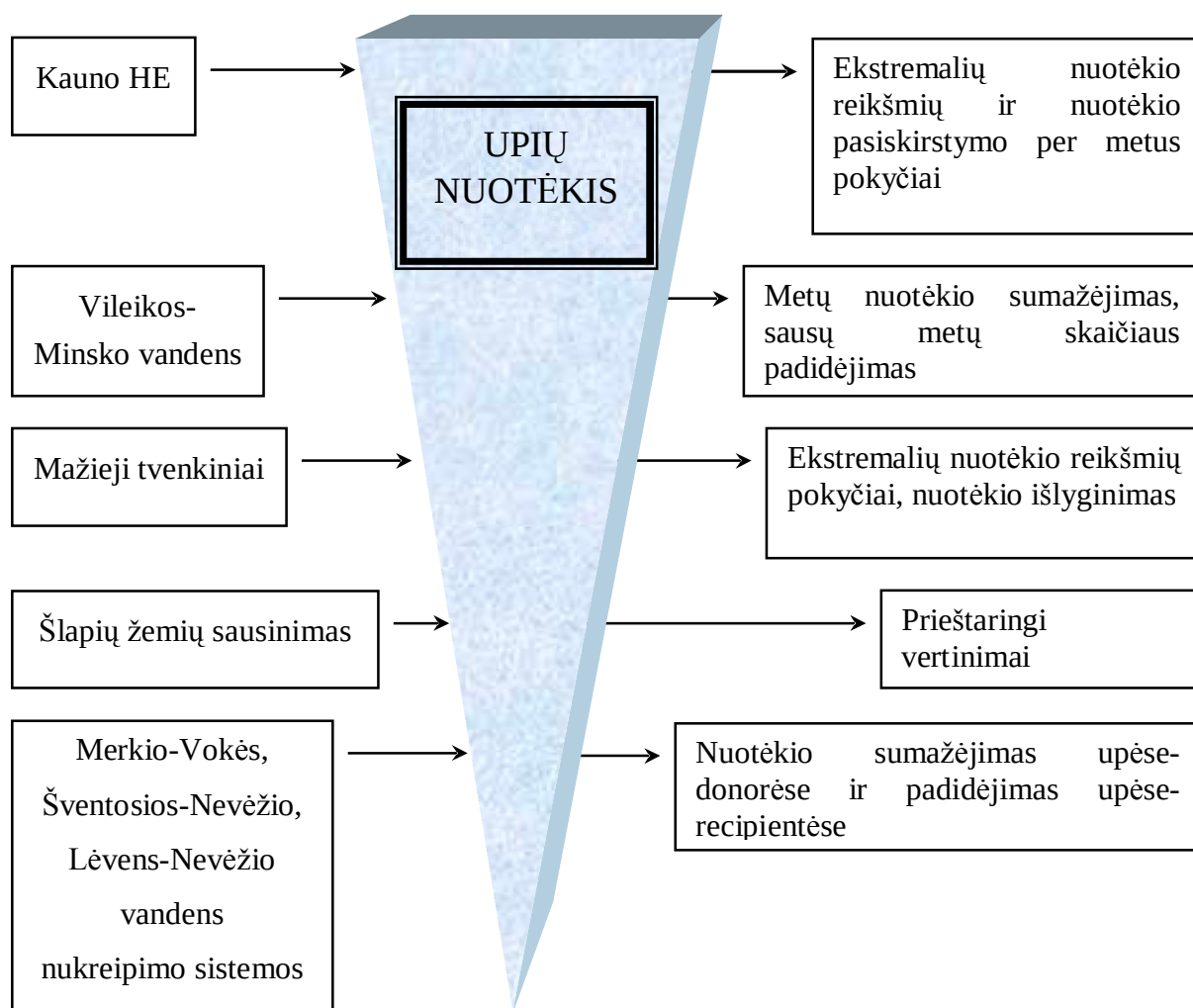
Intensyvus vandens naudojimas keičia ne tik būdingą upių hidrologinio režimo daugiamečių kaitos pobūdį, bet ir sukelia vandens ekosistemų pusiausvyros pokyčius, be to kinta vandens tėkmės parametrai, kurie savo ruožtu įtakoja vagas ir krantų eroziją, padidina upių vagų uždumblėjimą, kinta vandens kokybė bei temperatūros režimas.

Ilgą laiką visų, su vandeniu susijusių, darbų pagrindiniai tikslai buvo patenkinti ūkinius žmogaus poreikius užtikrinant hidrotechnikos objektų ekonominę naudą, saugumą. Ekologinėmis reguliavimo pasekmėmis susidomėta palyginti neseniai.

Antropogeninės veiklos, dariusios esminį poveikį Lietuvos upių hidrologiniam režimui, struktūrinė schema pateikta 3.6 paveiksle.

Tvenkinių poveikio hidrologinio režimo pokyčiams vertinimas yra problematiškas, nes jie buvo įrengti skirtingo vandeningumo laikotarpiais ir tenka atskirti tvenkinio poveikį nuo natūralios ciklinio vandeningumo kaitos. Šis aspektas labai svarbus tais atvejais, kai upės nuotėkio charakteristika tiesiogiai priklauso nuo metų vandeningumo.

Apskaičiuoti nuotėkio netolygumo koeficientai iki nagrinėjamų upių užtvenkimo ir po jo (3.7 lentelė).



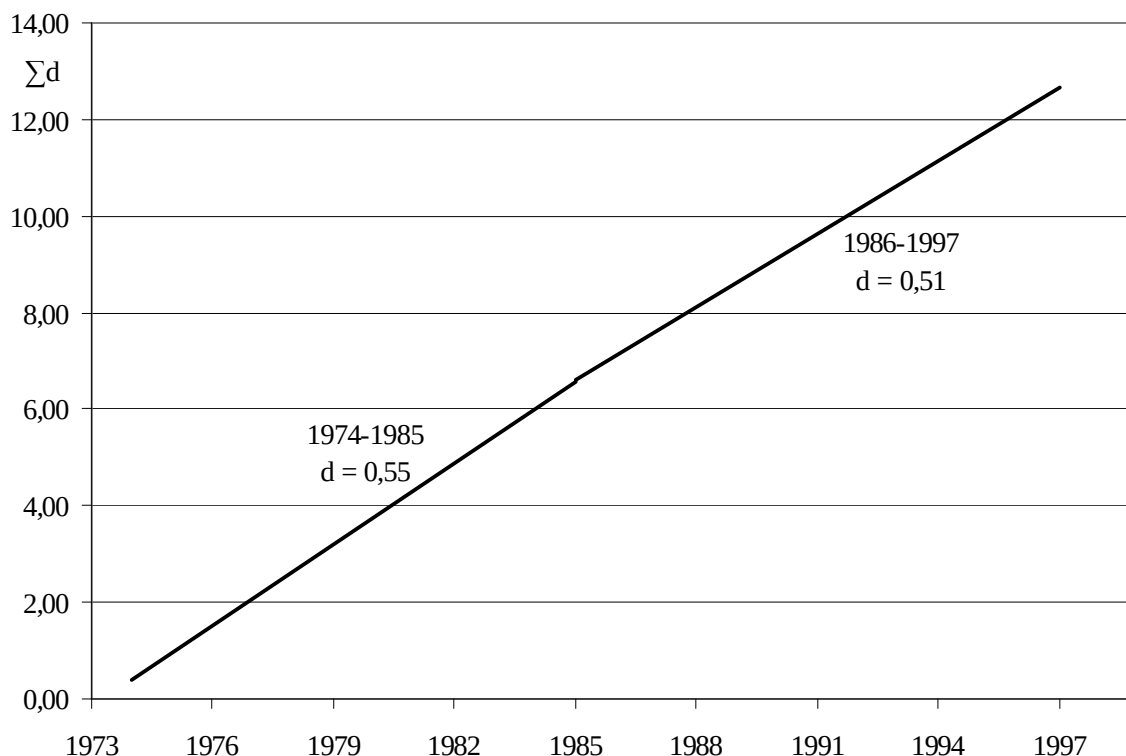
3.6 pav. Žmogaus ūkinės veiklos įtakos upių hidrologiniam režimui struktūrinė schema

(Gailiusis, 2001)

3.7 lentelė. Nuotėkio netolygumo koeficientai iki ir po upių užtvėnkimo

Upės	Tvenkinys	Tvenkinio		Nuotėkio netolygumo koeficientas, d	
		bendras tūris tūks.m ³	pastatymo metai	iki užtvankos pastatymo	po užtvankos pastatymo
Šventoji	Užpalių	718,6	1982	0,29	0,25
Lėvu	Kupiškio	33183	1986	0,58	0,47
Akmena	Tūbausių	2092	1986	0,58	0,53
Jūra	Tauragės	437	1976	0,48	0,45

3.7 paveiksle pateikta pagal Lėvens upės ties Kupiškio 1974–1997 metų nuotėkio netolygumo koeficiento d reikšmės sudaryta suminė d kreivė, kuri turi 1 ryškiai išreikštą lūžį 1986 metais, dėl tvenkinio įrengimo.

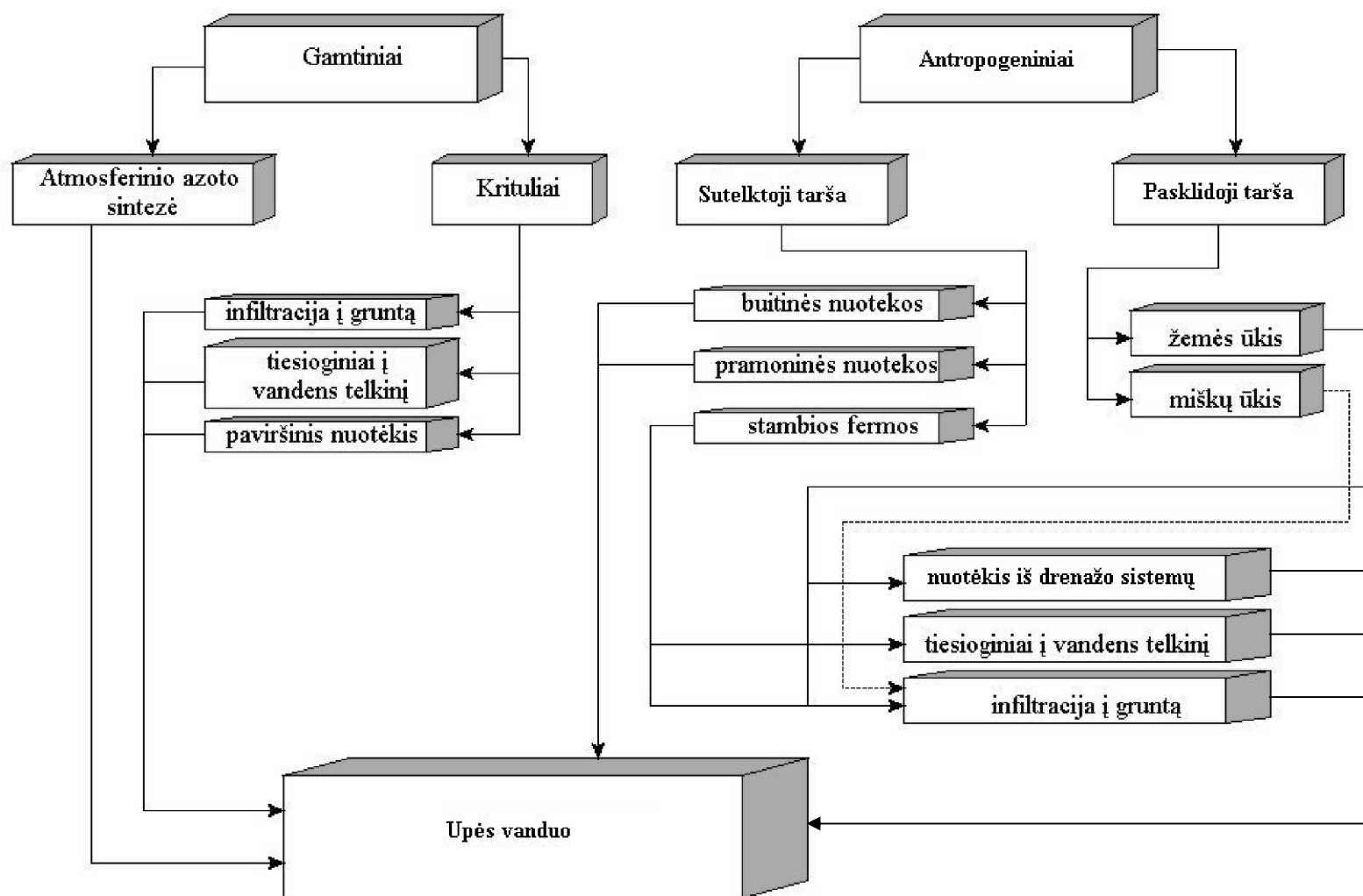


3.7 pav. Suminė nuotėkio netolygumo koeficiento d kreivė su lūžio tašku 1986 metais, pagal Lėvens ties Kupiškio 1974–1997 metų nuotėkio duomenis

Dar vienas nuotėkį reguliuojantis antropogeninis veiksnys yra šlapių žemių sausinimas. Kadangi Lietuva yra drėgmės pertekliaus zonoje, todėl jau nuo 1910 metų buvo pradėti vykdyti melioravimo darbai, kurie pokario metais ypatingai suintensyvėjo. Atliekant melioravimo darbus nuotėkio formavimosi sąlygų pokyčiai upių baseinuose vyksta palaipsniui, t. y. išryškėja ne iš karto. Todėl tuo pačiu metu įtakojant ir kitiems veiksniams bei natūraliems nuotėkio svyravimams, labai sudėtinga apibrėžti sausinimo įtakos vertę, nes sudėtinga nustatyti ribą, kada prasideda nuotėkio formavimosi sąlygų pokyčiai.

3.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumai

Biogeninės medžiagos svarbios vandens ekosistamai, tačiau per dideli jų kiekiai išbalansuoja biotos ir abiotos sistemas. Prieš nagrinėjant biogenų koncentracijų dydžių ir kaitos priežastingumą buvo nustatyti pagrindiniai azoto ir fosforo junginių patekimo keliai į upių vandenį. Azoto junginių šaltiniai į upių vandenį pavaizduoti schematiškai 3.8 paveiksle.



3.8 pav. Azoto junginių patekimo keliai į paviršinius vandenis

Azoto junginiai į upių vandenis patenka gamtiniu ir antropogeniniu būdu.

Gamtiniai veiksniai yra keli: kuomet *Azotobacter* bakterijos iš vandenyje ištirpusio molekulinio atmosferinio azoto sintetina organinius azoto junginius, o pastarieji lengvai transformuojasi į nagrinėjamus neorganinius azoto junginius (amonį, nitratus ir nitratų). Azoto junginių yra krituliuose, kurie į upių vandenis patenka tiesiogiai krituliams krintant į vandens telkinius. Krituliams iškritus upės baseine vanduo infiltruojasi į gruntą, papildo gruntinius vandenis. Dalis kritulių nutekėdami upės baseino paviršiumi tiesiogiai patenka į upių vagas.

Kita azoto junginių, patenkančių į upių vandenį, kilmė yra antropogeninė. Šią taršą galima skirti į sutelktąją ir pasklidąją.

Darbe nagrinėjami azoto junginiai, patenkantys iš sutelktosios taršos šaltinių į upių vandenį kartu su buitinėmis ir pramoninėmis nuotekomis. Šiai taršos šaltinių grupei priskiriami stambūs gyvulininkystės kompleksai ir fermos, iš kurių mineralinis azotas į paviršinius vandenis patenka su tiesioginėmis nuotekomis bei per gruntinius vandenis.

Pasklidosios taršos šaltiniams priskiriama žemės ir miškų ūkio veikla. Šiuo atveju, mineralinis azotas į paviršinius vandens telkinius patenka vandeniui nutekant baseino paviršiumi, per drenažo sistemas bei vandeniui infiltruojantis į gruntą.

Fosforo junginių į upių vandenį patekimo keliai yra labai panašūs kaip ir azoto. Skirtumas yra tas, kad fosforo junginių šaltiniai yra tik antropogeninės kilmės.

Šiame skyriuje nagrinėjama biogenų koncentracijų kaita laiko, ūkinės veiklos intensyvumo ir upių vandeningumo atžvilgiu.

3.3.1. Biogeninių medžiagų kaita

Analitiniu būdu analizuojant ilgalaikius skirtingose Lietuvos hidrologinėse srityse esančių upių vandens kokybės duomenis nustatyti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos dėsningumai.

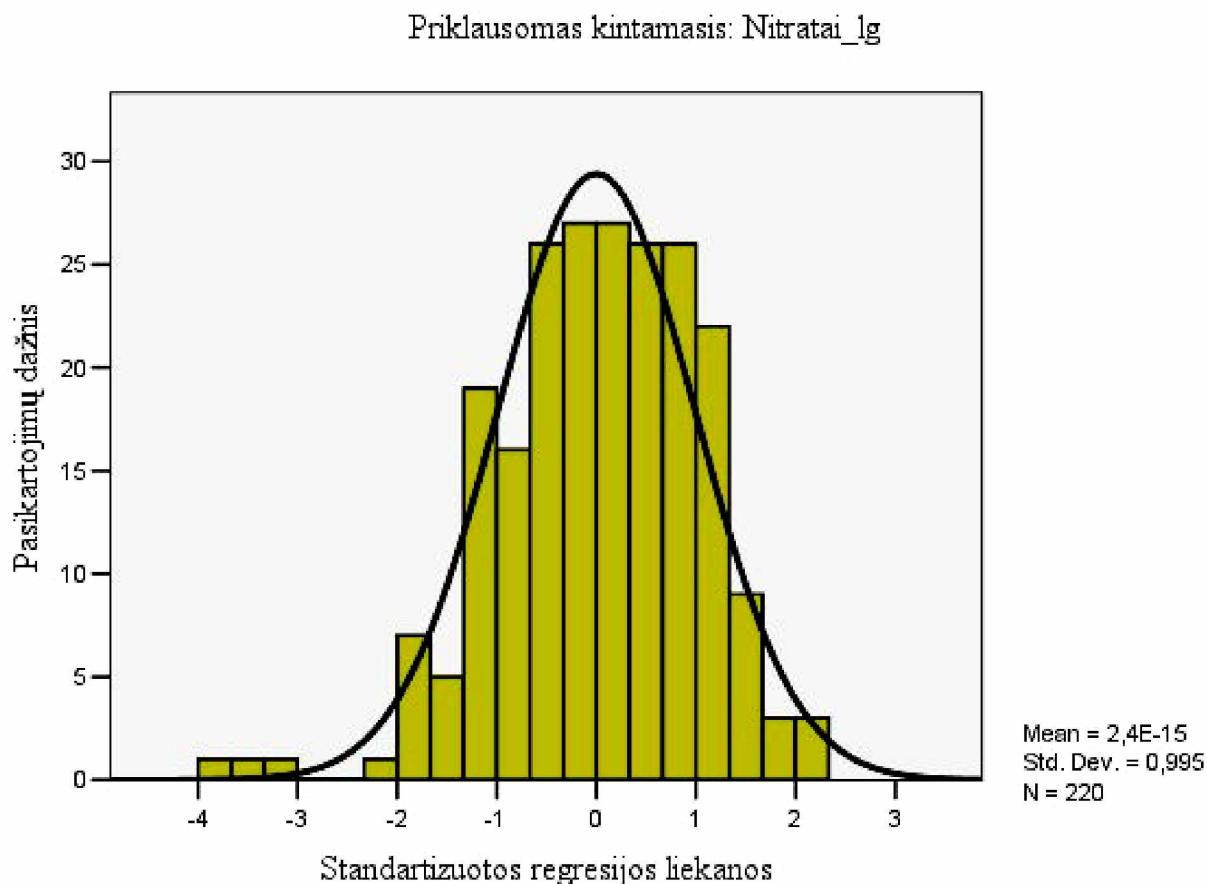
SPSS programiniu paketu atlikta statistinė analizė, kurios tikslas nustatyti nitratų koncentracijos laiko atžvilgiu visose nagrinėjamose upėse per 1974–2003 metų laikotarpį kaitos tendencijas.

Pradžioje parenkamas statistinis modelis, pagal kurį atliekami statistiniai vertinimai.

Merkio upės vandenyje nitratų koncentracijos kaitos analizei buvo pasirinktas tiesinės regresijos modelis, tačiau nubraižius liekamųjų paklaidų grafiką pastebėta, kad dėl mažų duomenų reikšmių pažeistos regresinio modelio prielaidos, todėl duomenys buvo

transformuojami, t. y. logaritmuojami.

3.9 paveiksle parodyta nitratų koncentracijų transformuotų reikšmių standartizuotų regresijos liekanų histograma.



3.9 pav. Liekanų histograma

Histogramoje matyti, kad yra abejotinų duomenų reikšmių, kurios gali būti eliminuotos ir neįtrauktos į tolimesnes analizes.

3.8 lentelėje pateikti vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai, kurie parodo, kad analizuojami kintamieji statistiškai reikšmingai skiriasi (p -reikšmė $< 0,05$), todėl galima teigti, kad nitratų koncentracijos dėsningai kinta.

3.9 lentelėje pateikti dispersinės analizės koeficientai. Kadangi nagrinėjamu laikotarpiu nitratų koncentracijų kaitos dėsningumą nusakantis nestandartizuotas B koeficientas yra teigiamas, todėl galima daryti išvadą, kad Merkio upėje nitratų koncentracijos laiko atžvilgiu turi tendenciją didėti.

3.8 lentelė Dispersinė analizė (ANOVA)

Modelis		Kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Dispersijos įverčiai	F statistikos	p-reikšmė
1	Regresija	6,515	1	6,515	48,818	0,000(a)
	Liekanos	29,094	218	0,133		
	Suma	35,609	219			

Įtakojančys kintamieji: (Konstanta), Data
Priklausomi kintamieji: Nitratai_lg

3.9 lentelė Dispersinės analizės koeficientai

Modelis		Nestandardizuoti Koeficientai	Standartizuoti koeficientai	t-testas	p-reikšmė
		B	Standartinė paklaida		
1	Konstanta	-9,128	1,247	-7,320	0,000
	Data	6,73E-010	0,000	0,428	6,987

Priklausomi kintamieji: Nitratai_lg

Atlikus tokius pačius statistinius tyrimus visoms nagrinėjamos upės nustatyta, kad nitratų koncentracijos per 1974–2003 metų laikotarpį turi tendenciją didėti.

Fosfatų koncentracijos, priešingai nei nitratų, Merkio upėje mažėja, tai nustatyta pritaikius taip pat tiesinės regresijos modelį. 3.10 lentelėje pateikti dispersinės analizės rezultatai, kur p-reikšmė < 0,05, tai rodo, kad kintamieji statistiškai reikšmingai skiriasi, o 3.11 lentelėje ties įtakančiu kintamuoju nestandardizuotas B koeficientas yra neigiamas, tuo patvirtindamas fosfatų koncentracijų mažėjimą.

3.10 lentelė Dispersinė analizė (ANOVA)

Modelis		Kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Dispersijos įverčiai	F statistikos	p-reikšmė
1	Regresija	0,978	1	0,978	11,203	0,001(a)
	Liekanos	18,675	214	0,087		
	Suma	19,652	215			

Įtakojančys kintamieji: (Konstanta), Data
Priklausomi kintamieji: Fosfatai_lg

3.11 lentelė Dispersinės analizės koeficientai

Modelis		Nestandardizuoti koeficientai		Standartizuoti koeficientai		t-testas	p-reikšmė
		B	Standartinė paklaida	Beta			
1	Konstanta	2,138	1,024	-0,223		2,089	0,038
	Data	-2,6E-010	0,000			-3,347	0,001
Priklausomi kintamieji: Fosfatai_lg							

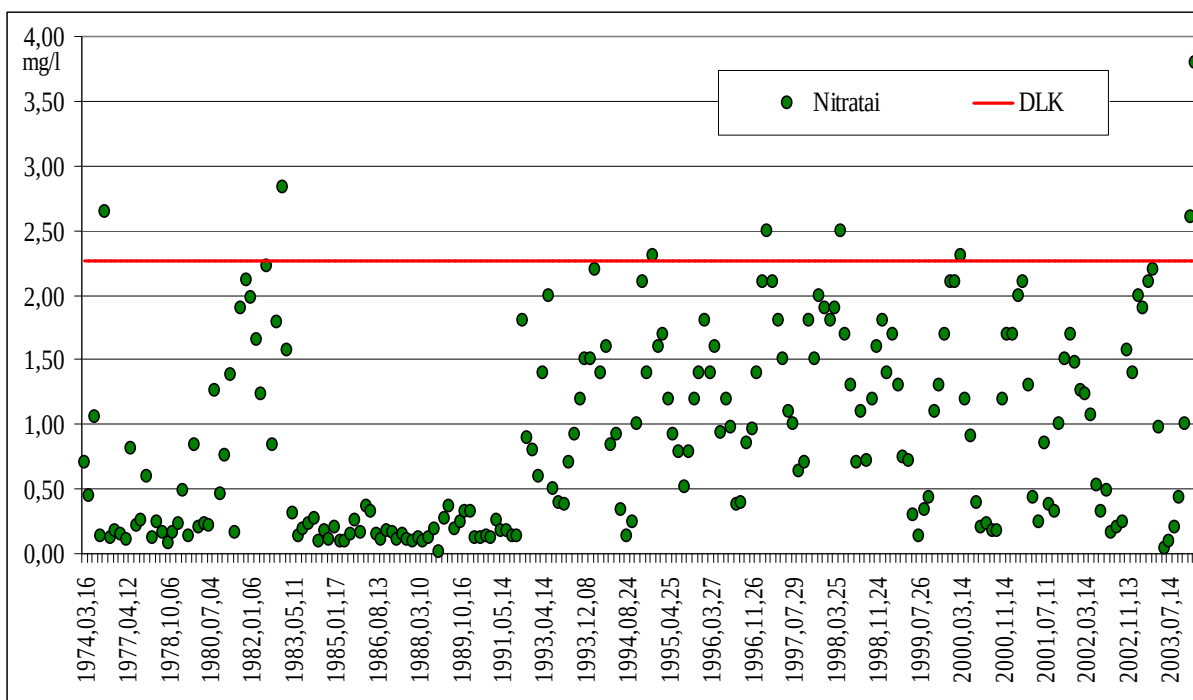
Beveik visų nagrinėjamų upių vandenyje fosfatų koncentracijos laiko atžvilgiu mažėja, išskyrus Šešupės, Jūros ir Šešuvio upes, kur fosfatų koncentracijos per pastarąjį trisdešimtmetį mažai kito ir statistinė analizė bei trendai parodė tolyginę koncentracijų pasiskirstymą.

Išanalizavus nitratų ir fosfatų didžiausių leistinų koncentracijų (DLK) viršijimų tendencijas nustatyta, kad Pietryčių Lietuvos upėse per 1974–2003 metų laikotarpį nitratų DLK viršijimų buvo mažiausia, jų skaičius kito nuo 1 iki 6, Vakarų Lietuvos upėse – nuo 8 iki 31, o didžiausias viršijimų skaičius stebimas Vidurio Lietuvos upėse, jis kito nuo 32 iki 42.

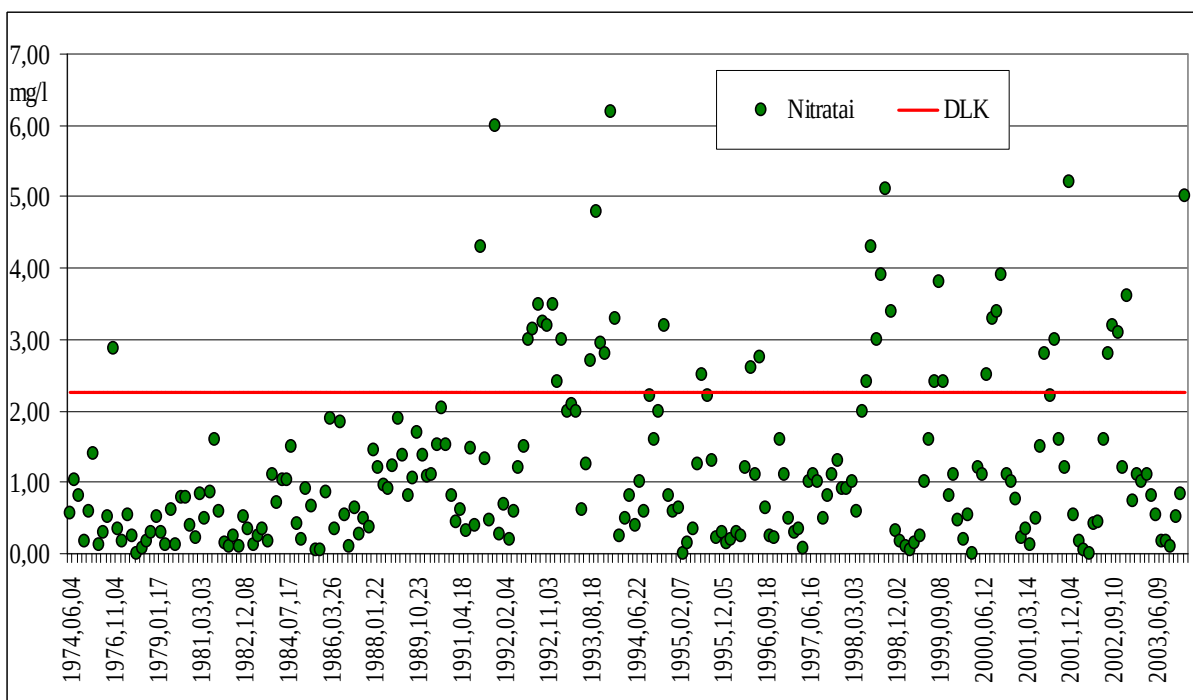
Palyginimui pateikti 3.10 ir 3.11 paveikslai, kuriuose matyti Jūros ir Lėvens upių vandenyse nitratų koncentracijų kaita ir DLK ribinė vertė (2,26 mg/l).

Fosfatų DLK viršijimų skaičius didžiausias buvo, kaip ir nitratų, Vidurio Lietuvos upėse, jis kito nuo 96 iki 154, Pietryčių Lietuvos upėse fosfatų DLK viršijimų skaičius kito nuo 30 iki 128, o mažiausiai pastebėta Vakarų Lietuvos upėse, čia DLK viršijimų skaičius kito nuo 21 iki 82.

Tačiau svarbu žinoti ne tik koks buvo DLK viršijimų skaičius, bet ir santykį tarp faktinės ir leistinos koncentracijos (3.12 pav.).

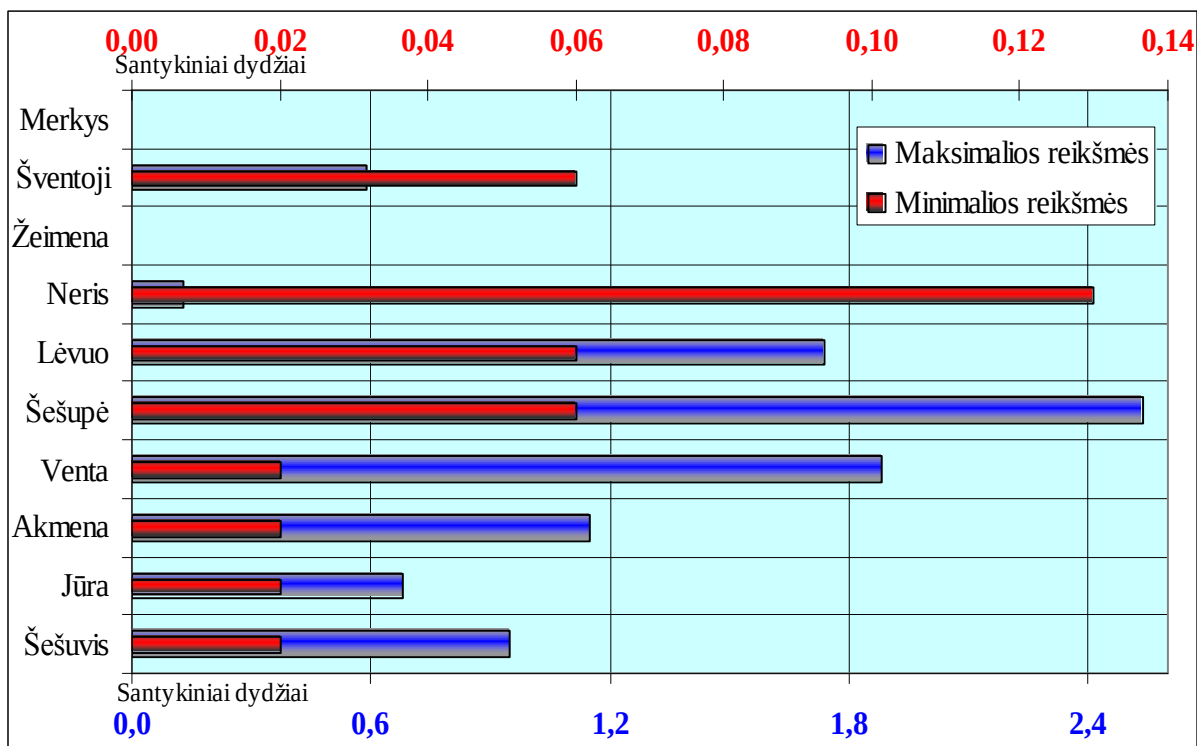


3.10 pav. Nitratų koncentracijos kaita Jūros upėje

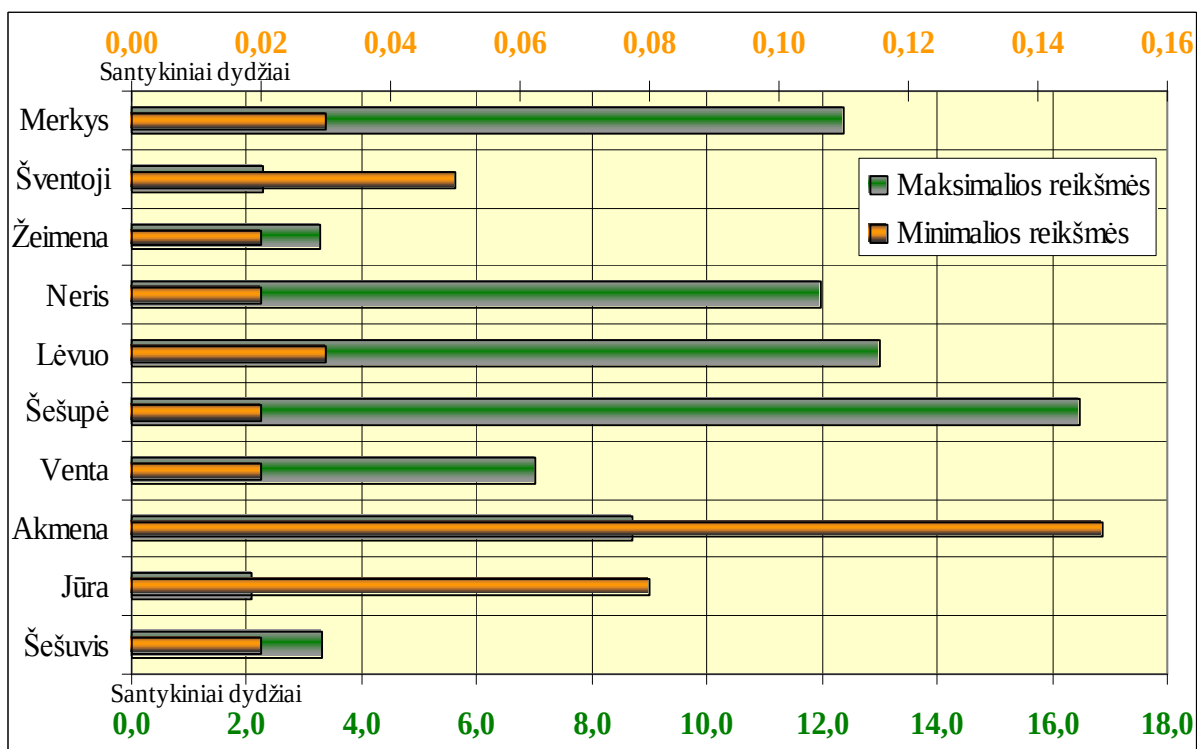


3.11 pav. Nitratų koncentracijos kaita Lėvens upėje

Nitratų koncentracijų santykinės reikšmės Pietryčių Lietuvos upėse kito nuo 0,06 iki 0,59, Vidurio Lietuvos upėse – nuo 0,06 iki 2,54, Vakarų Lietuvos upėse – nuo 0,02 iki 1,88.



a)



(b)

3.12 pav. Nitratų (a) ir fosfatų (b) didžiausių leidžiamų koncentracijų viršijimų santykinės reikšmės

Fosfatų koncentracijų santykinės reikšmės Vidurio Lietuvos upėse taip pat didžiausios, jos kito nuo 0,02 iki 16,5, Pietryčių Lietuvos upėse – nuo 0,02 iki 11,9, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 0,02 iki 8,69.

3.3.2. Žmogaus ūkinės veiklos intensyvumo įtaka

Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos priežasčių yra labai daug ir jos tarpusavyje susijusios. Suprantama, kad žmogaus ūkinė veikla yra viena iš svarbiausių įtakos elementų. Tyrimais nustatėme, kad visą nagrinėjamą laikotarpį galima skirti į du laiko tarpsnius (1974–1990 m. ir 1991–2003 m.), besiskiriančius antropogeninės veiklos intensyvumu. Antrajame laikotarpyje, pasikeitus politinei padėčiai, radikaliai pasikeitė antropogeninės veiklos pobūdis (nustojo veikusios daugelis pramonės įmonių, žemės ūkyje mažiau naudojama trąšų ir kt.). Ar visi šie pasikeitimai įtakoją biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą, paaiškėjo atlikus statistinę analizę.

Pradžioje visas nagrinėjamas laikotarpis buvo suskirstytas į tris tarpsnius: 1974–1990, 1991–1996, 1997–2003 m., tam, kad būtų galima palyginti biogenų koncentracijų kaitą prieš ir po radikalaus ekonominio ir politinio lūžio. Etalonu pasirinktas laikotarpis, kuriame antropogeninės veiklos intensyvumas mažiausias, t. y. 1991–1996 m., vadinasi ir teršiama buvo mažiau.

Kadangi žmogaus ūkinė veikla skirstoma į sutelktąją ir pasklidąją, todėl detalesnė statistinė analizė pateikiama skirtingų hidrologinių sričių su skirtinga antropogeneine veikla Neries, Lėvens ir Jūros upių baseinuose.

Šiuo atveju naudota vienfaktorinė dispersinė analizė, kurios pradžioje iškeliami statistinė hipotezė:

$$\begin{cases} H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 \\ H_1 : \text{bent du vidurkiai skiriasi} \end{cases}$$

čia, μ_1 , μ_2 , μ_3 – nitratų koncentracijų vidurkiai skirtingais laikotarpiais.

3.12 lentelėje pateikti dispersinės analizės rezultatai. Pirmiausia pateiktoje lentelėje atkreipiamas dėmesys į parametrų reikšmingumą, t. y. ar kintamieji reikšmingai skiriasi, kad būtų galima palyginti. Pagal gautus rezultatus matome, kad kintamojo 1991–1996 laikotarpiu p-reikšmė $> 0,05$. Vadinasi, 1997–2003 metų ir 1990–1996 metų laikotarpiais

nitratų koncentracijų kaita Neries upėje reikšmingai tarpusavyje nesiskiria, nors turi tendenciją didėti. 1974–1990 metų laikotarpiu nitratų koncentracijos etaloninio laikotarpio atžvilgiu mažėjo.

3.12 lentelė. Nitratų koncentracijų Neries vandenyje vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai

Parametrai	B	Standartinė paklaida	t-testas	p-reikšmė	95 % patikimumo intervalai	
					apatinė riba	viršutinė riba
Sudedamieji	0,803	3,239	0,248	0,804	-5,579	7,185
1974–1990	-0,328	0,120	-2,727	0,007	-0,566	-0,091
1997–2003	0,126	0,091	1,377	0,170	-0,054	0,305
1991–1996	0(a)					

Tokia pati situacija yra ir Lėvens ir Jūros upėse, kur ekonominio nuosmukio metu buvusių nitratų koncentracijas palyginus su 1997–2003 metų laikotarpiu, gauta, kad nėra reikšmingo skirtumo (3.13, 3.14 lentelės).

3.13 lentelė. Nitratų koncentracijų Lėvens vandenyje vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai

Parametrai	B	Standartinė paklaida	t-testas	p-reikšmė	95 % patikimumo intervalai	
					apatinė riba	viršutinė riba
Sudedamieji	0,059	0,059	1,002	0,317	-0,057	0,176
1974–1990	-0,344	0,077	-4,449	0,000	-0,496	-0,192
1997–2003	0,094	0,076	-1,230	0,220	-0,244	0,057
1991–1996	0(a)					

Iš šios analizės galima daryti prielaidą, kad nėra prasmės visą nagrinėjamą laikotarpį skaidyti į 3 ekonominę situaciją parodančius laikotarpius, nes etaloninis 1991–1996 ir laikotarpis nuo 1997 iki 2003 metų reikšmingai nesiskiria. Tai reiškia, kad 1990–1991 metais įvykęs prasmingiausias ekonominis lūžis įtakoja ir paskutiniuosius metus. Todėl toliau nagrinėjami pagal antropogeninės veiklos intensyvumą laikotarpiai skirstomi į du tarpsnius – iki 1991 ir nuo 1991 metų.

3.14 lentelė. Nitratų koncentracijų Jūros vandenyje vienfaktorinės dispersinės analizės rezultatai

Parametrai	B	Standartinė paklaida	t-testas	p-reikšmė	95 % patikimumo intervalai	
					apatinė riba	viršutinė riba
Sudedamieji	-0,158	0,057	-2,778	0,006	-0,270	-0,046
1974–1990	-0,474	0,072	-6,598	0,000	-0,615	-0,332
1997–2003	0,047	0,070	0,663	0,508	-0,092	0,185
1991–1996	0(a)					

3.15 lentelėje pateiktos biogeninių medžiagų kaitos charakteristikos. Pirmojo tarpsnio metu nitratų koncentracijų didžiausia kitimo amplitudė buvo Akmenos (nuo 0,030 iki 4,858 mg/l), Ventos (nuo 0,044 iki 3,964 mg/l) bei Šešuvio (nuo 0,040 iki 2,845 mg/l) upėse. Kitose upėse ši amplitudė šiek tiek mažesnė – nuo 0,00 iki 2,86 mg/l. Antrojo tarpsnio metu koncentracijos kitimo amplitudės kai kuriose upėse (Neryje, Šventojoje, Jūroje, Akmenoje) sumažėja, tačiau daugelyje upių padidėja.

3.13 paveiksle pateikta didžiausių leistinių koncentracijų viršijamų skaičiaus kaita per du nagrinėjamus laikotarpius.

Nagrinėjant nitratų koncentracijas mėginių, viršijusių DLK, skaičių pastebėta, kad Pietryčių Lietuvos upėse per 1974–1990 m laikotarpį buvo tik 0–3 %, o 1991–2003 m laikotarpyje jis padidėjo iki 4 %. Vidurio Lietuvos upėse pirmuoju laikotarpiu toks mėginių skaičius siekė 0–1 %, o antru laikotarpiu – 21–25 %. Vakarų Lietuvos upėse mėginių skaičius, viršijusių DLK, siekė 1–14 %, o po 1991 metų – 4–28 %. Tai dar kartą patvirtina, kad nitratų koncentracijos po 1991 metų turi tendenciją didėti.

Fosfatai dėl savo cheminių savybių nėra labai dinamiški, jų aktyvumas priklauso nuo ištirpusio deguonies kiekio. Didžiausios fosfatų koncentracijos pagal pateiktos analizės duomenis tiek pirmame, tiek antrame laikotarpiu yra Vidurio Lietuvos upėse. Nors Lėvens upėje po 1990 m. mineralinio fosforo vidutinė koncentracija sumažėjo net 2,4 karto, tačiau lyginant su kitų hidrologinių sričių upėmis jos yra vienos iš didžiausių koncentracijų.

3.15 lentelė. Biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos charakteristikos per 2 nagrinėjamus laikotarpius

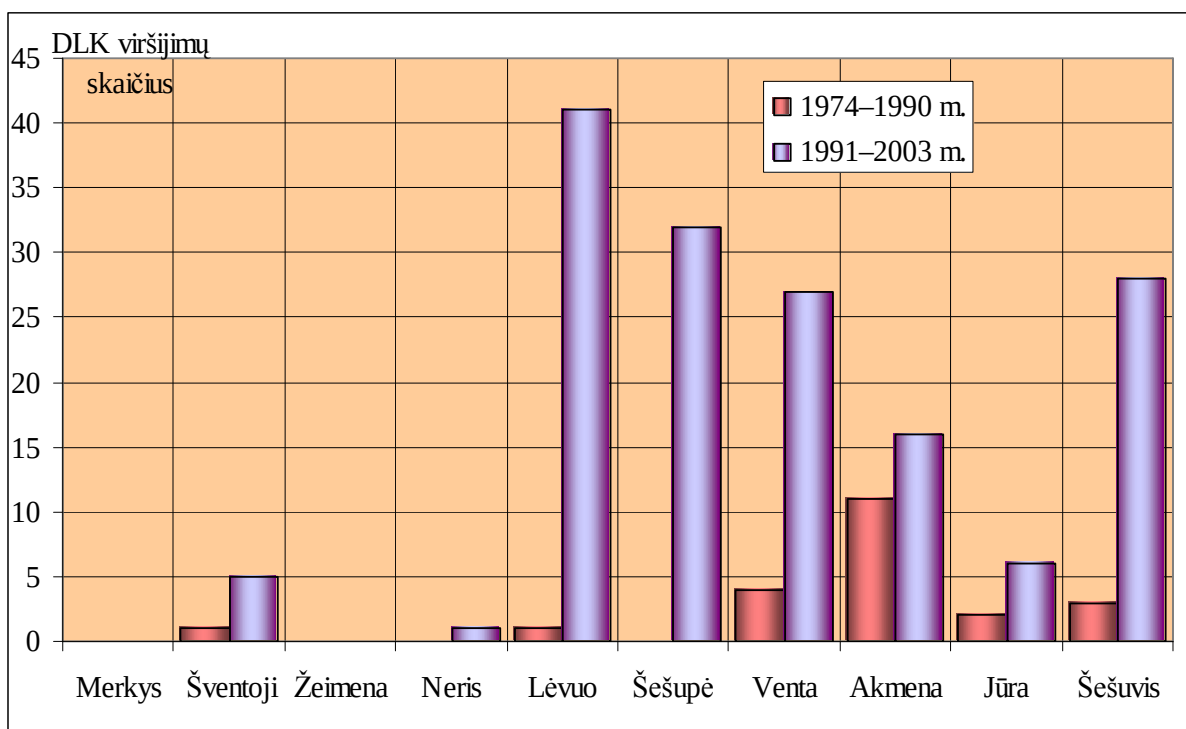
Nitratų koncentracijų kaitos charakteristikos			Merkys	Šventoji	Žeimeną	Neris	Lėvuo	Šešupė	Venta	Akmena	Jūra	Šešuvis
1974–1990	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	1,334	2,390	1,680	2,213	2,864	2,214	3,964	4,858	2,834	2,843
		mažiausia	0,010	0,006	0,003	0,009	0,006	0,022	0,044	0,030	0,020	0,040
	vidutinė koncentracija		0,325	0,427	0,351	0,446	0,723	0,653	0,685	0,794	0,503	0,500
	variacijos koeficientas, C_v		0,89	1,08	1,07	0,89	0,81	0,82	1,09	1,40	1,28	1,23
	C_v koeficiento paklaida		0,13	0,18	0,18	0,12	0,11	0,12	0,19	0,29	0,25	0,24
	asimetrijos koeficientas, C_s		1,30	2,19	1,75	1,99	1,12	0,93	2,70	1,92	1,94	2,16
	C_s koeficiento paklaida		0,84	1,06	1,06	0,74	0,74	0,75	1,08	1,55	1,37	1,33
1991–2003	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	2,200	3,590	2,210	2,560	6,200	8,000	6,500	3,600	3,800	4,400
		mažiausia	0,150	0,015	0,071	0,040	0,008	0,280	0,080	0,161	0,093	0,090
	vidutinė koncentracija		0,659	0,881	0,445	0,799	1,499	1,566	1,381	1,326	1,138	1,382
	variacijos koeficientas, C_v		0,69	0,75	0,63	0,67	0,92	0,97	0,86	0,64	0,63	0,73
	C_v koeficiento paklaida		0,06	0,07	0,06	0,06	0,10	0,11	0,09	0,06	0,06	0,07
	asimetrijos koeficientas, C_s		1,26	1,42	2,33	0,31	1,17	1,95	1,55	0,42	0,45	0,62
	C_s koeficiento paklaida		0,45	0,50	0,43	0,45	0,61	0,66	0,57	0,43	0,43	0,50

3.15 lentelė (tęsinys)

Mineralinio azoto koncentracijų kaitos charakteristikos			Merkys	Šventoji	Žeimeną	Neris	Lėvuo	Šešupė	Venta	Akmėna	Jūra	Šešuvis
1974–1990	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	2,493	2,436	3,126	4,642	5,514	5,228	6,099	4,972	2,990	3,060
		mažiausia	0,074	0,084	0,066	0,098	0,085	0,091	0,167	0,173	0,135	0,171
	vidutinė koncentracija		0,677	0,808	0,639	1,084	1,697	1,416	1,278	1,216	0,715	0,763
	variacijos koeficientas, C_v		0,68	0,63	0,78	0,78	0,67	0,69	0,82	1,02	0,91	0,86
	C_v koeficiento paklaida		0,09	0,07	0,11	0,09	0,08	0,09	0,11	0,16	0,14	0,13
	asimetrijos koeficientas, C_s		1,44	1,12	2,28	1,94	1,20	1,21	2,37	1,55	1,66	1,79
	C_s koeficiento paklaida		0,62	0,56	0,72	0,63	0,60	0,62	0,75	0,97	0,85	0,82
1991–2003	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	2,376	3,632	2,239	2,703	7,650	8,133	6,573	3,742	3,892	4,470
		mažiausia	0,150	0,015	0,071	0,040	0,008	0,280	0,080	0,161	0,093	0,090
	vidutinė koncentracija		0,828	0,982	0,536	1,149	1,882	1,936	1,571	1,592	1,357	1,629
	variacijos koeficientas, C_v		0,55	0,70	0,57	0,62	0,79	0,78	0,76	0,56	0,57	0,64
	C_v koeficiento paklaida		0,04	0,07	0,05	0,05	0,08	0,08	0,07	0,05	0,05	0,06
	asimetrijos koeficientas, C_s		1,02	1,19	1,52	0,09	1,24	1,77	1,42	0,30	0,29	0,40
	C_s koeficiento paklaida		0,37	0,46	0,40	0,41	0,51	0,51	0,50	0,38	0,39	0,43

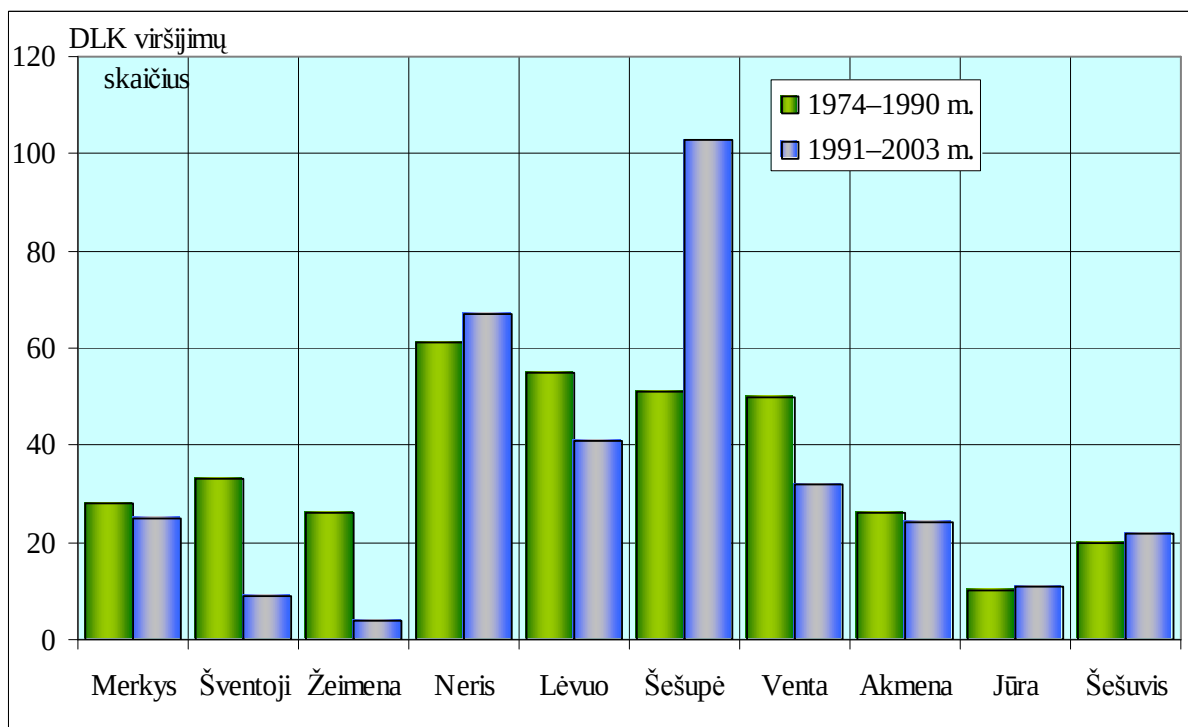
3.15 lentelė (tęsinys)

Fosfatų koncentracijų kaitos charakteristikos			Merkys	Šventoji	Žeimeną	Neris	Lėvuo	Šešupė	Venta	Akmena	Jūra	Šešuvis
1974–1990	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	0,870	0,214	0,278	0,843	0,911	1,136	0,520	0,630	0,200	0,280
		mažiausia	0,000	0,005	0,000	0,009	0,011	0,007	0,008	0,001	0,003	0,004
	vidutinė koncentracija		0,111	0,071	0,064	0,134	0,180	0,152	0,103	0,092	0,035	0,055
	variacijos koeficientas, C_v		1,45	0,76	0,82	1,10	1,07	1,30	0,76	1,31	1,09	1,24
	C_v koeficiento paklaida		0,32	0,10	0,12	0,17	0,18	0,26	0,10	0,27	0,19	0,25
	asimetrijos koeficientas, C_s		3,39	1,01	1,83	2,86	2,18	3,30	2,27	2,55	2,11	1,70
	C_s koeficiento paklaida		1,70	0,69	0,76	1,00	1,07	1,40	0,69	1,44	1,12	1,36
1991–2003	koncentracijų kitimo amplitudė	didžiausia	0,125	0,110	0,078	0,186	0,715	0,900	0,167	0,500	0,135	0,270
		mažiausia	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	vidutinė koncentracija		0,049	0,037	0,027	0,067	0,082	0,152	0,047	0,054	0,026	0,045
	variacijos koeficientas, C_v		0,41	0,50	0,66	0,63	1,38	1,02	0,67	1,46	0,98	0,75
	C_v koeficiento paklaida		0,03	0,04	0,06	0,06	0,20	0,12	0,06	0,24	0,12	0,08
	asimetrijos koeficientas, C_s		0,40	1,08	3,45	0,56	2,94	2,30	1,16	2,95	1,91	2,93
	C_s koeficiento paklaida		0,30	0,34	0,45	0,42	1,09	0,71	0,44	1,24	0,71	0,52



3.13 pav. Nitratų koncentracijų DLK viršijimų skaičius

Iš 3.14 paveikslo matyti, kad fosfatų leistinos didžiausios koncentracijos dažniau buvo viršijamos pirmajame laikotarpyje (1974–1990 m.). Vidurio Lietuvos upėse mėginių, viršijusių DLK, skaičius sudarė net 69–72 % nuo bendro mėginių skaičiaus.

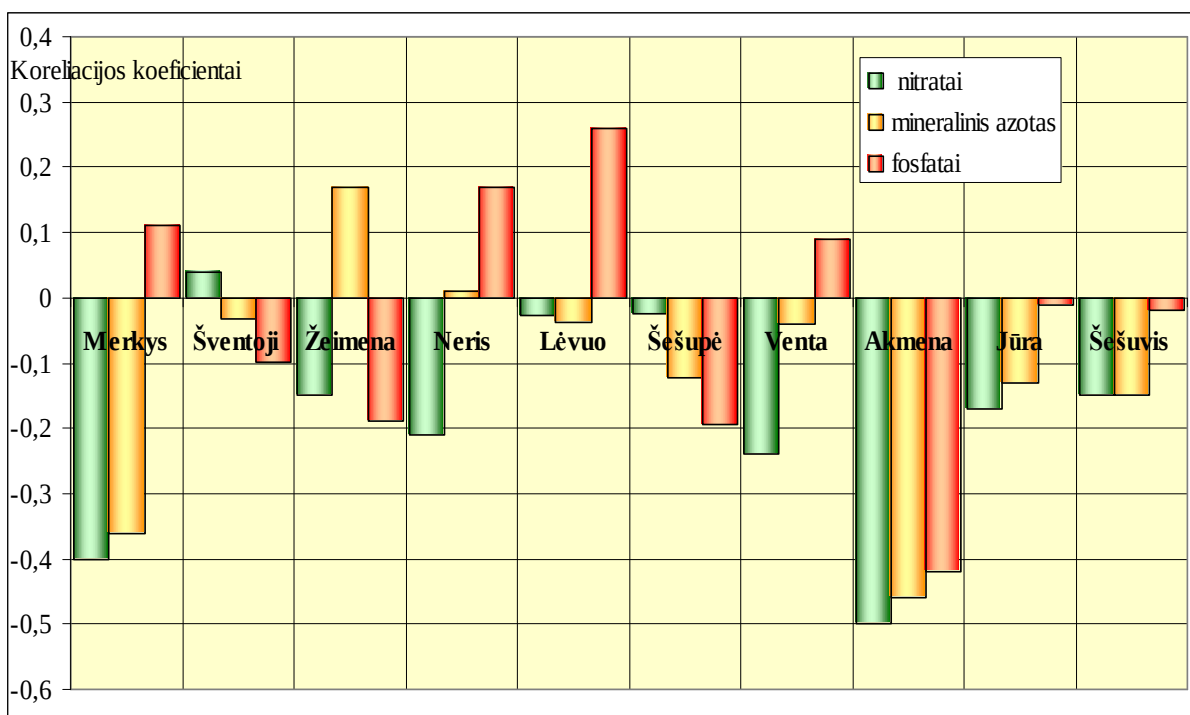


3.14 pav. Fosfatų koncentracijų DLK viršijimų skaičius

Kitų upių vandenyse pirmajame laikotarpyje DLK taip pat dažnai buvo viršijamos – Pietryčių Lietuvos upės šis rodiklis buvo 35–65 %, Vakarų Lietuvos upėse – 14–66 %. Antrajame tarpsnyje DLK viršijimas sumažėjo visose upėse, tačiau jis buvo gana dažnas. Didžiausias išliko Vidurio Lietuvos upėse – Šešupėje siekė 70 %, gana dažnas ir kitose upėse – Neryje – 47 %, Lėvenyje – 32 %. Rečiausiai viršijama buvo Žeimenos, Šventosios, Jūros upėse, atitinkamai 3, 6, 8 %.

3.3.3. Biogeninių medžiagų koncentracijų priklausomybės nuo upių vandeningumo analizė

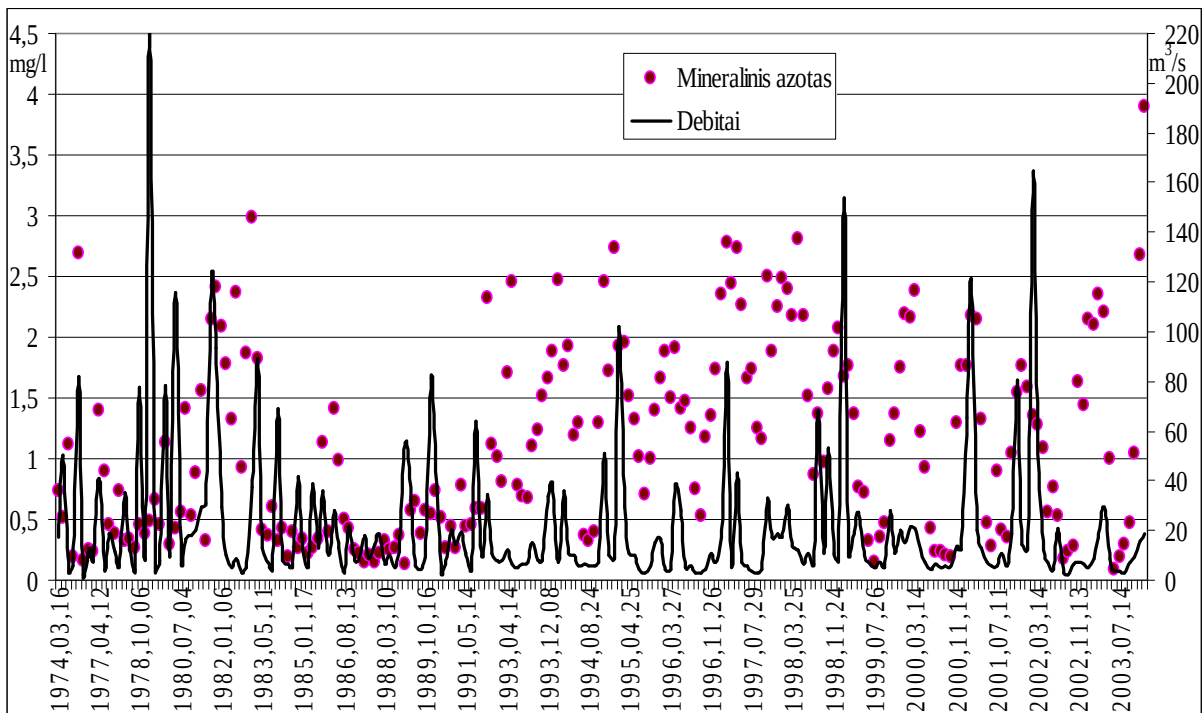
Sudarius grafines priklausomybes, apskaičiuoti koreliacijos koeficientai tarp biogeninių medžiagų (nitrato, mineralinio azoto bei fosfato) koncentracijų ir vandens mėginių ėmimo dienos debitų per visą tyrimų laikotarpį. Duomenys pateikti 3.15 paveiksle, kuriame matome, kad koreliacinis ryšys yra silpnas, stebimos priešingos tendencijos.



3.15 pav. Koreliacijos koeficientų dydžiai

Teigiamos arba neigiamos koreliacijos koeficientų reikšmės atitinkamai rodo biogeninių medžiagų koncentracijos didėjimą arba mažėjimą vandeningumo atžvilgiu. Nitrato koncentracijos visose upėse, išskyrus Šventosios, didėjant debitams mažėja.

Koreliacijos koeficientai kinta nuo 0,025 iki $-0,5$. Daugumoje upių, išskyrus Nerį ir Žeimeną, didėjant debitams mažėja mineralinio azoto koncentracija, tačiau tik Akmenos ir Merkio upėse ši tendencija yra ženklesnė, nes koreliacijos koeficientai yra atitinkamai $-0,46$ ir $-0,36$. Kitose upėse koreliacijos koeficientas kinta nuo $-0,46$ iki $0,17$. 3.16 paveiksle pateikta mineralinio azoto koncentracijų ir debitų kaita Jūros upėje, kur matyti, kad nėra aiškos priklausomybės tarp koncentracijų ir debitų (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, 2003).



3.16 pav. Mineralinio azoto koncentracijų ir debitų kaita Jūros upėje

Fosfatų koncentracijos priklausomybė nuo debitų stipriausia tik Akmenos upėje, kur koreliacijos koeficientas yra $-0,42$, o kitose upėse jis kinta nuo $-0,19$ iki $0,26$.

Išnagrinėjus nitratų, mineralinio azoto ir fosfatų koncentracijų priklausomybę nuo vandeningumo per du skirtingos ūkinės veiklos intensyvumo laikmečius gauta, kad pirmame laikotarpyje tarp mineralinio azoto bei fosfatų ir vandeningumo stipriausias ryšys yra Akmenos upėje (koreliacijos koeficientai atitinkamai yra $-0,57$ ir $-0,8$) bei Merkio upėje tarp mineralinio azoto ir vandeningumo (koreliacijos koeficientas yra $-0,45$). Kitų upių (išskyrus Nerį ir Žeimeną) vandenyse pastebima mineralinio azoto koncentracijų mažėjimo tendencija didėjant vandeningumui, tačiau koreliacijos koeficientai yra maži: kinta nuo $-0,09$ iki $-0,31$.

Fosfatų koncentracijų priklausomybės nuo vandeningumo koreliacinis ryšys dar

silpnėsnis – koreliacijos koeficientai kinta nuo 0,14 iki –0,31.

Antruoju laikotarpiu stipriausias ryšys tarp mineralinio azoto ir vandeningumo yra tik Merkio ir Žeimenos upėse, koreliacijos koeficientai atitinkamai yra –0,47 ir 0,46, o kitose upėse jis kito nuo 0,09 iki –0,47. Stipriausias ryšys tarp fosfatų ir vandeningumo yra tik Merkio upėje (koreliacijos koeficientas yra 0,45). Taigi, nors antrajame laikotarpyje žmogaus ūkinė veikla buvo mažiau intensyvi, bet stebima nežymios mineralinio azoto koncentracijų didėjimo ir fosfatų mažėjimo didėjant vandeningumui tendencijos (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, Lukianas, 2004).

Analizuotos biogeninių medžiagų koncentracijų priklausomybės nuo upių vandeningumo mažo ir didelio vandeningumo fazėse, nustatytose pagal upių nuotėkio skirtumines integralines kreives skirtinguose antropogeninės veiklos intensyvumo tarpsniuose (1974–1990 m. ir 1991–2003 m.).

1974–1990 metų laikotarpyje mažo vandeningumo fazės metu tarp nitratų koncentracijų ir debitų dydžių kaitos stipri priklausomybė išryškėjo Neries ir Šešupės upėse, koreliacijos koeficientai yra atitinkamai 0,52 ir 0,92. Kitose upėse R kito nuo –0,26 iki 0,27.

Tuo pačiu laikotarpiu mineralinio azoto koncentracijų kaitą vandeningumas taip pat mažai įtakoja. Tik Šventosios, Neries ir Šešupės upėse ryšys stipresnis, R yra atitinkamai 0,39, 0,48 ir 0,68. Kitose upėse tarp mineralinio azoto koncentracijų ir debito dydžių priklausomybę parodantis koreliacijos koeficientas kito nuo –0,29 iki 0,18.

Išnagrinėjus fosfatų koncentracijų kaitai galimą vandeningumo įtaką 1974–1990 metų mažo vandeningumo fazių laikotarpiu, nustatyta, kad ryšys tarp minėtų elementų yra silpnas, R kito nuo –0,38 iki 0,38.

Per 1974–1990 metų laikotarpį vandeningos fazės tarpsniu nitratų koncentracijų kaita mažai priklausė nuo vandeningumo, koreliacijos koeficientai kito nuo –0,31 iki 0,37. Mineralinio azoto koncentracijos taip pat mažai priklausė nuo debito reikšmių kaitos, R kito nuo –0,2 iki 0,4. Fosfatų koncentracijų kaitos priklausomybė nuo vandeningumo ryškiausia buvo Lėvens upėje ($R = 0,6$), kitose upėse koreliacijos koeficientas kito nuo –0,26 iki 0,42.

Antruoju išskirtu antropogeninės veiklos laikotarpiu mažo vandeningumo fazė buvo tik Merkio, Šventosios ir Žeimenos upėse. Šiose upėse tiek nitratų, tiek mineralinio azoto koncentracijų kaitą debito reikšmių kaita silpnai įtakojo, R kito nuo 0,27 iki 0,43. Vandeningumo įtaka fosfatų koncentracijoms šiose upėse taip pat buvo silpna, R kito nuo –0,3 iki 0,41.

1991–2003 metų vandeningos fazės laikotarpiu nitratų koncentracijų kaita

Šventosios, Šešupės, Ventos ir Šešuvio upėse buvo gana stipriai įtakojama vandeningumo kaitos, koreliacijos koeficientai kito nuo 0,46 iki 0,81. Šiose upėse ir mineralinio azoto koncentracijos labiausiai priklausė nuo vandeningumo, R kito nuo 0,46 iki 0,80. Kitose upėse tiek tarp nitratų, tiek mineralinio azoto ir debitų ryšys buvo silpnas, koreliacijos koeficientai buvo mažesni už 0,3.

Fosfatų koncentracijos vandeningoje fazėje antru antropogeninės veiklos laikotarpiu silpnai priklausė nuo debito reikšmių dydžio, koreliacijos koeficientas kito nuo –0,35 iki 0,26.

Kadangi šios analizės metu apjungiami daug galimų biogenų koncentracijų kaitą įtakančių veiksnių, jie analizuojami kaip vienfaktoriniai parametrai, tuomet negalima nustatyti sąveikos reikšmingumo tarp pačių parametru.

Todėl buvo atlikta daugialypė regresinė analizė, kuri apjungė du žmogaus ūkinės veiklos intensyvumo laikotarpius ir juose pasiskirsčiusias vandeningumo fazes bei sezonus.

Tiesinės daugialypės regresijos modelis skaičiuojamas pagal formulę:

$$Y_i = a + b_1x_{1i} + b_2x_{2i} + \dots + b_kx_{ki} + e_i, \quad (3.2)$$

čia Y yra priklausomas kintamasis, kurio i -ąją reikšmę Y_i norima analizuoti ir prognozuoti esant fiksuotoms nepriklausomų kintamųjų $X_1 = x_{1i}, \dots, X_k = x_{ki}$; e_i yra atsitiktinė paklaida (atsitiktinis dydis). Modelio koeficientai $a, b_1, b_2, \dots, b_k$ nežinomi. Tikrindami, ar modelis tinkamas, tuo pačiu surandame ir šių koeficientų įverčius (Čekanavičius, Murauskas 2002).

3.16 lentelėje pateikti Šventosios upės daugialypės regresinės analizės rezultatai. Pradžioje įvertinamas skirtumų tarp parametru reikšmingumas, tai reiškia, kad p -reikšmė turi būti $< 0,05$.

Iš atliktų statistinių tyrimų paaiškėjo, kad Šventosios upėje nitratų koncentracijos debitų, antropogeninės veiklos laikotarpių ir sezonų atžvilgiu reikšmingai kinta, t. y., kad visi išvardinti parametrai turi įtakos medžiagų kaitai. Tik vandeningumo fazės dėl galimo duomenų reikšmingumo persidengimo neturi įtakos.

Todėl buvo atlikta nitratų koncentracijų priklausomybės ir vandeningumo fazių vienfaktorinė dispersinė analizė, kuri nepatvirtino hipotezės dėl duomenų reikšmingumo persidengimo, bet parodė, kad koncentracijų kaitai skirtingo vandeningumo fazės neturi įtakos, nes nitratų koncentracijų vidurkiai nereikšmingai skyrėsi skirtingais vandeningumo tarpsniais.

3.16 lentelė. Nitratų koncentracijų Šventosios vandenyje daugialypės dispersijos analizės rezultatai

Parametras	III tipo kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Vidutinė kvadratų reikšmė	F statistikos	p-reikšmė
Modelis	19,189(a)	10	1,919	12,682	0,000
Laisvasis narys	0,004	1	,004	0,024	0,877
Data	6,32E-007	1	6,32E-007	0,000	0,998
Debitai	3,514	1	3,514	23,224	0,000
Antropogeninės veiklos laikotarpiai	2,185	1	2,185	14,440	0,000
Sezonai	2,015	2	1,007	6,657	0,002
Fazės	0,147	1	0,147	0,974	0,325
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai	0,221	2	0,110	0,730	0,483
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * fazės	0,000	0			
sezonai * fazės	0,936	2	0,468	3,092	0,048
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai * fazės	0,000	0	.		
Paklaida	31,019	205	0,151		
Viso	73,881	216			

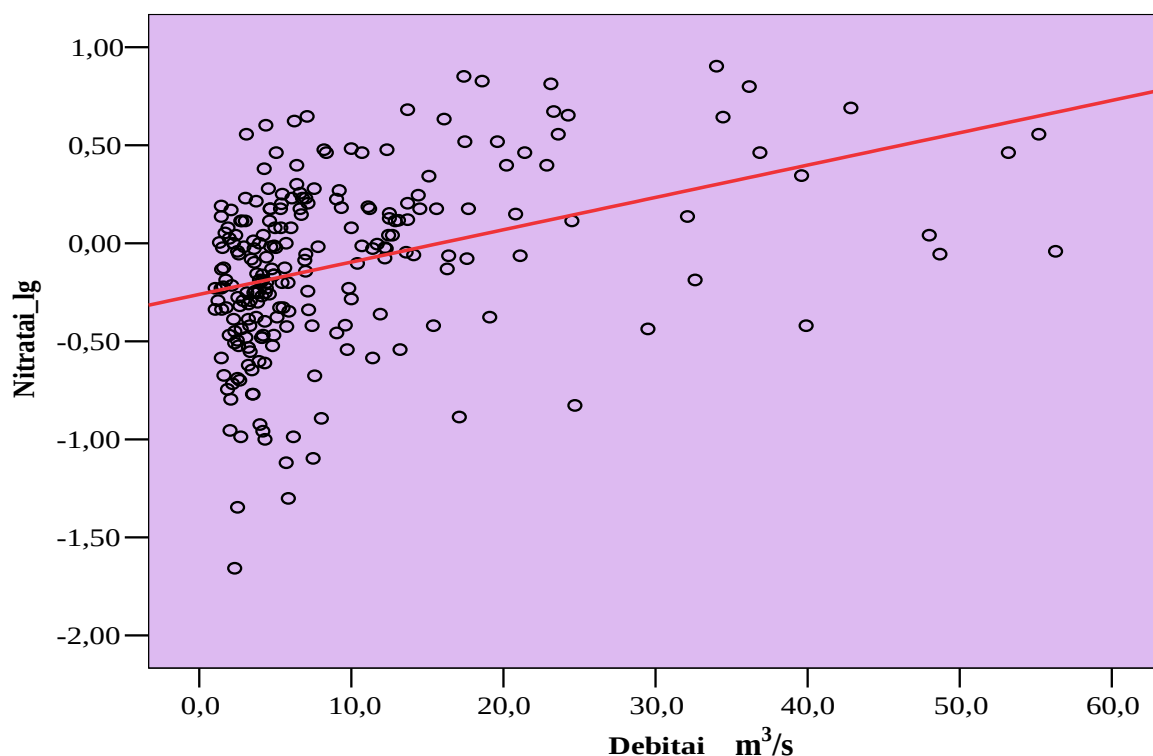
Atlikus tarpfaktorialinę analizę nustatyta, kad atskirais antropogeninės veiklos intensyvumo laikotarpiais nitratų koncentracijų vidurkiai skirtingais sezonais nėra reikšmingi, todėl nėra prasmės tirti atskirais ūkinės veiklos laikotarpiais. Tačiau sezonų kaita skirtingose vandeningumo fazėse yra reikšminga, $p = 0,022$.

3.17 lentelėje pateikti Šešupės upės daugialypės regresijos analizės rezultatai, kur matyti, kad nitratų koncentracijos nuosekliai kinta laiko ir debitų atžvilgiu, t. y. didėjant debitams didėja ir nitratų koncentracijų reikšmės (3.17 pav.).

3.17 lentelė. Nitratų koncentracijų Šešupės vandenyje daugialypės dispersijos analizės rezultatai

Parametras	III tipo kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Vidutinė kvadratų reikšmė	Statistika	F statistikos p-reikšmė
Modelis	19,635(a)	10	1,963	17,742	0,000
Laisvasis narys	1,005	1	1,005	9,077	0,003
Data	3,022	1	3,022	27,307	0,000
Debitai	0,908	1	0,908	8,208	0,005
Antropogeninės veiklos laikotarpiai	0,300	1	0,300	2,709	0,101
Sezonai	0,531	2	0,266	2,400	0,093
Fazės	0,001	1	0,001	0,007	0,933
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai	0,630	2	0,315	2,846	0,060
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * fazės	0,000	0			
sezonai * fazės	0,340	2	0,170	1,534	0,218
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai * fazės	0,000	0			
Paklaida	24,015	217	0,111		
Viso	46,143	228			

3.18 lentelėje pateikti Vakarų Lietuvos hidrologinės srities Ventos upės nitratų koncentracijų daugialypės regresijos analizės rezultatai, kurie parodo, kad nitratų koncentracijų kaitai skirtingi antropogeninės veiklos laikotarpiai turėjo mažai įtakos, nes reikšmė $p > 0,05$. Tačiau išryškėjo debitų kaitos skirtingomis vandeningumo fazėmis ir metų sezonais įtaka nitratų koncentracijų kaitai, koreliacijos koeficientas yra 0,48 (3.19 lentelė).



3.17 pav. Šešupės upės vandenyje esančių nitratų koncentracijų kaita debitų atžvilgiu

Siekiant nustatyti biogeninių medžiagų koncentracijų kaitos ir debitų priklausomybės dėsningumus skaičiuoti koreliacijos koeficientai skirtingo vandeningumo metais – išskiriant didelio (tikimybė iki 33 %), vidutinio (tikimybė iki 66 %) ir mažo (tikimybė daugiau 66 %). 3.20 lentelėje pateikti šios analizės rezultatai.

Pietryčių Lietuvos upėse stebima azotinių junginių koncentracijų ir debitų priklausomybė esant tik dideliame vandeningume, t. y. didėjant debitams didėja ir koncentracijos (koreliacijos koeficientai kinta nuo 0,43 iki 0,65).

Iš Vidurio Lietuvos nagrinėjamų upių tik Šešupėje ir esant tik dideliame vandeningume stebima nitratų ir mineralinio azoto koncentracijų kaitos priklausomybė nuo upės debitų (šiuo laikotarpiu koreliacijos koeficientai yra 0,64–0,68). Vakarų Lietuvos upėse koreliacijos koeficientai, parodantys ryšį tarp azotinių junginių ir upių vandeningumo, yra maži (maksimali R reikšmė Ventos upėje didelio vandeningumo metais siekia tik 0,53).

3.18 lentelė. Nitratų koncentracijų Ventos vandenyje daugialypės dispersijos analizės rezultatai

Parametras	III tipo kvadratų suma	Laisvės laipsniai	Vidutinė kvadratų reikšmė	Statistika	F statistikos p-reikšmė
Modelis	15,719(a)	10	1,572	12,332	0,000
Laisvasis narys	2,665	1	2,665	20,906	0,000
Data	2,561	1	2,561	20,092	0,000
Debitai	0,882	1	0,882	6,919	0,009
Antropogeninės veiklos laikotarpiai	0,011	1	0,011	,087	0,768
Sezonai	1,284	2	0,642	5,037	0,007
Fazės	0,676	1	0,676	5,300	0,022
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai	1,073	2	0,536	4,208	0,016
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * fazės	0,000	0			
Sezonai * fazės	0,341	2	0,170	1,337	0,265
Antropogeninės veiklos laikotarpiai * sezonai * fazės	0,000	0			
Paklaida	27,660	217	0,127		
Viso	47,595	228			

3.19 lentelė. Regresinė analizė

Modelis	R	Kvadratų suma	Dispersijos įverčiai	Statistika	F statistikos p-reikšmė
1	0,482(a)	0,204	0,39291	16,203	0,001
Įtakojančys kintamieji: (Konstanta), fazės, sezonai					
Priklausomi kintamieji: Nitratai_lg					

Iš pateiktų duomenų matyti, kad vandeningumas neturi įtakos fosfatų koncentracijų dydžiams – koreliacijos koeficientai kinta nuo –0,33 iki 0,40.

3.20 lentelė. Koreliacijos koeficientai tarp biogenų koncentracijų ir debitų skirtingo vandeningumo metais

MERKIO UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,57	0,51	0,25
vidutinis	0,26	0,41	0,10
mažas	0,00	0,00	0,00

ŠVENTOSIOS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,59	0,65	0,18
vidutinis	0,37	0,48	0,03
mažas	0,54	0,54	0,08

ŽEIMENOS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,44	0,53	0,00
vidutinis	0,27	0,23	0,02
mažas	0,11	0,03	0,00

NERIES UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,57	0,43	0,18
vidutinis	0,32	0,12	0,07
mažas	0,32	0,15	-0,14

LĖVENS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	-0,21	-0,22	-0,08
vidutinis	-0,21	-0,19	0,27
mažas	-0,02	-0,02	0,40

ŠEŠUPĖS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,68	0,64	-0,28
vidutinis	0,41	0,38	-0,33
mažas	0,29	0,27	-0,21

VENTOS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,53	0,46	-0,08
vidutinis	0,25	0,22	0,10
mažas	0,27	0,31	-0,05

AKMENOS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,11	0,06	-0,17
vidutinis	-0,05	-0,09	0,15
mažas	0,27	0,27	-0,16

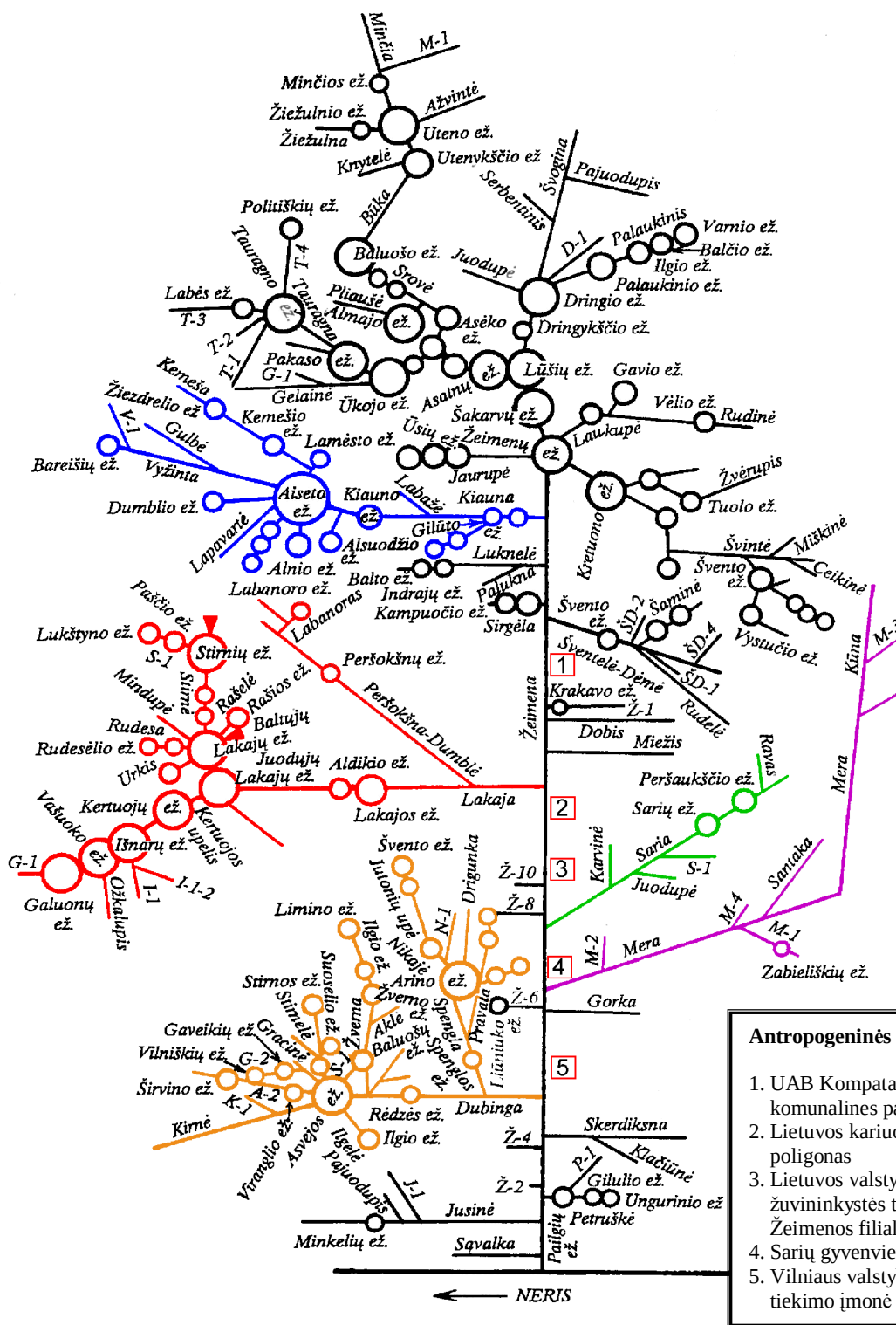
JŪROS UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,26	0,27	0,18
vidutinis	0,01	0,03	0,10
mažas	0,35	0,36	0,08

ŠEŠUVIO UPĖ			
Vandeningumas	NO_3^-	N_{min}	PO_4^{3-}
didelis	0,41	0,42	-0,09
vidutinis	0,08	0,16	0,26
mažas	0,06	0,08	-0,06

3.4. Biogeninių medžiagų kaitos išilginiame upės profilyje modeliavimo rezultatai

Aplinkosauginiu požiūriu svarbu yra užtikrinti kiek galima natūresnę vandens gyvybinių sąlygų būklę, sumažinti antropogeninių veiksnių įtaką naudojamam vandeniui ir kompensuoti didėjančio naudojimo žalingus veiksnus. Šiame procese vandens kokybės modeliavimas taikomas kaip pagalbiniė priemonė, kad, remiantis iškeltais vandens apsaugos tikslais, būtų įvertintas veiksnių poreikis arba taikomų priemonių bei atliekamų veiksnių įtaka.

ATV-DVWk modeliu buvo modeliuojama nitratų ir amonio jonų Žeimenos upės ruože nuo 78,6 iki 13,7 km (atstumas nuo žiočių) per 2000–2001 hidrologinius metus. 3.18



3.18 pav. Žeimenos upės su antropogeninės veiklos objektais schema

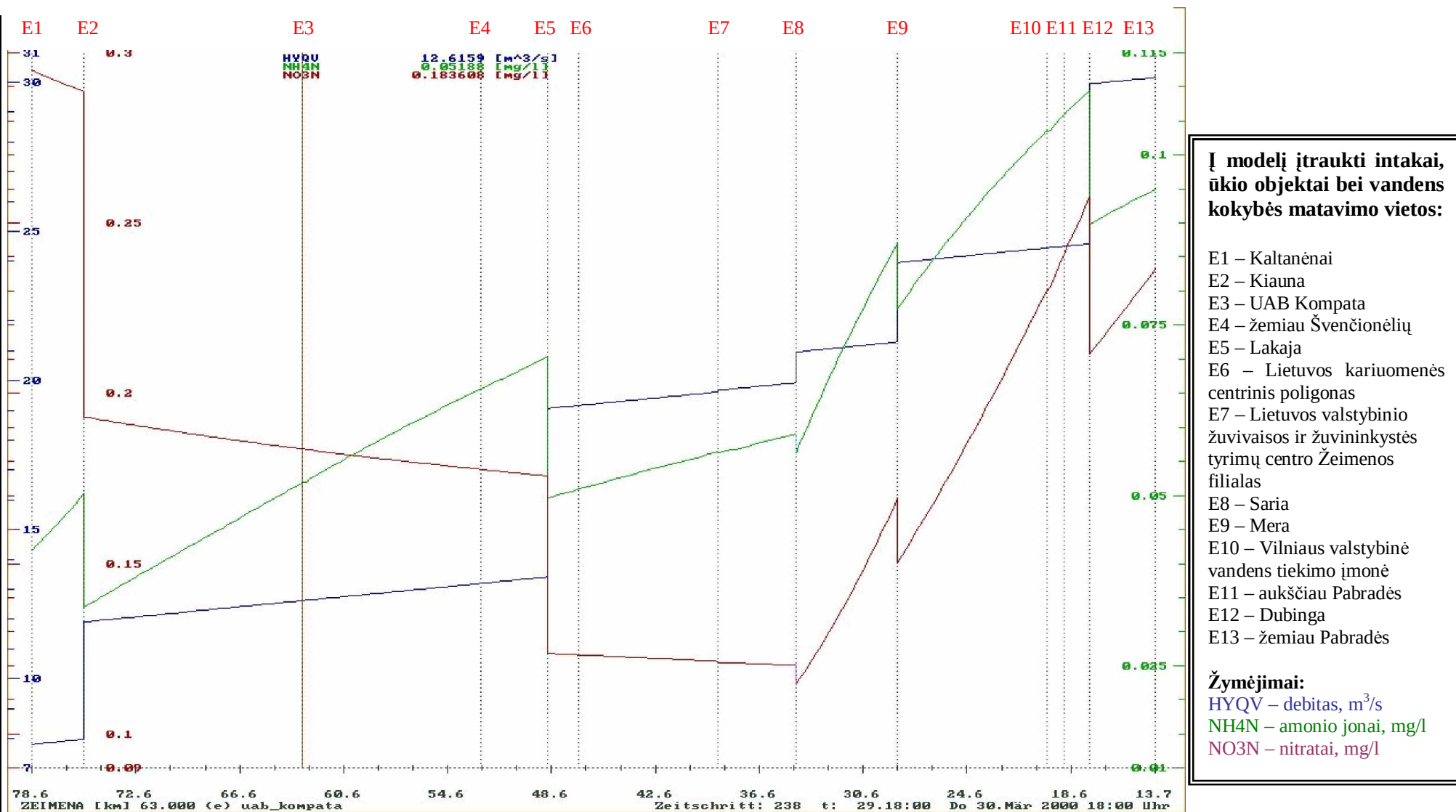
paveiksle pateikta nagrinėjamos upės schema, kurioje pažymėti į matematinio modeliavimo programą įtraukti upės didieji intakai bei žmogaus ūkinės veiklos objektai, o 3.21 lentelėje nurodytos minėtų objektų vietos upės baseine.

3.21 lentelė. Modeliuojamame Žeimenos upės išilginiame profilyje esantys objektai

Objektai		Atstumas nuo žiočių, km
Intakai	Kiauna	75,6
	Lakaja	48,8
	Saria	34,5
	Mera	28,6
	Dubinga	17,5
Antropogeninės veiklos objektai	UAB Kompata (teikia komunalines paslaugas)	63
	Lietuvos kariuomenės centrinis poligonas	47
	Lietuvos valstybinio žuvivaisos ir žuvininkystės tyrimų centro Žeimenos filialas	39
	Vilniaus valstybinė vandens tiekimo įmonė (Pabradės filialas)	20

Atlikus modeliavimą per 2000–2001 metus, neišskiriant sezonų ar mėnesių ir neturint galimybės įvesti tarpinių realių biogeninių koncentracijų reikšmių, kurios leistų gauti tikslesnius rezultatus, pastebėta, kad sumodeliuotos biogenų koncentracijos nuo realių skiriasi nuo 10 iki 76 %.

Pavasario sezonu (3.19 pav.) sumodeliuotos nitratų koncentracijos kinta nuo 0,21 mg/l (Kaltanėnai) iki 0,346 mg/l (žemiau Pabradės), pasiekdamos maksimalias 0,365 mg/l (Dubinga) ir minimalias 0,094 mg/l (Saria) reikšmes. Kaltanėnai – Saria ruože stebimas stabilus nitratų koncentracijos mažėjimas bei staigus koncentracijų didėjimas ruože Saria – žemiau Pabradės, kuriame šuoliškai mažėjančių koncentracijų kitimus galėjo įtakoti Žeimenos intakai Mera ir Dubinga. Tuo pačiu sezonu amonio jonai kinta nuo 0,045 mg/l (Kaltanėnai) iki 0,103 mg/l (ž. Pabradės), pasiekdami maksimalias 0,121 mg/l (Dubinga) ir minimalias 0,039 mg/l (Kiauna) koncentracijas.



3.19 pav. Azotinių junginių koncentracijų kaita Žeimenos upės išilginiame profilyje pavasario sezonu

Vasaros sezonu kaitos dėsningumai panašūs kaip ir pavasario, kurio metu stebimas stabilus nitratų koncentracijos mažėjimas Kaltanėnai – Saria ruože bei staigus koncentracijų didėjimas ruože Saria – žemiau Pabradės.

Rudens sezonu nitratų koncentracijos kinta nuo 0,265 mg/l (Kaltanėnai) iki 0,301 mg/l (žemiau Pabradės), pasiekdami maksimalias 0,323 mg/l (Dubinga) ir minimalias 0,123 mg/l (Saria) koncentracijas. Link Sarios upės nitratų koncentracijos mažėja, o toliau nagrinėjamų medžiagų koncentracijos palaipsniui didėja.

Amonio jonai kinta nuo 0,027 mg/l (Kaltanėnai) iki 0,102 mg/l (žemiau Pabradės), pasiekdami maksimalias 0,117 mg/l (Dubinga) koncentracijas.

Debito sumodeliuotos reikšmės nuo faktinių skyrėsi iki 9 %. Debitas, priklausomai nuo metų laiko, profilyje kinta nuo 2,8–7,9 (ties Kaltanėnais) iki 9,8–30,0 m³/s (žemiau Pabradės). Žeimenos debitą įtakoja šie intakai: Kiauna (jos debitas 1,2–17,5 m³/s), Lakaja (1,7–15,1 m³/s), Saria (0,3–4,6 m³/s), Mera (0,8–11,9 m³/s) ir Dubinga (1,7–13,9 m³/s) upės. Likusi debito dalis (1,2–16,2 m³/s) – prietaka iš mažesniųjų intakų ir likusios baseino dalies.

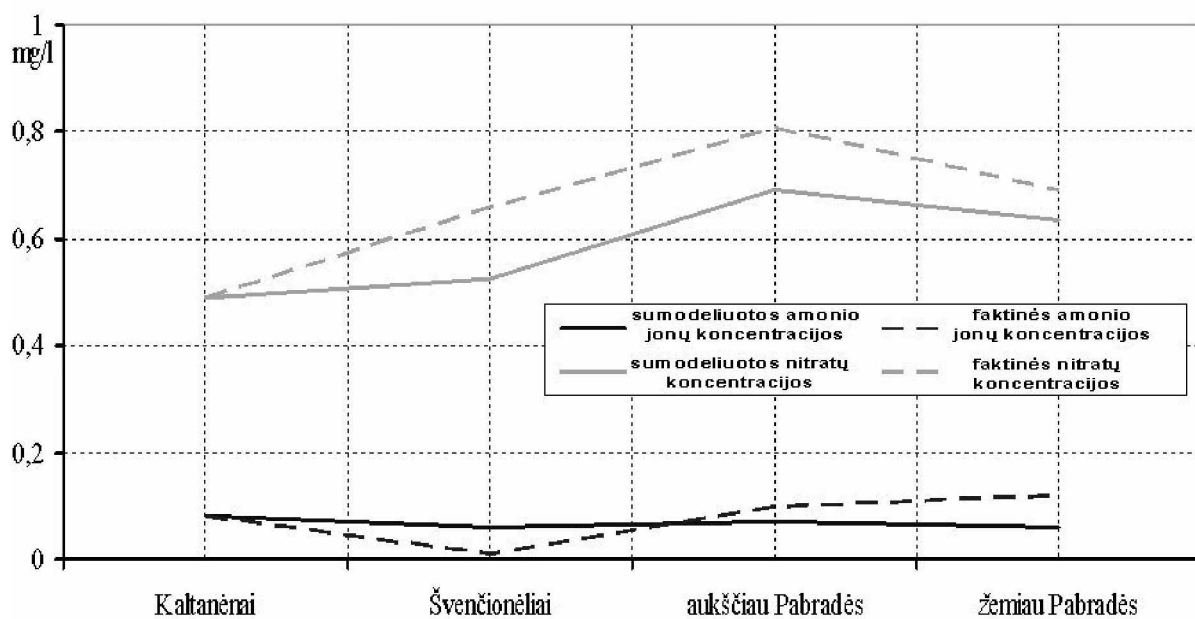
Kadangi sumodeliuotų biogeninių medžiagų koncentracijų reikšmės stipriai nutolusios nuo realių reikšmių (iki 76 %), todėl buvo atliekamas trumpalaikis modeliavimas, t. y. atskiriems mėnesiams.

Gauti rezultatai parodė, kad kovo mėnesio sumodeliuotų nitratų koncentracijos rezultatai nuo faktinių skyrėsi nuo 7,8 iki 20 %, balandžio mėnesį – nuo 15 iki 24 %. Amonio jonų koncentracijos, gautos modeliu, su faktinėmis nesutapo iki 18 %.

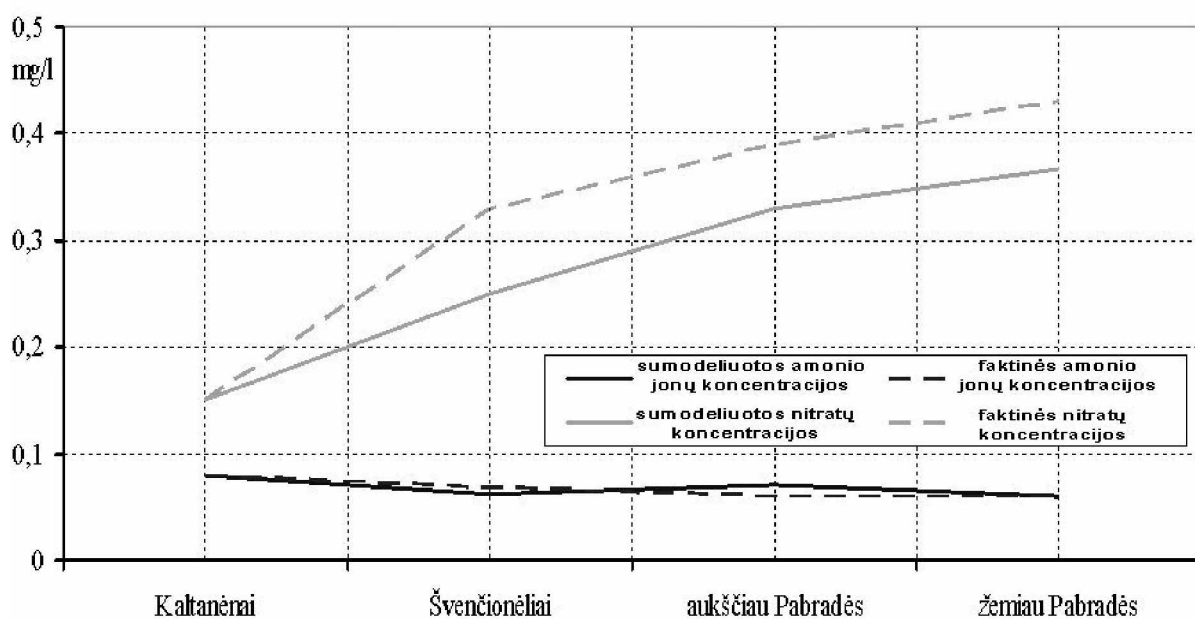
Pavasario sezono mėnesiais atlikta palyginamoji tarp faktiniais matavimais nustatytų ir sumodeliuotų dydžių analizė pateikta 3.20 ir 3.21 paveiksluose.

Keturi vasaros sezono mėnesiai išsiskyrė labai artimomis reikšmėmis tarp sumodeliuotų nitratų bei amonio jonų koncentracijų ir realias išmatuotų koncentracijų, pagal Valstybinę monitoringo programos, rezultatus. Gegužės, liepos ir rugpjūčio mėnesiais nitratų koncentracijos skyrėsi nuo 4,4 iki 11 %, o amonio jonų – nuo 8,3 iki 16 %. Birželio mėnuo išsiskyrė mažiausiomis reikšmėmis, t. y. nitratų ir amonio jonų koncentracijų reikšmių dydžiai, nustatyti taikant modelį, nuo faktinių reikšmių skyrėsi atitinkamai nuo 4,6 iki 10 % ir nuo 2,9 iki 15,7 %. Pastarieji rezultatai pateikti 3.22 paveiksle.

Rudens-žiemos (spalis, lapkritis, gruodis, sausis, vasaris) sezonu nagrinėjamų biogeninių medžiagų koncentracijos, kaip ir pavasario sezonu, nustatytos modeliu, ženkliai skyrėsi nuo tiesioginiais matavimais gautų dydžių. Skirtumas siekia net iki 38 %.

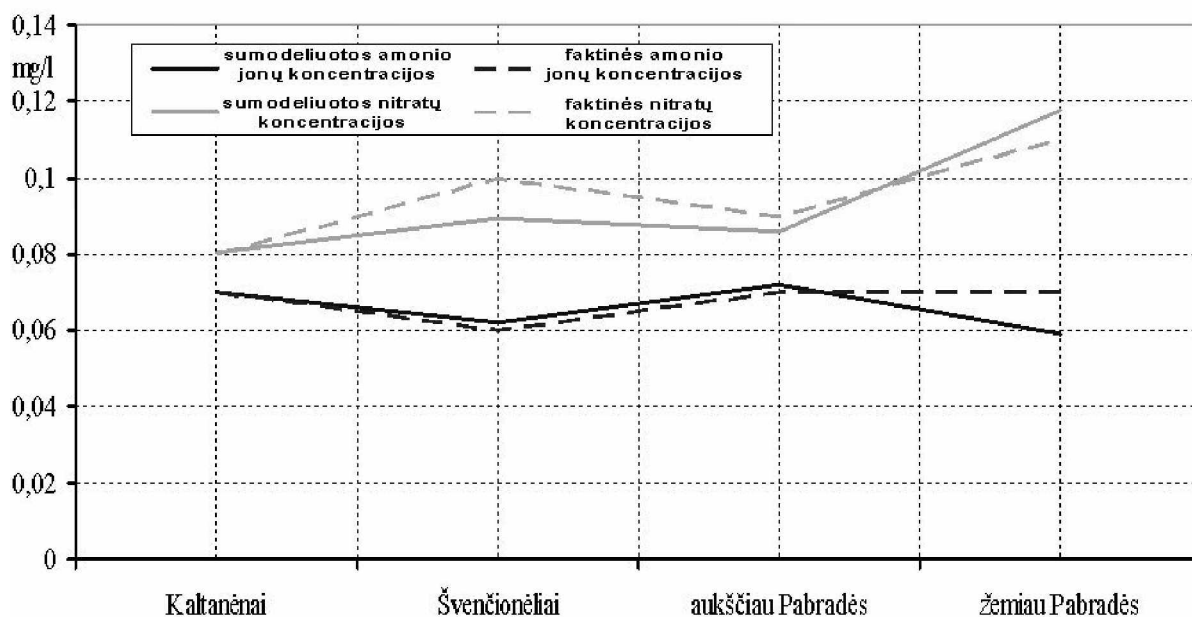


3.20 pav. Kovo mėnesį modeliuotų ir faktinių nitrato ir amonio jonų koncentracijų palyginimas

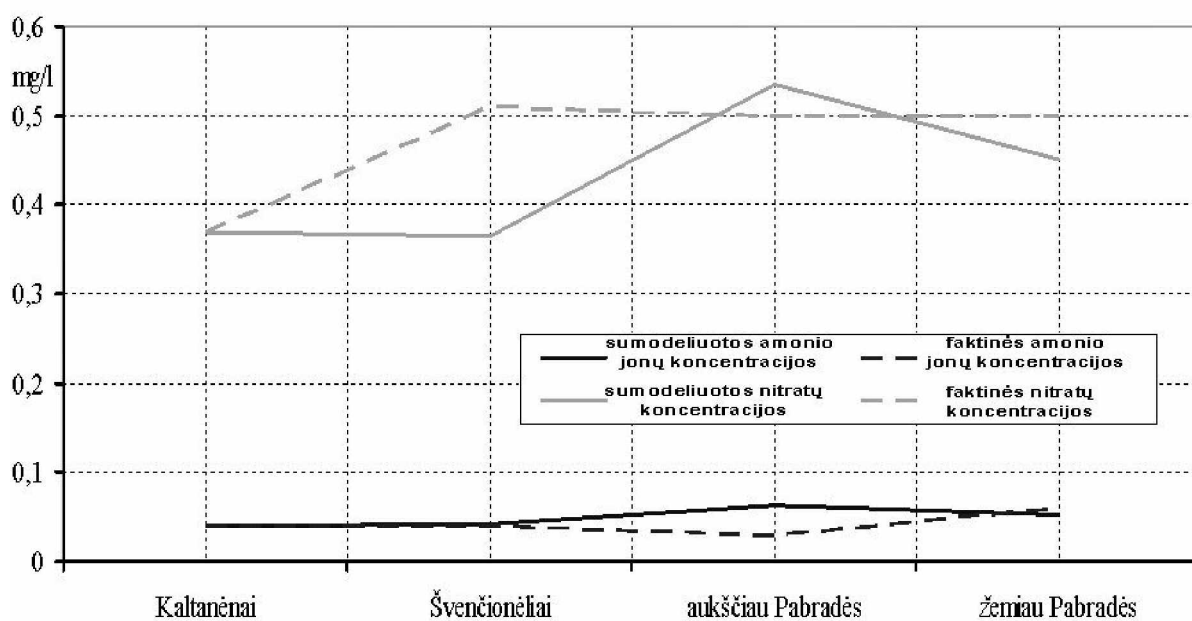


3.21 pav. Balandžio mėnesį modeliuotų ir faktinių nitrato ir amonio jonų koncentracijų palyginimas

3.23 paveiksle pateikta gruodžio mėnesio duomenų palyginamoji analizė, iš kurių matyti, kad nitrato koncentracijų skirtumai kinta nuo 6,8 iki 28,6 %, o amonio jonų koncentracijų skirtumai kinta nuo 7,5 iki 11,1 %.



3.22 pav. Birželio mėnesį modeliuotų ir faktinių nitrato ir amonio jonų koncentracijų palyginimas



3.23 pav. Gruodžio mėnesį modeliuotų ir faktinių nitrato ir amonio jonų koncentracijų palyginimas

Iš gautų rezultatų galima daryti išvadą, kad ATV-DVWk modeliu nustatytos biogeninių medžiagų koncentracijų reikšmės labiausiai atitiko reliais matavimais nustatytus dydžius vasaros sezonu. Tai galima paaiškinti maža debito kaita ir augalų vegetaciniu periodu, kurio metu azotiniai junginiai yra kaupiami biotoje.

3.5. Tyrimo rezultatų apibendrinimas

1. Nagrinėjamas laikotarpis (1974–2003 m.) Lietuvos pramonei, žemės ūkiui bei urbanizacijai buvo permainingas. Radikalūs ekonominiai pasikeitimai turėjo įtakos paviršinių bei požeminių vandenų kokybei. Įvertinta bendrosios pramonės produkcijos, žemės ūkio intensyvumo kaita bei apžvelgta miestų nuotekų valymo technologinių sistemų plėtra. Atlikus vienfaktorinę dispersinę analizę, kurios metu įvertinti 3 galimi skirtingo antropogeninės veiklos intensyvumo laikotarpiai, nustatyta, kad nėra prasmės visą nagrinėjamą laikotarpį skirstyti į 3 tarpsnius, todėl tolimesniuose tyrimuose nagrinėjant vandens kokybės kaitą žmogaus ūkinės veiklos intensyvumo aspektu analizuoti 2 tarpsniai: iki 1990 ir po 1991 metų.

2. Upių nuotėkį lemia gamtiniai ir antropogeniniai veiksniai. Išnagrinėjus visų upių nuotėkio netolygumo koeficientus gauta, kad tirtose Pietryčių Lietuvos upėse nuotėkis yra labiausiai išlygintas (nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,13 iki 0,30), Vakarų Lietuvos – mažiau (netolygumo koeficientai – 0,33–0,51), o Vidurio Lietuvos upėse nuotėkis mažiausiai išlygintas (nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,40 iki 0,53). Išnagrinėjus įvairaus vandeningumo metų laikotarpius nustatyta, kad vandeningų metų laikotarpiu beveik visose upėse rudens-žiemos sezonu nuteka daugiau nei 50 % nuo metų nuotėkio, o Vakarų Lietuvos upėse dargi daugiau nei 60 %. Išimtis yra Neries upė, kurioje rudens-žiemos sezonu vandeningų metų laikotarpiu nutekėjo 48 % nuo metų nuotėkio. Vidutinio ir mažo vandeningumo metais Vidurio Lietuvos upėse didžiausi nuotėkiai buvo pavasario sezonu.

3. Žmogaus ūkinė veikla upės baseine atsispindi vandens sezoninės arba mėnesinės prietakos pokyčiais, kurių pagrindinė priežastis yra potvynių nuotėkio reguliavimas tvenkiniuose, nuotėkio permetimas į kitus baseinus, vagų gilinimas. Kitos ūkinės veiklos atveju (melioracija, miškų iškirtimas, urbanizacija) upių sezoninis nuotėkis keičiasi nežymiai – antropogeninės veiklos įtaką sunku arba neįmanoma atskirti nuo nuotėkio gamtinės kaitos. Tiek antropogeniniai, tiek hidrologinio režimo veiksniai ir jų kaita per 1974–2003 metų laikotarpį yra tarpusavyje susiję Lietuvos ekonomikos restruktūrizavimo aspektu ir svarbūs paviršinių vandenų kokybei.

4. Biogeninės medžiagos svarbios paviršinių vandenų ekosistamai, tačiau per dideli jų kiekiai išbalansuoja gyvosios ir negyvosios gamtos sintezę. Atlikus statistinę analizę SPSS programa nustatyta nitratų koncentracijų didėjimo visų nagrinėjamų upių vandenyje per 1974–2003 m. laikotarpį, o fosfatų – mažėjimo tendencija. Išnagrinėjus nitratų

koncentracijos kaitą nustatyta, kad visose nagrinėjamose upėse antruoju antropogeninės veiklos intensyvumo laikotarpiu (1991–2003 m.) jos didėja – mėginių viršijusių DLK skaičius nuo bendro mėginių skaičiaus Pietryčių Lietuvos upėse buvo 4 %, Vidurio Lietuvos – 25 %, o Vakarų Lietuvos upėse – 28 %, kai pirmajame laikotarpyje jie buvo atitinkamai tik 3, 1 ir 14 %. Nagrinėjant fosfatų koncentracijų kaitą nustatyta, kad fosfatų leistinos didžiausios koncentracijos dažniau buvo viršijamos pirmajame laikotarpyje (1974–1990 m.). Vidurio Lietuvos upėse mėginių, viršijusių DLK, skaičius sudarė net 69–72 % nuo bendro mėginių skaičiaus. Kitų upių vandenyse pirmajame laikotarpyje DLK taip pat dažnai buvo viršijamos – Pietryčių Lietuvos upės šis rodiklis buvo 35–65 %, Vakarų Lietuvos upėse – 14–66 %. Antrajame tarpsnyje DLK viršijimas sumažėjo visose upėse, tačiau jis buvo gana dažnas. Didžiausias išliko Vidurio Lietuvos upėse – Šešupėje siekė 70 %, gana dažnas ir kitose upėse – Neryje – 47 %, Lėvenyje – 32 %. Rečiausiai viršijama buvo Žeimenos, Šventosios, Jūros upėse, atitinkamai 3, 6, 8 %.

5. Atlikus daugialypės regresijos analizę, kurioje įvertinama žmogaus ūkinės veiklos intensyvumas, upių vandeningumas ir metų sezonai, nustatyta, kad visose nagrinėjamose upėse statistiškai patikima yra biogeninių medžiagų koncentracijų ir upių mėginių ėmimų dienos debitų bei antropogeninės veiklos intensyvumo tarpusavio sąveika.

6. Visose nagrinėjamose upėse, išskyrus Šventosios, stebima nitratų koncentracijos mažėjimo tendencija didėjant mėginių ėmimų dienos debitams, tačiau nėra glaudaus ryšio (koreliacijos koeficientai neviršija $-0,5$). Nustatyta, kad fosfatų koncentracijos nepriklauso nuo debitų dydžių kaitos (R kinta nuo $-0,42$ iki $0,26$). Išnagrinėjus nitratų, mineralinio azoto ir fosfatų koncentracijų priklausomybę nuo vandeningumo per du skirtingos ūkinės veiklos intensyvumo laikmečius gauta, kad pirmame laikotarpyje tarp mineralinio azoto bei fosfatų ir vandeningumo stipriausias ryšys yra Akmenos upėje (koreliacijos koeficientai atitinkamai yra $-0,57$ ir $-0,8$), Merkio upėje tarp mineralinio azoto ir vandeningumo ($R = -0,45$) ir Neries upėje tarp nitratų ir vandeningumo ($R = 0,45$). Kitų upių nitratų koncentracijų kaitos priklausomybę nuo vandeningumo parodantis koreliacijos koeficientas neviršija $0,31$, o mineralinio azoto koncentracijos mažėja didėjant vandeningumui (R kinta nuo $-0,09$ iki $-0,31$). Fosfatų koncentracijų priklausomybės nuo vandeningumo koreliacinis ryšys dar silpnesnis – koreliacijos koeficientai kinta nuo $0,14$ iki $-0,31$. Antruoju laikotarpiu stipriausias ryšys tarp mineralinio azoto ir vandeningumo yra tik Merkio ir Žeimenos upėse, koreliacijos koeficientai atitinkamai yra $-0,47$ ir $0,46$, o kitose upėse jis kito nuo $0,09$ iki $-0,47$. Stipriausias ryšys tarp fosfatų ir vandeningumo yra tik Merkio upėje (koreliacijos koeficientas yra $0,45$). Taigi, nors antrajame laikotarpyje žmogaus ūkinė

veikla buvo mažiau intensyvi, bet stebima nežymios mineralinio azoto koncentracijų didėjimo ir fosfatų mažėjimo didėjant vandeningumui tendencijos

7. Apibendrinant modeliavimo rezultatus galima teigti, kad ATV-DVWk modelis tinkamas Lietuvos sąlygoms – tarp modelių gautų biogenų reikšmių ir tiesioginiais matavimais nustatytų dydžių maksimalus skirtumas siekia 38 %. Tačiau norint pagerinti tikslumą, modeliuoti patartina tik trumpus laikotarpius.

4. Biogeninių medžiagų srautų nustatymo metodiniai ypatumai

Biogenų kaitą vandeningumo, ūkinės veiklos ar fizinių-geografinių sąlygų kontekste tikslinga analizuoti šių medžiagų srautais, nes tuomet galima lyginti tarpusavyje upes, kurių baseinuose yra minėtos skirtingos gamtinės arba ūkinės veiklos sąlygos. Srautais vadinamas medžiagos kiekis (svorio vienetais), pernešamas vandens tėkmės nagrinėjamuose upių skerspjūviuose per tam tikrą laikotarpį. Tačiau analizuojant mokslinę literatūrą pastebėta, kad medžiagų srautai skaičiuojami skirtingais metodais. Dažniausiai medžiagų srautai skaičiuojami pagal upės vidutinį mėnesio debitą ir vieną momentinę biogeninių medžiagų koncentracijos reikšmę, nustatytą to mėnesio metu. Kiti (Šileika, 1999) srautus skaičiuoja linijinės interpoliacijos metodu arba linijinės interpoliacijos metodu normalizuojant nuotėkį (Povilaitis, 2003; Stalnacke, 1999, Grimvall, 2000). Daugelis užsienio autorių naudojami pirmuoju metodu, atmesdami vandeningumo kaitos galimybes, nes jų įvertinimas labai sudėtingas.

Nagrinėjant biogeninių medžiagų srautus, tenka spręsti klausimą, koku metodu skaičiuoti srautus, kad gauti rezultatai labiausiai atspindėtų realią situaciją. Suprantama, biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą įtakoja daugybė veiksnių ir juos visus įvertinti sunku, todėl ir srautus skaičiuojant bei juos analizuojant sudėtinga atsižvelgti į visus įtakojančius elementus.

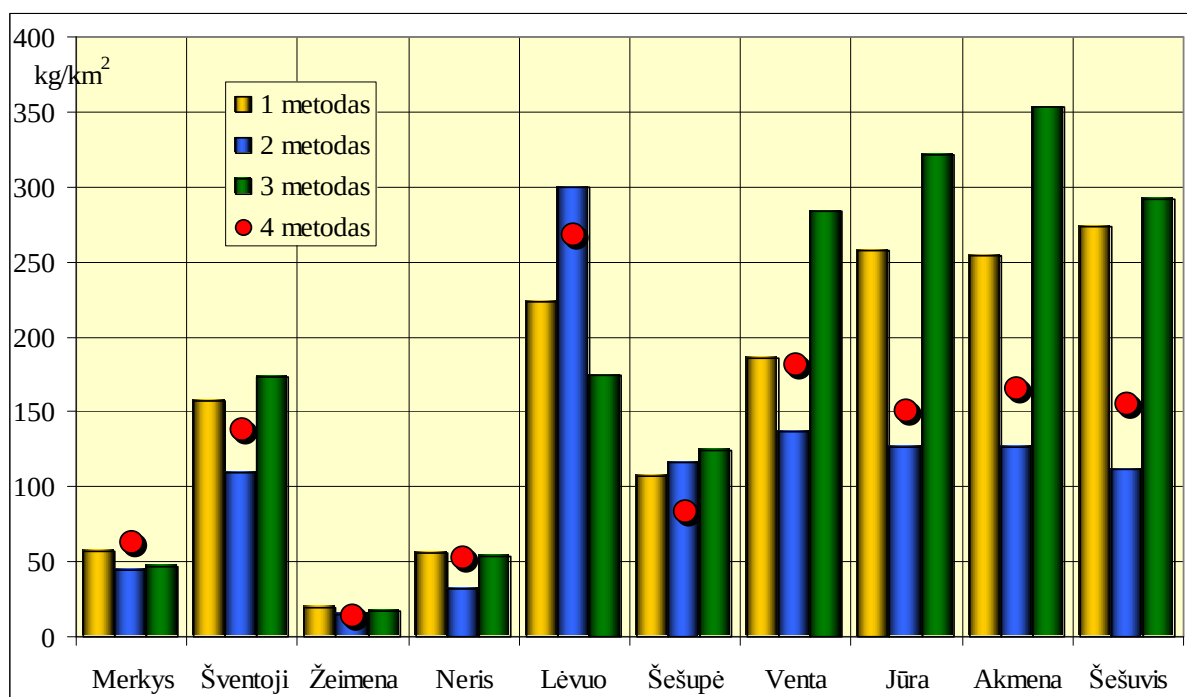
4.1. Biogenų srautų nustatymo metodų palyginimas įvairaus vandeningumo metais

Darbe buvo išanalizuoti įvairių vandeningumo metų pavasario ir vasaros sezonų biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo metodai ir juos palyginus tarpusavyje apskaičiuoti absoliutiniai skirtumai tarp atskirų metodų ir santykiniai dydžiai procentine išraiška.

4.1 paveiksle pateikti mineralinio azoto srautai, apskaičiuoti skirtingais metodais vandeningų metų pavasario sezonu. Iš pateiktų duomenų matome, kad ketvirtuoju metodu apskaičiuotų mineralinio azoto srautų dydžiai yra artimi antruoju metodu apskaičiuotiems dydžiams. Srautų reikšmės skyrėsi nuo 8 iki 27 %.

Labiausiai nutolusios nuo lyginamo ketvirtojo metodo rezultatų yra Vidurio ir Vakarų Lietuvos upėse trečiuoju metodu skaičiuotos srautų reikšmės. Skirtumai Pietryčių Lietuvos upėse kinta nuo 1,10 iki 35,4 kg/km², Vidurio Lietuvos upėse – nuo 39,9 iki 93,4 kg/km², o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 102,5 iki 188,5 kg/km². Vidutinio vandeningumo

metais Pietryčių Lietuvos upėse ketvirtuoju metodu mineralinio azoto srautų dydžiai artimiausi dydžiams, apskaičiuotiems trečiuoju metodu.

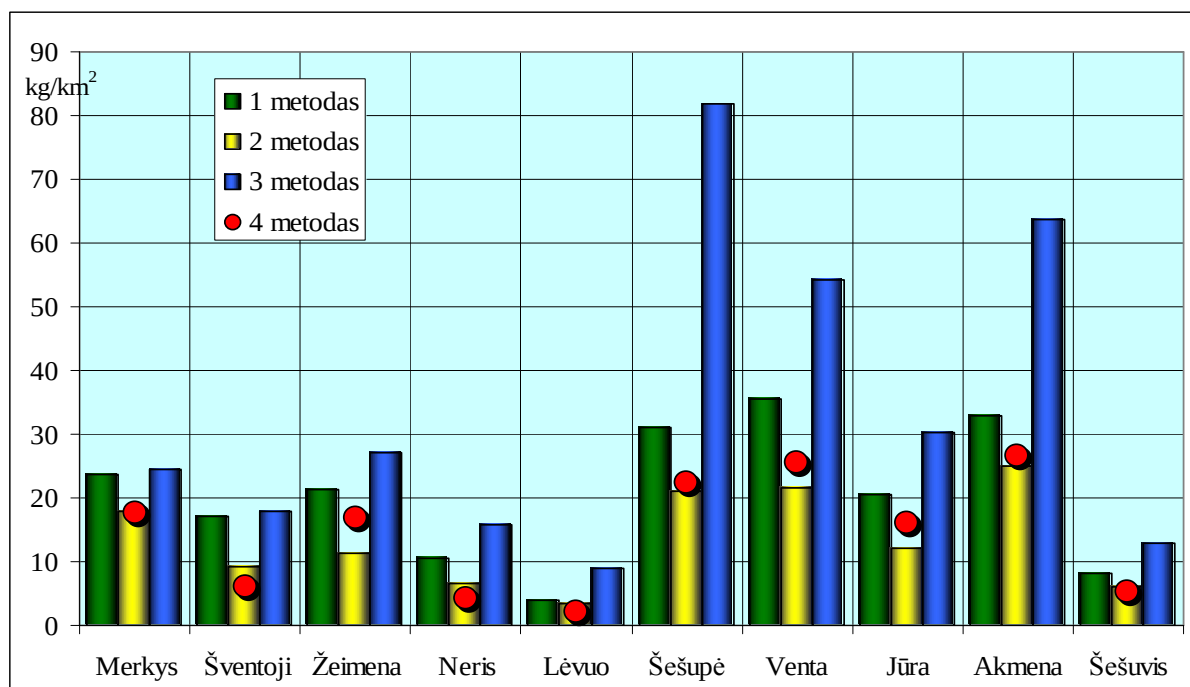


4.1 pav. Mineralinio azoto srautai, skaičiuoti įvairiais metodais vandeningų metų pavasario sezonu

Jie skiriasi nuo 4,75 iki 37,9 kg/km², o Vidurio ir Vakarų Lietuvos upėse nagrinėjamų medžiagų srautai, skaičiuoti ketvirtuoju metodu, artimiausi pirmajam ir antrajam metodams. Mažo vandeningumo metais visų hidrologinių sričių upių nagrinėjamų medžiagų srautai artimiausi antrojo metodo rezultatams.

Apskaičiavus mineralinio azoto srautus vasaros sezonais visais keturiais metodais įvairaus vandeningumo metais nustatyta, kad ketvirtuoju metodu skaičiuotų srautų reikšmėms artimiausi yra antruoju metodu skaičiuoti dydžiai. 4.2 paveiksle pateikti vasaros sezono vidutinio vandeningumo metais apskaičiuoti visais metodais mineralinio azoto srautų dydžiai. Absoliutiniai skirtumai Pietryčių Lietuvos upėse tarp antrojo ir ketvirtojo metodų kinta nuo 0,33 iki 5,38 kg/km², Vidurio Lietuvos upėse – nuo 1,34 iki 1,39 kg/km², o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 0,80 iki 4,13 kg/km². Didžiausi skirtumai yra tarp trečiojo ir ketvirtojo metodų, absoliutiniai skirtumai siekia iki 107,9 kg/km².

Lyginant ketvirtuoju metodu apskaičiuotų fosfatų srautų dydžius su kitais 3 metodais nustatyta, kad įvairaus vandeningumo metais pavasario sezonu visose Lietuvos hidrologinėse srityse jie artimiausi srautams, apskaičiuotiems pirmuoju metodu.



4.2 pav. Mineralinio azoto srautai, skaičiuoti įvairiais metodais vidutinio vandeningumo metų vasaros sezonu

Vandeningais metais medžiagų srautų dydžiai Pietryčių Lietuvos upėse skyrėsi nuo 0,6 iki 5,5 %, Vidurio Lietuvos upėse – nuo 13 iki 48 %, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 3 iki 15 %. Vidutinio vandeningumo metais fosfatų srautų reikšmės, apskaičiuotos pirmuoju ir ketvirtuoju metodais Pietryčių Lietuvos upėse, skyrėsi nuo 7 iki 12 %, Vidurio Lietuvos upėse – apie 7 %, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 3 iki 6 %.

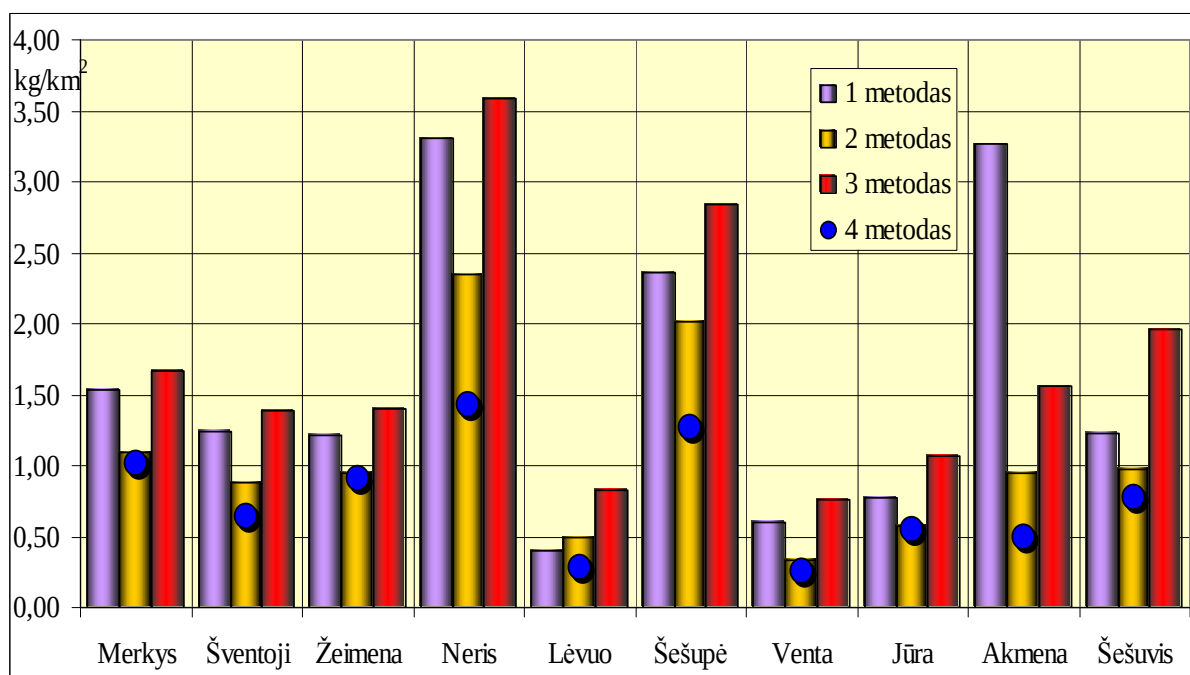
Mažo vandeningumo metais Pietryčių Lietuvos upėse fosfatų srautų dydžiai skyrėsi nuo 1 iki 43 %, Vidurio Lietuvos upėse – iki 31 %, Vakarų Lietuvos upėse – iki 27 %.

Apskaičiavus fosfatų srautus vasaros sezonu gauta, kad įvairaus vandeningumo metais visų Lietuvos hidrologinių sričių upėse srautų dydžiai artimiausi yra tarp antrojo ir ketvirtojo metodų.

4.3 paveiksle pateikti fosfatų srautai, skaičiuoti skirtingais metodais mažo vandeningumo metais.

Iš pateiktų duomenų matome, kad tarp ketvirtuoju metodu apskaičiuotų srautų reikšmių ir antruoju metodu skaičiuotų reikšmių skirtumas kito nuo 4,6 iki 30 % (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, 2005).

Išanalizavus biogeninių medžiagų srautų, apskaičiuotų trimis skirtingais metodais, dydžius didelio, vidutinio ir mažo vandeningumo metais pavasario ir vasaros sezonais bei gautus rezultatus palyginus su ketvirtuoju, matematiškai tiksliausiu, metodu galima daryti



4.3 pav. Fosfatų srautai, skaičiuoti įvairiais metodais mažo vandeningumo metų vasaros sezonu

išvadą, kad mineralinio azoto srautų dydžiai artimiausi jam yra pirmuoju (turint vieną koncentracijų dydį per mėnesį ir nuotėkio tūrį skaičiuojant pagal mėnesio vidutinį debitą) ir antruoju (turint dviejų gretimų koncentracijų aritmetinio vidurkio reikšmę ir nuotėkio tūrį skaičiuojant pagal vidutinį debito dydį per laikotarpį tarp dviejų gretimų vandens mėginių ėmimų datų) metodais skaičiuoti srautų dydžiai.

Fosfatų srautų reikšmės, palyginus visus tris nagrinėjamus metodus su ketvirtuoju gauta, kad pavasario sezonu yra artimiausi pirmuoju metodu, o vasaros sezonu – antruoju metodu apskaičiuoti srautų dydžiai.

4.2. Biogenų srautų nustatymo metodų palyginimas remiantis eksperimentiniais tyrimais

Pagal 4.1 skyriuje atliktos analizės rezultatus galima teigti, kad pirmuoju ir antruoju metodais apskaičiuoti biogeninių medžiagų srautų dydžiai yra artimiausi dydžiams, apskaičiuotiems pasirinktuoju tiesinės interpoliacijos metodu. Šiam teiginiui patvirtinti ar paneigti buvo naudoti pagal Valstybinio monitoringo programą esami ir eksperimentinių tyrimų metu surinkti duomenys.

Darbe atliktų eksperimentinių tyrimų esmė yra ta, kad kitaip nei 1998 metais

priimtoje Valstybinio monitoringo programoje numatytas 1 vandens mėginių ėmimų skaičius per mėnesį, buvo sudažnintas mėginių ėmimų skaičius iki 3 kartų per mėnesį. Turint daugiau bei tikslesnės informacijos apie vandens kokybę, galima ištirti biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo ypatybes ir juos tarpusavyje palyginti. Eksperimentiniai tyrimai buvo atlikti 2002 metų vasaros ir 2003 metų pavasario ir vasaros sezonais Pietryčių Lietuvos upėse. Gauti rezultatai pateikti 4.1 lentelėje.

4.1 lentelė. Biogeninių medžiagų srautų kaita 2003 metų pavasario ir vasaros sezonais

Upės	1 metodas		2 metodas		3 metodas		4 metodas
	Srautai kg/km ²	Santykiniai skirtumai %	Srautai kg/km ²	Santykiniai skirtumai %	Srautai kg/km ²	Santykiniai skirtumai %	Srautai kg/km ²
Mineralinis azotas							
Pavasario sezonas							
Merkys	28,63	16,09	25,49	3,34	24,97	1,25	24,66
Šventoji	42,73	14,26	39,68	20,36	37,92	23,91	49,83
Žeimena	18,29	6,46	18,94	3,13	17,87	8,64	19,55
Neris	24,59	31,71	26,16	27,37	24,03	33,28	36,01
Vasaros sezonas							
Merkys	13,78	4,06	13,92	5,12	13,82	4,36	13,24
Šventoji	7,23	25,97	9,19	5,92	7,17	26,59	9,77
Žeimena	11,95	20,48	12,55	26,60	11,61	17,02	9,92
Neris	14,59	20,33	15,96	12,83	14,65	20,00	18,31
Fosfatai							
Pavasario sezonas							
Merkys	1,67	2,63	1,72	0,45	1,61	5,86	1,71
Šventoji	3,93	46,04	4,70	35,35	3,79	47,86	7,28
Žeimena	0,74	16,28	0,83	5,26	0,72	18,42	0,88
Neris	0,67	37,75	0,74	31,15	0,66	38,54	1,08
Vasaros sezonas							
Merkys	1,60	9,98	1,74	19,65	1,59	9,44	1,46
Šventoji	1,18	22,37	1,20	24,75	1,18	22,70	0,96
Žeimena	2,14	5,63	2,23	10,15	2,17	7,26	2,03
Neris	2,31	22,07	2,44	17,59	2,41	18,75	2,96

Didesni skirtumai tarp įvairiais metodais apskaičiuotų mineralinio azoto srautų dydžiai yra Šventosios ir Neries upėse. Lygindami ketvirtojo metodo reikšmes su kitų trijų metodų reikšmėmis gavome, kad mažiausias santykinis skirtumas Šventosios upėje yra tarp pirmojo ir ketvirtojo metodų, jis sudaro 14 %, o Neries upėje – tarp antrojo ir ketvirtojo metodų ir jis sudaro 27 %. Išnagrinėjus šių upių mineralinio azoto srautų duomenis vasaros sezonu gauta, kad palyginus visus tarpusavyje srautų skaičiavimo metodus artimiausi rezultatai yra tarp antrojo ir ketvirtojo metodų, santykiniai skirtumai atitinkamai yra 5,9 % ir 12,8 %.

Išnagrinėjus fosfatų srautų reikšmių, apskaičiuotų skirtingais metodais, skirtumus nustatyta, kad pavasario sezonu didžiausi skirtumai tarp metodų buvo Šventosios upėje (skirtumas siekia 47,86 %), o mažiausi – Merkio upėje (skirtumai neviršija 5,86 %). Vasaros sezonu didžiausi skirtumai tarp metodų yra Šventosios upėje (skirtumai yra iki 24,75 %), o mažiausi – Žeimenos upėje (skirtumai neviršija 7,26 %).

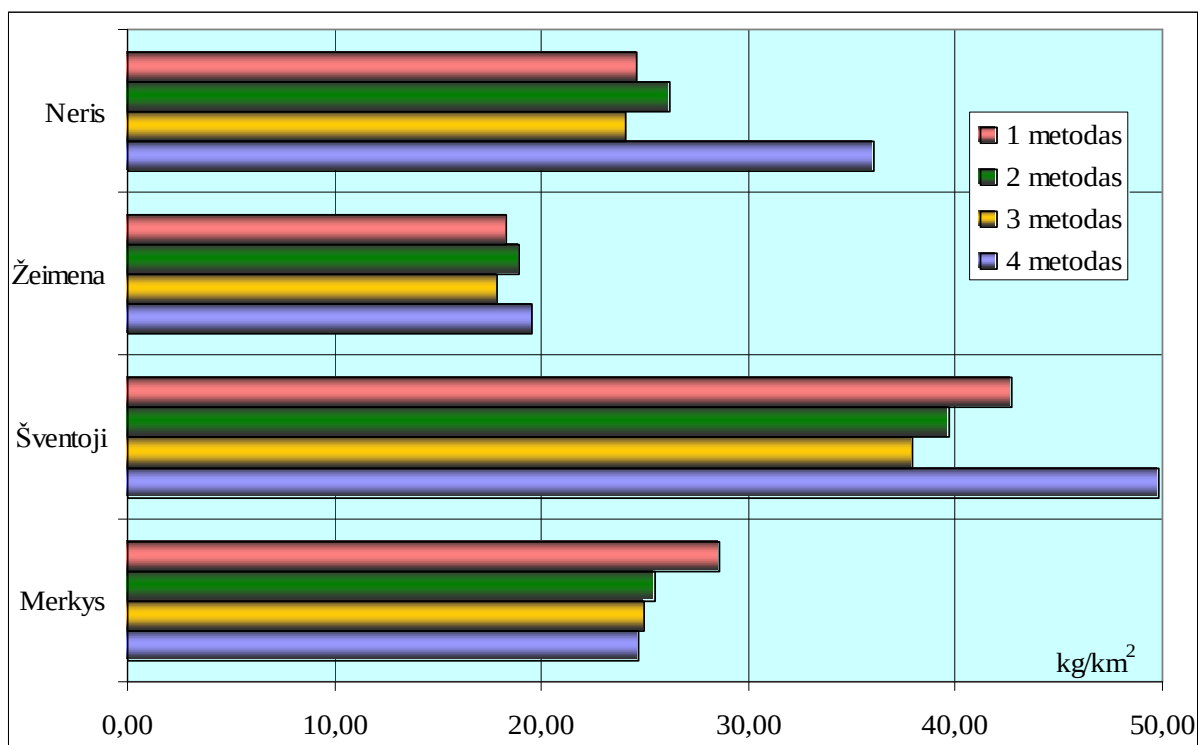
Išanalizavus duomenis atskirais metodais, gauta, kad pavasario sezonu antruoju metodu skaičiuotų srautų reikšmės artimos ketvirtuoju metodo reikšmėms, o vasaros sezonu nėra aiškaus dėsningumo, nors iš nagrinėjamų upių pirmojo metodo rezultatai buvo dažniau artimi ketvirtojo matematiškai tiksliausio metodo rezultatams.

4.4 paveiksle pateikti pavasario sezonu atliktų eksperimentinių tyrimų rezultatai, iš kurių matome, kad mažesnėse upėse, mažesni ir skirtumai tarp mineralinio azoto srautų, skaičiuotų įvairiais metodais.

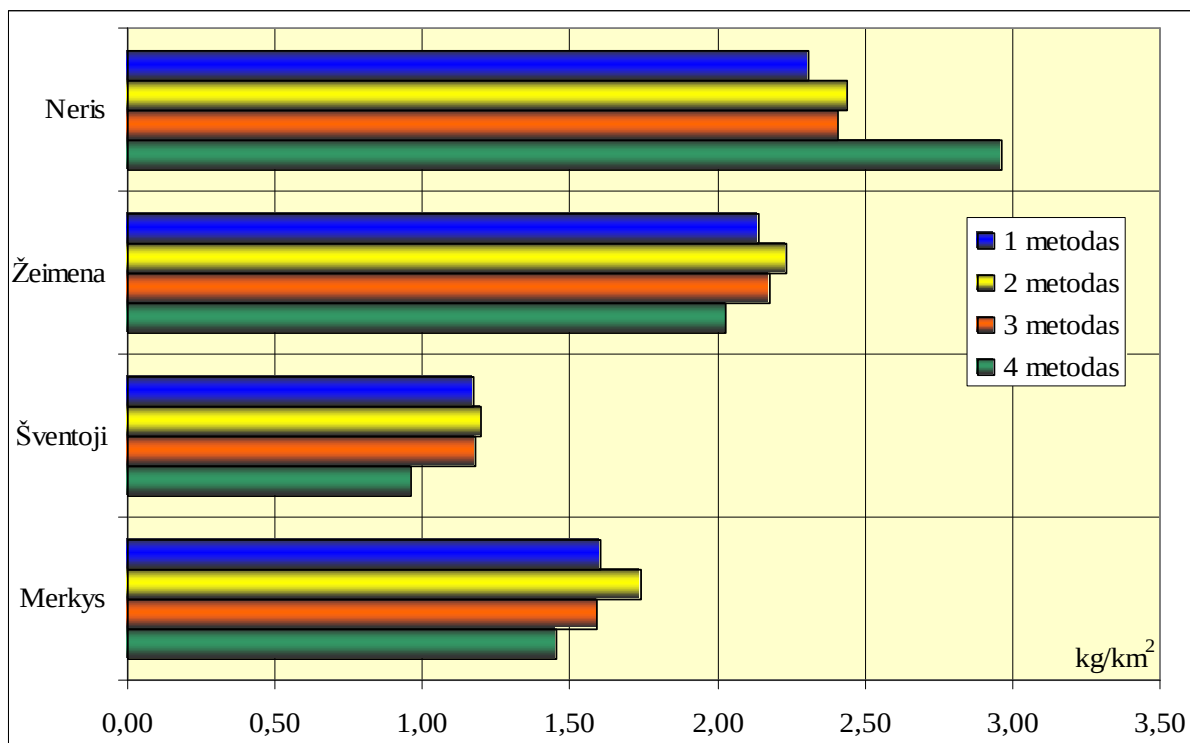
Žeimenos ir Merkio upių mineralinio azoto srautų reikšmės pavasario sezonu, apskaičiuotos įvairiais metodais, tarpusavyje skiriasi nedaug, atitinkamai nuo 0,61 iki 1,69 kg/km² ir nuo 0,31 iki 3,97 kg/km². Mažiausi srautų skirtumai Žeimenos upėje yra tarp ketvirtojo ir antrojo metodų, o Merkio upėje – tarp ketvirtojo ir trečiojo metodų. Tačiau visai priešingi rezultatai gauti nagrinėjant duomenis vasaros sezonu. Merkio upės mineralinio azoto srautų reikšmėms, apskaičiuotoms ketvirtuoju metodu, artimesni yra duomenys, skaičiuoti pirmuoju metodu, o Žeimenos upėje – trečiuoju metodu.

Fosfatų srautų reikšmės pavasario sezonu artimiausios buvo antrojo ir ketvirtojo metodų. 4.5 paveiksle pateiktas fosfatų srautų vasaros sezonu palyginimas.

Iš pateiktų duomenų matyti, kad vasaros sezonu artimiausi fosfatų srautų dydžiai yra apskaičiuoti pirmuoju ir ketvirtuoju metodais, išskyrus Neris upę, kurioje ketvirtuoju metodu skaičiuotos srautų rezultatai gerokai skiriasi nuo kitų metodų rezultatų. Pastaruoju atveju, srautų absoliutiniai skirtumai kito nuo 0,52 iki 0,65 kg/km².



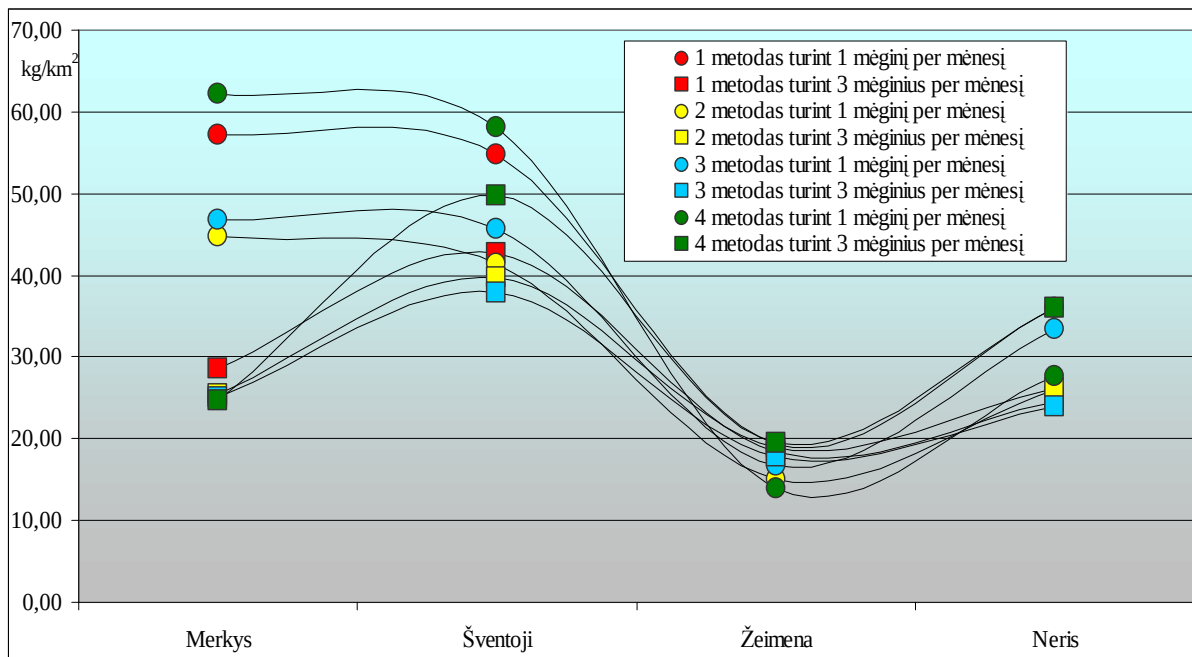
4.4 pav. Mineralinio azoto srautų kaita 2003 metų pavasario sezonu, turint 3 vandens mėginių ėmimus per mėnesį



4.5 pav. Fosfatų srautų kaita 2003 metų vasaros sezonu, turint 3 vandens mėginių ėmimus per mėnesį

Tam, kad įvertinti sudažintų mėginių ėmimų informatyvumą ir tikslumą buvo sulyginami biogeninių medžiagų srautų dydžiai, skaičiuoti skirtingais metodais ir turime vieno arba trijų mėginių duomenis per mėnesį.

4.6 ir 4.7 paveiksluose pateikti mineralinio azoto srautų dydžiai, apskaičiuoti skirtingais metodais 2003 metų pavasario ir vasaros sezonais.

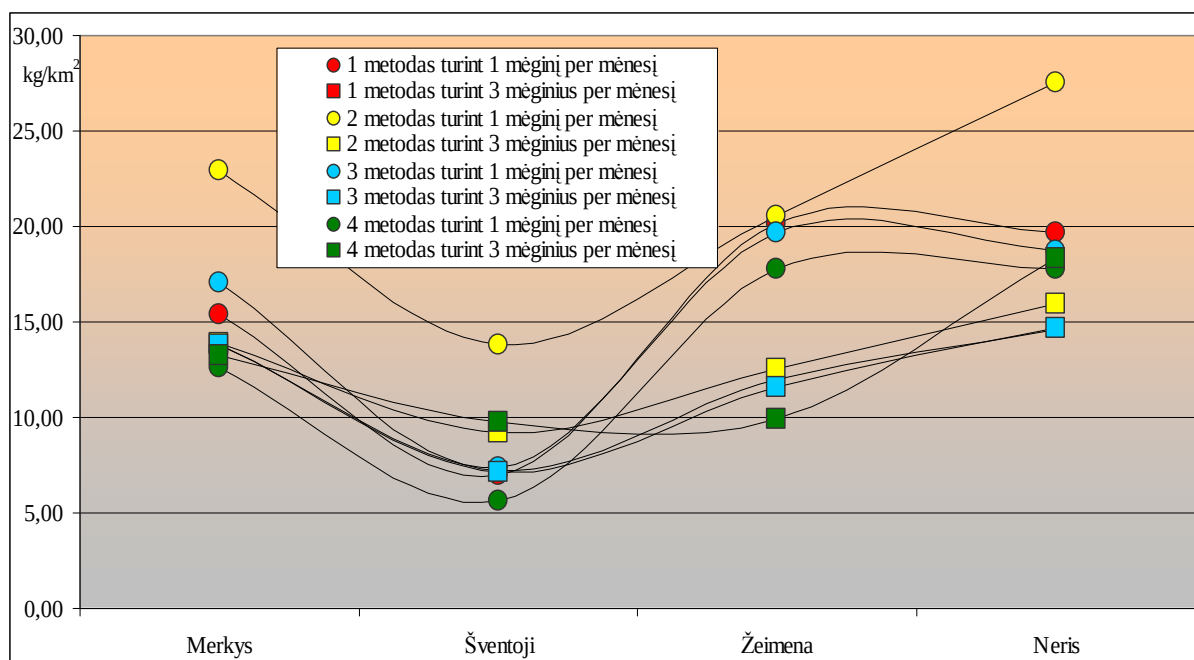


4.6 pav. Mineralinio azoto srautų dydžiai, apskaičiuoti skirtingais metodais pavasario sezonu

Gauti rezultatai parodė, kad pavasario sezonu mineralinio azoto srautų dydžiai, turint 1 ir 3 mėginių duomenis per mėnesį, Šventosios ir Žeimenos upėse skiriasi nuo 5 iki 28 %. Neries upėje didžiausia skirtumų amplitudė nuo 0,5 iki 47 %, o Merkio upėje – nuo 76 iki 100 %.

Vasaros sezonu didžiausi skirtumai yra Žeimenos upėje, santykinis skirtumas kinta nuo 64 iki 79 %. Šventosios upėje skirtumų amplitudė kinta nuo 3 iki 50 %.

Fosfatų srautų skirtumai, turint vieną ir tris mėginius per mėnesį yra mažesni. Tiek pavasario, tiek vasaros sezonais mažiausi santykiniai skirtumai buvo Merkio upėje, jie atitinkamai buvo nuo 0,1 iki 11,8 % ir nuo 0,27 iki 15,3 %. Didžiausi skirtumai pavasario ir vasaros sezonais buvo Neries upėje, jie atitinkamai buvo nuo 2,7 iki 77,7 % ir nuo 11,9 iki 62,5 %.



4.7 pav. Mineralinio azoto srautų dydžiai, apskaičiuoti skirtingais metodais vasaros sezonu

4.3. Biogenų srautų metinė ir sezoninė kaita

Metiniai mineralinio azoto srautai, apskaičiuoti pirmuoju metodu, pateikti 4.2 lentelėje. Iš pateiktų duomenų matome, kad stebimos labai didelės srautų amplitudės.

4.2 lentelė. Mineralinio azoto srautų (kg/km^2) amplitudės įvairaus vandeningumo metais

Upė	Metai		
	vandeningi	vidutiniai	mažo vandeningumo
Merkys	208–263	223–229	155–277
Šventoji	195–573	241–338	130–381
Žeimena	157–218	110–124	94–189
Neris	246–367	242–270	137–300
Lėvu	575–670	65–675	61–124
Šešupė	522–763	193–462	109–458
Venta	529–695	500–739	168–451
Jūra	342–1264	528–703	385–789
Akmena	1626 (38 % tikimybės)*	789–1530	425–938
Šešuvis	596–979	297–763	308–421

*Pastaba: vandeningų metų (iki 33 % tikimybės) per laikotarpį 1993–2003 m. nebuvo

Didžiausi srautai stebimi Vakarų Lietuvos upėse, kuriose vandeningais metais jie viršijo net 1000 kg/km^2 .

Vidutinio vandeningumo metais šiose upėse srautai svyravo nuo 297 iki 1530 kg/km^2 , o mažo vandeningumo metais – nuo 168 iki 938 kg/km^2 . Mažiausi srautai buvo Pietryčių Lietuvos upėse – vandeningais metais jie svyravo nuo 157 iki 573 kg/km^2 , vidutinio vandeningumo – nuo 110 iki 338 kg/km^2 , o mažo vandeningumo metais – nuo 94 iki 381 kg/km^2 .

Vidutiniškai per 1993–2003 m. laikotarpį metiniai mineralinio azoto srautai Pietryčių Lietuvos upėse kito nuo 145 iki 327 kg/km^2 , Vidurio Lietuvos upėse – nuo 252 iki 445, o Vakarų Lietuvos – nuo 475 iki 1044 kg/km^2 . Per šį laikotarpį absoliučiai didžiausias srautas buvo stebimas Akmenoje 1998 metais (1626 kg/km^2), o mažiausias – Lėvenyje 2002 metais, kai jis tesiekė tik 61 kg/km^2 .

Analizuojant tiek mineralinio azoto, tiek fosfatų srautų kaitą, nustatyta, kad jų dydžių kaita pagal metų sezonus yra panaši upių nuotėkio pasiskirstymui metų bėgyje. Metų nuotėkio mažiausią dalį (vidutiniškai 16,0 %) sudaro vasaros nuotėkis, o pavasario bei rudens žiemos sezonų metu nuotėkis atitinkamai sudaro 43,3 ir 40,7 % (Gailiūšis, 2001).

Analizuojant mineralinio azoto srautus atskirais sezonais, nustatyta, kad jo daugiausiai pernešama rudens-žiemos sezonu. Pietryčių Lietuvos upėse šiuo sezonu pernešama vidutiniškai 51,7 % nuo metinio srautų dydžio, Vidurio Lietuvos upėse – 51,9, o Vakarų Lietuvos upėse – 65,4 %. Mažiausia dalis tenka vasaros sezonui. Jo metu srautai upėse pagal minėtas hidrologines sritis atitinkamai sudaro 13,7; 13,1 ir 7,2 %. Pavasario metu srautai sudarė atitinkamai 34,6; 35,0 ir 27,4 % nuo metinio dydžio.

Fosfatų metinių srautų dydžiai pateikti 4.3 lentelėje.

Analizuodami šiuos duomenis, matome, kad, visų pirma, jų absoliutūs dydžiai yra žymiai mažesni, negu mineralinio azoto, antra, jų kaitos tendencija yra panaši, kaip ir mineralinio azoto.

Fosfatų srautų kaitos amplitudės yra žymiai mažesnės ir nėra tokių ryškių skirtumų tarp srautų dydžių upėse, esančiose skirtingose hidrologinėse srityse. Fosfatų srautai Pietryčių Lietuvos upėse kito nuo 4 iki 24 kg/km^2 , Vidurio Lietuvos upėse – nuo 3 iki 43, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 4 iki 42 kg/km^2 .

4.3 lentelė. Fosfatų srautų (kg/km^2) amplitudės įvairaus vandeningumo metais

Upė	Metai		
	vandeningi	vidutiniai	mažo vandeningumo
Merkys	13–24	12–13	8–11
Šventoji	6–11	7–8	7
Žeimenė	6–9	5–6	4–8
Neris	13–17	11–17	8–13
Lėvuo	13–43	6–21	3–7
Šešupė	8–23	13–20	11–20
Venta	6–15	7–10	5–13
Jūra	9–12	6–15	3–17
Akmena	18 (38 % tikimybės)*	13–34	8–42
Šešuvis	6–15	9–12	4–11

*Pastaba: vandeningų metų (iki 33 % tikimybės) per laikotarpį 1993–2003 m. nebuvo

4.4. Apibendrinimas

1. Atlikus biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo keturių metodų palyginamąją analizę vandeningų, vidutinio ir mažo vandeningumo metų pavasario ir vasaros sezonais nustatyta, kad pirmuoju (turint vieną stebėjimą per mėnesį, o nuotėkio tūris apskaičiuotas pagal mėnesio vidutinį debitą), t. y. pagal 2.2 formulę ir antruoju (turint du gretimų stebėjimų aritmetinio vidurkio reikšmę, o nuotėkio tūris apskaičiuotas pagal vidutinį debito dydį per laikotarpį tarp dviejų gretimų vandens mėginių ėmimų datų), t. y. pagal 2.3 formulę metodais skaičiuoti medžiagų srautų dydžiai yra artimiausi matematiškai tiksliausio ketvirtojo metodo rezultatams.

2. Sudažninus vandens mėginių ėmimų skaičių iki 3 kartų per mėnesį skirtumai tarp srautų dydžių, apskaičiuotų skirtingais metodais, yra mažesni. Mineralinio azoto srautų tarp metodų skirtumų amplitudė yra nuo 7,23 iki 42,73 kg/km^2 , o fosfatų – nuo 0,67 iki 3,93 kg/km^2 .

3. Išanalizavus mineralinio azoto srautus atskirais sezonais, nustatyta, kad jo daugiausiai pernešama rudens-žiemos sezonu. Pietryčių Lietuvos upėse šiuo sezonu pernešama vidutiniškai 51,7 % nuo metinio srautų dydžio, Vidurio Lietuvos upėse – 51,9, o Vakarų Lietuvos upėse – 65,4 %. Mažiausia dalis nuo metų srauto tenka vasaros sezonui.

4. Metinių fosfatų srautų dydžiai yra žymiai mažesni, negu mineralinio azoto, tačiau

jų kaitos tendencija per metus yra panaši, kaip ir mineralinio azoto. Didžiausi srautai (per 1993–2003 m. laikotarpį) buvo stebimi Pietryčių Lietuvos upėse, kur jie kito nuo 4 iki 24 kg/km², Vidurio Lietuvos upėse – nuo 3 iki 43, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 4 iki 42 kg/km².

5. Palyginus biogeninių medžiagų srautų dydžius turint vieną ir tris vandens mėginių ėmimų duomenis per mėnesį gauta, kad santykinų skirtumų kaitos amplitudė yra labai plati, siekianti net iki 100 %. Vadinasi, didesnis mėginių skaičius teikia tikslesnę informaciją. Gauti rezultatai parodė, kad mineralinio azoto srautų santykiniai skirtumai mažesni pavasario sezonu (visose upėse, išskyrus Merkį, santykinis skirtumas neviršija 47 %), o fosfatų – vasaros sezonu (neviršijo 62,5 %).

6. Didžiausi mineralinio azoto srautai, apskaičiuoti pirmuoju metodu, stebimi Vakarų Lietuvos upėse, kuriose vandeningais metais jie viršijo net 1000 kg/km². Vidutinio vandeningumo metais šiose upėse srautai svyravo nuo 297 iki 1530 kg/km², o mažo vandeningumo metais – nuo 168 iki 938 kg/km². Mažiausi srautai buvo Pietryčių Lietuvos upėse – vandeningais metais jie svyravo nuo 157 iki 573 kg/km², vidutinio vandeningumo – nuo 110 iki 338 kg/km², o mažo vandeningumo metais – nuo 94 iki 381 kg/km². Fosfatų srautų kaitos amplitudės yra žymiai mažesnės ir nėra tokių ryškių skirtumų tarp srautų dydžių upėse, esančiose skirtingose hidrologinėse srityse. Fosfatų srautai Pietryčių Lietuvos upėse kito nuo 4 iki 24 kg/km², Vidurio Lietuvos upėse – nuo 3 iki 43, o Vakarų Lietuvos upėse – nuo 4 iki 42 kg/km².

7. Analizuojant tiek mineralinio azoto, tiek fosfatų srautų kaitą, nustatyta, kad jų dydžių kaita pagal metų sezonus yra panaši upių nuotėkio pasiskirstymui metų bėgyje. Nustatyta, kad jo daugiausiai pernešama rudens-žiemos sezonu. Pietryčių Lietuvos upėse šiuo sezonu pernešama vidutiniškai 51,7 % nuo metinio srautų dydžio, Vidurio Lietuvos upėse – 51,9, o Vakarų Lietuvos upėse – 65,4 %. Mažiausia dalis tenka vasaros sezonui. Jo metu srautai upėse pagal minėtas hidrologines sritis atitinkamai sudaro 13,7; 13,1 ir 7,2 %. Pavasario metu srautai sudarė atitinkamai 34,6; 35,0 ir 27,4 % nuo metinio dydžio.

5. Vandens mėginių ėmimų skaičiaus dažnumo optimizavimo galimybės

5.1. Paviršinių vandens telkinių stebėsenos ypatumai

Vandens kokybės stebėseną vykdoma tam, kad būtų gauta informacija apie bendrą šalies vandens telkinių būklę ir ilgalaikius pokyčius. Jos reikia formuojant pagrindines priemones, turinčias užtikrinti vandens telkinių apsaugą ateityje, papildant ir užtikrinant vandens telkinių suskirstymą pagal tipus, nustatant vandens telkinių tipų etalonines sąlygas.

Paviršinio vandens telkinius antropogeninė tarša veikia labiausiai. Lėtai atnaujinama vandentvarkos infrastruktūra gyvenvietėse, didėja mažų upių ir upelių taršos grėsmė. Ne visi žemės ūkio objektai laikosi pažangaus ūkininkavimo taisyklių, todėl dalis naudojamų trąšų ir augalų apsaugos priemonių išplaunama iš dirvožemio ir teršia vandens telkinius. Apie 70 % Lietuvos upių yra sureguliuotos arba suskaidytos tvenkinių ir užtvankų, o tai trikdo hidrologinį režimą, silpnėja savaiminis apsivalymas, sudaromos fizinės kliūtys, lemiančios biologinės įvairovės mažėjimą. Pirmieji upių vandens kokybės tyrimai pradėti vykdyti 1951 metais, ir iki XX amžiaus devintojo dešimtmečio stebėsenos tinklas buvo išplėstas iki 100 stebėjimo vietų (47 upėse). 2004 metais vandens kokybės tyrimai atlikti 107 vietose (50 upių). 1999–2004 metais upių ir ežerų stebėsenos apimtis neatspindi antropogeninio poveikio įvairiuose Lietuvos regionuose ir nėra pakankama upių ir ežerų būklei įvertinti pagal direktyvos 2000/60/EB reikalavimus. Tuometės stebėsenos programos priemonės buvo skirtos daugiausia tarpvalstybinių vandens teršalų pernašų ir miestų įtakai upių vandens kokybei įvertinti, beveik netirta mažesnių upių būklė, pagrindinis dėmesys buvo skirtas hidrocheminei būklei. Todėl atsirado nauji stebėsenos principai, jie nustatyti atsižvelgiant į direktyvų 2000/60/EB, 91/676/EEB, 80/68/EEB, 76/464/EEB, 86/280/EEB, 78/659/EEB ir sprendimo 77/795/EEB reikalavimus.

Daugiau kaip pusę Lietuvos teritorijos sudaro žemės ūkio naudmenos, todėl agroekosistemų kompleksinių stebėjimų svarba neabejotina: beveik pusę upių vandens taršos maisto medžiagomis sudaro pasklidoji tarša iš žemės ūkio plotų. Vandens kokybės stebėjimai daugelio upių aukštupiuose rodo, jog tarša nitratais didėja. Taigi pastaruoju metu vis aktualesnė tampa paviršinio vandens telkinių tarša iš pasklidusios taršos šaltinių maisto medžiagomis. Be to, ji lemia didėjančią Baltijos jūros taršą, biologinės įvairovės ir agroekosistemų produktyvumo mažėjimą, šachtinių šulinių užterštumą pavojingais žmonių

sveikatai nitratais. Sąlygas įvertinti pasklidąją taršą sudaro tik kompleksinė agroekosistemų stebėseną, leidžiantis apskaičiuoti išplaunamų maisto medžiagų kiekį, nustatyti, kokio masto poveikį vandens telkiniams lemia ūkininkavimas baseino teritorijoje, o dirvožemio savybių, žemės naudojimo ir maisto medžiagų balanso duomenys, sugretinti su šių medžiagų išplovimo duomenimis, leidžia nustatyti taršos šaltinius ir parinkti veiksmingiausias priemones žemės ūkio taršai mažinti.

Bendrojoje vandenų direktyvoje numatyta ir vandens mėginių ėmimų skaičiaus optimizavimo būtinybė. Suprantama, kad matavimų dažnumas turi būti numatomas atsižvelgiant į parametrų svyravimą dėl gamtinių ir antropogeninių sąlygų. Stebėjimų laikas turėtų būti toks, kad sezoniniai svyravimai kuo mažiau įtakotų rezultatus, ir taip būtų galima užtikrinti, kad rezultatai atspindėtų vandens telkinyje vykstančius pokyčius, kuriuos sukelia žmogaus ūkinės veiklos pokyčiai.

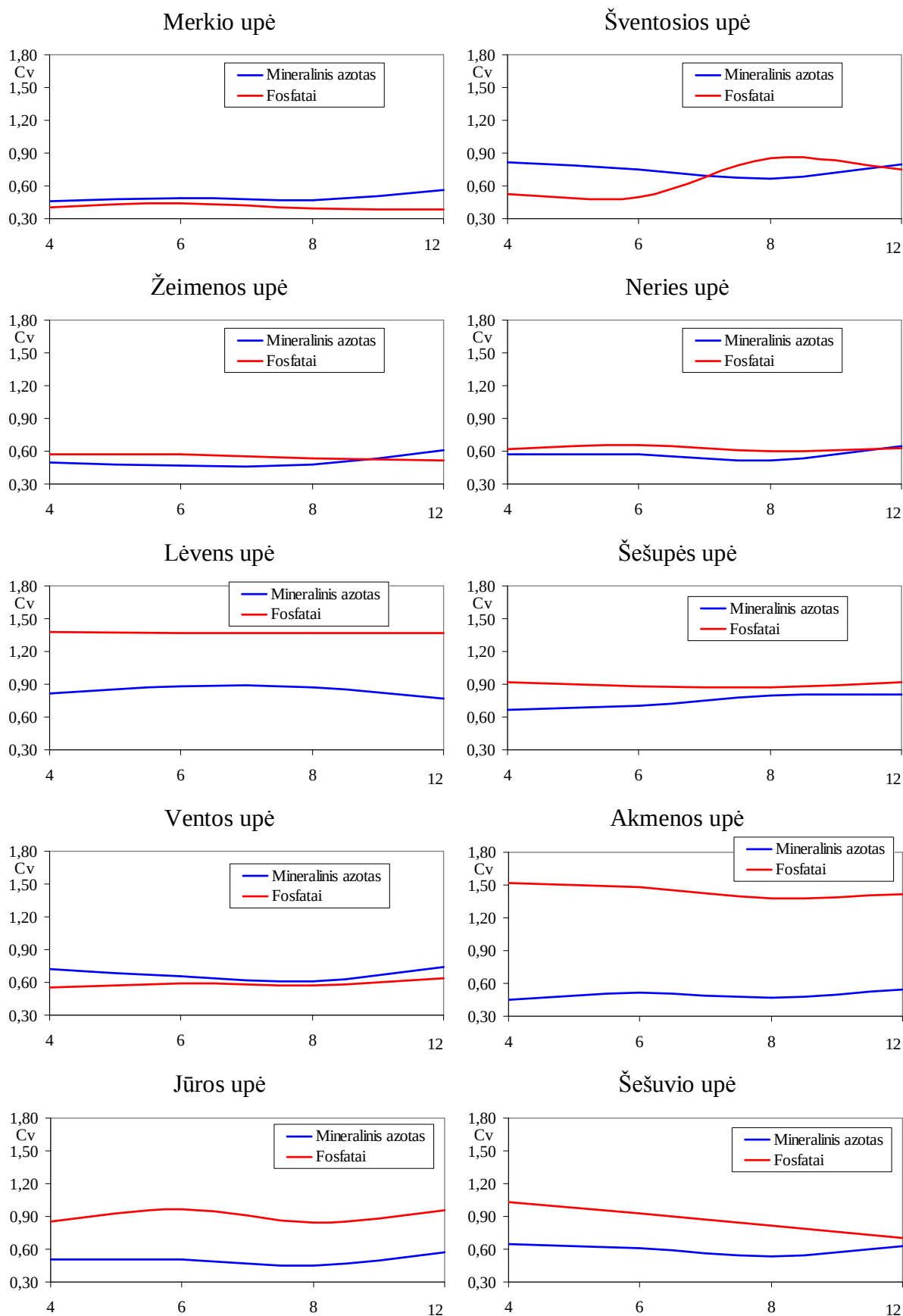
5.2. Upių vandens mėginių ėmimų optimizavimo galimybių įvertinimas

Upių vandens mėginių ėmimų skaičiaus optimizavimas yra aktualus klausimas, nors Lietuvoje jau yra sudaryta ir LR Vyriausybės nutarimu (2005–02–07, Nr. 130) priimta Valstybinė aplinkos stebėsenos 2005–2010 metams programa, kurioje numatyta 12 vandens mėginių per metus, tačiau dėl mėginių ėmimų skaičiaus optimizavimo, atsižvelgiant į finansinę ir informatyvumo svarbą, problema išlieka aktuali.

Analizei pasirinktas variacijos koeficientas, parodantis biogenų koncentracijų svyravimus per 1993–2003 m. laikotarpį. Ši matematinės statistikos skaitinė charakteristika apskaičiuojama kaip standartinio nuokrypio ir vidurkio santykis ir atspindi tiriamo rodiklio atsitiktinių svyravimų santykinį dydį (santykinę paklaidą). Biogenų srautų vidurkių, dispersijų bei variacijos koeficientų reikšmės buvo išnagrinėtos 12, 8, 6 ir 4 mėginių ėmimų per metus atvejais. Nežymus dispersijų ir variacijos koeficientų svyravimas netiesiogiai parodo, kad ir sumažinus ėmimų skaičių tiek absoliutus, tiek ir santykinis srautų variabilumas atspindimas gana adekvačiai (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, Lukianas, 2005).

5.1 paveiksle pateikiama biogeninių medžiagų koncentracijų tirtose upėse variacijos koeficientų kaita turint 12, 8, 6, 4 matavimus per metus.

Mineralinio azoto koncentracijų variacijos koeficientai mažiausia kaita buvo stebima Lėvens upėje, jie kito nuo 0,81 iki 0,88, Ventos upėje – nuo 0,73 iki 0,82, Akmenos – nuo 0,45 iki 0,54, o didžiausia variacijos koeficientų kaita yra Žeimenos upėje – koeficientai kito nuo 0,47 iki 0,61.



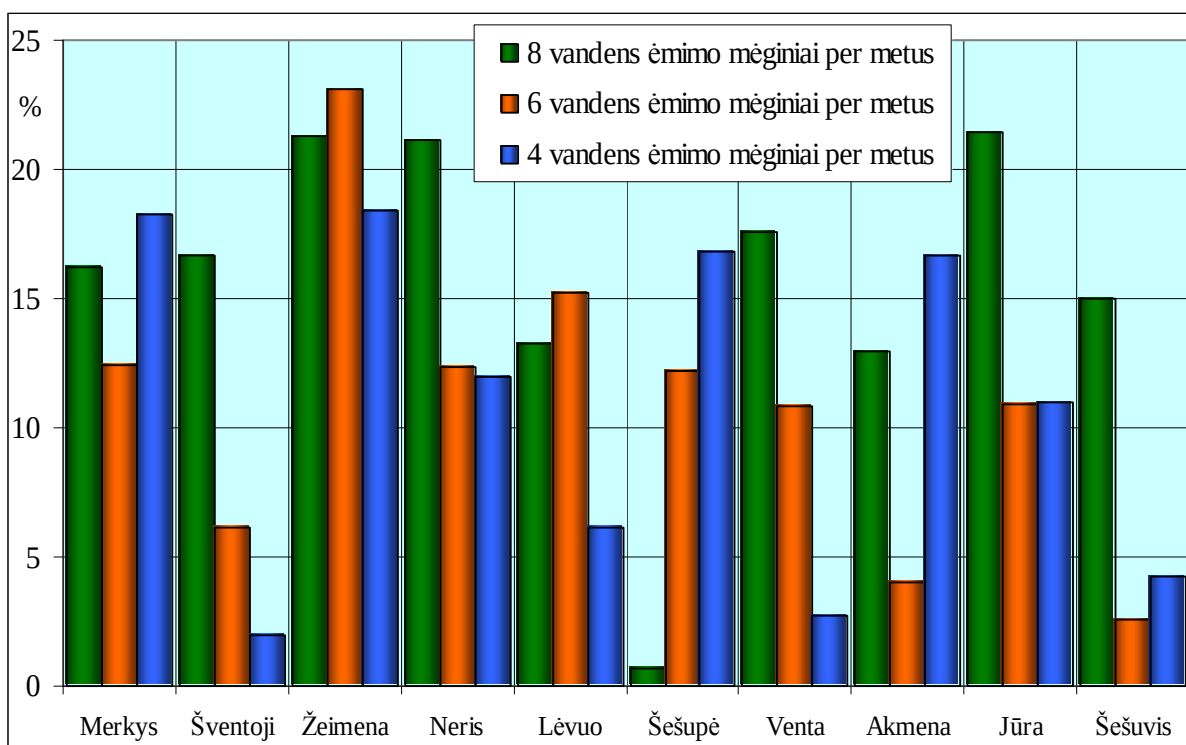
5.1 pav. Biogeninių medžiagų koncentracijų variacijos koeficientų kaita 1993–2003 metais

Nagrinėjant fosfatų koncentracijų kaitą pastebėta, kad variacijos koeficientai mažiausiai svyruoja taip pat Lėvens upėje, jie yra ribose nuo 1,37 iki 1,38, o didžiausi svyravimai pastebėti Šventosios upėje – nuo 0,50 iki 0,86.

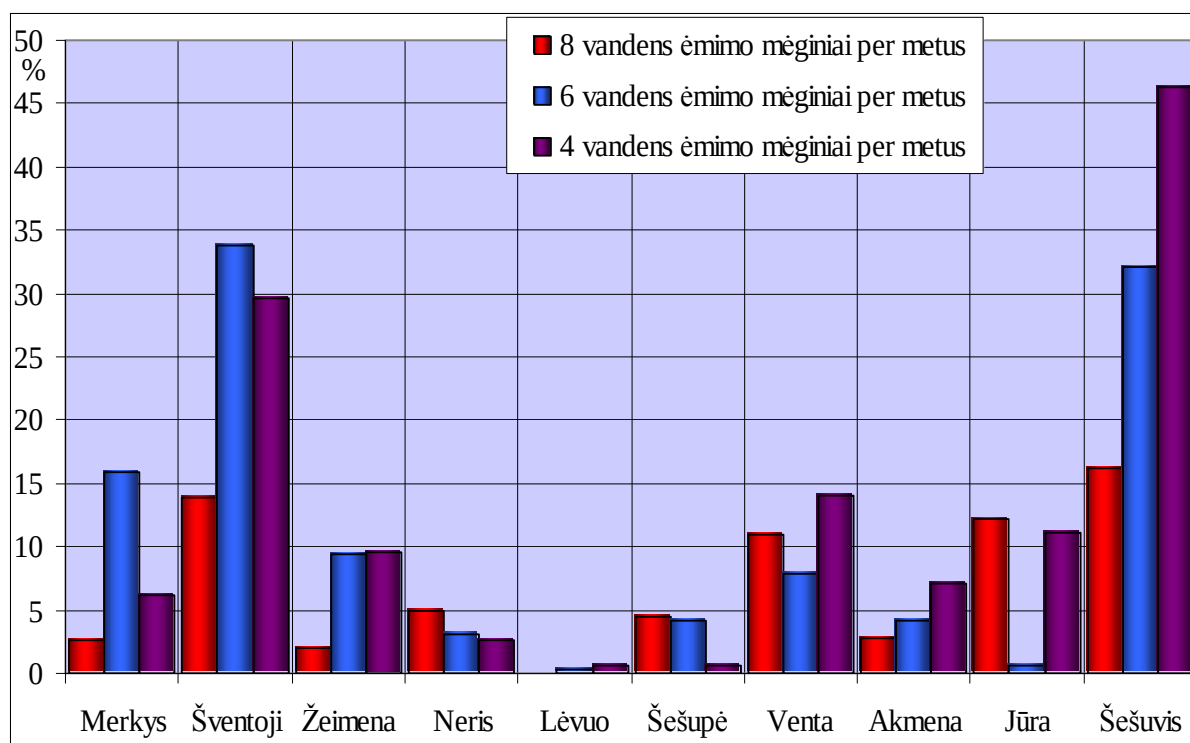
Atlikta variacijos koeficientų kaitos palyginamoji analizė, t. y. buvo apskaičiuoti kiekvienos upės variacijos koeficientai, turint 12 vandens mėginių ėmimų per metus, – šis dydis priimtas etaloniniu, su kuriuo buvo lyginami kiti variacijos koeficientai, kai turime mažiau vandens mėginių per metus.

Sumažinus vandens mėginių ėmimų skaičių mes prarandame dalį informacijos apie vandens kokybę. Norint atsakyti į esminį klausimą, kurioje upėje galima sumažinti matavimų skaičių, buvo remtasi kriterijumi, kad biogenų koncentracijų variacijos koeficientai gauti, turint skirtingus matavimų skaičius per metus būtų artimi. Kritinis dydis buvo pasirinktas 5 %.

5.2 ir 5.3 paveiksluose pateikti analizės rezultatai.



5.2 pav. Mineralinio azoto koncentracijų variacijos koeficientų palyginimų su etalonine variacijos koeficiento dydžių santykis, procentine išraiška



5.3 pav. Fosfatų koncentracijų variacijos koeficientų palyginimų su etaloniniu variacijos koeficiento dydžiu santykis, procentine išraiška

Priėmus, kad dydis neviršytas 5 %, mineralinio azoto mėginių skaičiaus mažinimo iki 8 kartų galimybė yra tik Šešupės upėje. Fosfatų mėginių mažinimo galimybė iki 8 kartų yra Merkio, Žeimenos upėse, iki 6 kartų – Akmenos upėje, o iki 4 kartų – Neries, Lėvens ir Šešupės upėse.

5.3. Tyrimų apibendrinimas ir rekomendacija

1. Įvertinant vandens mėginių ėmimų skaičiaus mažinimo galimybes, buvo nustatyti variacijos koeficientai esant 12, 8, 6, 4 mėginių matavimams per metus. Iš atliktų tyrimų gauta, kad nustatant mineralinio azoto koncentracijų mėginių skaičių variacijos koeficientų kaitos amplitudė mažiausia buvo Lėvens, Ventos, Akmenos upėse, atitinkamai kito nuo 0,81 iki 0,88, nuo 0,73 iki 0,82, nuo 0,45 iki 0,54, o didžiausia variacijos koeficientų kaita buvo Žeimenos upėje – koeficientai kito nuo 0,47 iki 0,61.

2. Fosfatų koncentracijų variacijos koeficientai mažiausiai svyravo taip pat Lėvens upėje, jie buvo ribose nuo 1,37 iki 1,38, o didžiausi svyravimai pastebėti Šventosios upėje – nuo 0,50 iki 0,86.

3. Įvedus kritinį dydį, kuris neviršija 5 %, tuomet mineralinio azoto mėginių

skaičiaus mažinimo iki 8 kartų galimybė yra tik Šešupės upėje. Fosfatų mėginių mažinimo galimybė iki 8 kartų yra Merkio, Žeimenos upėse, iki 6 kartų – Akmenos upėje, o iki 4 kartų – Neries, Lėvens, Šešupės upėse.

Išvados

1. Nustačius visoms nagrinėjamos upės nuotėkio netolygumo koeficientus gauta, kad Pietryčių Lietuvos upėse nuotėkis yra labiausiai išlygintas (nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,13 iki 0,3), Vakarų Lietuvos – mažiau (netolygumo koeficientai – nuo 0,33 iki 0,51), o Vidurio Lietuvos upėse nuotėkis mažiausiai išlygintas (nuotėkio netolygumo koeficientai kinta nuo 0,4 iki 0,53).

2. Atlikus daugialypės regresijos analizę, kurioje įvertinama žmogaus ūkinės veiklos intensyvumas, upių vandeningumas (debitų kaita per 1974–2003 m. laikotarpį ir metų sezonais) nustatyta, kad visose nagrinėjamose upėse statistiškai patikima yra biogeninių medžiagų koncentracijų ir vandens mėginių ėmimų dienos debitų bei antropogeninės veiklos intensyvumo tarpusavio sąveika. Visose nagrinėjamose upėse, išskyrus Šventosios, stebima nitratų koncentracijos mažėjimo tendencija didėjant mėginių ėmimų dienos debitams, tačiau nėra glaudaus ryšio. Nustatyta, kad fosfatų koncentracijos nepriklauso nuo debitų dydžių kaitos.

3. Išnagrinėjus biogeninių medžiagų koncentracijų priklausomybę nuo upių vandeningumo per du skirtingo ūkinės veiklos intensyvumo laiko tarpsnius gauta, kad tarp mineralinio azoto, nitratų ir vandeningumo stipriausias ryšys yra Akmenos, Merkio ir Neries upėse. Kitų upių nitratų koncentracijų kaitos priklausomybę nuo vandeningumo parodantis koreliacijos koeficientas neviršija 0,46, o mineralinio azoto koncentracijos mažėja didėjant vandeningumui. Fosfatų koncentracijų priklausomybės nuo vandeningumo koreliacinis ryšys dar silpnesnis.

4. Apibendrinant modeliavimo rezultatus galima teigti, kad ATV-DVWk modelį galima taikyti Lietuvos upių biogeninių medžiagų kaitos analizei. Skirtumas tarp modeliavimu gautų biogenų dydžių ir tiesioginiais matavimais nustatytų dydžių neviršija 38 %. Tikslesni rezultatai gauti modeliuojant biogenų kaitą atskirais metų sezonais.

5. Atlikus biogeninių medžiagų srautų skaičiavimo keturių metodų palyginamąją analizę vandeningų, vidutinio ir mažo vandeningumo metų pavasario ir vasaros sezonais nustatyta, kad srautus pakankamu tikslumu galima nustatyti dviem būdais: atlikus vieną biogeninių medžiagų koncentracijų dydžio stebėjimą per mėnesį ir nuotėkio tūrį apskaičiavus pagal mėnesio vidutinį debitą arba išvedus biogeninių medžiagų dviejų gretimų stebėjimų vidurkį ir nuotėkio tūrį apskaičiavus pagal vidutinį debito dydį per laikotarpį tarp dviejų gretimų vandens mėginių ėmimų datų.

6. Analizuojant tiek mineralinio azoto, tiek fosfatų srautų kaitą, nustatyta, kad jų dydžių kaita pagal metų sezonus yra panaši upių nuotėkio pasiskirstymui per metus. Nustatyta, kad mineralinio azoto daugiausiai pernešama rudens-žiemos sezonu. Pietryčių Lietuvos upėse šiuo sezonu pernešama vidutiniškai 51,7 % nuo metinio srautų dydžio, Vidurio Lietuvos upėse – 51,9, o Vakarų Lietuvos upėse – 65,4 %. Mažiausia dalis tenka vasaros sezonui. Jo metu srautai upėse pagal minėtas hidrologines sritis atitinkamai sudaro 13,7; 13,1 ir 7,2 %. Pavasario metu srautai sudarė atitinkamai 34,6; 35,0 ir 27,4 % nuo metinio dydžio.

7. Palyginus biogeninių medžiagų srautų dydžius, turint vieną ir tris vandens mėginių duomenis per mėnesį, gauta, kad santykinų skirtumų kaitos amplitudė yra labai plati, siekianti net iki 100 %. Mineralinio azoto srautų santykiniai skirtumai mažesni pavasario sezonu, o fosfatų – vasaros.

8. Išanalizavus biogeninių medžiagų koncentracijų per ilgą tyrimų laikotarpį variacijos koeficientų, esant skirtingam vandens mėginių ėmimų skaičiui per metus, kaitą, nustatyta, kad skaičiuojant mineralinį azotą tik Šešupėje pakaktų vandens mėginius imti būdingais mėnesiais 8 kartus per metus; kitose upėse mažinti mėginių ėmimų skaičių negalima. Fosfatų kaitai įvertinti pakaktų imti vandens mėginius 8 kartus per metus Merkio ir Žeimenos upėse, 6 kartus – Akmenos, 4 kartus – Šešupės, Lėvens ir Neries upėse.

Literatūros sąrašas

1. Aksomaitienė R., Berankienė L. Agricultural Pollution in the River Susve Basin in Middle Lithuania. Vandens ūkio inžinerija. 23(45), 2003, p. 14–22.
2. Aksomaitienė R., Berankienė L. The Changes in Nutrient Amounts in River Susve in 1960–2001. Vandens ūkio inžinerija. 23(45), 2003, p. 23–29.
3. Aksomaitienė R., Gužys S., Petrokienė Z. Mineralinio azoto apykaitos agroekosistemoje ryšys su jos produktyvumu ir jį nulemiančiais veiksniais. Vandens ūkio inžinerija. 23(43)–24(44), 2003, p. 69–77.
4. Aliochin O.A. Osnovy gidrochimiji. 1970, p. 444.
5. Aplinka. Aplinkos ministejia. Vilnius, 2001.
6. Aplinka. Aplinkos ministerija. Vilnius, 2002.
7. Baltic Environmental Forum. Second Baltic State of the Environment Report (Base on Environmental Indocators). (eds.: Fammler H., Veidemane K., Ruskule A., Simanovska J., Indriskone D., Kipper K.). Riga, 1997, 190 p.
8. Baltrušaitienė I., Gaigalis K. Nuotėkio iš Šventosios į Nevėžį įtaka šių upių nuotėkio režimui bei kokybei. „Ūkininkavimas ir vandens kokybė“. Tarptautinė mokslinė konferencija. 1992, p. 11–13.
9. Barisas A. Lietuvos upių nuotėkio pasiskirstymo metų bėgyje faktoriai. Geografija ir geologija. 2, 1962, p. 23–45.
10. Beaulac M.N., Reckhow K. H. A. Examination of Land Use–Nutrient Export Relationships. Water Resour. Bull. Vol 18, 1982, p. 1013–1022.
11. Belous O., Žukauskaitė A., Ringailaitė I. Nutrient Losses in River Basin through Diffuse Pollution from Analysis. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(23), 2003, p. 12–20.
12. Berankienė L. Daugiametė kritulių ir metinio nuotėkio kaita Šušvės upėje. Vandens ūkio inžinerija. 20(42), 2002, p. 25–30.
13. Berankienė L., Narvidas A. Metinė amonio azoto kaita Šušvės upėje. Vandens ūkio inžinerija. 23(43)–24(44), 2003, p. 193–199.
14. Berendes K. Wasserrecht und integrierter Umweltschutz. Wasser und Boden. 54/12, 2002, p. 22–26.
15. Bormann F.H., Likens G. E. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. – New York,

- 1979, p. 19 – 24.
16. Burneikis J.P., Gailiusis B. Lietuvos TSR upių kadastras. IV dalis, 1970.
17. Chapra S.C. Surface Water-Quality Modeling. Boston, WCB., 1996, p. 1–665.
18. Chapra S.C., Di Toro, D.M. The Delta Method for Estimating Community Production, Respiration and Reaeration in Streams. *Journal of Environmental Engineering*. 117(5), 1991, p. 640–655.
19. Chapra S.C., Wilcock, R.J. Transient Storage and Gas Transfer in a Lowland Stream. *Journal of Environmental Engineering*, 126(8), 2000, p. 708–712.
20. Čekanavičius V., Murauskas G. Statistika ir jos taikymas I. 2003.
21. Čekanavičius V., Murauskas G. Statistika ir jos taikymas II. 2004.
22. Daubaras R. Neries baseino upių cheminės sudėties formavimas, hidrocheminė charakteristika ir savaiminis apsivalymas. Disertacija. 1968.
23. Dumbrasukas A., Larsson R. The Influence of Farming on Water Quality in the Nevezis Basin. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 2(5), 1997, p. 48–55.
24. European Parliament and Council of the European Communities (CEC). 2000. Directive Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy (2000/60/EC). *Official Journal*, 2000, L327/1.
25. Gaigalis K., Račkauskaitė A. Azoto ir fosforo išplovimo agroekosistemose ypatumai. *Vandens ūkio inžinerija*. 16(38), 2001, p. 39–46.
26. Gailiusis B. Landšaftinio-hidrologinio įvertinimo pagrindimas ir mažų upių išteklių panaudojimas. Habil. dr. disertacija. 1988, p. 335.
27. Gailiusis B. Lietuvos upių nuotėkio antropogeniniai pokyčiai. *Energetika*. 2, 1996, p. 134–140.
28. Gailiusis B., Jablonskis J., Kovalkovienė M. Lietuvos upės. *Hidrografija ir nuotėkis*. 2001.
29. Gailiusis B., Kovalenkoviienė M., Kriauciūnienė J. The Hydrological Problems caused by the Development of Klaipėda Seaport. *Nordic Hydrological Conference*, 13–15 August 1996. Akureyri, Iceland, 1996, p. 466–475.
30. Gailiusis B., Kovalenkoviienė M., Kriauciūnienė J. Vileikos tvenkinio poveikis Neries hidrologiniam režimui. *Energetika*. 1, 1998, p. 3–8.
31. Gailiusis B., Kriauciūnienė J. Klaipėdos sąsiaurio tėkmės planinės struktūros pokyčių modeliavimas. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 8, 1999, p. 48–56.
32. Gailiusis B., Kriauciūnienė J. Taršos sklaida iš gruntų gramzdinimo vietų Baltijos jūroje. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 9, 1999, p. 58–69.

33. Gailiusis, B. Kovalenkoviėnė M. Lietuvos upių nuotėkio netolygumas. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 2(7), 1998, p. 3–9.
34. Gebel M. Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in Flussgebieten auf der Mesoskala mit dem Modell N–BILANZ. Wasser und Boden. 53/10, 2001, p. 21–24.
35. Gorev L.N., Nikanorov A.M., Pelešenko V. I. Regionalnaja gidrochimija. Kijev, 1989, p. 276.
36. Gorškov V.G. Predely ustoičivosti biosfery i okružajuščej sredy. Leningrad. 1990.
37. Grimvall A., Stalnacke P., Tonderski A. Time Scale of Nutrient Losses from Land to Sea—a European Perspective. Ecological Engineering. 14, 2000, p. 363–371.
38. Guhr H., Desortova B., Spott D. Raum–Zeit–Dynamik der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Silizium in der Stromelbe. Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Magdeburger Gewässerschutzseminar. 1998.
39. HELCOM (Helsinki Commision). The Baltic Sea joint comprehensive Environmental Action Programme. Baltic Sea Environment Proceedings, 48, 1993, p. 111.
40. HELCOM (Helsinki Commision). The Baltic Sea joint comprehensive Environmental Action Programme—Ten Years of Implementation. Baltic Sea Environment Proceedings, 88, 2003, p. 76.
41. Hidrologijos metraštis. Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba. 1974–2003.
42. Hultman B. Water and Wastewater management in the Baltic Region. The Baltic Sea Environment, 9, 1992.
43. Jablonskis J. Lietuvos upių sezoninio nuotėkio koreliaciniai ryšiai. Geografinis metraštis. XVIII, 1980, p. 103–109.
44. Jablonskis J., Janukėnienė R. Lietuvos upių nuotėkio kaita. Vilnius. 1978.
45. Jablonskis J., Juškienė A., Tomkevičienė A. Nauji duomenys apie upes Lietuvos antropogeninėje aplinkoje. Energetika. 1, 1998, p. 10–18.
46. Jablonskis J. Lietuvos upių nuotėkio cikliniai svyravimai. Energetika. 4, 1992, p. 16–35.
47. Januškevičius D., Vincevičienė V. Šešupės vandens kokybės modeliavimas ir valdymas. Automatika ir valdymo technologijos. 2001, p. 111–116.
48. Jordan T. E., Correll D. L., Weller D. E. Effects of Agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. Journal of Environmental Quality. 1997. p. 836–848.
49. Jurjonienė V., Valatka E. Kauno nutekamųjų vandenų įtakos Nemuno vandens kokybei vertinimas. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(4), 1997, p. 32–35.

50. Konvencija. Dėl Baltijos jūros baseino jūrinės aplinkos apsaugos. Valstybės žinios. 1997, Nr. 21–49.
51. Kovalenkoviėnė M., Jurgelėnaitė A. Nauja Lietuvos upių metinio nuotėkio norma. Energetika. 3, 1996, p. 50–63.
52. Kriaučiūnienė J. Stambių vandens ūkio objektų įtaka Kuršių marių hidrologiniam režimui. Daktaro disertacija. 1998.
53. Lasinskas M. Ūkinės veiklos įtaka vandens balansui. Trumpi pranešimai: LŽŪA XXI dėstytojų mokslinė konferencija. 1975, p. 203–204.
54. Lietuvos Respublikos aplinkos monitoringo įstatymas. Valstybės žinios, 1997, Nr. 112–284.
55. Lietuvos Respublikos vandens įstatymas. Valstybės žinios, 2003, Nr. 36–1544.
56. Lietuvos statistikos metraščiai. Lietuvos Respublikos statistikos departamentas. Vilnius, 1970–2003.
57. Lietuvos upių vandens kokybės metraštis. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministerija. 1974–2003.
58. Lotspeich F.B. Watersheds as the Basic Ecosystem: this Conceptual Framework Provides a Basis for a natural Classification System. Water Resour. Bull, 1980, p. 581–586.
59. Lovelock J.E. A New Look at Life on Earth. New York, 1979.
60. Macevičius J. Lietuvos upių metinio nuotėkio periodiniai sprendimai. Geografinis metraštis. 2, 1959, p. 161–174.
61. Macevičius J., Lukianienė D. Mineralinių žemių nusausinimo poveikis Lietuvos TSR upių vidutiniam metiniam nuotėkiui. Hidrometeorologiniai straipsniai. 7 t., 1975, p. 33–45.
62. Marčėnas V. Kai kurie nusausinimo įtakos upių nuotakio tūriui klausimai. Hidrometeorologiniai straipsniai. 3 t., 1970, p. 39–45.
63. Nazarov G.B., Kuznecov V.K. Zonalnyje osobennosti vynosa biogennykh elementov s jestestvennykh i selskochoziaistvennykh ugodij. Trudy V vsesojuznogo gidrologičeskogo sjezda. 5, 1991, p. 184–189.
64. Nearing M. A., Risse R. M., Rogers L. F. Estimating Daily Nutrient Fluxes to a large Piedmont Reservoir from limited Tributary Data. Journal of Environmental Quality. 1993. p. 666–671.
65. Nikanorov A.M. Hidrochimija. Leningrad, 1989, p. 351.
66. O`Conor D.J., Thomann R.V. Di Toro D.M. Analysis of Fate of Chemicals in

- Receiving Waters. 1981.
67. Ophardt, Charles E. 1997: Nitrogen Cycle, URL: [http:// elmhurst.edu/~chm/vchembook/ 307nitrogen.html](http://elmhurst.edu/~chm/vchembook/307nitrogen.html).
68. Ophardt, Charles E. 1997: Phosphorus Cycle, URL: [http:// elmhurst.edu/~chm/vchembook/ 308phosphorus.html](http://elmhurst.edu/~chm/vchembook/308phosphorus.html).
69. Oskar Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Quantification and Reporting of the Monitored Riverine Load of Nitrogen and Phosphorus, including Water Flow Normalisation Procedures. Guideline 7, 2000–12.
70. Pauliukevičius G., Kenstavičius J. Ekologiniai miškų teritorinio išdėstymo pagrindai. Vilnius, 1995, p. 289.
71. Pauliukevičius H. Biogeninių medžiagų koncentracijų vertinimas pagal upių baseinų žemės naudmenų struktūrą. Geografija. 34(1), 1998, p. 22–27.
72. Pauliukevičius H. Žemės naudmenų poveikis biogeninių medžiagų nuotėkiui. Daktaro disertacija. 1999, p.123.
73. Pauliukevičius H. Žemės naudmenų transformacijų poveikis azoto ir fosforo koncentracijoms upių vandenyje. Vandens ūkio inžinerija. 13(35), 2000, p. 24–29.
74. Perelman A.I. Geochimija prirodných vod. 1982, p. 149
75. Povilaitis A. Biogeninių medžiagų trendai pagal normalizuotą upių nuotėkį. Vandens ūkio inžinerija. 23(43)–24(44), 2003, p. 33–41.
76. Povilaitis A. Simulating the Effect of tile Drainage on Nitrogen Losses in an Agricultural Catchment in Lithuania. Nordic Hydrological Conference Proceedings. 2000, p. 169–177.
77. Povilaitis A., Dumbrasuskas A., Tumas R. Evaluation of the WEPP Soil Erosion Model: a Primary Study of the Applicability in Lithuania. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1, 1995, p. 72–77.
78. Raderschall R. Abschätzung der diffusen Stoffeinträge in die Hunte über Ergebnisse aus Modell–Einzugsgebieten. Wasserwirtschaft. 86/1, 1996, p. 14–18.
79. Rimkus G. A., Šikšnys A. Nemuno upės dalies tarp Kauno HE ir Neries santakos hidrologijos specifika. Santechnika ir hidraulika. 19, 1992, p. 33–35.
80. Ruseckas J. Primenenije modelei CREAMS dlia ocenki isparenija iz vyrubok. Miškininkystė. 2, 1999, p. 5–12.
81. Ruseckas J. Teoreticheskiye osnovy soveršenstvovaniya gidromelioracii. Avtoreferat disertacii. 1991, p. 32.
82. Scheffer B., Blankenburg J. Diffuse Nährstoffeinträge aus nord–westdeutschen

- Niederungsgebieten in Fließgewässer. Wasserwirtschaft. 3, 2004, p. 65–72.
83. Schuman G.E, Spomer R.G. Phosphorus Losses from for Agricultural Watersheds on Missouri Valey Loess. Soil.SciSoc.of America Proc. 1973, p. 424–427.
84. Stalnacke P., Grimvall A., Sundbland K. Estimation of Riverrine Loads of Nitrogen and Phosphorus to the Baltic Sea, 1970–1993. Environmental Monitoring and Assessment. 58, 1999, p. 173–200.
85. Staniškis J., Vincevičienė V. Application Models for the Nemunas River Water Quality Management. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 2, 1996, p. 38–44.
86. Staniškis J., Vincevičienė V. Water Quality Modeling, Forecasting and Possible Management Scenarios for the Nevezis River. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 6, 1998, p. 27–36.
87. Šikšnys A. Kauno HE tvenkinio hidrodinamika esant įvairiems Kaišiadorių HAE darbo režimams. Santechnika ir hidraulika. 19, 1992, p. 60–65.
88. Šileika A. S., Kutra S., Berankienė L. Azotas ir fosforas Lietuvos paviršinio vandens maitinimo upėse. Melioracija. 3, 1999, p. 52–61.
89. Šileika A. S., Kutra S., Berankienė L. Nevėžio taršos fosfatais priežasčių tyrimai. Vandens ūkio inžinerija. 13(35), 2000, p. 31–39.
90. Šileika A.S. An Adaptation of the Agricultural Nonpoint Source Pollution Model to Lithuania. Report 96–BB.2. Iowa State Univeristy. 1996, p. 35.
91. Šileika A.S., Berankienė L., Kutra S. Lietuvos upių vandens kokybės kaitos vertinimas 1986–1996. Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai. 3(25), 1997, p. 184–193.
92. Šileika A.S., Juškauskas J., Kutra S. ir kt. Pasklidusios žemės ūkio taršos modeliavimas įvairiuose Lietuvos gamtiniuose regionuose taikant AGNPS modelį. Vandens ūkio inžinerija. 5(27), 1997, p. 52–53.
93. Šileika A.S., Juškauskas J., Kutra S. Vandenių užterštumo biogeninėmis medžiagomis tyrimai Graisupio up. baseine. Vandens ūkio inžinerija. 5(27), 1998, p. 14–26.
94. Šileika S.A. Agriculture Nitrogen's Impact on Water Quality in Lithuanian Rivers. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(2), 1996, p. 22–30.
95. Thomann R.V. Measures of Verification. EPA–600/9–80–016, Athens, GA. 1980.
96. Thomann R.V., Muller, J.A. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control. 1987.
97. Thomas G. W., Haszler G. R. Nitrate-nitrogen and Phosphate-phosphorus in seven Kentucky Streams Draining small Agricultural Watersheds. Journal of Environmental

- Quality. 1992. p. 147–150.
98. Thürkow D. GIS–basierte Methoden zur Analyse der Wasserqualitätsentwicklung in Trinkwasserbrunnen am Beispiel des Einzugsgebietes der Saidenbachtalsperre. UFZ–Bericht. 8, 2002.
99. Tilickis B. Klimato ir fizinių–geografinių veiksnių sąveikos vaidmuo upių vandeningumo cikliniuose svyravimuose. Energetika. 4, 1992, p. 66–86.
100. Tilickis B. Svarbiausių biogeninių elementų pritekėjimo hidrologiniai dėsningumai. Energetika. 3, 1996, p. 64–72.
101. Tilickis B. Šaltojo metų laikotarpio paviršinio–dinaminio nuotėkio formavimosi modelis. Energetika. 1, 1993, p. 84–91.
102. Tilickis B. Uslovija funkcionirovanija gidroekologicheskich sistem Litvy. Energetika, Nr. 4, 1991. 62–77.
103. Tripolskaja L., Romanovskaja D. Trąšų poveikis cheminių elementų migracijai. Vandens ūkio inžinerija. 17(39), 2001, p. 34–41.
104. Tufford D. L., McKellar H. N. In–Stream Nonpoint Source Nutrient Prediction with Land–Use Proximity and Seasonal it. Journal of Environmental Quality. 1998. p. 100–110.
105. Tumas R. Biocenozių gyvenamosios aplinkos Lietuvos upėse analizė. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(19), 2002, p. 3–10.
106. Tumas R. Ūkininkavimas ir upių vandens kokybė. Aplinkos inžinerija. 2(8), 1997, p. 25–30.
107. Tumas R. Water Ecology: Hydrochemical and Hydrobiological Evaluation of Lithuanian Rivers. Vandens ūkio inžinerija 11(36), 2001, p. 41–47.
108. Tumas R., Povilaitis A. Erosion and Nutrient Transport Prediction: an Evaluation of Agricultural non–point Pollution Models. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 2(3), 1996, p. 13–20.
109. Vinceviciene V. The Analysis and Simulation of Self Purification Processes in the Nevezis River. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 6, 1998, p. 17–26.
110. Vincevičienė V. The Development of Water Quality Model to the Nemunas River and its Sensitivity Analysis. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1, 1995, p. 53–64.
111. Vincevičienė V., Asadauskaitė A. Assessment of Point Pollution and Impact to Water Quality of the Transboundary River Basins–the Venta and the Musa–Lielupe. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(11), 2000, p. 41–51.
112. Vincevičienė V., Asadauskaitė A., Jelisejevienė E. Nevėžio vagos hidrologinių ir

hidrocheminių duomenų bei koncentruotos taršos šaltinių analizė. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(16), 1998, p. 21–33.

113. Vincevičienė V., Januškevičius D. Šešupės baseino hidrologinių ir hidrocheminių parametrų įvertinimas. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 3(21), 2002, p. 13–21.
114. Vincevičienė V., Jelisejevienė E. Integrated Management of Water Resources: the River Basin Action Plan. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 1(23), 2003, p. 3–11.
115. Vincevičienė V., Jelisejevienė E. Panevėžio taršos Nevėžiui ekologinis ir ekonominis vertinimas. Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba. 10, 1999, p. 26–36.

Publikacijų sąrašas

Straipsniai leidiniuose, įtrauktuose į Mokslo ir studijų departamento prie LR Švietimo ir mokslo ministerijos, patvirtintą sąrašą

1. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina; Lukianas Antanas. Azoto ir fosforo junginių koncentracijos upių vandenyje kaitos tendencijos. Vandens ūkio inžinerija: mokslo darbai, Nr. 25(45), 2004, p. 99–110. ISSN 1392-2335.
2. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Change dynamics of biogenic matter in river waters of southeast Lithuania during periods of different wateriness. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management: Vilnius Gediminas Technical University. Vol XII, No 4, 2004, p. 146–152. ISSN 1648-6897.
3. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Mineralinio azoto ir fosfatų srautų upių vandenyje kaita įvairaus vandeningumo laikotarpiais. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, Vol XIII, No 3, 2005, p. 132–140. ISSN 1648-6897.

Straipsniai referuotoje tarptautinių mokslo organizacijų organizuotų konferencijų, vykusių Lietuvoje, pranešimų medžiagoje

1. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina, Lukianas Antanas. Studies on Biogenic Pollution of Lithuanian Rivers Water. The 6th International Conference. Environmental Engineering. Selected Papers. Vilnius Gediminas Technical University, 2005, p. 319–326. ISBN 9986-05-850-3.

Straipsniai referuotoje tarptautinių konferencijų, vykusių Lietuvoje, pranešimų medžiagoje

1. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Mineralinio azoto ir fosforo junginių kaita Lietuvos upių vandenyse. Jaunimas siekia pažangos 2003: doktorantų tarptautinės mokslinės konferencijos straipsnių rinkinys. Kaunas: Akademija, 2003, p. 338–342. ISBN 9955-9633-2-8.
2. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina; Lukianas Antanas. Upių vandeningumo įtakos biogeninių medžiagų koncentracijos kaitai įvertinimas. Tarptautinė mokslinė konferencija „Vandens telkinių apsauga ir valdymas“: 2004 m. spalio 29 d.: straipsnių rinkinys. Kaunas: Lietuvos žemės ūkio universiteto Leidybos centras, 2004, p. 20–26. ISBN 9955-448-28-8.

Pranešimai nereferuotoje konferencijų vykusių Lietuvoje, pranešimų medžiagoje

1. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Upių vandens kokybės valdymo prioritetai, įvertinant Europos Sąjungos reikalavimus vandens politikos srityje. 5-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2002 m. kovo 21., pranešimų medžiaga : Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika, 2002, p. 78–82. ISBN 9986-05-564-4.
2. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Biogeninių medžiagų koncentracijos ir kiekio dinamika Pietryčių Lietuvos upėse minimalaus nuotėkio laikotarpi. 6-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2003 m. kovo 20, pranešimų medžiaga : Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika, 2003, p.87–95. ISBN 9986-05-645-4.
3. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Upių vandens kokybės kaita hidrobiologiniu aspektu. VI-osios Lietuvos jaunųjų hidroekologų konferencijos „Vandens ekosistemų įvairovė, funkcionavimas ir valdymas“, įvykusios Vilniuje 2003 m. spalio 4 – 5d., pranešimų santrauka. Vilniaus universitetas. 2003, p. 11–12. ISBN 9986-15-578-0.
4. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė Lina. Biogeninių medžiagų koncentracijų upių vandenyse kaitos tendencijos antropogeninės veiklos kontekste. 7-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“, įvykusios Vilniuje 2004 m. kovo

25., pranešimų medžiaga : Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika, 2004, p. 403–410. ISBN 9986-05-755-8.