



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS

HIDRAULIKOS KATEDRA

Miglė Vedrickaitė

**FIZINIŲ-GEOGRAFINIŲ IR ANTROPOGENINĖS VEIKLOS SĄLYGŲ
ĮTAKOS VILNIOS UPĖS BASEINO NUOTĖKIUI BEI VANDENS
KOKYBEI VERTINIMAS**

**EVALUATION OF WATER FLOW AND WATER QUALITY FOR
PHYSICAL-GEOGRAPHICAL AND ANTROPOGENIC ACTIVITIES
CONDITIONS IN VILNIA RIVER BASIN**

Baigiamasis magistro darbas

Vandens ūkio inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 62404T105

Aplinkos inžinerijos ir kraštotvarkos mokslo kryptis

Vilnius, 2010

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS
APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS
HIDRAULIKOS KATEDRA

TVIRTINU
Katedros vedėjas

(Parašas)
Valentinas Šaulys
(Vardas, pavardė)

(Data)

Miglė Vedrickaitė

**FIZINIŲ-GEOGRAFINIŲ IR ANTROPOGENINĖS VEIKLOS SĄLYGŲ
ĮTAKOS VILNIO UPĖS BASEINO NUOTĖKIUI BEI VANDENS
KOKYBEI VERTINIMAS**

**EVALUATION OF WATER FLOW AND WATER QUALITY FOR
PHYSICAL-GEOGRAPHICAL AND ANTROPOGENIC ACTIVITIES
CONDITIONS IN VILNIA RIVER BASIN**

Baigiamasis magistro darbas

Vandens ūkio inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas 62404T105

Aplinkos inžinerijos ir kraštotvarkos mokslo kryptis

Vadovas dr. Lina Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė _____
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Konsultantas _____
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Konsultantas _____
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė) (Parašas) (Data)

Vilnius, 2010

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS
APLINKOS INŽINERIJOS FAKULTETAS
HIDRAULIKOS KATEDRA

Aplinkos inžinerijos studijų kryptis

Vandens ūkio inžinerijos studijų programa, valstybinis kodas **62404T105**

TVIRTINU

Katedros vedėjas

(Parašas)

(Vardas, pavardė)

(Data)

**BAIGIAMOJO MAGISTRO DARBO
UŽDUOTIS**

.....Nr.
Vilnius

Studentui (ei) *Miglei Vedrickaitei*

Baigiamojo darbo tema: FIZINIŲ-GEOGRAFINIŲ IR ANTROPOGENINĖS VEIKLOS SĄLYGŲ
ĮTAKOS VILNIOS UPĖS BASEINO NUOTĖKIUI BEI VANDENS KOKYBEI VERTINIMAS

patvirtinta 2009 m. lapkričio 30 d. dekanu potvarkiu Nr. 341 ap.

Baigiamojo darbo užbaigimo terminas 2010 m. gegužės 31 d.

BAIGIAMOJO DARBO UŽDUOTIS:

Parengti mokslinių tyrimų apie upių vandens nuotėkio bei vandens kokybės kaitos dėsningumus apžvalgą. Suformuluoti darbo tikslą, aktualumą, naujumą, iškelti hipotezę. Paruošti darbe atliktų tiriamųjų darbų metodiką. Įvertinti fizines-geografines Vilnios upės baseino charakteristikas, jų daromą įtaką nuotėkio kaitai. Nustatyti sezoninio nuotėkio kaitos priklausomybę dėl Margių tvenkinio eksploatacijos. Įvertinti upės vandens kokybę, nustatant biogeninių medžiagų koncentracijų kiekius, pagal atliktus natūrinius matavimus. Išanalizuoti Vilnios upėje vykstančius savaiminio apsivalymo procesus.

Baigiamojo darbo rengimo konsultantai: VGTU *Lietuvių kalbos katedros lektorė Regina Žukienė*
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė)

Vadovas
(Parašas)

dr. Lina Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė)

Užduotį gavau

.....
(Parašas)

.....
(Vardas, pavardė)

.....
(Data)

Vilniaus Gedimino technikos universitetas
Aplinkos inžinerijos fakultetas
Hidraulikos katedra

ISBN ISSN
Egz. sk.
Data-....-....

Vandens ūkio inžinerijos studijų programos baigiamasis magistro darbas
Pavadinimas **Fizinių-geografinių ir antropogeninės veiklos sąlygų įtakos Vilnios upės baseino nuotėkiui bei vandens kokybei vertinimas.**
Autorius **Miglė Vedrickaitė** Vadovas doc. dr. **Lina Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė**

Kalba
☒ X lietuvių
☐ užsienio

Anotacija

Lietuvoje upių vandens kokybės tyrimai atliekami vadovaujantis Aplinkos monitoringo įstatymu, Vyriausybės pritarta valstybine aplinkos monitoringo programa, atsižvelgiama į ES direktyvas ir Helsinkio komisijos (HELCOM) rekomendacijas. Bendrosios vandenių 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, ir apsaugoti nuo būklės blogėjimo. Darbe nagrinėjama fizinių-geografinių sąlygų įtaka Vilnios upės nuotėkiui bei vandens kokybei. Tyrimo metu pasirinkti 4 mėginių ėmimo taškai, juose nustatytos biogeninių medžiagų koncentracijos ir vandens lygiai. Nuotėkiui vertinti pagal nustatytus vandens lygius apskaičiuoti koeficientai ir perskaičiuoti vidutiniai mėnesiniai debitai 1992–2009 metų sekai.

Darbą sudaro 6 dalys: įvadas, literatūros apžvalga, tyrimų objektas ir metodika, tyrimų rezultatai, išvados, literatūros sąrašas.

Darbo apimtis – 72 p. teksto be priedų, 37 iliustr., 13 lent., 113 literatūros šaltiniai.

Prasminiai žodžiai: nuotėkis, nuotėkio netolygumas, antropogeninė veikla, vandens lygis, vandens ūkio metai, vandens kokybė, biogeninės medžiagos.

Vilnius Gediminas Technical University
Faculty of **Environmental Engineering**
Department of **Hydraulics**

ISBN ISSN
Copies No.
Date-....-....

Water engineering study programme master work

Title: **Evaluation of water flow and water quality for physical-geographical and anthropogenic activities conditions in Vilnia river basin.**

Author **Miglė Vedrickaitė** Academic supervisor **Dr. Lina Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė**

Thesis language

☒ Lithuanian

☐ Foreign (English)

Annotation

Ranges of rivers water quality are conducted in accordance with the Environmental Monitoring Act, the Government approved a national environmental monitoring program and will take into account the EU directives and the Helsinki Commission (HELCOM) recommendations in Lithuania. General water policy directive 2000/60/EC aim - to ensure that all water bodies to achieve good surface water and groundwater dependent terrestrial ecosystems, and protect against deterioration by 2015. The work deals with the physical-geographical conditions on the river runoff outpatient and water quality. The study of sampling to select 4 points out the nutrient concentrations and water levels. Leakage is seen under the water levels to calculate conversion rates and average monthly flow rates the 1992–2009 series.

Work consists of 6 parts: introduction, scientific literature review, research and methodology, results, conclusions, references.

Job scope — 72 p. text without annexes, 37 illustrations, 13 tables, 113 literature sources.

Keywords: water flow, uneven of water flow, anthropogenic activities, water level, water years, water quality, nutrients.

TURINYS

ĮVADAS	8
1. MOKSLINĖS LITERATŪROS APŽVALGA	10
1.1. Upių nuotėkio kaitos tyrimai	10
1.1.1. Fizinių-geografinių sąlygų įtaka upės nuotėkiui	10
1.1.2. Antropogeninių veiksnių įtaka upės nuotėkio režimui	11
1.2. Upių vandens kokybės mokslinių tyrimų apžvalga	12
1.3. Geros vandens būklės rodikliai.....	18
1.4. Savaiminio apsivalymo procesų tyrimai.....	23
2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA	27
2.1. Tyrimo objektas	27
2.2. Tyrimo metodika	33
2.2.1. Upės baseino fizinių-geografinių sąlygų įvertinimas	33
2.2.2. Nuotėkio kaitos įvertinimas.....	35
2.2.3. Natūriniai matavimai	37
2.2.4. Upės savaiminio apsivalymo proceso įvertinimas.....	44
3. TYRIMŲ REZULTATAI.....	45
3.1. Fizinių-geografinių charakteristikų įtaka nuotėkiui.....	45
3.2. Nuotėkio kaitos priklausomybė nuo Margių tvenkinio	52
3.3. Vandens kokybės tyrimų rezultatai	57
3.4. Savaiminių apsivalymo procesų vertinimas	60
4. IŠVADOS	63
LITERATŪRA	65

Naudojamų santrumpų sąrašas

AAA – Aplinkos apsaugos agentūra	LHMT – Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba
AM – Aplinkos ministerija	LR – Lietuvos Respublika
BVDP – Bendroji vandens politikos direktyva	NVĮ – nuotekų valymo įrenginiai
EB – Europos bendrija	UBR – upių baseinų rajonai
EEB – Europos ekonominė bendrija	VMS – vandens matavimo stotis
ES – Europos Sąjunga	Bendroji vandenų direktyva – Europos
HELCOM – Helsinkio komisija	Parlamento ir Tarybos direktyva (2000/60/EB)

Naudojamų vienetų sąrašas

Hidrologiniai parametrai

A – baseino plotas, km^2	Q – debitas, m^3/s
A_k – kairioji baseino pusė, km^2	Q_p – paros debitų suma per laikotarpį t_p , m^3/s
A_d – dešinioji baseino pusė, km^2	$Q_{\text{vid.metinis}}$ – vidutinis daugiamečio debitas, m^3/s
$A_{ež}$ – baseino ežeringumas, %	Q_{dg} – pagal surinktus LHMT VMS daugiamečio
A_{sm} – baseino smėlingumas, %	vidutinis mėnesinis debitas, m^3/s
s – baseino simetrijos koeficientas	Q_{sausm} – debitas limituojančio sausmečio
a – baseino asimetrijos koeficientas	periodu, m^3/s
N – nuotėkis, m^3/s	Q_{sum} – debitas vandens ūkio metų laikotarpiu,
K – kritulių kiekis per metus, mm	m^3/s
G – garavimas, mm	$Q_{vasaros}$ – limituojančio sezono (vasaros)
d – nuotėkio netolygumo koeficientas	debitas, m^3/s
d_{500} – konkrečios hidrologinės srities nuotėkio	t – oro temperatūra, $^{\circ}\text{C}$
netolygumo koeficientas	C_0 – tarša upėje iškart po išleistuvo
ϕ – nuotėkio natūralaus sureguliuavimo	C_1 – tarša už 1 km nuo išleistuvo
koeficientas	$C_{upės}$ – upės foninė koncentracija
b – nuotėkio perteklius hidrogramoje virš	W – teršalų masės apkrova ties taškiniu taršos
vidutinio metų debito	šaltiniu

Statistiniai parametrai

C_v – variacijos koeficientas	r – koreliacijos koeficientas
C_{vm} – metinės variacijos koeficientas	p – koreliacijos koeficiento patikimumas
x ir y – stebėjimų duomenys skaičiuojant	n – narių skaičius imties eilėje
koreliacijos koeficientus	

Publikacijų sąrašas

1. Vedrickaitė, M. 2010. Antropogeninės veiklos sąlygų Vilnios upės baseino nuotėkiui vertinimas. 13-oji jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2010 m. kovo 25, pranešimų medžiaga: Aplinkos apsaugos inžinerija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika.
2. Vedrickaitė, M. 2010. Fizinių-geografinių ir antropogeninės veiklos sąlygų įtakos Vilnios upės nuotėkiui bei vandens kokybei vertinimas. Konferencijos „Fundamentiniai tyrimai ir inovacijos mokslų sandūroje 2010“ įvykusios Klaipėdoje 2010 m. balandžio 22, pranešimų medžiaga.

IVADAS

Vandens ištekliai yra labai svarbus kiekvienos šalies gamtos turtas, todėl aktualu juos racionaliai naudoti ir saugoti nuo taršos. Vanduo priskiriamas prie atsinaujinančių gamtos išteklių, tačiau jo teritorinis pasiskirstymas netolygus ir daugelyje pasaulio šalių šiuo metu jo trūksta.

Lietuvoje vandens ištekliai viršija vandens poreikius. Vanduo naudojamas tiek paviršinis, tiek požeminis, jis reikalingas augalijai ir gyvūnijai egzistuoti ir yra naudojamas kaip geriamasis bei rekreaciniam tikslams. Plečiantis gamybai didėja grėsmė vandens kokybei, o taršos šaltiniai gali būti labai įvairūs: didžiųjų miestų ir miestelių bei pramonės įmonių tarša (koncentruota tarša), gyvulininkystės fermų ir intensyvaus žemės ūkio plėtojimas. Dėl neracionalios žmogaus veiklos mažėja švaraus vandens atsargos – vandens ištekliai neišnyksta, tačiau sumažėja jų naudojimo galimybės. Tai sukelia išteklių deficitą bei daro įtaką šalies ūkio vystymosi lygiui. Šios problemos aktualios ne tik Lietuvoje, bet ir visame pasaulyje.

Vienas iš aktualiausių ir sunkiausių uždavinių yra sukurti tokią teisinę bazę, kuriai veikiant kiekviena šalis, kiekvienas šalies gyventojas siektų sumažinti aplinkos teršimą. Europos sąjungos aplinkosaugos srityje galioja per 300 teisinių aktų – direktyvų, nutarimų, rekomendacijų, kuriomis labiausiai reguliuojamas yra gamtinės aplinkos vandenų sektorius (Šaulys 2007). Yra žinoma Europos parlamento ir tarybos direktyva (2000/60/EB), priimta 2000 m. spalio 23 d., nustatanti Bendrijos veiksmų vandens politikos srityje pagrindus (Europos Parlamento ir Tarybos direktyva 2000/60/EB). Ji dar vadinama „Bendrają vandenų direktyva“. Šioje direktyvoje nuspręsta, jog vanduo nėra komercijos produktas, nes priklauso paveldui, kurį būtina apsaugoti, ginti ir išsaugoti, todėl būtina imtis ilgalaikių veiksmų, kurie sustabdytų gėlo vandens kokybės ir kiekybės prastėjimą. Raginama sudaryti veiksmų programą, skirtą subalansuotam gėlo vandens išteklių valdymui ir apsaugai. Jos pagrindą sudaro siekiai nustatyti tvarką, kuria būtų reglamentuojamas gėlo vandens ėmimas bei stebima gėlo vandens kokybė ir kiekybė bei šlapžemių apsauga.

Šiuo metu žmogaus reikmėms itin intensyviai naudojamas upių (tekantis) vanduo, kuris, vertinant ekologiškai, turi daugybę pranašumų lyginant su stovinčiu vandeniu: besimaišanti vandens tėkmė mažiau užteršiama biogeninėmis medžiagomis, vanduo geriau aprūpinamas deguonimi, spartesni apsivalymo procesai (Vaikasas 2007). Dėl jundančios tėkmės pranašumų dauguma pramonės šakų išsivystę šalia upių, todėl upių užterštumas įvairiomis teršiančiomis medžiagomis šiuo metu vis dar yra didelė ekologinė problema.

TIKSLAS

Nustatyti Vilnios upės nuotėkio bei vandens kokybės kaitos priklausomybę nuo fizinių-geografinių bei antropogeninių veiksnių.

UŽDAVINIAI:

1. Įvertinti fizines-geografines Vilnios upės baseino charakteristikas, jų daromą įtaką nuotėkio kaitai.
2. Nustatyti sezoninio nuotėkio kaitos priklausomybę dėl Margių tvenkinio eksploatacijos.
3. Įvertinti upės vandens kokybę, nustatant biogeninių medžiagų koncentracijų kiekius, pagal atlikus natūrinius matavimus.
4. Išanalizuoti Vilnios upėje vykstančius savaiminio apsivalymo procesus.

AKTUALUMAS

Upės baseino dydis, geologinė sudėtis, ežerų, pelkių, miškų kiekis, vykdoma žmogaus ūkinė veikla (tvenkinių statyba, melioracijos darbai, pelkių sausinimas) upės baseine gali iš esmės pakeisti klimato veiksnių suformuotą režimą, o kiekvienas gausėnis lietus sukelti ryškų nuotėkio pakilimą. Nustačius vandens kokybės priklausomybę nuo fizinių-geografinių upės baseino savybių, būtų galima reguliuoti ryškius nuotekių pakilimus mažų upių baseinuose.

NAUJUMAS

Įvertintos fizinės-geografinės Vilnios upės baseino charakteristikos, jų daroma įtaka nuotėkio kaitai. Sezoninio nuotėkio režimo kaita dėl antropogeninės veiklos įvertinta atlikus hidrologinius matavimus ir perskaičiavus sezoninius nuotėkio pasiskirstymus keturiuose upės matavimo taškų vietose 1992 – 2009 metams.

Nustatyti biogeninių medžiagų kiekiai pasirinktuose matavimų taškuose bei nustatyta upės ekologinės būklės klasė naudojant 2010 m. kovo 4 d. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro įsakymą Nr. D1-178 „Dėl Aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ pakeitimo (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010 m...).

HIPOTEZĖ

Fizinės–geografinės upės baseino sąlygos, nuotėkio kaita ir vandens kokybė tarpusavyje susiję – fiziniai-geografiniai veiksniai lemia didesnę upės nuotėkį, mažesnis nuotėkis blogina vandens kokybę, ekologinė bei cheminė būklė Vilnios upėje kasmet blogėja.

1. MOKSLINĖS LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Upių nuotėkio kaitos tyrimai

Upių nuotėkis – viena svarbiausių vandens apytakos grandžių gamtoje, apibūdinantis upės baseino bendrą vandeningumą ir potencialius vandens išteklius. Baseino nuotėkio vertinimas yra sudėtingas ir daugialypis procesas, apimantis baseino nuotėkį sąlygojančius veiksniai (Eidukis 2008). Tokie veiksniai skirstomi į 3 pagrindines grupes: klimato, fizinius-geografinius ir antropogeninius (Gailiusis ir kt. 2001). Šie veiksniai gali nulemti upių nuotėkio pobūdį ir dydį, o intensyvi antropogeninė veikla upės baseine gali iš esmės pakeisti natūraliai susiformavusį nuotėkio režimą.

1.1.1. Fizinių-geografinių sąlygų įtaka upės nuotėkiui

Visą kompleksą fizinių-geografinių veiksnių, nulemiančių upių nuotėkio pobūdį ir dydį, galima suskirstyti į dvi pagrindines grupes: klimato ir paklotinio paviršiaus. Prie klimato veiksnių priskiriami krituliai, saulės radiacija, oro ir dirvožemio temperatūra, oro drėgmė, vėjas, garavimas nuo žemės ir vandens, tuo tarpu prie paklotinio žemės paviršiaus veiksnių, dar vadinamų vietiniais fiziniiais-geografiniais veiksniais, priskiriamas upės baseino dydis, litologinė sudėtis (ypač smėlio gruntų paplitimas) bei ežeringumas. Visas upių tinklas yra sudėtingo fizinio-geografinio proceso rezultatas. Paklotinio paviršiaus veiksniai pasižymi nuotėkį reguliuojančiomis savybėmis, todėl nagrinėjant nuotėkį, yra būtina kiekybiškai įvertinti jų įtaką. Nuo fizinių-geografinių veiksnių, tokių kaip reljefas, gruntai, augalijos dangą, labiau priklauso smulkusis upių tinklas – nedidelės upės, upokšniai, griovos ir kt. Tokie veiksniai gali sukelti ryškų nuotėkio pakilimą, o didesnių upių tinklui daugiau įtakos turi klimatiniai veiksniai (Gailiusis ir kt. 2001; Poška ir Punys 1996; Kiprijan 2007).

Ilgalaikiai nuotėkio kaitos stebėjimų duomenys suteikia galimybę vertinti Lietuvos upių nuotėkį įvairiais aspektais: patikimai nustatyti vidutinės reikšmės–normas, įvertinti svyravimų pobūdį, ekstremalių reikšmių amplitudę, būdingus ir išskirtinius hidrologinio režimo bruožus (Meilutytė-Barauskienė ir kt. 2008). Kai stebėjimo duomenų dėl vieno ar kito priežasčių nėra, nuotėkį galima apskaičiuoti netiesioginiais būdais ir pagrindinis iš tokių yra tiriamos hidrologinės sistemos vandens balanso metodas bei jo vidinės struktūros ypatumų ir dėsnų analizė, tuomet vandens balanso metodas nusako nuotėkio iš upės baseino reikšmę, kuri bus lygi kritulių, iškritusių upės baseino teritorijoje, ir suminio garavimo skirtumui bei vandens atsargų, esančių baseine, pokyčiui (Štaras 2002).

Lietuvos upių nuotėkio ciklinius svyravimus pradėta tirti daugiau nei prieš 50 metų (Macevičius 1959; Jablonskis 1980). Nustatyta, kad vandeningumų ciklą 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 (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005). Berankienė (2002) atlikusi daugiametę kritulių ir metinio nuotėkio kaitos analizę Šušvės baseine naudojant slenkamųjų dešimtmečių vidurkius ir palyginusi kritulių ir nuotėkio slenkamųjų vidurkių duomenis (per 1930–2001 metų laikotarpį) nustatė, kad kritulių svyravimai sutampa su nuotėkio svyravimais, o tyrimų metu gauta gana glaudi kritulių ir nuotėkio tarpusavio priklausomybė ($R^2 = 0,82$) (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005). Pasak Pauliukevičiaus (2007), klimato sąlygos lemia, kiek vandens su krituliais patenka į upės baseiną, metų nuotėkį labiausiai veikia klimato veiksniai, o didžiausią ir mažiausią nuotėkį veikia fiziniai-geografiniai ir antropogeniniai veiksniai. Tačiau kaip pastarieji veiksniai veikia visą nuotėkį dar nėra išspręsta problema, todėl sunku įvertinti pasikeitusių fizinių-geografinių veiksnių poveikį upių nuotėkiui (Macevičius 1992). Klimato svyravimų poveikį fiziniams geografiniams procesams Lietuvoje tyrė Bukantis ir kiti (2000). Klimato kaitai daug dėmesio skyrė Balevičius (2007), Bukantis (1994; 2007; 2009), Stankūnavičius (2006; 2007), Valiuškevičius (2005) bei daugelis kitų autorių.

Netolygus nuotėkio pasiskirstymas per metus sukelia didelių problemų vandens vartotojams. Vandens poreikiai yra beveik pastovūs visais metų laikais, tačiau per 2 pavasario mėnesius daugelyje Lietuvos upių nuteka 30–50 % viso metų nuotėkio, o sausais metais net iki 60 %. Realiai įvertinti paviršinio nuotėkio išteklių panaudojimo galimybes galima tik visapusiškai įvertinus nuotėkio pasiskirstymo rodiklius – nuotėkio netolygumo ir natūralaus suregulavimo koeficientus (Gailiušis 2001).

1.1.2. Antropogeninių veiksnių įtaka upės nuotėkio režimui

Be fizinių-geografinių ir klimatinės veiksnių, upės baseine galima įvairi antropogeninė veikla, o jos rezultatai nuotėkio sąlygas gali veikti tiek tiesiogiai, tiek netiesiogiai. Tiesiogiai nuotėkį keičianti ūkinė veikla – drenavimas, tvenkinių įrengimas, o netiesiogiai, keičiant fizinius geografinius veiksnius, – pelkių sausinimas, žemės naudmenų kaita. Tokių veiksnių reikšmė nuotėkio režimui nevienoda ir sunkiau įvertinama (Pauliukevičius 2007).

Upės nuotėkio kaitai svarbiu veiksniu gali būti tvenkinių darbo režimas, kuris keičia upės nuotėkio metinį pasiskirstymą. Lietuvoje tvenkinių, didesnių nei 0,5 ha yra 1154, beveik pusę jų (46,7 %) sudaro mažieji tvenkiniai (0,5–3,0 ha), o didesnių kaip 50,0 ha – tik 66. Visi

šalies upiniai tvenkiniai (jų yra daugiau nei 350) užima 0,36 % teritorijos (Jablonskis ir kt. 2007). Dažniausiai tvenkiniai įrengiami lietinimo ir rekreacijos tikslais, tačiau kiekvienas vandens telkinys daugiau ar mažiau veikia savo aplinką (Pašvenskas 2000; Pauliukevičius 2004). Viena iš tokio poveikio formų yra poveikis mikroklimatui, atsirandantis dėl garavimo metu iš vandens telkinių išsiskiriančios drėgmės (Pašvenskas 2001). Kriauciūnienė (1998), nagrinėjusi stambių vandens ūkio objektų įtaką pastebėjo, kad įrengus tvenkinius pasikeičia garavimo nuostoliai ir keičiasi upių nuotėkis: krituliai, patekę ant tvenkinio paviršiaus iš karto tampa nuotėkiu, o iškritę ant sausumos – į nuotėkį transformuojasi tik po tam tikro laiko. Patvenktų upių sezoninio nuotėkio rodiklių pokyčiai rodo, jog pietryčių Lietuvos upėse, nuotėkio pasiskirstymas per metus tolygiausias – išsilygina dėl gausaus požeminio maitinimo per nuosėkias. Po upės patvenkimo pavasario potvynio nuotėkis sumažėja 3,1–14,6 %, vasaros-rudens nuotėkis padidėja 0,9–11,7 %, o žiemos nuotėkis vidutiniškai padidėja 5,3 % (Gailiusis ir kt. 2000).

Taip pat upės patvanka suardo upės integralumą, pakeičia natūralų hidrologinį bei hidrocheminį režimą ne tik pačiame tvenkinyje, bet ir žemutiniame upės ruože. Tvenkinyje sulaikytas vanduo, veikiamas įvairių procesų (vandens masių dinamikos, biologinio aktyvumo, stratifikacijos eigos), palaipsniui keičia savo chemines savybes (Vaidelienė 2005).

1.2. Upių vandens kokybės mokslinių tyrimų apžvalga

Remiantis preliminarus Nemuno upių baseinų rajono (UBR) valdymo plano (Preliminarus... 2008 m.) taršos šaltinių analize bei jų poveikio vertinimu išskiriami 4 pagrindiniai vandens telkinių būklę lemiantys veiksniai: pasklidoji tarša, sutelktoji tarša, tarptautinė tarša, hidromorfologiniai vandens telkinių pokyčiai. Pasklidąją taršą sudaro gyventojų, kurių nuotekos nepatenka į nuotekų surinkimo tinklus, sąlygojama tarša bei žemės ūkio tarša. Sutelktąją taršą sudaro miestų ir gyvenviečių nuotekų valymo įrenginių išleistuvų tarša, miestų ir gyvenviečių lietaus (paviršinių) nuotekų išleistuvų tarša bei pramoninių ir gamybinių nuotekų išleistuvų tarša. Tarptautinę taršą sudaro iš kaimyninių šalių patenkančios taršos apkrovos, o hidromorfologinius vandens telkinių pokyčius nulemia patvankos bei upių vagų tiesinimas.

Prie tiesioginių vandens kokybę įtakančių veiksnių priskiriama ir biota. Tumas (2002), nagrinėdamas vandens organizmų (biocenozų) gyvenamąją aplinką Lietuvos upėse, biologinę upių taršą priskyrė kaip hidrocheminės taršos pasekmę, t.y. hidrobiontų vystymasis ir deguonies režimas priklauso nuo upių mineralingumo, biogeninių bei kitų cheminių medžiagų koncentracijų, taip pat nuo vandens temperatūros. Biota aktyviai dalyvauja visuose

hidrocheminiuose procesuose, kritulių vandeniui judant upės baseino paviršiumi ir dirvožemyje. Biogeninių medžiagų koncentracijas biologiškai reguliuoja kiekviena ekosistema (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005).

Pagrindiniai vandens kokybę apibūdinantys rodikliai: organinės ir biogeninės medžiagos bei bakteriologiniai parametrai. Biogeninės medžiagos, kaip elementai, yra labai svarbūs gyvybės vystymuisi vandenyje. Biogeninių elementų koncentracija ir jos kaita priklauso nuo vandenyje vykstančių biologinių ir biocheminių procesų (Paviršinių vandens telkinių užterštumo azoto... 2004 – 2006 m.). Vienas iš svarbiausių vandens kokybės indikatorių, kurie nagrinėjami medžiagų srautais – tai yra biogeninės medžiagos – nitratinis azotas ir fosforas (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005; Šileika ir kt. 1999; Water... 1992).

Nustatyti biogeninių medžiagų padidėjimą vandenyje ir jį reguliuoti nėra lengva, o biogeninių medžiagų kiekiai, kintami laikui bėgant, taip pat priklauso nuo atmosferos veiksnių. Azotas ir fosforas bei jų junginiai yra labai svarbūs gyvųjų organizmų vystymuisi vandenyje, tačiau esant jų pertekliui ypač pasikeičia vandens kokybė ir kiti vandens rodikliai. Vandens ekosistemoje šios maistingos medžiagos sukelia skirtingas problemas – vandens žydėjimą, deguonies pasisavinimą, biologinės įvairovės žūtis. Ryškiausias pasekmes, lyginant su kitomis biogeninėmis medžiagomis, sukelia fosforo junginių padaugėjimas vandenyje. Esant fosforo pertekliui labai suintensyvėja vandens augalijos vystymasis. Nors vandens augalai gamtoje atlieka labai svarbų vaidmenį valydami vandenį, didindami deguonies kiekį vandenyje, sugerdami anglies dioksidą, iš neorganinių medžiagų gamindami organines, kaupdami saulės energiją, tačiau per dideli jų sąžalynai užtamsina vandenį, sukelia deguonies trūkumą, turi neigiamos įtakos vandens faunai. Be to, masiškai augdami ir palaipsniui besiplėsdami vandens augalai sukelia vandens telkinių eutrofikaciją, dėl to jie seklėja ir užpelkėja. Vanduo, praturtėjęs maistinėmis medžiagomis, ir sukėlęs anksčiau minėtus padarinius, mažina vandens ekosistemą, vandens kiekių naudojimą pramonėje bei žemės ūkyje (Asadea *et al.* 2000; Carpenter *et al.* 1998; Water... 1992; Ališauskaitė 2004).

Eutrofikacija – tai vandens pagerinimas maistingomis medžiagomis, ypač azoto ir (arba) fosforo junginiais, kurie skatina dumblių bei aukštesniųjų augmenijos formų augimą, kuris nepageidautinai sutrikdo organizmų pusiausvyrą vandenyje ir turi įtakos tokio vandens kokybei (Tarybos direktyva 91/271/EEB). Tai sudėtingas reiškinys, kai fosfatai dažnai, bet ne visada, atlieka svarbų vaidmenį. Fosfatų kiekis vandenyje labai skiriasi priklausomai nuo tretinio nuotekų valymo laipsnio. Tretinis nuotekų valymas yra brangus, ir visų nuotekų rūšių nereikalaujama valyti trečią kartą (ypač mažesnėse vietovėse). Fosfatą iš trąšų, naudojamų žemės ūkio paskirties žemei, iš esmės absorbuoja pasėliai, tačiau šiek tiek jo nuteka į paviršiaus

vandenį. Dar vienas fosforo šaltinis yra žmoguje vykstančio medžiagų apykaitos proceso atliekos (Komisijos ataskaita... EB Nr. 648/2004).

Intensyvią upių eutrofikaciją pastaraisiais dešimtmečiais galima susieti su melioracijos darbais, žemės ūkio chemizacija, pramoninių ir buitinių nuotekų mastų padidėjimu, ilgu sausros periodu – be pavasarinių potvynių ir žemu vandens lygiu vasarą (Ališauskaitė 2004). Tačiau, kaip rašo Allan (1995), upėse fosforo koncentracijos gali būti didesnės nei ežeruose ir nesukelti eutrofikacijos reiškinių, o Galkus ir Stakenienė (1996), atlikę tyrimus Klaipėdos uosto Miško įlankoje, kai nagrinėjo susidarančias dugno nuosėdas, atkreipė dėmesį, kad nuosėdose esantis biogeninių medžiagų kiekis ir sudėtis atskirais metų sezonais buvo skirtingi.

Biogeninių medžiagų priklausomybę nuo sezoniškumo tyrimais nustatė ne vienas užsienio bei Lietuvos mokslininkas. Gužys, Berankienė ir kiti (2006), nagrinėdami upes bei jų geografines sąlygas pastebėjo tendenciją, kad kuo mažesnis upės baseino plotas, tuo didesnė biogeninių medžiagų koncentracija ir sezoniniai jos svyravimai. Šileika ir kiti (1998) bei Gowda (1999) tyrimų metu pastebėjo, jog didelės biogeninių medžiagų koncentracijos į upes patenka su sniego tirpsmu ir pavasarinių liūčių metu, kai nuo laukų į vandenį patenka nemaži jų kiekiai, tačiau koncentracijos mažesnės augalų vegetacijos laikotarpiu. McDowel ir Wilcock (2004) ne tik patvirtino, kad koncentracijos žemesnės vasarą ir žiemą, o aukštesnės pavasarį ir rudenį, bet dar nustatė ir biogeninių medžiagų, kurios patenka į upę, ryšį su dirvožemiu – azoto koncentracijų padidėjimas užfiksuotas tuomet, kai į vandenį pateko trąšos su paviršiniu vandeniu (antropogeninė veikla). Fosforo junginių koncentracijai, kaip ir azoto, taip pat būdinga sezoninė kaita. Mažiausia koncentracija paprastai būna vegetacijos sezono metu, kai vyksta intensyvi fotosintezė, o didžiausia šaltuoju metu, kai vyksta organinių medžiagų mineralizacija (Paviršinių vandens telkinių užterštumo fosforo... 2004 – 2006 m.).

Su sezoniškumu ir biogeninių medžiagų srautų pokyčiais tiesiogiai susijusi pasklidoji žemės ūkio tarša. Nitratinio azoto koncentracijos duomenų analizė parodė didėjančią vandens užterštumą dėl žemės ūkio veiklos nuotėkio į Lietuvos upes (Šileika 1996; Carpenter *et al.* 1998; Povilaitis 2006). Padidėjusio vandens užterštumo galimos priežastys yra: nuimto derliaus laukų dideli plotai, kai kurių ganyklų arimas, organinių medžiagų susikaupimas ir puvimas apleistose žemėse, netinkamas mėšlo tvarkymas, tinkamai neįrengtos mėšlo sandėliavimo vietos, nepakankamas ūkininkavimo reguliavimas rūpinantis aplinkos apsauga bei menkas naujų ūkininkų švietimas. Pasklidoji žemės ūkio tarša į atvirus vandens telkinius patenka su paviršiniu nuotėkiu, o tokią taršą sumažinti sunku.

Vertindami biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą, Kutra ir Berankienė (2006) pastebėjo, kad laikui bėgant pasitaiko laikotarpių, kai koncentracijos priklauso ne tik nuo upės nuotėkio, bet ir nuo kitų veiksnių: augalų vegetacijos, žiemos sąlygų, dirvožemio išalimo gylio,

sniego dangos. Lietuvoje paviršinis nuotėkis daugiausia susidaro pavasario polaidžio ir šilto laikotarpio liūčių metu. Tuo metu žemės paviršiuje lieka daug neišsigėrusio vandens, kuris pradeda tekėti žemyn nuolydžio kryptimi. Takoskyrose jis pamažu sruvena pro paviršiaus augmeniją, o žemiau, šlaituose, susilieja į mažesnius ir didesnius srautus (Dyck 1980), kurie plauna dirvožemį su savimi nešdamiesi organines bei mineralines medžiagas. Plovimo intensyvumas labai priklauso nuo tekančio vandens debito ir tekėjimo greičio. Kutra ir Berankienė (2006), tirdami keturių upių baseinus teršiamus žemės ūkio tarša, kai upių baseinai panašūs savo dydžiu bei struktūra, nustatė nitratų azoto išplovimo iš baseino jautrumo nuotėkio kaitai dėsningumus. Tiriamose upėse šiltuoju – augalų vegetacijos (gegužė–spalis) ir šaltuoju (lapkričio–balandžio) laikotarpiais nitratų azoto koncentracija didėja proporcingai nuotėkio moduliui, artėdama prie tam tikros, upei būdingos, pastovios reikšmės. Tačiau kai nuotėkio modulis didelis (didesnis kaip $0,010 \text{ m}^3/\text{s}\cdot\text{km}^2$), priklausomybė keičia pobūdį ir po staigaus nitratų koncentracijos padidėjimo, pasiekusi upei būdingą didžiausią reikšmę ($3,2 - 7,6 \text{ mg/l}$) esant tam tikram nuotėkiui (šiuo atveju $0,015 - 0,038 \text{ m}^3/\text{s}\cdot\text{km}^2$), pradeda mažėti (Kutra, Berankienė 2006).

Kadangi užsiminėme apie fizines-geografines baseino sąlygas, reikia pridurti, kad jos ir vandens kokybė yra tarpusavyje stipriai susiję. Dažnai nuo jų priklauso biogeninių medžiagų srautai į paviršinio vandens telkinius. Pagrindiniai fiziniai – geografiniai veiksniai pagal Pošką ir Punį (1996): baseino dirvožemis, dirvožemio laidumas vandeniui, geologinė ir geomorfologinė baseino struktūra, augalija (ypač baseino miškingumas), ežeringumas, pelkėtumas, vagų tinklo tankumas, baseino reljefas, morfometrines baseino savybės, baseino dydis ir forma (tai sąlygoja paviršinio vandens pritekėjimo laiką).

Pagrindiniai upės baseino morfometriniai rodikliai – baseino plotas (teritorija, iš kurios upė surenka vandenį), baseino ilgis (linija, jungianti labiausiai nutolusius taškus prie upės žiočių ir baseino aukštutinėje dalyje), didžiausias plotis (atstumas tarp dviejų kraštutinių taškų plačiausioje baseino vietoje), vidutinis baseino plotis (lygus plotą padalinus iš ilgio), baseino asimetrija, baseino forma ir baseino ploto prieaugis (laipsniškas baseino ploto padidėjimas nuo ištakų iki žiočių). Baseino simetriškumas vertinamas simetrijos koeficientu. Upės vagos padėtis dažniausiai būna asimetriška baseino ploto atžvilgiu, simetrijos koeficientą apskaičiuoti galima kairės baseino dalies plotą padalinus iš dešinės. Pagal formą baseinai gali būti su būdinga vidurine dalimi (apskriti), aukštutine dalimi, žemutine dalimi (kriaušės formos, pailgos formos baseinai), bei baseinai su būdingu susiaurėjimu vidurinėje dalyje.

Fiziniai-geografiniai veiksniai bei upės baseino morfometriniai rodikliai iš dalies veikia biogeninių medžiagų srautus upės vandenyje. Mokslininkai įvairiai nagrinėja pavienės fizines-geografines baseino savybes, lemiančias nuotėkį ir upės vandens užterštumą. Tumas savo

darbuose (1997; 2001; 2002) atlikęs lyginamąją Lietuvos upių vandens kokybės formavimosi analizę, pastebėjo, kad upių cheminis režimas formuojasi nevienodai hidrogeniniu požiūriu skirtinguose regionuose. Vidurio Lietuvos lygumose, kur upių nuotėkį formuoja beveik išimtinai paviršiniai vandenys, upės labiausiai užterštos biogeninėmis medžiagomis. Žemaitijoje lyginamoji cheminių medžiagų nuoplova iš šio regiono upių baseinų šiek tiek mažesnė ir mažiausia – Rytų Lietuvoje. Šiuos dėsningumus lemia skirtingas upių nuotėkio formavimasis bei kritulių kiekis. Gaigalis ir kiti (2006), vertino biogeninių medžiagų koncentracijų kaitą žemės ūkio veikiamuose upeliuose. Nagrinėjamoje teritorijoje gamtiniai veiksniai turėjo skirtingą įtaką biogeninių medžiagų koncentracijų kaitai. Tyrimų metu gautas gana silpnas upelių vandens kokybės ir gamtinių veiksnių koreliacinis ryšys parodė, kad biogeninių medžiagų koncentracijoms upelių vandenyje įtakos turi ir kiti veiksniai. Taigi tyimų rezultatai artimi Tumo (1997) išvadoms – biogeninių medžiagų koncentracijų patekimas į upes tik iš dalies priklauso gamtinių veiksnių.

Dėl gamtinių ir antropogeninių veiksnių atsirandančiam nuotėkiui bei biogeninių medžiagų srautams (ypač fosforo junginiams) upės baseine, įtaką gali daryti vietovės miškingumas. Tačiau dėl miškų daromos įtakos nuotėkiui vieningos nuomonės nėra – vienu tyrimų išvada yra ta, kad didėjant miškingumui, metų nuotėkis mažėja, o kitų – kad šis poveikis nedidelis ir pasireiškia tik mažuose upių baseinuose drėgmės trūkumo zonoje (Водогрецкий 1990; Pauliukevičius 2007). Kaunas (2002) siekiant sumažinti pasklidąją žemės ūkio taršą, patenkančią į atvirus vandens telkinius su paviršiniu nuotėkiu siūlė didinti miškų ir želdinių plotus. Tokiu atveju sumažinant šlaitinio nuotėkio plaunamąją galią ir nešamų teršalų kiekį. Vis dėl to pačių miškų įtaką biogeninių medžiagų koncentracijoms plačiau nagrinėjo Povilaitis (2004; 2006; 2008). Tirdamas fosforo koncentracijų kaitą, nustatė, kad jas labiausiai veikia miškai, cheminės dirvožemio savybės, humuso kiekis, upių vandens nuotėkis ir fosforo kiekis dauginėse upės nuosėdose. Tokias išvadas jis padarė atlikęs 20 upių dalinį Mann-Kendall testą, išanalizavęs 1991–2002 m. fosforo koncentracijas upių vandenyje (Šileika ir kt. 2007). Miškų įtaką paviršiniam nuotėkiui įvertino Dilys ir Pivoriūnas (1998) nagrinėdami vakarų Lietuvos miškų geoekologinį poveikį. Jie pastebėjo ryškius mikroklimato pakitimus, kai miško pakraštys iki vandens šaltinio nutolęs apie 250 metrų. Per tokį nuotolį pastebimi vėjo greičio, oro temperatūros, oro drėgnumo ir garavimo iš dirvožemio pakitimai. Dėl šių pakitimų sumažėja tirpsmo vandens paviršinis nuotėkis ir dirvožemio paviršinė nuoplova, padidėja gruntinių vandenų mityba, dirvožemiuose susidaro palankesnės hidroklimate ir agroekologinės sąlygos.

Gruntinį vandenį, kaip svarbų veiksnių, išskyrė Šileika ir kiti (1999), nustatydami, kad toks vanduo reguliuoja upių vandens užterštumą. Kai upės gruntinis maitinimas mažesnis nei 70 %, gruntinio vandens poveikis upių vandens užterštumui yra nereikšmingas. Pocienė ir

Pocius (2005) gruntiniame vandenyje nagrinėjo nitratų kiekį, kuris priklauso nuo gamtinių veiksnių, padarė išvadą, kad azoto koncentracijai gruntiniame vandenyje, kartu ir kiek nitratinio azoto išplaunama, įtakos turi humuso bei molio dalelių kiekis dirvožemyje. Humuso kiekio įtaka priklauso nuo auginamų kultūrų, o gruntinio vandens kokybei įtakos turi dirvožemis – didėjant molio dalelių kiekiui, azoto buvo išplaunama mažiau. Pocius (2006) tyręs nitratų išplovimą į drenažą, nustatė, kad išplovimas priklauso nuo drenažo veikimo intensyvumo. Kuo intensyviau veikia drenažas, tuo daugiau išplaunama nitratų. Labai daug nitratų išplaunama suarus dirvą rudeni. Mažiausiai išplaunama vienu kartu išberiant dideles azoto trąšų normas.

Šiuo metu esančių upių vandens kokybę įtakoją vykdyti kolektyvizaciniai ir melioraciniai darbai, kurių metu buvo stambinami dirbami laukai, kertami želdinai, sausinamos pelkės ir tiesinami upeliai. Nors žinome, kad pelkių įtaka nuotėkiui pasireiškia tada, kai baseino pelkėtumas didesnis nei 20 % baseino ploto, o Lietuvoje tokių upių beveik nėra, tačiau išsausintos pelkės taip pat veikia dirvožemį ir kintančią vandens kokybę (Gailiušis ir kt. 2001). Dėl anksčiau paminėtų priežasčių padidėjo dirvožemio erozija, biogeninių medžiagų išplovimas į vandens telkinius, pagreitėjo vandens atitekėjimas iki atviro hidrografinio tinklo, sutriko savaiminio vandens apsivalymo procesai (Kaunas 2002).

Siekiant sumažinti drenažo sistemose išplaunamų biogeninių medžiagų kiekius bei jų daromą poveikį aplinkai, Ramoška ir Morkūnas (2006) pasiūlė reguliuoti drenažo nuotėkį. Darbe jie nustatė, kad reguliuojant drenažo nuotėkį, sumažėja nitratų azoto koncentracija į atvirus vandens telkinius, tačiau tam reikia apibrėžti priemonės taikymo sritį, parametrus ir vykdyti tvarkomo drenažo monitoringą, reguliuojant nuotėkį. Nitratų azoto koncentracija drenažo nuotėkyje priklauso nuo meteorologinių sąlygų ir ploto užimtumo.

Šiuo metu siekiama atstatyti žmogaus padarytą žalą gamtai, todėl daugelis melioruotų griovių paliekami likimo valiai. Žmogaus veiklos nebeliečiamose melioruotose upelių vagose per ilgą laiką įsivystauja dinaminė pusiausvyra, t.y., atsižvelgiant į tėkmės debitą ir nuolydį, susidaro atitinkama vagos forma ir transportuojamų nešmenų kiekis. Vaga palaipsniui užsipildo nauja augalija ir gyvūnija. Pačios vagos užžėlimas priklauso nuo daugelio faktorių: gylio, skaidrumo, upės tėkmės greičio, cheminės vandens sudėties, mechaninės ir cheminės grunto sandaros, apšvietimo. Skirtinguose upės vingiuose šie faktoriai veikia nevienodai, todėl kinta ir užžėlimo pobūdis (Ališauskaitė 2004).

Pasak Vaikaso (2007), įvertinus krantuose augančių augalų bei krūmų apvalomąjį poveikį, matyti, kad upės vagoje vanduo geriau apsivalo, o besikeičiančios tėkmės susidariusi dugno įvairovė skatina bestuburių ir kitų vandens gyvių įvairovės vystymąsi. Ilgainiui dėl didėjančio debito, mažėjančių nuolydžių ir besikeičiančių gruntų upės meandrų ilgis bei vagos forma tekant jai nuo ištakų žiočių link kinta – meandrų ilgis bei vagos plotis žemupio link

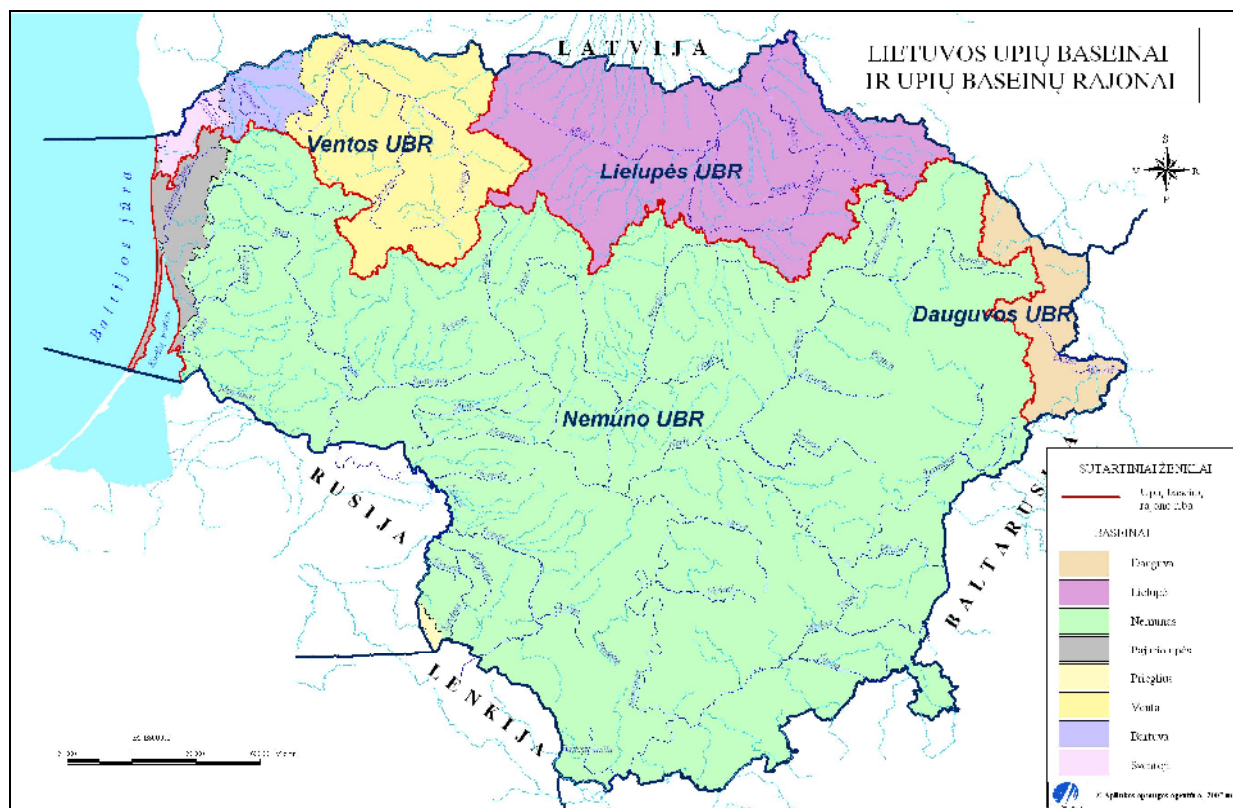
didėja, o meandruojanti vaga mažiau užnešama dumbliu. Jeigu meandruojančios vagos krantų erozija stabdoma apaugančių žolių, krūmų ir medžių šaknų bei stiebų, tai natūralios vagos dugnas tampa įvairus: sraunias rėvas keičia sietuvos, saulės apšviestas vietas – pavėsis.

1.3. Geros vandens būklės rodikliai

Europos Sąjungoje (ES) vandenų apsauga pradėta rūpintis dar septintojo dešimtmečio pradžioje. Bene svarbiausia ir pagrindinė yra Europos parlamento ir tarybos direktyva (2000/60/EB), priimta 2000 m. spalio 23 d., kuri nustato Bendrijos veiksmų vandens politikos srityje pagrindus, kuri dar vadinama „Bendrają vandenų direktyvą“. Ją sudaro 26 straipsniai ir 12 priedų, ji priimta laikantis rekomendacijų ir nuostatų. Joje nuspręsta, jog vanduo nėra komercijos produktas, bet priklauso paveldui, kurį būtina apsaugoti, ginti ir išsaugoti, būtina imtis ilgalaikių veiksmų, kurie sustabdytų gėlo vandens kokybės ir kiekybės prastėjimą, bei raginama sudaryti veiksmų programą, skirtą subalansuotam gėlo vandens išteklių valdymui ir apsaugai, raginama imtis veiksmų vandenų kokybei ir kiekybei apsaugoti, nustatyti tvarką, kuria būtų reglamentuojamas gėlo vandens ėmimas bei stebima gėlo vandens kokybė ir kiekybė, taip pat raginama išmintingai naudoti ir apsaugoti šlapžemius, sukurti integruotą Bendrijos vandens politiką. Bendrosios direktyvos sėkmė priklauso nuo glaudaus bendradarbiavimo ir nuoseklių veiksmų Bendrijos, valstybių narių ir vietos lygmenyse, taip pat nuo visuomenės, įskaitant naudotojus, informavimo, konsultavimo ir dalyvavimo, ji turi padėti nuosekliai sumažinti išleidžiamą į vandenį pavojingų medžiagų kiekį, užtikrinti geriamojo vandens tiekimą gyventojams, kontroliuoti vandens gavybą ir valdymą, kad būtų galima užtikrinti paveiktų vandens sistemų ekologinį tvarumą (Šaulys 2007).

Pagal Bendrąją vandenų politikos direktyvą 2000/60/EB Lietuva įsipareigojo 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 (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005). Lietuvoje, laikantis Bendrosios vandens politikos direktyvos, pagal 2003 m. rugsėjo 25 d. priimtą Aplinkos ministro įsakymą Nr. 471 „Dėl upių baseinų rajonų sudarymo ir institucijos, atsakingos už jų administravimą vandensaugos tikslams pasiekti, paskyrimo“ (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2003 m. įsakymas Nr. 471), valdymo patogumui išskirti 4 upių baseinų rajonai (UBR): Nemuno, Lielupės, Ventos ir Dauguvos (1.1 pav.). Nemuno UBR priskiriama Lietuvos teritorijoje esanti Nemuno upės baseino dalis, Pajūrio upių baseinų dalis (išskyrus Šventosios ir Bartuvos upių baseinus), Priegliaus upės baseino dalis, Kuršių marių dalis ir Baltijos jūros pakrantės vandenys. Lielupės UBR priskiriama Mūšos (Lielupės) upės baseino dalis, esanti Lietuvos teritorijoje. Ventos UBR priskiriama: Ventos,

Bartuvos ir Šventosios upių baseinų dalys, esančios Lietuvos teritorijoje, ir Dauguvos UBR priskiriama Dauguvos upės baseino dalis, esanti Lietuvos teritorijoje.



1.1 pav. Upių baseinų rajonai (Upių... 2010-02-11)

LR Vyriausybės 2005 m. vasario 7 d. nutarime Nr.130 „Dėl Valstybinės aplinkos monitoringo 2005-2010 metų programos patvirtinimo“ (Lietuvos Respublikos Vyriausybės... 2005; Lietuvos Respublikos Vyriausybės... 2008) nurodyti naujieji monitoringo principai, jie nustatyti atsižvelgiant į Europos parlamento ir tarybos direktyvą 2000/60/EB, Tarybos direktyvą (91/676/EEB) dėl vandens apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių, direktyvą (80/68/EEB) dėl požeminio vandens apsaugos nuo tam tikrų pavojingų medžiagų keliamos taršos, Tarybos direktyvą (74/464/EEB) dėl tam tikrų pavojingų medžiagų išleidimo į Bendrijos akvatoriją, Tarybos direktyvą 90/415/EEB, kuri iš dalies pakeičia direktyvą 86/280/EEB dėl tam tikrų pavojingų medžiagų, įtrauktų į direktyvą 76/464/EEB, Europos Parlamento ir Tarybos direktyvą (2006/44/EB) dėl gėlojo vandens, kuriam reikalinga apsauga arba kuri reikia gerinti, kad jame galėtų gyventi žuvis, kokybės bei Tarybos sprendimo (77/795/EEB) nustatančio keitimosi informacija apie Bendrijos paviršinio gėlo vandens kokybę bendrą tvarką reikalavimus.

Igyvendinant Bendrąją vandens politikos direktyvą, reikalaujančią iki 2015 metų pasiekti gerą vandens telkinių būklę, daugiausiai dėmesio skiriama paviršiniams vandens telkiniams. Prie paviršinių vandens telkinių priskiriamos upės, ežerai, tvenkiniai ir kiti vandens

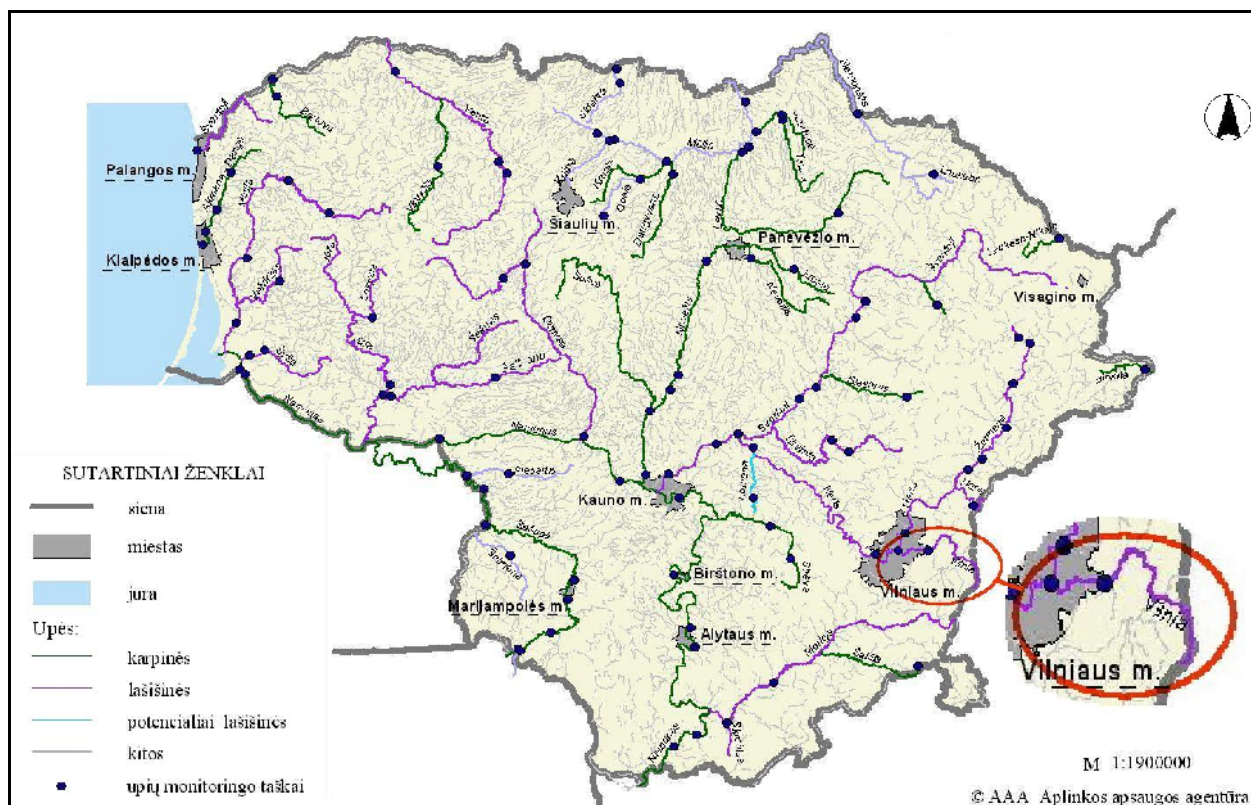
telkiniai. Lietuvoje upių vandens kokybės tyrimai atliekami vadovaujantis aplinkos monitoringo įstatymu, Vyriausybės pritarta valstybine aplinkos monitoringo programa, bei atsižvelgiama į ES direktyvas ir Helsinkio komisijos (HELCOM 2003) rekomendacijas, o vandens kokybės stebėseną vykdoma siekiant gauti informaciją apie bendrą šalies vandens telkinių būklę ir ilgalaikius pokyčius.

Paviršinio vandens kokybė aprašoma fizinių, cheminių ir biologinių parametru charakteristikomis, o dirbtiniai (retais atvejais natūralūs) fizinių ir cheminių parametru pakitimai iššaukia biologinius parametru pakitimus, nuo lengvų modifikacijų iki visiškos biotos žūties, jo kokybę lemia įtekančios mažesnės upės. Upių ir ežerų taršos normas ir jų vandens kokybę paprastai nurodo cheminės ir biologinės vandens taršos klasifikacija pagal ribinį (slenkstinį) biogeninių medžiagų ir bakterijų kiekį, leistiną (nekenksmingą) žuvims ir vandens organizmams egzistuoti ir vystytis (Vaikasas 2007).

Pagal LR Aplinkos ministro 2002 m. įsakymą Nr. 362 „Dėl vandens telkinių suskirstymo“ (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2002 m...), upės skirstomos į lašišinius ir karpinius vandens telkinius. Šis teisės aktas – tai į nacionalinę teisę perkelia Tarybos direktyva 78/659/EEB „Dėl gėlojo vandens, kuriam reikalinga apsauga arba kuri reikia gerinti, kad būtų išsaugoma žuvų gyvybė, kokybės“. Karpiniuose vandens telkiniuose gali gyventi, gyvena ar veisiasi karpinės (*Cyprinidae*) arba kitų rūšių žuvis, tokios kaip lydekos (*Esox lucius*), ešeriai (*Perca fluviatilis*), europiniai unguriai (*Anguilla anguilla*), kurie įtraukti į upių ir ežerų, priskiriamų karpiniams vandens telkiniams, sąrašą (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2002 m...). Lašišiniuose vandens telkiniuose gyvena ar veisiasi Atlanto lašišos (*Salmo salar*), upėtakiai (*Salmo trutta fario*), šlakiai (*Salmo trutta*), kiršliai (*Thymallus thymallus*) ir sykinės žuvis (*Coregonus*), kurie įtraukti į upių ir ežerų, priskiriamų lašišiniams vandens telkiniams, sąrašą (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2002 m...).

Vadovaujantis aukščiau paminėtu LR Aplinkos ministro 2002 m. įsakymu Nr. 362 (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2002 m...), upių, priskiriamų lašišiniams vandens telkiniams, sąrašu ir 1.2 pav., Vilnios upė priskiriama lašišiniams vandens telkiniams. Nurodytame paveiksle atskirai išskirta darbe nagrinėjama Vilnios upė.

Siekiant apsaugoti ir gerinti paviršinio vandens kokybę, patvirtintas LR Aplinkos ministro 2006 metų įsakymas Nr. D1-633 „Dėl paviršinių vandens telkinių, kuriuose gali gyventi ir veisti gėlavandenės žuvis, apsaugos reikalavimų aprašo patvirtinimo“ ir pagal 1 priedą (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 metų įsakymas Nr. D1-633...), nustatomos vandens kokybės rodiklių ribinės vertės lašiniams vandens telkiniams pateikiamos 1.1 lentelėje.



1.2 pav. Paviršinių vandens telkinių grupės (Paviršinių... 2010-02-11)

1.1 lentelė. Ribinės vertės lašišiniams vandens telkiniams (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 metų įsakymas Nr. D1-633...)

Eil. Nr.	Kokybės rodiklis	Ribinės vertės lašišiniams vandens telkiniams
1	Temperatūra ($^{\circ}\text{C}$)	1. Temperatūra pasroviui nuo terminės taršos šaltinio susimaišymo zonos gale (500 m pasroviui nuo šaltinio), lyginant su temperatūra aukščiau terminės taršos šaltinio, neturi padidėti daugiau kaip $1,5^{\circ}\text{C}$ 2. Pasroviui nuo terminės taršos šaltinio susimaišymo zonos gale temperatūra neturi viršyti: $21,5^{\circ}\text{C}$ (O); 10°C^* (O), * 10°C temperatūros apribojimas taikomas tik toms žuvų rūšims, kurioms veistis reikia žemos vandens temperatūros neršto vietose ir neršto laikotarpiu.
2	Ištirpęs deguonis (mg/l O_2)	$\geq 9 \text{ mg/l O}_2$ (minimali koncentracija 6 mg/l O_2)
3	pH	nuo 6 iki 9 (O)
4	Suspenduotos medžiagos (mg/l)	≤ 25 (O)
5	BDS ₇ (mg/l O_2)	≤ 4
6	Fosfatai (mg/l PO_4)	$\leq 0,2$
7	Nitritai (mg/l NO_2)	$\leq 0,1$
8	Fenolio junginiai ($\text{mg/l C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	Koncentracijos turi būti tokios, kad nebūtų juntamas fenolio skonis žuvų mėsoje.
9	Naftos angliavandeniliai	Nėra matoma naftos angliavandenilių plėvelė vandens paviršiuje ir nesijaučia naftos skonio žuvų mėsoje.
10	Nejonizuotas amoniakas (mg/l NH_3)	$\leq 0,025$
11	Amonio jonai (mg/l NH_4)	≤ 1
12	Bendras liekamasis chloras (mg/l HOCl)	$\leq 0,005$
13	Bendras cinkas (mg/l Zn)	$\leq 0,03$; $\leq 0,2$; $\leq 0,3$; $\leq 0,5$
14	Ištirpęs varis (mg/l Cu)	$\leq 0,005$; $\leq 0,022$; $\leq 0,04$; $\leq 0,112$

Naudojantis LR Aplinkos ministro 2010 metų kovo 4 d. įsakymu Nr. D1-178 „Dėl Aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ pakeitimo (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010...) upių vandens kokybė aprašoma fizinių, cheminių ir biologinių parametrų charakteristikomis. Upių ekologinė būklė vertinama pagal fizinius-cheminius, hidromorfologinius ir biologinius kokybės elementus. Paviršinių vandens telkinių cheminės būklės vertinimo kriterijai yra pavojingų medžiagų, nurodytų Nuotekų tvarkymo reglamento, patvirtinto LR Aplinkos ministro 2006. gegužės 17 d. įsakymu Nr. D1-236 (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 metų įsakymas Nr. D1-236), 1 priede bei 2 priedo A dalyje ir B dalies sąraše B1 (didžiausios leidžiamos koncentracijos vandens telkinyje-priimtuve).

Upių fizikiniai-cheminiai kokybės elementai yra maistingosios medžiagos, organinės medžiagos bei prisotinimas deguonimi, šie elementai apibūdina rodiklius: nitratinį azotą ($\text{NO}_3\text{-N}$), amonio azotą ($\text{NH}_4\text{-N}$), bendrąjį azotą (N_b), fosfatinį fosfarą ($\text{PO}_4\text{-P}$), bendrąjį fosforą (P_b), biocheminį deguonies suvartojimą per 7 dienas (BDS_7) ir ištirpusio deguonies kiekį vandenyje (O_2). Pagal kiekvieno rodiklio vidutinę metinę vertę vandens telkinys priskiriamas vienai iš penkių ekologinės būklės klasių (1.2 lentelė).

1.2 lentelė. Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklius (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010...)

Eil. Nr.	Kokybės elementas	Rodiklis	Upės tipas*	Etaloninių sąlygų rodiklių vertė**	Upių ekologinės būklės klasės pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklių vertes				
					Labai gera	Gera	Vidutinė	Bloga	Labai bloga
1	Maistingosios medžiagos	$\text{NO}_3\text{-N}$, mg/l	1-5	0,90	<1,30	1,30-2,30	2,31-4,50	4,51-10,00	>10,00
2		$\text{NH}_4\text{-N}$, mg/l	1-5	0,06	<0,10	0,10-0,20	0,21-0,60	0,61-1,50	>1,50
3		N_b , mg/l	1-5	1,40	<2,00	2,00-3,00	3,01-6,00	6,01-12,00	>12,00
4		$\text{PO}_4\text{-P}$, mg/l	1-5	0,03	<0,050	0,050-0,090	0,091-0,180	0,181-0,400	>0,400
5		P_b , mg/l	1-5	0,06	<0,100	0,101-0,140	0,141-0,230	0,231-0,470	>0,470
6	Organinės medžiagos	BDS, mg/l	1-5	1,80	<2,30	2,30-3,30	3,31-5,00	5,01-7,00	>7,00
7	Prisotinimas deguonimi	O_2 , mg/l	1,3-5	9,50	>8,50	8,50-7,50	7,49-6,00	5,99-3,00	<3,00
8		O_2 , mg/l	2	8,50	>7,50	7,50-6,50	6,49-5,00	4,99-2,00	<2,00

* - upės tipas priklauso nuo baseino ploto ir nuolydžio, žr. Lietuvos upių tipologija, 1.3 lentelė.

** - etaloninių sąlygų paviršinių vandens telkinių tipams nustatymo principai apibrėžti upių baseinų rajonų apibūdinimo, žmogaus veiklos poveikio vandens telkinių būklei vertinimo, vandens naudojimo ekonominės analizės ir duomenų apie upių vaeinų rajonus rinkimo tvarkos, patvirtintos Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2003 m. rugšėjo 25 d. įsakymu, Nr. 472 (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2003 metų įsakymas Nr. 472), III skyriuje.

1.3 lentelė. Lietuvos upių tipologija

Tipas	Upės baseino plotas, km ²	Nuolydis, m/km
1	<100	
2	100 - 1000	> 0,7
3	100 - 1000	> 0,7
4	1000 – 10 000	>0,3
5	>10 000	>0,3

Taip pat upių vandens kokybė priklauso nuo jo hidrocheminių parametrų (spalvos, šarmingumo, kietumo) ir biologinių vandens ypatybių (kvapo, skonio, bakterijų kiekio). Pagal biologinius rodiklius nustatoma vadinamoji biologinė (mikrobiologinė) vandens kokybė. Kiekvienas augalas ar organizmas pūna skirtingai, todėl gali būti naudojamas kaip biologinio užterštumo indikatorius (Vaikšas 2007).

1.4. Savaiminio apsivalymo procesų tyrimai

Tekantis upių vanduo, vertinant ekologiškai, turi daugybę pranašumų lyginant su stovinčiu vandeniu: besimaišanti vandens tėkmė mažiau užteršta biogeninėmis medžiagomis, vanduo geriau aprūpinamas deguonimi, sparteisni apsivalymo procesai (Vaikšas 2007). Žmonės pastebėję tekančio vandens pranašumus pradėjo gyventi arčiau upių, dauguma pramonės šakų taip pat vystėsi šalia jų. Upės tėkmė patogi naudoti, kadangi visus teršalus ir nereikalingas medžiagas išpylus į upę, šios medžiagos nepasilieka, o nukeliauja tolyn – didesnių upių ir jūros link. Vėliau visuomenė pastebėjo, kad tose upėse, kur buvo pilami dideli kiekiai teršalų, pasikeitė vandens fauna ir flora – išnyko kai kurios žuvų ir augalų rūšys, vietoj jų atsirado kitos.

Kai buvo pradėta rūpintis vandenų apsauga, tuo pačiu buvo nustatyti bendri vandens apsaugos reikalavimai ir normos. Pastebėta, kad upė, gavusi mažiau taršos, sugeba apsivalyti, ir atvirose (paviršiniuose) vandens telkiniuose visuomet esama tam tikro natūralaus užterštumo, vadinamo fonine tarša. Upių vanduo yra labai geras taršos indikatorius, tačiau išaiškinti taršos priežastis dėl daugybės veikiančių faktorių yra labai sunku, be to, upėse vyksta savaiminis teršalų apsivalymas, o dalis cheminių junginių į upes patenka dėl specifinių geomorfologinių vietovės savybių (Tumas 1997; Dumbrasas ir Larsson 1997; Šileika ir kt. 1999).

Įvairiose pasaulio šalyse pradėta domėtis upių vandens kokybės modeliavimu, o jų 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 organikostransformacijai (O'Connor 1981; Thoman 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. (Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė 2005; Brown *et al.* 1987).

Pirmieji savaiminio apsivalymo procesus formulėmis nuodugniai aprašė Webster ir Ehrman (1996), o Lietuvoje savaiminio apsivalymo procesus tyrė ir aprašė Vincevičienė (1998). Natūrinių matavimų metu savaiminio apsivalymo procesus ir organinių medžiagų transformacijas Selengijos upėje ir jos deltoje pritaikė Makushkin ir Korsunov (2005), taip pat savaiminio apsivalymo procesus drenuotoje sistemoje formulėmis išreiškė Ensign ir kt. (2006), vertindami nitratų ir fosfatų koncentracijų srautus. Savo darbuose savaiminio apsivalymo procesus vertino ir Degermendzhi (2007), Nazari-Alavi *et al.* (2007), Ifabiyi (2008), Zhang (2008), Vaideliene ir Mihaylov (2008) bei kiti.

Visi minėti mokslininkai pastebėjo, jog savaiminio apsivalymo procesai vandens sistemose susideda iš fizikinių, cheminių ir biologinių procesų. Tų procesų greitis priklauso nuo daugelio veiksnių, būdingų tik tai sistemai. Tai hidraulinės charakteristikos – greitis, tėkmės turbulentiškumas, tūris, fizinės dugno ir krantų charakteristikos, temperatūros ir saulės šviesos veiksniai, cheminė natūralių vandenų kilmė ir kt., t.y. visi sisteminiai kintamieji, turintys įtakos savaiminio apsivalymo procesams. Tiriant upę paprastai taikomas vienos dimensijos kvazidinaminis modelio tipas, kai hidrologiniai parametrai pastovūs, o vandens kokybės kintamieji aprašomi diferencialinėmis lygtimis. Tuomet priimama, kad žemiau teršalų išleidimo vietų upėje teršalai visiškai susimaišo su vandeniu. Pagrindiniai vandens kokybės kintamieji – ištirpęs deguonis, bendrosios organinės medžiagos, organinis azotas, amonis (NH_4), nitritai, nitratai, organinis fosforas, ištirpęs fosforas (PO_4^{-3}) ir bendras fitoplanktonas (Vaideliene ir Vaidelys 2008). Plačiau darbe bus nagrinėjami nitritai, nitratai ir fosfatai.

Natūraliuose vandenyse, kaip ir inžinerinėse sistemose, vyksta tie patys procesai: fizikiniai (praskiedimas, sedimentacija ir antrinis teršimas, filtracija, dujų tirpumas, šilumos perdavimas), cheminiai (oksidacija-redukcija, nitrifikacija, denitrifikacija, organikos irimas ir kt.) ir biologiniai (fotosintezė, dumblių kvėpavimas). Tik inžinerinėse sistemose jie yra valdomi.

Savaiminio apsivalymo procesai aiškinami kaip pagrindinė masių balanso lygtis (Zhang *et al.* 2008 bei Vincevičienė 1998), t.y. masės kitimas laikui bėgant atkarpoje priklauso nuo:

advekcijos, dispersijos (arba difuzijos) bei tūrio pasikeitimo, todėl pagrindinė masių balanso lygtis, kuri naudojama tirti vandens kokybei upėje, užrašoma taip:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = \underbrace{UC}_1 + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial UC}{\partial x} \right)}_2 + \underbrace{\frac{dC}{dt}}_3 + \underbrace{\frac{S}{V}}_4, \quad (1.1)$$

čia: 1 – advekcija, 2 – išilginė dispersija, 3 – transformacijos procesų narys, 4 – praskiedimo narys (tūrių pasikeitimas) (Vincevičienė 1998).

Transformacijos procesus arba medžiagų virtimo (perėjimo) iš vienos į kitą formą procesus galima aprašyti kinetinėmis reakcijomis. Kinetinės reakcijos aprašomos medžiagos koncentracijos kitimo greičiu. Medžiagos koncentracijos kitimo greitis proporcingas reakcijoje dalyvaujančių medžiagų (reaguojančių medžiagų) koncentracijoms ir iš principo gali būti išreiškiamas taip:

$$\frac{dC_A}{dt} = -kf(C_A, C_B, \dots), \quad (1.2)$$

čia: k – reakcijos greičio koeficientas, f – funkcija, C_A , C_B – reaguojančių medžiagų (atitinkamai) A ir B koncentracijos (Vincevičienė 1998).

Reakcijų kinetikos taisyklė (1.2 formulė) apibūdina medžiagos transformacijos procesą. Koeficientas k priklauso nuo temperatūros, funkcija f – nuo reaguojančių medžiagų (reaktantų) koncentracijų. Ši funkcija nustatoma eksperimentiškai ir vieno reaktanto atveju natūraliuose vandens telkiniuose paprastai kinetinės reakcijos gali būti aprašomos nulinės ($n = 0$), pirmos ($n = 1$) ar antros ($n = 2$) eilės reakcijomis (žr. 1.2 formulę):

$$\frac{dC}{dt} = -kC^n, \quad (1.3)$$

čia: C – vieno reaktanto koncentracija, n – reakcijos eilė.

Dauguma teršimo produktų vandenyje lieka tol, kol šioje terpėje veikiantys fizikiniai procesai iš vandens juos pašalina (sedimentacijos, transformacijos ir išgaravimo į atmosferą būdu). Jei žinomi teršalų bei vandens telkinio sistemos įėjimo ribinės sąlygos bei kintamieji, savaiminio apsivalymo procesai gali būti modeliuojami. Toks matematinis aprašas gana sudėtingas, todėl dažnai matematiškai aprašant transformacijos procesus daromos prielaidos ir supaprastinimai (Vincevičienė 1998).

Dažniausiai vandens užterštumo kontrolės problemos susiję su konservatyviomis teršiančiomis medžiagomis, kurios laikui bėgant praktiškai nesuyra, nenusėda ant dugno ir nėra

absorbuojamos. Konservatyvios medžiagos esti kietos, jos yra labai lėtai, pavyzdžiui, chloridai, pesticidai, herbicidai ir kt. Medžiagos, kurios laikui bėgant irsta labai greitai, vadinamos nekonservatyviomis. Tai organinės, biogeninės medžiagos, taip pat įvairios bakterijos. Kintantis upės debitas sukelia konservatyviųjų ir nekonservatyviųjų medžiagų koncentracijos kitimus. Upės debitas didėja arba mažėja dėl tam tikrų gamtinių sąlygų, t. y. dėl kritulių, gruntinio vandens infiltracijos, garavimo bei ūkinio naudojimo. Esant gruntinio vandens prietakai, teršiančiųjų medžiagų koncentracija upėje mažėja, nes jos atskiedžiamos santykinai švaresniu gruntiniu vandeniu. Kadangi upę teršiančios medžiagos neišgaruoja (Barnwell et al. 1989), tai šiuo atveju teršiančiųjų medžiagų koncentracija upėje didėja (Vaidelienė ir Vaidelys 2008).

Apibendrinant galima teigti, jog nuotėkio kaita Lietuvos mokslininkų yra ištirta daugeliu atvejų įvertinant fizines-geografines sąlygas bei antropogeninius veiksmus, tačiau antropogeninė veikla nebuvo vertinama perskaičiuojant sezoninio nuotėkio pasiskirstymą ilgesniam metų laikotarpiui. Vertinant vandens kokybę, kurią lemia daugelis veiksnių, o ypač biogeninių medžiagų kiekis, Lietuvos mokslininkai ją suskirstė į atskiras Lietuvos sritis, kurios skirtingos litologiniu požiūriu bei antropogeninės veiklos intensyvumu. Laikantis Bendrosios vandenų direktyvos (2000/60/EB) reikalavimų, vandens kokybei ir biogeninių medžiagų kiekių nustatymui upėse skirta nemažai dėmesio – atliekami eksperimentiniai tyrimai ir taikomos įvairios modeliavimo programos. Tačiau darbuose nėra vertinama upės ekologinės būklės klasė pagal fizinių-cheminių kokybės elementų rodiklius naudojant 2010 m. kovo 4 d. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro įsakymą Nr. D1-178 „Dėl Aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ pakeitimo (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010 m...).

2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODIKA

2.1. Tyrimo objektas

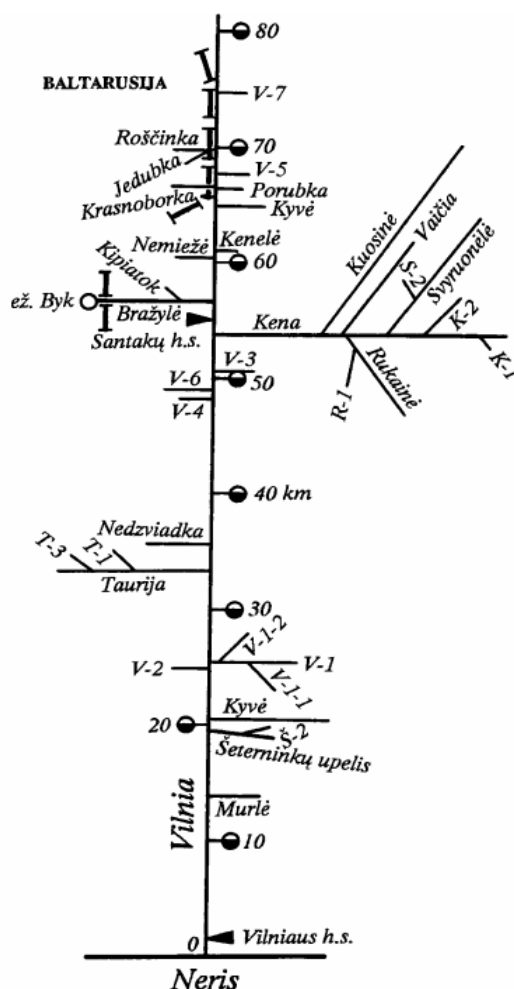
Norint tinkamai ištirti bei gauti reprezentatyvius duomenis apie pasirinktą upę bei jos baseiną, būtina gerai įrengti matavimų tinklą. Labai svarbus tinkamas vandens matavimo stočių (VMS) išdėstymas bei optimalus jų skaičius. Pasak Poškos ir Punio (1996), norint tinkamai įvertinti upės nuotėkį, VMS reikia įrengti ne tik prie žiočių, bet ir vidurupyje, aukštupyje, bei didesnių intakų vagose. Toks VMS išdėstymas bei skaičius leistų tinkamai ištirti hidrografinį tinklą, nustatyti upių hidrologinį režimą, tačiau tam reikia nemažai lėšų (Jakimavičius 2008). Kadangi buvo numatyti natūriniai matavimai, tai upės pasirinkimui buvo svarbus atstumas iki jos. Be to, pasirinkta Vilnios upė atitiko reikalavimus dėl fizinių-geografinių sąlygų ir antropogeninės veiklos gausos.

Nagrinėjama Vilnios upė išteka iš Medininkų aukštumos ir įteka į Nerį, Vilniuje. Upės vagos ilgis sudaro 81,6 km, bendras baseino plotas – 623,5 km², iš kurio Lietuvai priklauso 550,5 km², o likusi baseino dalis priklauso Baltarusijai. Pagal Bendrąją vandens politikos direktyvą (2000/60EB), nagrinėjama upė priskiriama Nemuno UBR (pagal 1.1 pav.), Nemuno baseinui, Neries mažųjų intakų (su Nerimi) pabaseiniui. Upės tinklo tankumas – 0,50 km/km². Nuo versmių iki žiočių Vilnia nusileidžia 124,6 m. Kanalizuočių vagų nagrinėjamame baseine palyginti nedaug – apie 20 %. Bendras upės vagos nuolydis sudaro 0,0015‰ didžiausias nuolydis yra nuo versmių iki Krasnaborkos (Kilkus 1998). Baseine yra 5 nedideli ežerėliai, kurių bendras plotas 0,25 km², bei 2 didesni tvenkiniai – Rokantiškių (126 tūkst. m³) ir Margių (454 tūkst. m³).

Iš viso į Vilnią įteka 11 didesnių upių, kurios turi vardus, bei 7 bevardžiai upeliai, ilgesnių kaip 3 km upelių Vilnios baseine iš viso yra apie 100, o jų bendras ilgis sudaro 311 km. Vilnios upės baseino schema su upei priklausančiais intakais pateikiama 2.1 paveiksle, o intakų ilgiai, atstumas nuo žiočių bei įtekėjimo krantas pateikiami 2.1 lentelėje.

Kaip matyti iš Vilnios upės baseino schemos (2.1 pav.), Vilnia pasižymi simetrišku baseinu, kurį subalansuoja didieji upės intakai Kena ir Taurija. Kena yra ilgiausias į Vilnios upę įtekantis kairysis intakas, kurios ilgis 24 km, baseino plotas – 177 km², o Taurija ilgiausias dešinysis intakas, jos ilgis 13 km, baseino plotas – 45 km². Pasak Gailiušio ir kt. (2001) kairioji Vilnios upės pusė užima 368 km², o dešinioji – 256 km², upės simetrijos koeficientas $s = 0,18$ ir asimetrijos koeficientas $a = 1,44$. Baseino formos simetriškumas turi įtakos upės vandens

rėžimui – nuo nesimetrinės formos baseino vanduo į upę suteka per ilgesnį laiką, nuotėkis esti lygesnis lyginant su simetrinės formos baseinu.



2.1 pav. Vilnios baseino schema, su upei priklausančiais intakais (Gailiusis ir kt. 2001)

2.1 lentelė. Vilnios ir jos intakų ilgiai ir baseinų plotai (Gailiusis ir kt. 2001)

Atstumas nuo žiočių, km	Įtekėjimo krantas	Intako pavadinimas	Ilgis, km	Baseino plotas, km ²			Ploto prieaugis tarp intakų, km ²
				Iki intako	Intako	Su intaku	
77,7	-	Lietuvos-Baltarusijos siena	-	7,6	-	7,6	7,0
73,5	K	V-7	2,6	14,6	10,1	24,7	9,8
68,7	D	Roščinka	3,5	34,5	9,3	43,8	2,1
66,5	K	V-5	3,0	45,9	5,2	51,1	0,6
65,5	D	Krasnoborka	3,8	51,7	8,5	60,2	0,2
65,3	K	Prubka	2,5	60,4	12,2	72,6	0,8
63,9	K	Kenelė	4,3	73,4	5,2	78,6	6,3
60,1	K	Nemiežė	2,0	84,9	7,7	92,6	1,0
59,3	D	Bražylė	3,0	93,6	25,0	118,6	4,5
55,6	D	Santakų h.s.	9,4	123,1	36,9	160,0	0,4
54,8	D	Kena	-	160,4	-	160,4	0,6
53,2	K	V-3	23,9	161,0	177,4	338,4	8,2
49,9	K	V-6	3,7	346,6	5,5	352,1	7,5
45,8	D	V-4	3,9	359,6	6,1	365,7	0,3

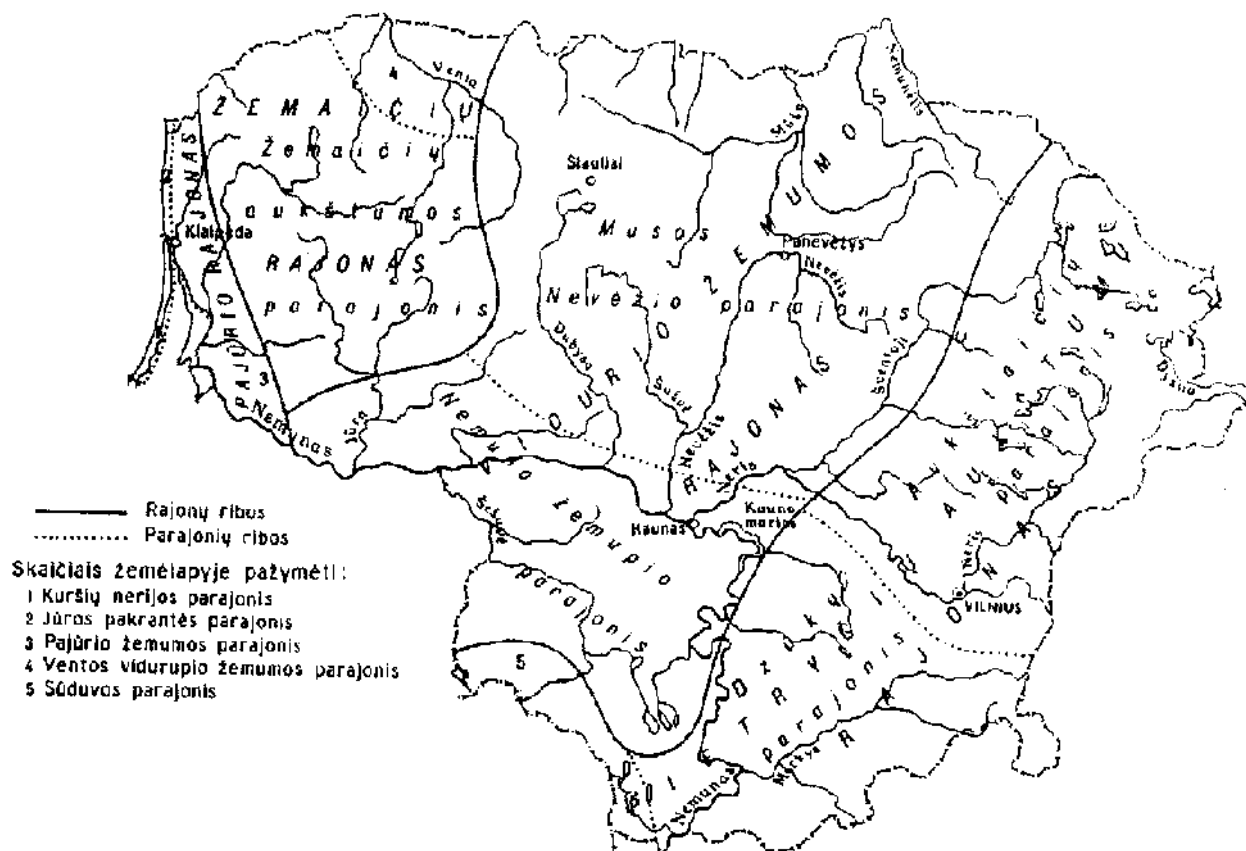
Atstumas nuo žiočių, km	Įtekėjimo krantas	Intako pavadinimas	Ilgis, km	Baseino plotas, km ²			Ploto prieaugis tarp intakų, km ²
				Iki intako	Intako	Su intaku	
45,1	D		2,7	366,0	19,4	385,4	13,1
35,2	D	Taurija	5,4	398,5	26,8	425,3	4,5
33,0	D	V-1	12,8	429,8	45,1	474,9	11,1
25,2	K	V-2	7,2	486,0	31,3	517,3	0,3
24,8	D	Kyvė	2,9	517,6	11,0	528,6	5,9
20,3	K		9,9	534,5	18,5	553,0	1,8
19,2	K	Murlė	5,3	554,8	17,2	572,0	13,9
13,6	K	Šeterninkų upelis	4,1	585,9	10,2	596,1	10,8
7,0	-	-	-	606,9	-	606,9	16,0
1,4	-	Vilniaus h.s	-	622,9	-	622,9	0,6
0,0	-	Vilnios žiotys		623,5			

Nagrinėjamas baseinas priskiriamas pagrindinei Pietryčių lygumai ir Vilnios lygumai, baseiną sudaro Medininkų aukštuma (2.2 pav.), Lyglaukio ir Vėliučionių moreninis masyvai, Sapieginės erozinis kalvynas (Gailiusis ir kt. 2001).



2.2 pav. Lietuvos orografinis suskirstymas (Gailiusis ir kt. 2001)

Kadangi klimatas priskiriamas prie nuotėkį nulemiančių veiksnių, reikia paminėti, kad skirtingose Lietuvos dalyse jis skiriasi, todėl Lietuva skirstoma į 4 klimato rajonus – Pajūrio, Žemaičių, Vidurio žemumos ir Pietryčių aukštumų, o Vilnios upės baseinas priklauso Pietryčių aukštumų rajonui, aukštaičių parajoniui (2.3 pav.).



2.3 pav. Lietuvos klimato rajonai ir parajoniai (Gailiusis ir kt. 2001)

Ūkinė veikla Vilnios upės baseine vykdyta nuo seno. Dar XV a. prie Vilnios upės buvo pastatytas karališkasis malūnas, kurio girtos kėlusios baisų triukšmą ir dėl to net suskilinėjusios Bernardinų bažnyčios sienos. Po šio įvykio karališkasis malūnas buvo perkeltas į kitą vietą – taip pat prie Vilnios, bet toliau nuo vienuolių valdų. XVI – XIX a. Vilnia buvo išvien apstatyta vandens malūnais. Be karališkojo malūno, kurio pajamos ėjo karalienei, veikė didelis (14 girtų) Vyskupo malūnas Užupyje, Vaivados (vėliau – Oginskio), Tiškevičiaus ir kiti. XVI a. prie šios upės atsirado ir pirmieji popieriaus malūnai, kuriuos Lietuvos Didžiajam kunigaikščiui Žygimantui Senajam leidus, 1524 m. pasistatė šveicarų meistrai Vornartai. XIX a. antroje pusėje Vilnios vagoje buvo septynios užtvankos, pavasarį upe plukdyti sieliai. Kučkuriškėse prieš 187 metus (1823 m.) ant Vilnios upės kranto buvo pastatyta viena iš didesnių popieriaus gamyklų Lietuvoje, bei įrengta Kučkuriškių užtvanka.

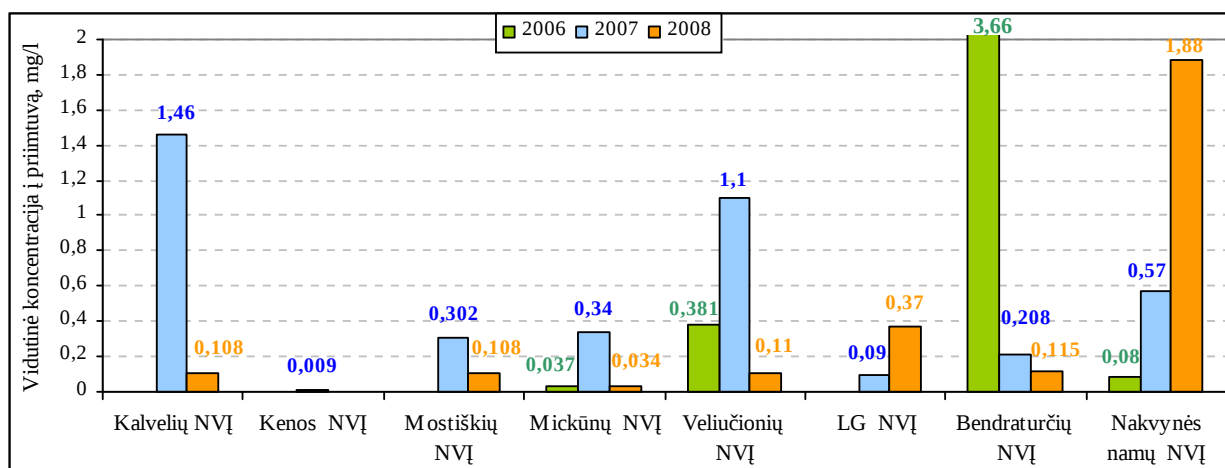
Dabartinė ūkinė veikla Vilnios upės baseine su vandens malūnais nebesiejama. Per 1992 – 2008 metų laikotarpį daug kas keitėsi – vienos pramonės įmonės Vilnios upės baseino ribas iškeitė į kitas vietas, antros bankrutavo, o vietoje jų atsirado naujos. Nepaisant to, nagrinėjamame baseine plėtėsi urbanizuota teritorija – ir mažos gyvenvietės, ir pats Vilniaus miestas (Lietuvos upių... 1992 – 2008).

Pagal Aplinkos ministerijos (Lietuvos upių... 1992 – 2008) pateiktus duomenis 1992 – 2008 metais buvo 22 stacionarios taršos šaltiniai, kurių priimtuvas yra Vilnios upė (2.2 lentelė). Per visą nagrinėjamą laikotarpį biogeninių medžiagų nebuvo rasta 1993–1995 m. ir 2000 – 2005 m. Dėl šios priežasties darbe pasirinktas paskutinis laikotarpis (2006 – 2008 m.) per kurį 8–se stacionarios taršos šaltiniuose, kurių priimtuvas yra Vilnia, buvo fiksuojami biogeninių medžiagų kiekiai (2.4 – 2.6 pav.).

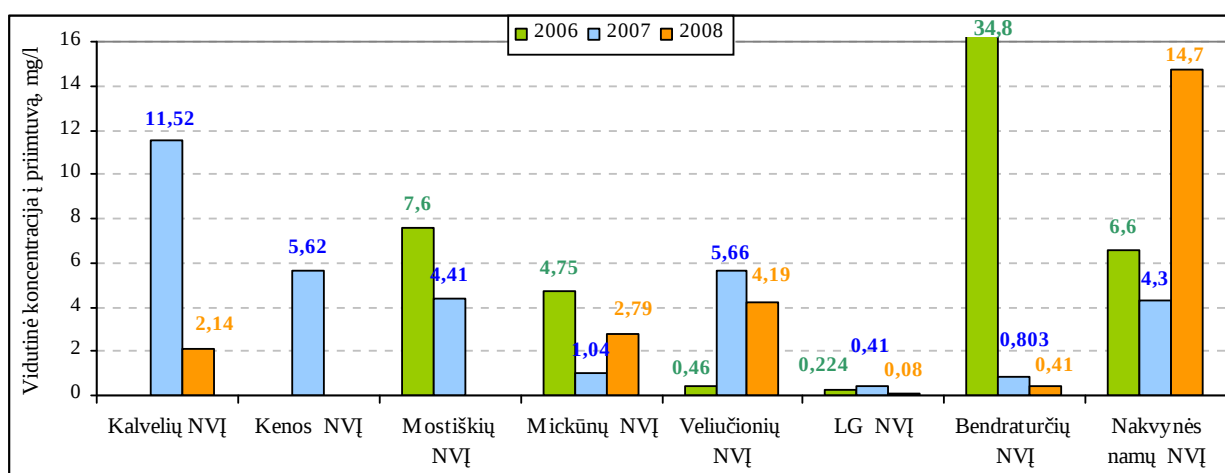
2.2 lentelė. Stacionarios taršos šaltiniai, kurių priimtuvu yra Vilnios upė (Lietuvos upių... 1992 – 2008)

Eil. Nr.	Stacionarios taršos šaltinis	Buvo biogeninių medžiagų 1991-2008 m.	Buvo biogeninių medžiagų 2006-2008 m.
1	Naujosios Vilnios rajoninė katilinė Nr. 2 (RK-2) (mechaninis valymas)	+	
2	Vilniaus maisto pramonės kombinatas (mechaninis valymas)	+	
3	Mickūnų mokykla (NVĮ)	+	+
4	Vilniaus šilumos tinklai (NVĮ)	+	
5	Valstybinė prekybos autotransporto įmonė (įrenginiai mechaninio valymo ir autotransporto plovimo nuotekoms ir lietaus vandeniui valyti)	+	
6	AB „Vilniaus vandenys“ (NVĮ)	+	
7	Vėliučionių specialieji vaikų auklėjimo ir globos namai (biologiniai NVĮ)	+	+
8	Lietuvos ir Rusijos UAB „VASTO“ (NVĮ)	+	
9	AB „Grigiškės“ Naujosios Vilnios kartono cechas (filtracijos laukai be išleidimo)	+	
10	AB „Lietuvos Geležinkeliai (LG)“ (keleivių vežimo direkcijos keleivinių riedmenų centro filtracijos laukai be išleidimo)	+	+
11	Bendratūrčių turto valdymo asociacija, Vilniaus miestas (biologiniai NVĮ)	+	+
12	Vilniaus miesto nakvynės namai (NVĮ)	+	+
13	Mostiškių gyvenvietės biologiniai NVĮ	+	+
14	Kalvelių biologiniai NVĮ	+	+
15	AB „Lietuvos Geležinkeliai (LG)“ Kenos geležinkelio stotis (paviršinių NVĮ)	+	+
16	UAB „Akvilegija“, Margių tvenkinio eksploatacija (žuvininkystė)		
17	Mickūnų filtracijos laukai be išleidimo		
18	AB „Politrans“ (pramonės įmonių NVĮ)		
19	AB „Mirja“, laisvalaikio užimtumo centras (NVĮ)		
20	Vilniaus Pavilnio pagrindinė mokykla (biologiniai NVĮ)		
21	UAB „Medininkų komunalininkas“ (gyvenvietėsVĮ)		
22	UAB „Riešės komunalininkas“ (paviršinio vandens mechaniniai VĮ)		

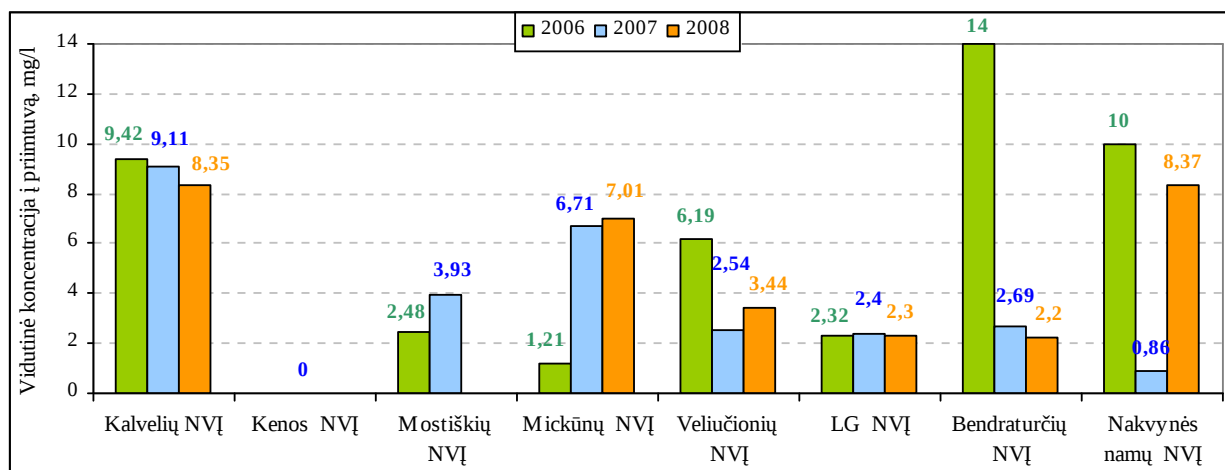
Kaip matyti iš 2.2 lentelėje pateiktų duomenų, visą nagrinėjamą periodą pagrindiniai biogeninių medžiagų skleidimo šaltiniai Vilnios upėje buvo nuotekų valymo įrenginiai (NVĮ).



2.4 pav. Nitritų vidutinės koncentracijos (mg/l) stacionarių taršos šaltinių išleidimo vietose Vilnios upėje



2.5 pav. Nitratų vidutinės koncentracijos (mg/l) stacionarių taršos šaltinių išleidimo vietose Vilnios upėje



2.6 pav. Fosfatų vidutinės koncentracijos (mg/l) stacionarių taršos šaltinių išleidimo vietose Vilnios upėje

Iš 2.4 – 2.6 pav. matome, kad daugiausia biogeninių teršalų 2006 – 2008 m. į Vilnios upę buvo išleista iš Bendraturčių turto valdymo asociacijos biologinių NVĮ bei Vilniaus miesto nakvynės namų NVĮ, mažiausia – iš AB „LG“ Kenos geležinkelio stoties paviršinių NVĮ.

2.2. Tyrimo metodika

2.2.1. Upės baseino fizinių-geografinių sąlygų įvertinimas

Siekiant įvertinti fizines-geografines charakteristikas bei jų daromą įtaką nuotėkiui, buvo vertinama nuogulų ir žemėnaudų įtaka nuotėkio pasiskirstymui Vilnios upės baseine. Tam tikslui buvo naudojami gruntų infiltracijos ir žemėnaudų pralaidumo koeficientai, taip pat naudota Lietuvos kosminio vaizdo žemėlapių M 1:50 000 vektorinių duomenų bazė (Lietuvos kosminio... LTDBK50000-V), bei Lietuvos reljefo kadastro duomenys (Baubinienė ir kt. 2002). Naudojant AutoCad programą, nuogulų ir žemėnaudų žemėlapiai buvo sujungti vienus sluoksnius užnešant ant kitų.

Geomorfologinė upės baseino sandara ir dirvožemių sudėtis gali įtakoti hidrologinį upės režimą – kuo didesnis dirvožemių pralaidumas vandeniui, tuo didesnės upės baseino akumuliacinės galimybės ir kartu pastovesnis požeminis upės maitinimas (Česnulevičius 1998). Todėl skaičiuojant nuotėkio pasiskirstymą skirtingų nuogulų tipuose įvertinami gruntų filtracijos greičiai, kitaip vadinamais infiltracijos koeficientais (2.3 lentelė).

2.3 lentelė. Infiltracijos koeficientai įvairių gruntų tipams (Juodkasis 1992)

Gruntas	Žymėjimas	Infiltracijos koeficientas, m/p
Priemolis	pm	0,05
Molis	m	0,01
Priesmėlis	ps	2,4
Smėlis	s	25,5
Žvirgždas	ž	85,0
Gargždas	g	300,0
Rieduliai	r	750

Be grunto infiltracinių savybių nuotėkį gali įtakoti žemėnaudų pasiskirstymas baseine, todėl vertinant nuotėkį pasinaudota žemėnaudų pralaidumo koeficientais (2.4 lentelė).

2.4 lentelė. Pralaidumo koeficientai pagal žemėnaudos tipus (Račinskas 1991)

Žemėnaudos tipas	Pralaidumo koeficientas
Dirbama žemė	1,0
Urbanizuota teritorija	0,2
Miškas	0,9
Pieva	0,6

Nuotėkis skaičiuojamas visai baseino teritorijai, įvertinant skirtingus gruntų bei žemėnaudų tipus pagal (2.1) formulę:

$$N = K - G \quad (2.1)$$

čia N – nuotėkis, įvertinant skirtingus gruntų ir žemėnaudų tipus, m^3 /metus; K – kritulių kiekis per metus, mm, G – garavimas, mm.

Kadangi krituliai (pagal (2.1) formulę) yra svarbus veiksnys, turintis įtakos nuotėkiui, o nuotėkio kaitos amplitudę geriausiai iliustruoja labai ilgi nuotėkio duomenys, tai darbe papildomai buvo surinkti 1993–2009 metų debitai ties Vilnios žiotimis bei 1977–2009 metų Vilniaus miesto (Trakų Vokės) posto kritulių ir temperatūrų parametrai (Vilniaus... 1977–2009). Pagal šiuos duomenis nustatyta kritulių įtaka nuotėkiui skaičiuojant koreliaciją tarp debitų ir kritulių. Empirinis koreliacijos koeficientas yra tiesinio ryšio stiprumo tarp kintamųjų x ir y matas, todėl jis apskaičiuojamas iš turimų stebėjimų pagal (2.2) formulę:

$$r = \frac{(\sum \Delta x \Delta y)}{\sqrt{\sum \Delta x^2 \sum \Delta y^2}}, \quad (2.2)$$

Koreliacijos koeficiento patikimumą nustatome naudodami (2.3) išraišką:

$$p = \frac{r\sqrt{n-1}}{(1-r^2)} \quad (2.3)$$

čia: r – koreliacijos koeficientas, $\sum \Delta x$ ir $\sum \Delta y$ atitinkamai stebėjimų x ir y (kritulių ir debitų) vidurkiai, p – koreliacijos koeficiento patikimumas, n – narių skaičius eilėje.

Koreliacijos koeficientas turi šias savybes:

- koreliacijos koeficientas yra dydis, kintantis nuo -1 iki 1 ;
- kai $r = 1$, tai visi taškai (x_i, y_i) yra tiesėje, kurios krypties koeficientas yra teigiamas;
- kai $r = -1$, tai visi taškai (x_i, y_i) yra tiesėje, kurios krypties koeficientas yra neigiamas;
- $r = 0$, kai kintamieji yra tiesiškai nepriklausomi.

Didelės šio koeficiento reikšmės, nežiūrint ar jos teigiamos, ar neigiamos, atitinka tai, ką vadiname stipria koreliacija, o mažos reikšmės – silpna koreliacija. Mažos koreliacijos koeficiento reikšmės rodo, kad tiesinis ryšys tarp kintamųjų yra nežymus. Tačiau, tai nereiškia, kad tarp tų kintamųjų negali būti stipraus netiesinio sąryšio (Sakalauskas 2003). Atitinkamai kokia yra koreliacijos koeficiento reikšmė bei koks tarpusavio ryšio stiprumas sieja kintamuosius nusakomas 2.5 pateiktoje lentelėje.

2.5 lentelė. Koreliacijos koeficiento (r) vertinimas (Sakalauskas 2003)

Koreliacijos koeficiento r reikšmė	Vertinimas
0,00-0,19	Labai silpnas tarpusavio ryšys
0,20-0,39	Silpnas ryšys
0,40-0,69	Vidutinis ryšys
0,70-0,89	Stiprus ryšys
0,90-1,00	Labai stiprus tarpusavio ryšys

2.2.2. Nuotėkio kaitos įvertinimas

Siekiant įvertinti kritulių įtaką nuotėkiui, kai upės baseine yra skirtingas nuogulų pasiskirstymas bei vyraujančios žemėnaudos, nuotėkio balansas buvo skaičiuojamas trimis atvejais: esant maksimalių kritulių kiekiui per metus, esant vidutiniams metiniams krituliams bei vertinant vienos liūties metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio pasiskirstymą.

Nuotėkio pasiskirstymui per metus, įvairaus vandeningumo laikotarpiais nustatyti, buvo analizuojama nuotėkio netolygumo koeficientų d kaita dvejais skirtingais atvejais: pirmuoju atveju skaičiuojant nuotėkio netolygumo koeficiento d pasiskirstymą vieneriems metams (2.4 formulė), antruoju nuotėkio netolygumo koeficientą d skaičiuoti eliminuojant fizines-geografines savybes (2.5 formulė).

Pirmuoju atveju nuotėkio netolygumo koeficiento rodiklis nepriklauso nuo metų vandeningumo, pasižymi nedidele kaita, todėl ir nedideli jo pokyčiai gali būti esminiai. Nuotėkio netolygumo koeficientas d , skaičiuojant vieneriems metams, apibūdina nuotėkio metinį pasiskirstymą tarp vandeningųjų ir sausųjų sezonų bei kiekybiškai įvertina nuotėkio deficitą iki vidutinio metinio debito dydžio:

$$d = \frac{\sum Q_p - Q t_p}{365(6) \cdot Q}, \quad (2.4)$$

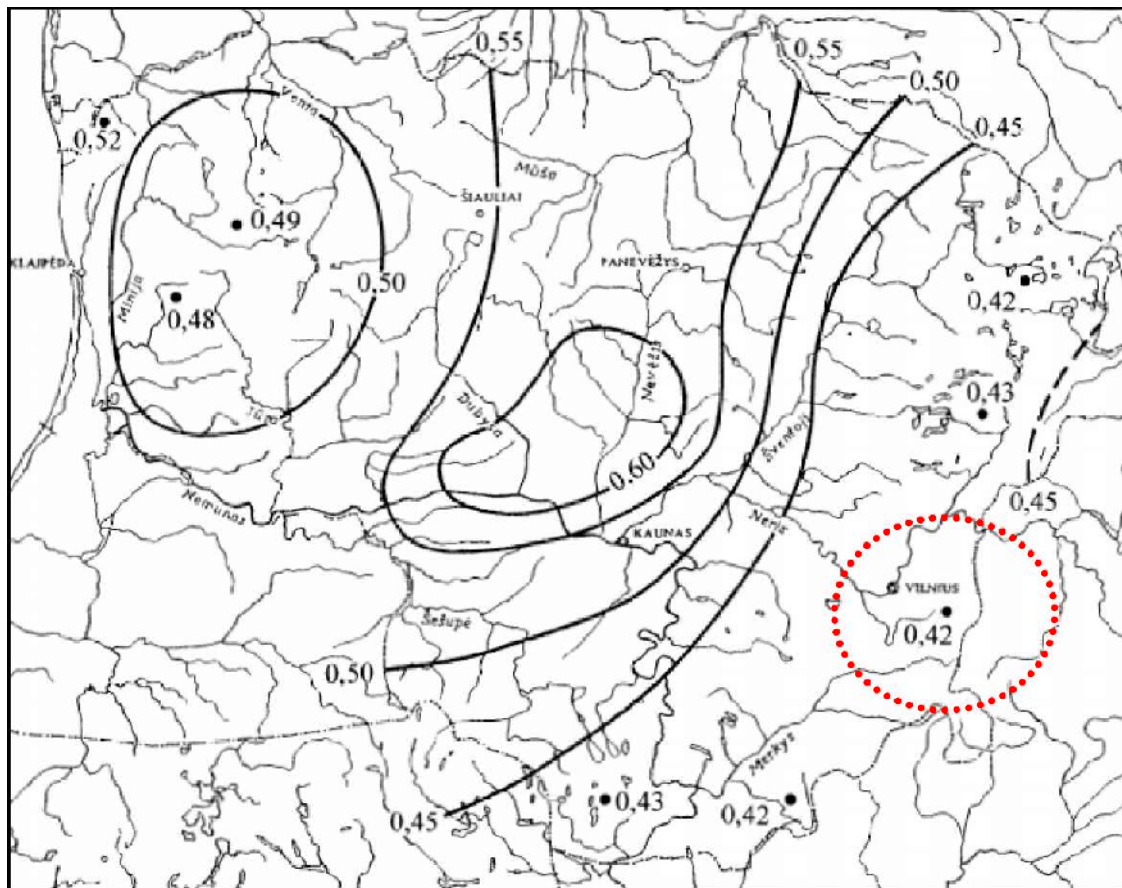
čia $\sum Q_p$ – paros debitų suma per laikotarpį t_p kai debitai Q_p yra didesni už vidutinį metinį debitą Q (Gailiušis 2001).

Antruoju atveju, nuotėkio netolygumo koeficientas buvo vertinamas eliminuojant fizines-geografines savybes – baseino dydį, geomorfologinę baseino sandarą, dirvožemių sudėtį ir baseino ežeringumą (2.4 formulė). Įvertinus tai, kad Vilnios upės baseine yra ežerų-tvenkinių (1,4 %), ir dideli smėlio gruntų plotai (51,74 %), parametrui d_{500} papildomai nustatyti įvedami pataisos koeficientai, tuomet nuotėkio netolygumo koeficientas paskaičiuojamas:

$$d = \left[d_{500} - c \lg \frac{A+1}{500} \right] \cdot \left[1 - 0,15 \sqrt{A_{ez}^2} \right] \cdot \left[1 - 0,6 A_{sm} \right] \quad (2.5)$$

čia d_{500} – hidrologinės srities nuotėkio netolygumo koeficiento reikšmė upės baseinui, kurio plotas $A = 500 \text{ km}^2$, c – ryšio tiesės polinkio kampo tangentas (pietryčių Lietuvai $c = 0,08$), A – upės baseino plotas, km^2 , A_{ez} – baseino ežeringumas, %, A_{sm} – baseino smėlingumas. Smėlio gruntų kiekis baseine išreikštas ne procentais, bet dalimis ($A_{sm} = 51,74\% = 52\%$).

d_{500} koeficientas nustatomas pasinaudojant kartografinę schemą, t.y. 1:1000 000 mastelio Lietuvos žemėlapiu, kuriame pateiktas Lietuvos upių nuotėkio netolygumo koeficiento pasiskirstymas tam tikrose Lietuvos teritorijose (2.7 pav.).



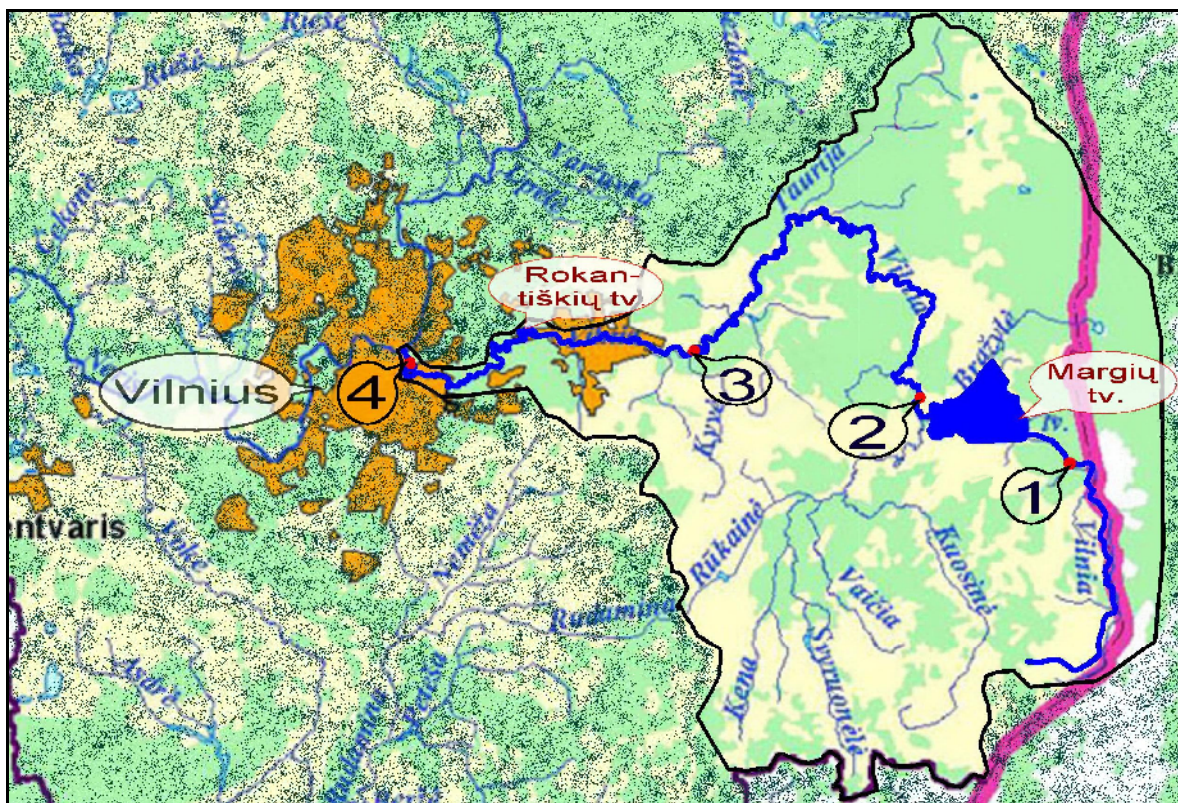
2.7 pav. Lietuvos upių nuotėkio netolygumo koeficiento d_{500} (eliminuoja baseino oloto, ežeringumo ir smėlių gruntų įtaką) pasiskirstymas teritorijoje (Gailiūšis ir kt. 2001)

Vilnios upėje yra 2 didesni tvenkiniai – Rokantiškių ir Margių, o tvenkinio daromą įtaką upei nustatyti lengviau tuomet, kai tvenkinys yra arčiau hidrometrijos stoties. Kadangi LHMT Vilnios upėje hidrologinius stebėjimus atlieka tik viename taške (VMS prie Vilnios įrengta 1927 m.), o Rokantiškių užtvanka įrengta dar tuomet, kai hidrologiniai stebėjimai upės baseine nebuvo atliekami (1823 m.), tai pastarojo tvenkinio galimą įtaką upės nuotėkiui vertinti sunku. Tą galima padaryti upės analogo metodu, arba pritaikant modeliavimą. Kadangi Rokantiškių užtvankos tūris (126 tūkst. m^3), palyginus su 1972 metais užtvenktu Margių tvenkiniu (454 tūkst. m^3), yra nedidelis (3,6 karto mažesnis nei Margių), jo įtaka Vilnios upės nuotėkiui darbe nebus vertinama.

2.2.3. Natūriniai matavimai

Peržvelgus surinktus LHMT duomenis (Lietuvos hidrometeorologijos... 1991-2008), susijusius su Vilnios upe, pastebėta, kad hidrologiniai matavimai iki 1993 m. buvo atliekami Santakuose, o nuo 1993 m. – žiotyse. Nagrinėjant Vilnios upės vandens kokybę pagal Aplinkos ministerijos pateiktus 1992 – 2007 m. duomenis (Lietuvos upių... 1992-2008), 1992 - 2004 m. vanduo tyrimams buvo imamas kartą per mėnesį ištisus metus, tačiau vėliau vandens kokybė pradėta tirti nenuosekliai. 2005 m. vandens kokybė tirta tik birželio 1 – 9 dienomis trijose skirtingose vietose: ties Rokantais, ties Adomaičiais ir ties keliu Nr. 103. 2006 m. vandens mėginiai buvo imami žemiau Naujosios Vilnios vasario, balandžio, gegužės, liepos ir spalio mėnesiais. 2007 m. vanduo tirtas tik viename taške, birželio mėnesį ties Užtilčių gyvenvieta.

Siekiant įvertinti nuotėkio bei vandens kokybės pasiskirstymą upės baseine šiam tikslui buvo pasirinkti 4 matavimo taškai (2.8 pav.). Juose kartą per mėnesį vienerius metus nuo 2008 m. gruodžio iki 2009 m. lapkričio buvo nustatomas vandens lygis upėje, ir paimami vandens mėginiai. Pagal turimus LHMT VMS duomenis sudarytos debitų kreivės 1993 – 2008 metams. Naudojant debitų kreives pagal išmatuotus vandens lygius keturiuose matavimo taškuose buvo nustatinėjami vidutiniai mėnesiniai debitai stebimam 2008 – 2009 metų laikotarpiui.



2.8 pav. Pasirinkti mėginių ėmimo taškai

Mėginiai imami pradedant nuo pirmojo ir baigiant ketvirtuoju tašku. Pirmasis mėginių ėmimo taškas (2.9 pav.) pasirinktas prie Baltarusijos pasienio, šalia Užtilčių gyvenvietės. Vėliau už šio taško Vilnia įteka į Margių tvenkinį, vinguriuoja pro daugelį gyvenviečių (antropogeninė veikla), visi šie veiksniai gali turėti įtakos upės vandens kokybei bei nuotėkiui.



2.9 pav. 1-asis mėginių ėmimo taškas

Antrasis taškas (2.10 pav.), pasirinktas Pabražuolės kaime, Vilnelės upei pratekėjus Margių tvenkinį, o matavimo vieta šalia buvusios Lavoriškių hidroelektrinės.



2.10 pav. 2-asis mėginių ėmimo taškas

Trečiasis taškas – pasirenkamas arčiau Vilniaus miesto, už Mickūnų. Ši gyvenvietė, didesnė nei kitos, pro kurias teka Vilnia. Taškas pasirinktas prie Viktoriškių kaimo, po geležinkelio tiltu (2.11 pav.)



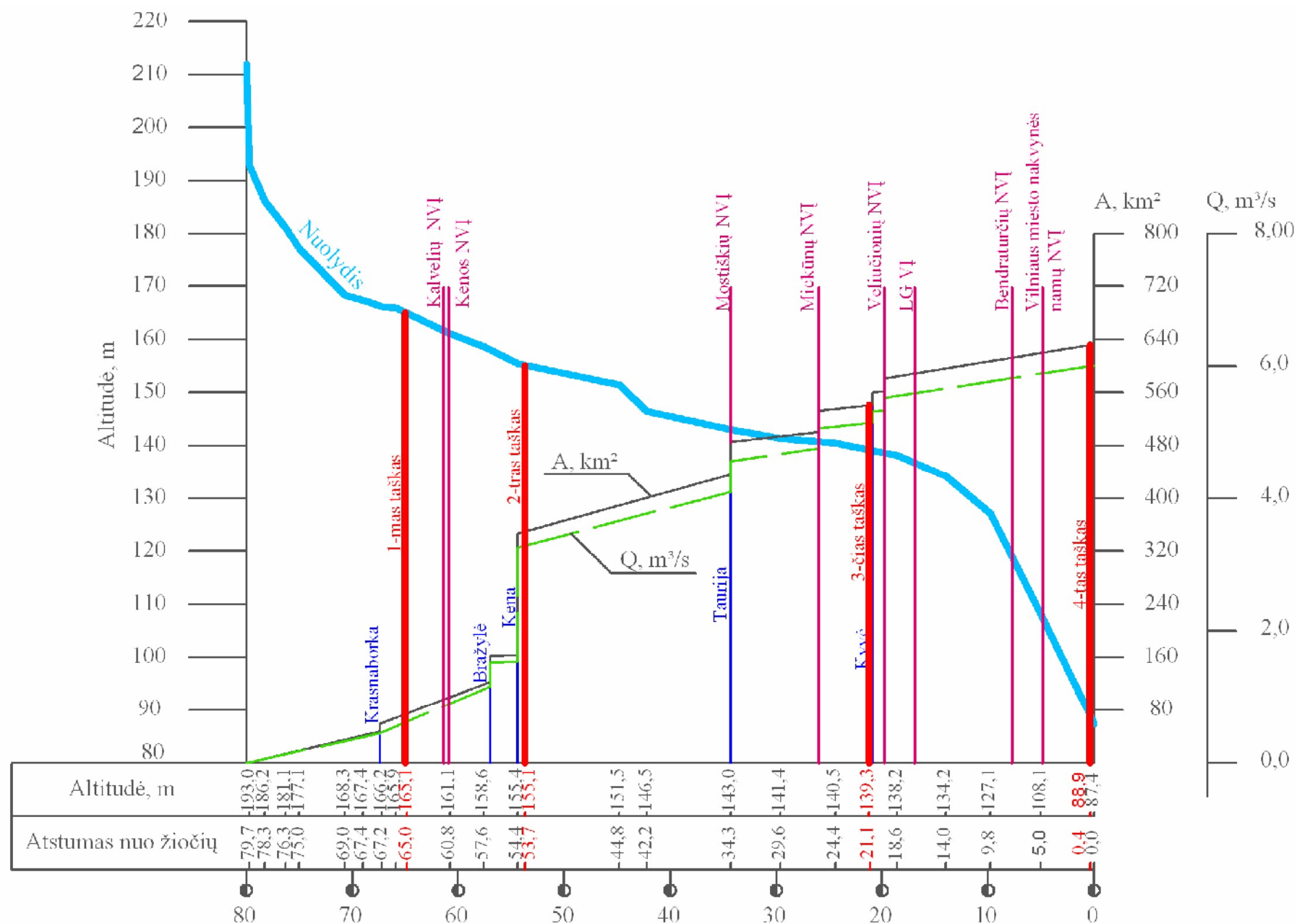
2.11 pav. 3-čiasis mėginių ėmimo taškas

Ir paskutinis ketvirtasis mėginių ėmimo taškas – Vilniaus mieste, prieš Vilniai įtekant į Nerį (2.12 pav.). Šis taškas pasirinktas dėl kelių priežasčių: visų pirma, tai nuo 4-jo mėginių ėmimo taško iki žiočių lieka 400 metrų, o antra, pasirinkta vieta yra arčiausiai LHMT VMS vietos. Turint stebėjimų duomenis jie buvo lyginami su ilgalaikiais LHMT duomenimis.



2.12 pav. 4-asis mėginių ėmimo taškas

2.13 pav. pateiktas Vilnios upės išilginis profilis su taškiniais taršos šaltiniais ir mėginių ėmimo vietomis. Tyrimo metu pasirinktuose taškuose buvo nustatomas upės vandens lygis, ir paimami vandens mėginiai (2.14 pav.).



2.13 pav. Vilnios upės išilginis profilis su taškiniais taršos šaltiniais bei mėginių ėmimo vietomis



2.14 pav. Vandens mėginio paėmimas

Paėmus vandens mėginius iš keturių taškų, mėginių analizė atliekama ne vėliau kaip per 24 h nuo paėmimo, stengiantis tai padaryti kuo anksčiau, o iki tyrimų pradžios mėginiai saugomi 2 -5 °C temperatūroje.

Nitritų (NO_2^-) ir nitratų (NO_3^-) nustatymas vandenyje.

Nitritų ir nitratų nustatymui naudojamas „Nitratų testo“ rinkinys: testo juostelės ir koncentracijos nustatymo spalvų skalė.“ Nitritų ir nitratų koncentracija upės vandenyje nustatoma vizualiniu-kolorimetriniu metodu. Metodas tinka nustatyti nitritų ir nitratų koncentracijas paviršiniuose vandens telkiniuose ir nuotekose. Šio metodo esmė yra ta, kad testo juostelėje esantys reagentai reaguoja su vandeniu ir nusidažo tam tikra spalva.

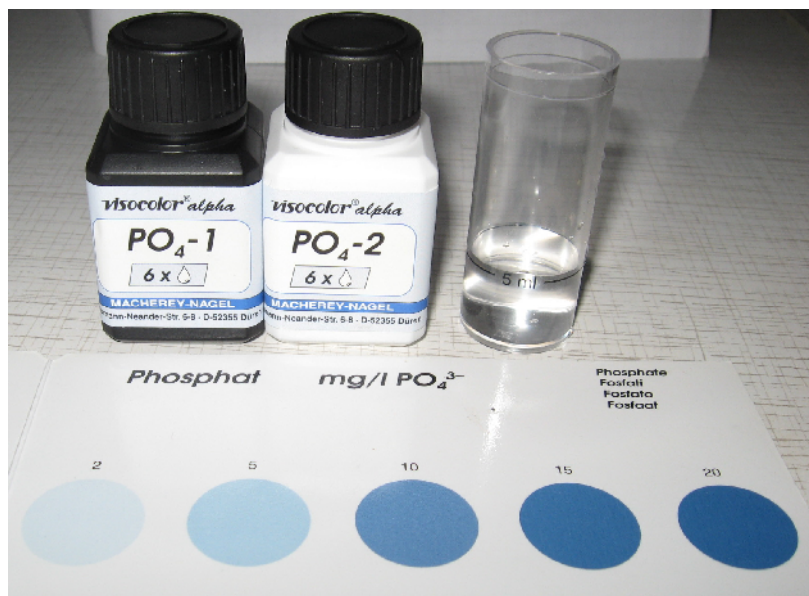
Vandenyje esantiems nitrito jonams rūgščioje terpėje reaguojant su sulfanilamidu susidaro diazonio druska, kuri su naftilaminu sudaro dažiklį, nudažantį tirpalą rausvai violetine spalva. Atsiradusios spalvos intensyvumas priklauso nuo nitritų koncentracijos tirpale ir gali būti nustatytas vizualiai. Nitritų aptikimo riba (NO_2^-) 0 – 25 mg/l. Nitratų jonai rūgščioje terpėje redukuojami iki nitritų, kurie su aromatiniais aminais sudaro dažiklį, nudažantį tirpalai geltonai oranžine spalva. Atsiradusios spalvos intensyvumas priklauso nuo nitratų koncentracijos tirpale. Nitratų aptikimo riba (NO_3^-) - 0 – 500 mg/l.

Darbo eiga: Testo juostelė yra išimama iš specialios hermetinės pakuotės, vienai sekunde įkišama į tiriamąjį vandenį, ištraukus palaukiama dar vieną minutę. Po minutės juostelės spalva lyginama su spalvine skale. Viršutinė juostelės dalis ir viršutinė skalės eilė nurodo nitritų kiekį vandenyje, apatinė dalis – nitratų.

Fosfatų (PO_4^{-3}) nustatymas vandenyje.

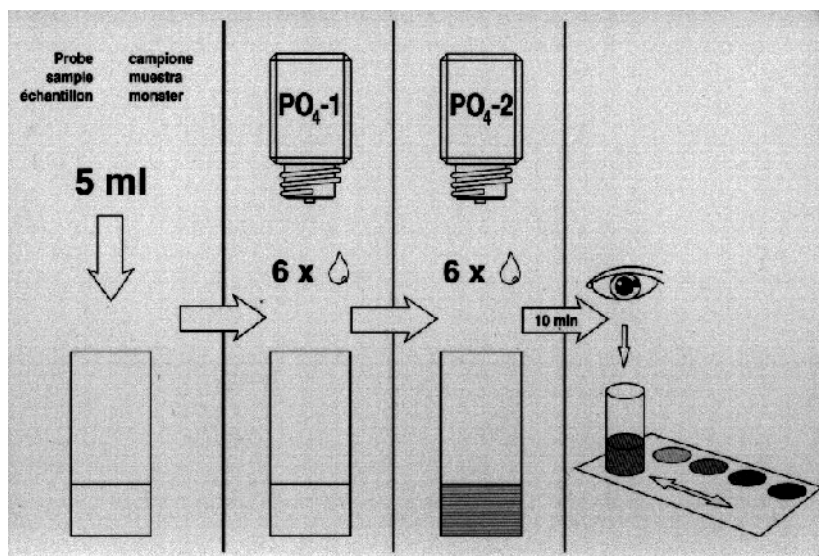
Fosfatai Vilnios upės vandenyje nustatomi pagal parengtą metodiką (Paviršinių vandens telkinių užterštumo fosforo junginiais... 2004 – 2006 m.). Fosfatų koncentracija nustatoma vizualiniu-kolorimetriniu metodu su „Visocolor“ rinkiniu vandens analizei. Vizualinis-kolorimetrinis metodas tinka fosfatų koncentracijos nustatymui paviršiniame, geriamajame vandenyje ir nuotekose.

Fosfatų koncentracijos nustatymo kolorimetriniu metodu esmė yra ta, kad fosfato jonai reaguoja su amonio molibdatu ir sudaro fosfomolibdato rūgštį. Rūgštis redukuojasi į intensyvios mėlynos spalvos molibdeną (kompleksą). Atsiradusios spalvos intensyvumas priklauso nuo fosfatų koncentracijos tirpale ir gali būti nustatytas vizualiai ar fotokolorimetru. Aptikimo riba 0,2 – 5 mgP/l. Fosfatų tyrimui naudojamas „Visocolor“ rinkinys: cheminiai reagentai PO_4-1 ir PO_4-2 bei PO_4^{-3} koncentracijos nustatymo spalvų skalė (2.15 pav.).



2.15 pav. Fosfatų koncentracijos nustatymo spalvų skalė ir nustatymui naudoti reagentai

Darbo eiga: Fosfatų koncentracijos nustatymui naudojama bandymo schema pavaizduota 2.16 paveiksle. Į matavimo stiklinę įpilama 5 ml tiriamojo mėginio, tuomet įlašinami 6 lašai 1-ojo reagento PO_4-1 , gerai išmaišoma. Tada įlašinami dar 6 lašus PO_4-2 reagento ir vėl gerai išmaišoma. Palaukiama 10 minučių. Stiklinėlė dedama į komparatoriaus poziciją, šalia spalvų ir stumiant komparatorių mėginys lyginamas su spalvų skale tol, kol sutaps vandens mėginių spalva su spalvų skalėje nurodytomis spalvomis (2.16 pav.).



2.16 pav. Fosfatų koncentracijos nustatymo schema

Nustatytų nitritų (NO_2^-), nitratų (NO_3^-) ir fosfatų (PO_4^{3-}) koncentracijų perskaičiavimas

Kadangi vertinant upių ekologinės būklės klasę pagal fizinius-cheminius kokybės elementų rodiklius reikalingos ne nitritų (NO_2^-), nitratų (NO_3^-) ir fosfatų (PO_4^{3-}) koncentracijos, o nitratinio azoto ($\text{NO}_2^- \text{ N}$), amonio azoto ($\text{NO}_3^- \text{ N}$) ir fosfatinio fosforo ($\text{PO}_4^{3-} \text{ P}$) koncentracijos, tai jos turi būti perskaičiuojamos. Tai galima atlikti pasinaudojus 2.6 lentelė

2.6 lentelė. Nitritų, nitratų ir fosfatų koncentracijų perskaičiavimas (Paviršinių vandens telkinių užterštumo azoto... 2004 – 2006 m.; Paviršinių vandens telkinių užterštumo fosforo... 2004 – 2006 m.)

Nitritai*		Nitratai**		Fosfatai***	
Gauta NO_2^- koncentracija, mg/l	$\text{NO}_2^- \text{ N}$ koncentracija, mgN/l	Gauta NO_3^- koncentracija, mg/l	$\text{NO}_3^- \text{ N}$ koncentracija, mgN/l	Gauta PO_4^{3-} koncentracija, mg/l	$\text{PO}_4^{3-} \text{ P}$ koncentracija, mgP/l
0,02	0,006	4	0,9	0,2	0,6
0,03	0,009	10	2,3	0,3	0,9
0,05	0,015	20	4,5	0,5	1,5
0,07	0,021	30	6,8	0,7	2,1
0,1	0,03	50	11,0	1,0	3,0
0,2	0,06	70	16,0	2,0	6,0
0,3	0,09	90	20,0	3,0	9,0
0,5	0,15	120	27,0	5,0	15,0

* - 1 mg/l nitritų jonų (NO_2^-) koncentracija atitinka 0,304 mg/l nitratinio azoto koncentraciją ($\text{NO}_2^- \text{ N}$)

** - 1 mg/l nitratų jonų (NO_3^-) koncentracija atitinka 0,226mg/l amonio azoto koncentraciją ($\text{NO}_3^- \text{ N}$)

*** - 1 mg/l fosfatų jonų (PO_4^{3-}) koncentracija atitinka 3,0 mg/l fosfatinio fosforokontcentraciją ($\text{PO}_4^{3-} \text{ P}$)

Remiantis gautais rezultatais ir 1.2 lentelės kriterijais nustatoma Vilnios upės ekologinės būklės klasė.

2.2.4. Upės savaiminio apsivalymo proceso įvertinimas

Analizuojant savaiminio apsivalymo procesus (pagal Vincevičienę 1998), daroma prielaida, kad medžiaga irsta kaip pirmos eilės kinetinė reakcija, t.y., kad bet kuriuo laiko momentu medžiagos irimo greitis proporcingas koncentracijai:

$$\frac{1}{A} \frac{d(QC)}{dx} = -KC ; \quad (2.6)$$

čia K – medžiagos koncentracijos irimo greičio koeficientas (1/s), $C = C_0$, – kai $x = 0$ – koncentracija;

Darome antrąją prielaidą, kad nagrinėjamoje atkarpoje nekinta vandens debitas ($dQ/dx = 0$) ir vandens tėkmės skerspjūvio plotas ($dA/dx = 0$), o teršiančių medžiagų dalelių pernešimo laiką, atstumu x , pažymime $t^* = x/U$, tuomet (2.6) lygtis supaprastėja:

$$C = C_0 e^{-Kt^*} \quad (2.7)$$

čia C – teršiančios medžiagos koncentracija po susimaišymo (mg/l), C_0 - teršalų koncentracija iškart po taškinio taršos šaltinio (mg/l), nustatoma pagal (2.4) lygtį, K – medžiagos koncentracijos irimo greičio koeficientas (1/s), t^* - teršiančių medžiagų dalelių pernešimo laikas atstumu x , U – upės tėkmės greitis prieš taškinį šaltinį, m/s.

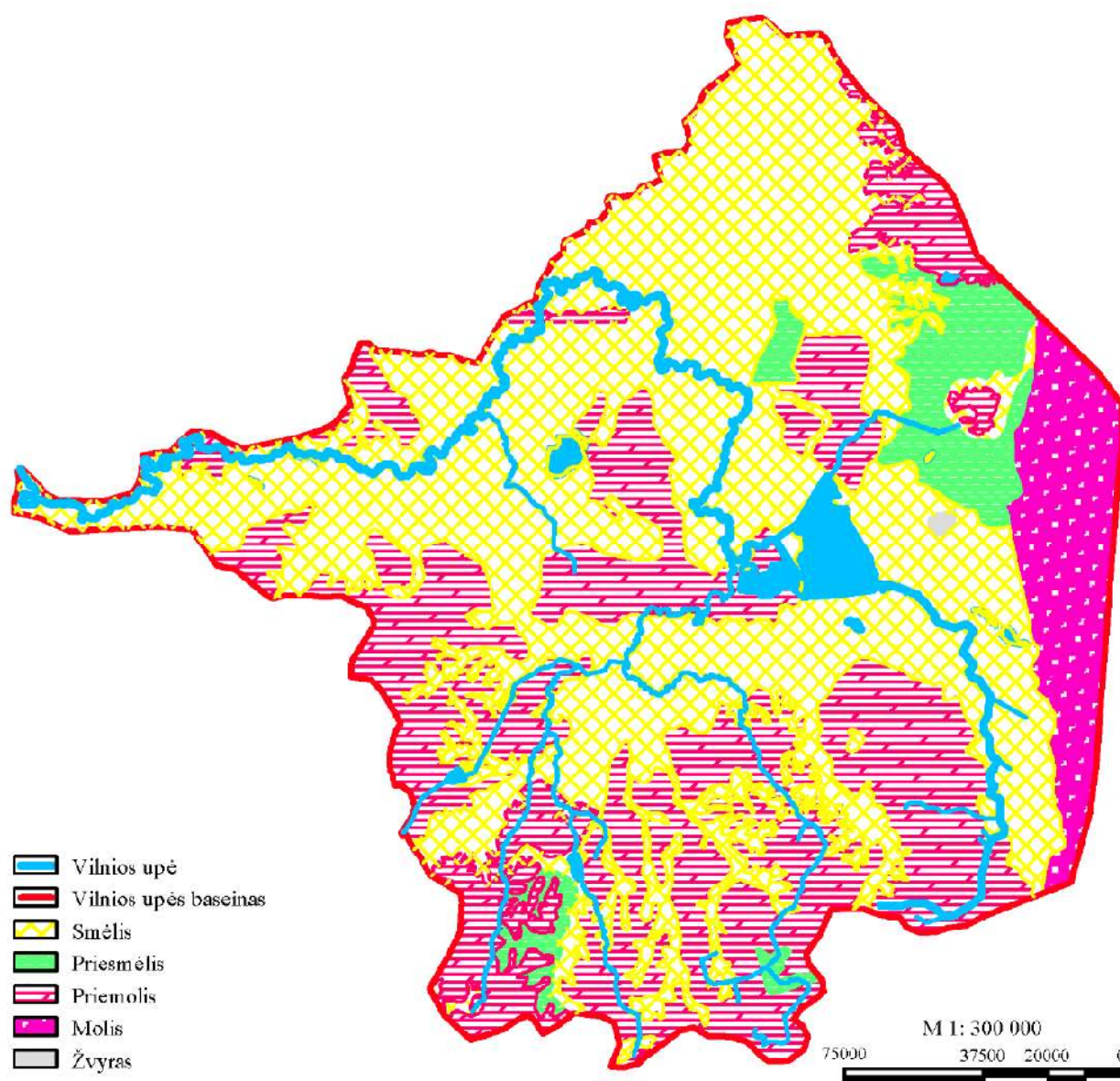
$$C_0 = \frac{W}{Q} = \frac{Q_2 \cdot C_2}{Q} , \text{ mg/l} \quad (2.8)$$

čia W – teršalų masės apkrova ties taškiniu taršos šaltiniu, Q – upės debitas prieš taškinį šaltinį, Q_2 – išleistuvo vandens debitas į upę iš teršiančio šaltinio, C_2 – teršalo koncentracija į upę iš teršiančio šaltinio.

3. TYRIMŲ REZULTATAI

3.1. Fizinių-geografinių charakteristikų įtaka nuotėkiui

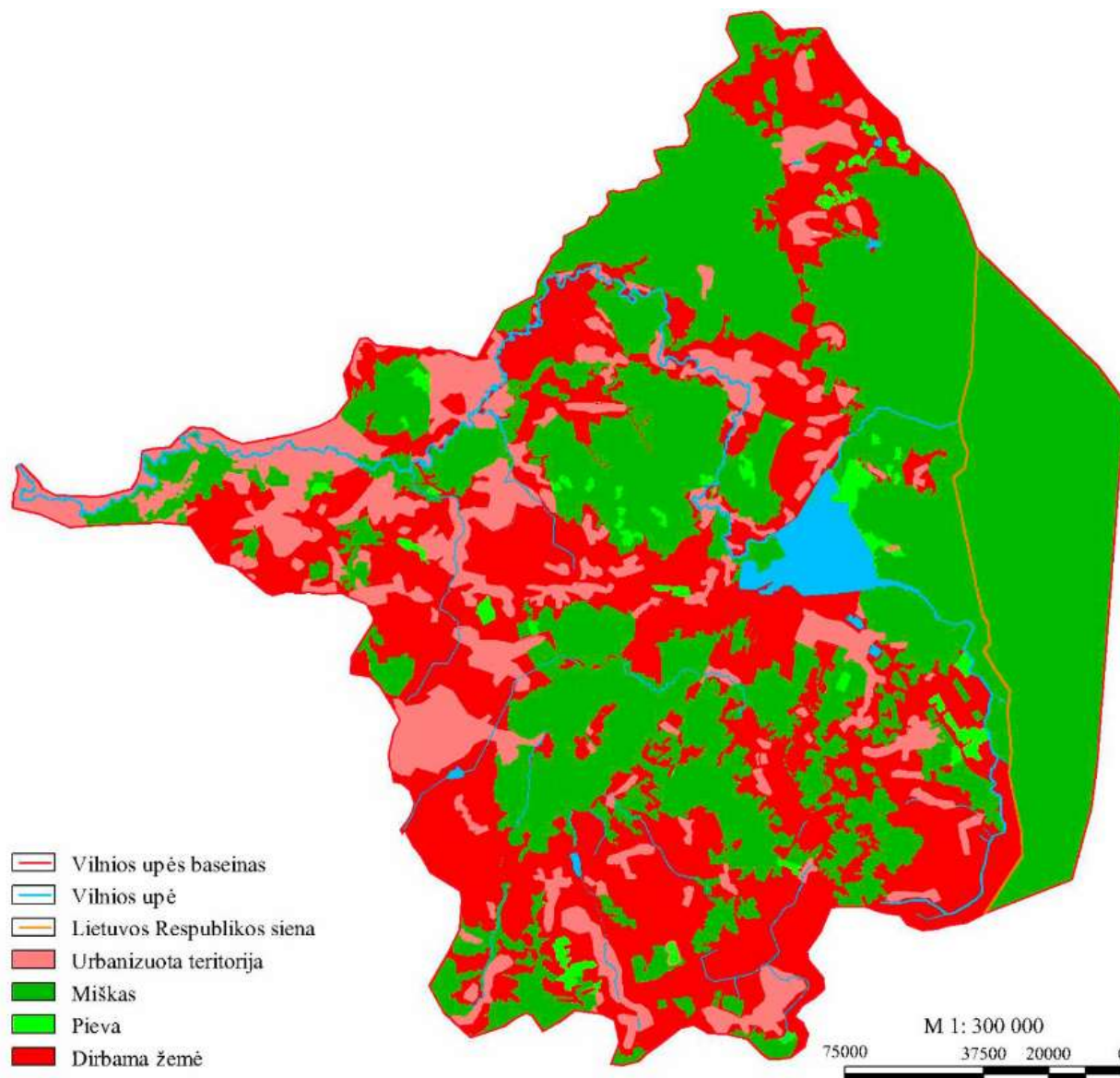
Pagal turimus duomenis (Lietuvos kosminio... LTDBK50000-V; Baubiniėnė ir kt. 2002) įvertinus nuogulų pasiskirstymą Vilnios upės baseine (3.1 pav.), paaiškėjo, kad smėlis sudaro 51,74 % viso baseino ploto, priemolis – 34,54 %, molis – 6,72 %, priesmėlis – 5,46 %, žvirgždas – 0,08 %. Beveik visoje teritorijoje, per kurią teka Vilnia (ir po ja) vyrauja smėlio gruntai.



3.1 pav. Nuogulų išsidėstymas Vilnios upės baseino teritorijoje (pagal Lietuvos kosminio... LTDBK50000-V; Baubiniėnė ir kt. 2002)

Nustačius žemėnaudų pasiskirstymą baseine (3.2 pav.), matyti, jog teritoriniu požiūriu labiausiai paplitę miškai, užimantys 50,13 % viso baseino ploto. Jie vyrauja šiaurinėje, šiaurės

rytų ir rytinėje baseino dalyse. Kitos žemėnaudos po baseiną pasiskirsto netolygiai: dirbamų žemių plotai, daugiau pasiskirstę palei pietinę, pietvakarių ir vakarinę baseino dalį užima 34,85 % viso baseino ploto, urbanizuota teritorija užima 12,14 %, pievos – 1,41 %. Prie žemės panaudojimo tipų darbe buvo priskirti ir vandens telkiniai, didžiąją dalį vandens telkiniams priklausančio ploto sudarė Margių tvenkinys. Pagal turimus duomenis, bendrai paskaičiavus vandens telkinių plotą, paaiškėjo, kad jie užima 1,46 % viso baseino ploto.



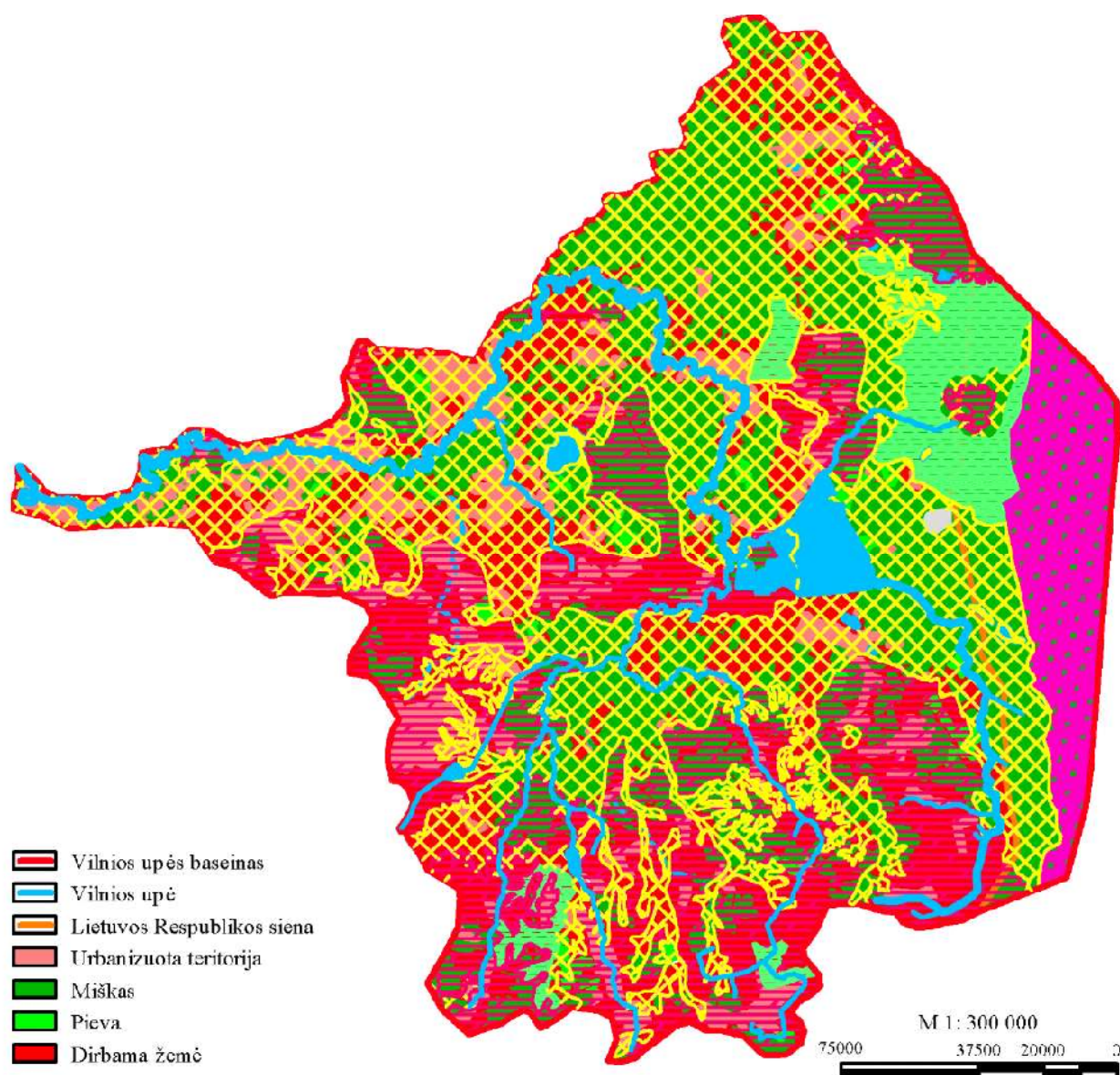
3.2 pav. Vilnios upės žemėnaudų pasiskirstymas (pagal Lietuvos kosminio... LTDBK50000-V; Baubiniene ir kt. 2002)

Sujungus vyraujančių nuogulų ir žemėnaudų žemėlapius (3.3 pav.) matome, kad dirvožemio tipas iš esmės nulemia žemės panaudojimą – derlingose priemolingose teritorijose vyrauja dirbamų žemių plotai, o geromis infiltracinėmis savybėmis pasižyminčiuose smėlinguose ir priesmėlio plotuose daugiausia vyrauja miškai (3.1 lentelė). Molingas dirvožemis

užklotas miškų vyrauja palei Baltarusijos pasienį ir Baltarusijos ribose, nedideli žvyro klodai, aptinkami tarp Margių tvenkinio ir Baltarusijos pasienio teritorijos taip pat užkloti miškų.

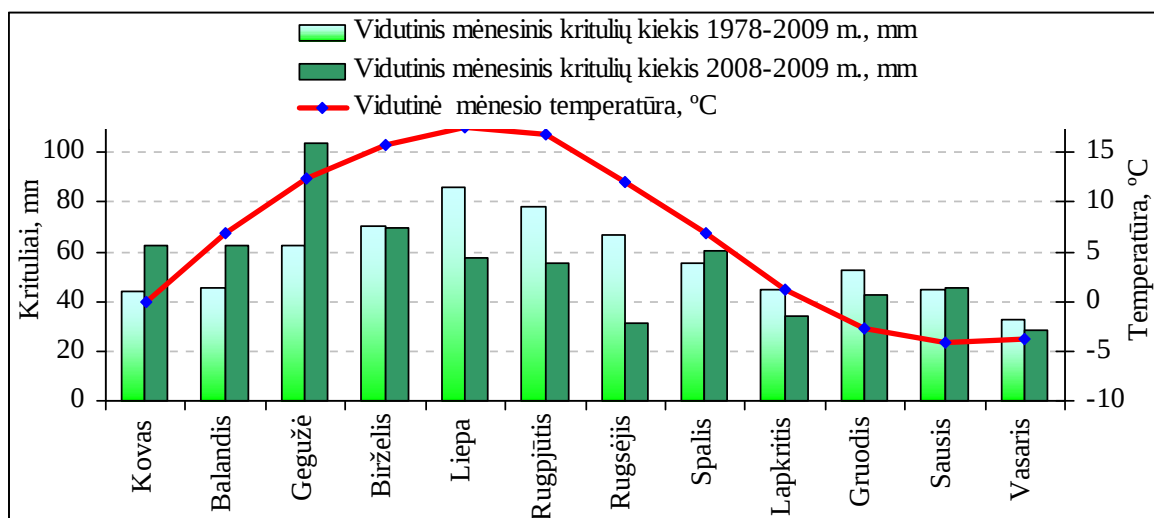
3.1 lentelė. Žemėnaudų pasiskirstymas pagal dirvožemių tipus

Būdingas dirvožemis	Žemėnaudos tipas				Žemėnaudų suma, km ²
	Ariama žemė, km ²	Pieva, km ²	Miškas, km ²	Urbanizuota teritorija, km ²	
Smėlis	112,77	5,83	162,45	44,09	325,14
Priesmėlis	2,49	0,05	27,12	4,59	34,25
Priemolis	101,58	2,91	80,08	26,87	211,45
Molis	–	–	41,82	–	41,82
Žvyras	–	–	0,48	–	0,48



3.3 pav. Nuogulų ir žemėnaudų pasiskirstymas Vilnios upės baseino teritorijoje (pagal Lietuvos kosminio... LTDBK50000-V; Baubiniienė ir kt. 2002)

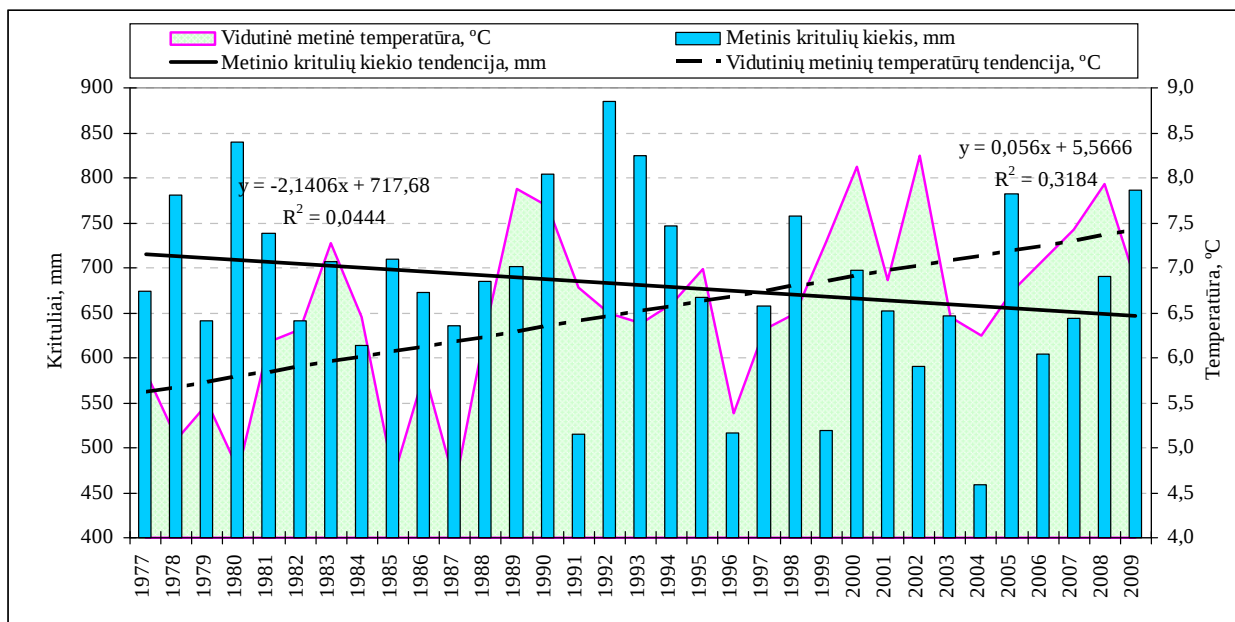
Siekdami įvertinti nuotėkio balanso sudedamąsias (kritulius bei garavimą), naudojomės 1977 – 2009 metų LHMT sukauptais Vilniaus miesto (Trakų Vokės) posto kritulių ir temperatūrų duomenimis (Vilniaus... 1977 – 2009). Atlikus šių duomenų analizę, paaiškėjo, kad daugiausia kritulių baseino teritorijoje iškrenta liepos ir rugpjūčio mėnesiais, mažiausia – vasarį (3.4 pav.). Nagrinėjamu laikotarpiu maksimalus kritulių kiekis vienos liūties metu iškrito 2005 metų rugpjūčio 9 dieną (užfiksuota 85,1 mm kritulių per parą).



3.4 pav. Vidutiniai mėnesiniai kritulių ir temperatūrų kiekiai 1977 – 2009 metų laikotarpiu

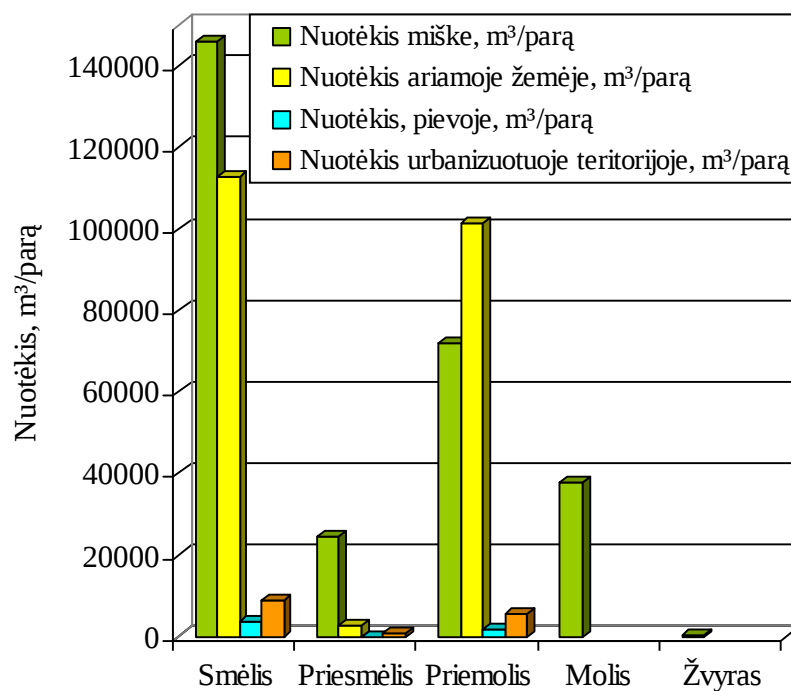
Analizuojant 1977 – 2009 metų kritulių pokyčius baseino teritorijoje (3.5 pav.) matyti, kad maksimalus metinis kritulių kiekis buvo 1992 metais (884,3 mm), minimalus 2004 metais (458,3 mm). Nors ilgamečių stebėjimų vidutinis metinis kritulių kiekis baseine sudaro 681,3 mm, tačiau vertinant metinius kritulių kiekių pasiskirstymus, akivaizdus neigiamas trendas. Kritulių kiekio mažėjimo tendencija prasideda 1991 m. (514,4 mm), kai iškritęs kritulių kiekis baseine nuo 1977 m. buvo mažiausias, taip pat mažas iškritusių kritulių kiekis stebėtas 1996 m., 1999 m. ir 2004 m. 1977 – 2009 metų stebėjimų duomenimis, vidutinė daugiametė temperatūra $T_{dg,vid}=6,5^{\circ}\text{C}$. Didžiausia temperatūra nagrinėjamu laikotarpiu buvo 2002 m. ($8,30^{\circ}\text{C}$), mažiausia 1987 m. ($4,60^{\circ}\text{C}$). Nuo 1989 m. vidutinių metinių temperatūrų (T_{vid}) tendencija turi polinkį didėti: 1989 m. $T_{vid}=6,8^{\circ}\text{C}$, 1999 m. $T_{vid}=7,3^{\circ}\text{C}$, o 2008 m. $T_{vid}=7,9^{\circ}\text{C}$, taigi vidutinių metinių temperatūrų trendas yra teigiamas (3.5 pav.)

Pasinaudojus 1993–2009 metų debitų duomenimis ties Vilnios žiotimis (Lietuvos hidrometeorologijos... 1991–2008) bei 1977 – 2009 metų Vilniaus miesto (Trakų Vokės) posto kritulių kiekių duomenimis (Vilniaus... 1977 – 2009), nustatyta koreliacija tarp debitų ir kritulių, kuri lygi 0,66, o koreliacijos koeficiento patikimumas mažesnis nei 0,05, t.y. yra lygus 0,0039. Koreliacinis ryšys tarp kritulių ir debitų yra vidutinis – nors daugiausiai upės nuotėkį nulemia krituliai, bet tai nėra vienintelis nuotėkį lemiantis veiksnys.



3.5 pav. Metiniai kritulių kiekiai ir vidutinės metinės temperatūros Vilnios upės baseine

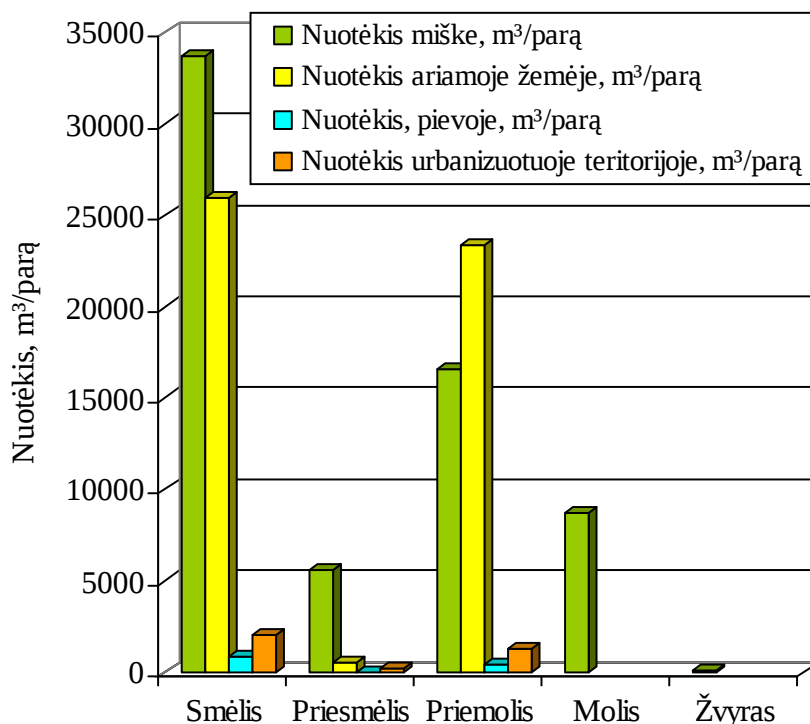
Fizinių-geografinių charakteristikų įtaka nuotėkio kaitai buvo vertinama pasinaudojus gruntų infiltracijos ir žemėnaudų pralaidumo koeficientais, skaičiuojant nuotėkio balansą (2.1) trimis atvejais: esant maksimalių kritulių kiekiui per metus, esant vidutiniams metiniams krituliams, bei vertinant vienos liūtys metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio pasiskirstymą. Paaiškėjo, kad įvertinus litologinį naudmenų bei žemėnaudų pasiskirstymą upės baseine, suminis nuotėkis esant maksimalių kritulių kiekiui ($K = 884,3 \text{ mm}$) yra lygus $516985,52 \text{ m}^3/\text{metus}$, arba $0,0005 \text{ km}^3/\text{metus}$ (3.6 pav.).



3.6 pav. Nuotėkis, vertinant maksimalių kritulių įtaką, m^3/metus

Vertinant nuotėkį esant maksimalių kritulių kiekiui, didžiausias buvo miškinguose plotuose, ypač smėlingose vietovėse, nors nemaža nuotėkio dalis tenka priemolingoms teritorijoms, jose ariamų žemių plotai didesni nei miškų.

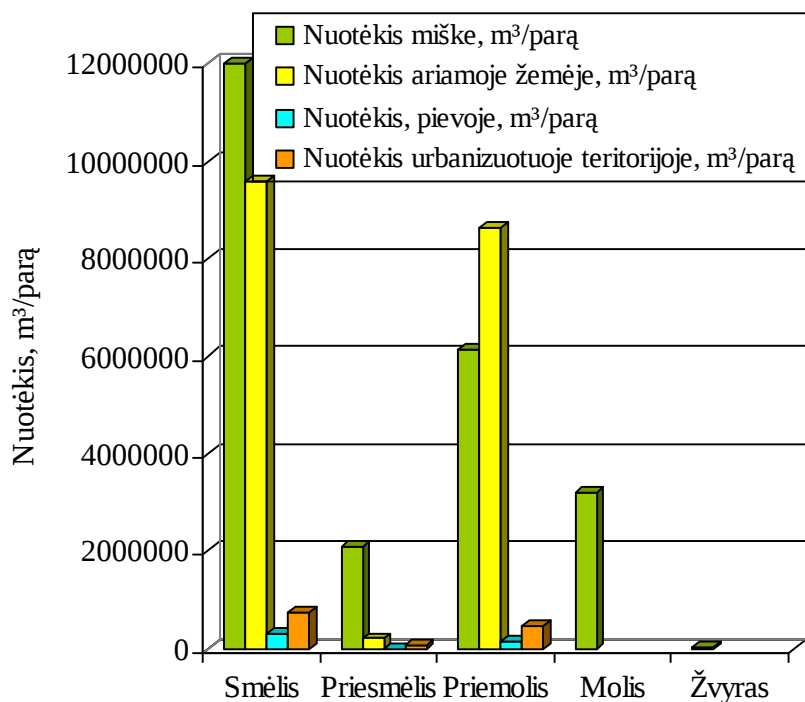
Įvertinus litologinį naudmenų bei žemėnaudų pasiskirstymą upės baseine, suminis nuotėkis esant vidutinių metinių kritulių ($K = 604,1 \text{ mm}$) kiekiui, yra lygus $119348,02 \text{ m}^3/\text{metus}$, arba $0,00012 \text{ km}^3/\text{metus}$ (3.7 pav.), didžiąją dalį viso nuotėkio esant vidutinių metinių kritulių kiekiui sudaro smėlėta miškinga teritorija, ir tik nedidelę dalį teritorijos užima pievos bei urbanizuotos teritorijos. Vidutinių metinių kritulių nuotėkis yra 4,2 karto mažesnis nei nuotėkis esant maksimalių kritulių kiekiui.



3.7 pav. Nuotėkis vertinant vidutinių metinių kritulių įtaką, m^3/metus

Įvertinus vienos liūties metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio (per 1991 – 2009 metų laikotarpį daugiausia kritulių iškrito 2005-08-09, $K = 85,1 \text{ mm}$) pasiskirstymą, pastebėta, kad nuotėkis upės baseine buvo labai aukštas ir siekė $44080004,90 \text{ m}^3/\text{parą}$, arba $0,044 \text{ km}^3/\text{parą}$ (3.8 pav.).

Lygindami skirtingose dirvožemių ir žemės panaudojimo grupėse iškrentančių kritulių įtaką nuotėkiui, pastebėjome, kad daugiausia miškų pasiskirstę smėlingose vietose ir tose vietose nuotėkis buvo didžiausias visais atvejais – tiek vertinant vienos liūties metu iškrentančių kritulių įtaką, tiek esant vidutiniams metiniams ar didžiausiems metiniams kritulių kiekiams.



3.8 pav. Vienos liūtės metu iškrintantis maksimalų kritulių kiekis, m³/parą

Įvertinus nuotėkio priklausomybę nuo skirtingų gruntų laidumo savybių, pastebėta, kad kuo laidesnis gruntas, tuo daugiau kritulių galėjo į jį susigerti (buvo didesnis filtracijos greitis). Todėl esant didžiausiam metiniam bei vidutiniam metiniam kritulių kiekiui, visas vanduo per bet kurį dirvožemio (žemėnaudos) tipą susigeria į gruntą ir paviršinio nuotėkio nesudaro (3.2 lentelė).

Priešinga situacija susidaro nagrinėjant vienos liūtės metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio nuotėkį (3.3 lentelė). Priemolingose bei molingose teritorijose vanduo per žemėnaudos tipą nebesusigeria į gruntą, kadangi vandens kiekis didesnis nei filtracijos koeficientas. Todėl likęs nesusigėręs vanduo formuoja paviršinį nuotėkį – renkasi į žemesnes reljefo vietas, taip neretai sudarydamas laikinas vandens sankaupas, arba pasiekia vandens telkinius – pvz., melioracijos griovius, tvenkinius ar upę.

3.2 lentelė. Nuotėkis esant maksimaliems ir vidutiniams metiniams krituliams

Nuogula	Žemėnaudos	Užimamas plotas, m ²	Nuotėkis susidarantis, per žemėnaudos tipą, esant maks. ir vid. kritulių kiekiams m³/parą	Infiltracijos koeficientas, m/parą (pagal 2.3 lentelę)	Paviršinis nuotėkis, m³/parą
Smėlis	Miškas	162,45	0,000898 0,000207	25,5	nesusidarys
	Ariama žemė	112,77	0,000998 0,000230	25,5	nesusidarys
	Pieva	5,83	0,000598 0,000138	25,5	nesusidarys
	Urbanizuota teritorija	44,09	0,000199 0,000046	25,5	nesusidarys

Nuogula	Žemėnaudos	Užimamas plotas, m ²	Nuotėkis susidarantis, per žemėnaudos tipą, esant maks. ir vid. kritulių kiekiams m ³ /parą	Infiltracijos koeficientas, m/parą (pagal 2.3 lentelę)	Paviršinis nuotėkis, m ³ /parą
Priesmėlis	Miškas	27,12	0,000898 0,000207	2,40	nesusidarys
	Ariama žemė	2,49	0,000998 0,000230	2,40	nesusidarys
	Pieva	0,055	0,000598 0,000138	2,40	nesusidarys
	Urbanizuota teritorija	4,59	0,000199 0,000046	2,40	nesusidarys
Priemolis	Miškas	80,08	0,000898 0,000207	0,05	nesusidarys
	Ariama žemė	101,58	0,000998 0,000230	0,05	nesusidarys
	Pieva	2,91	0,000598 0,000138	0,05	nesusidarys
	Urbanizuota teritorija	26,87	0,000199 0,000046	0,05	nesusidarys
Molis	Miškas	41,82	0,000898 0,000207	0,01	nesusidarys
Žvyras	Miškas	0,48	0,000898 0,000207	85,0	nesusidarys

3.3 lentelė. Dėl vienos liūtis metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio susidarantis nuotėkis

Nuogula	Žemėnaudos	Užimamas plotas, m ²	Nuotėkis susidarantis, per žemėnaudos tipą, m ³ /parą	Infiltracijos koeficientas, m/parą (pagal 2.3 lentelę)	Paviršinis nuotėkis, m ³ /parą
Smėlis	Miškas	162,45	0,07659	25,5	nesusidarys
	Ariama žemė	112,77	0,08510	25,5	nesusidarys
	Pieva	5,83	0,05106	25,5	nesusidarys
	Urbanizuota teritorija	44,09	0,01702	25,5	nesusidarys
Priesmėlis	Miškas	27,12	0,07659	2,40	nesusidarys
	Ariama žemė	2,49	0,08510	2,40	nesusidarys
	Pieva	0,055	0,05106	2,40	nesusidarys
	Urbanizuota teritorija	4,59	0,01702	2,40	nesusidarys
Priemolis	Miškas	80,08	0,07659	0,05	0,0266 į paviršinį
	Ariama žemė	101,58	0,08510	0,05	0,0351 į paviršinį
	Pieva	2,91	0,05106	0,05	0,0106 į paviršinį
	Urbanizuota teritorija	26,87	0,01702	0,05	nesusidarys
Molis	Miškas	41,82	0,07659	0,01	0,0666 į paviršinį
Žvyras	Miškas	0,48	0,07659	85,0	nesusidarys

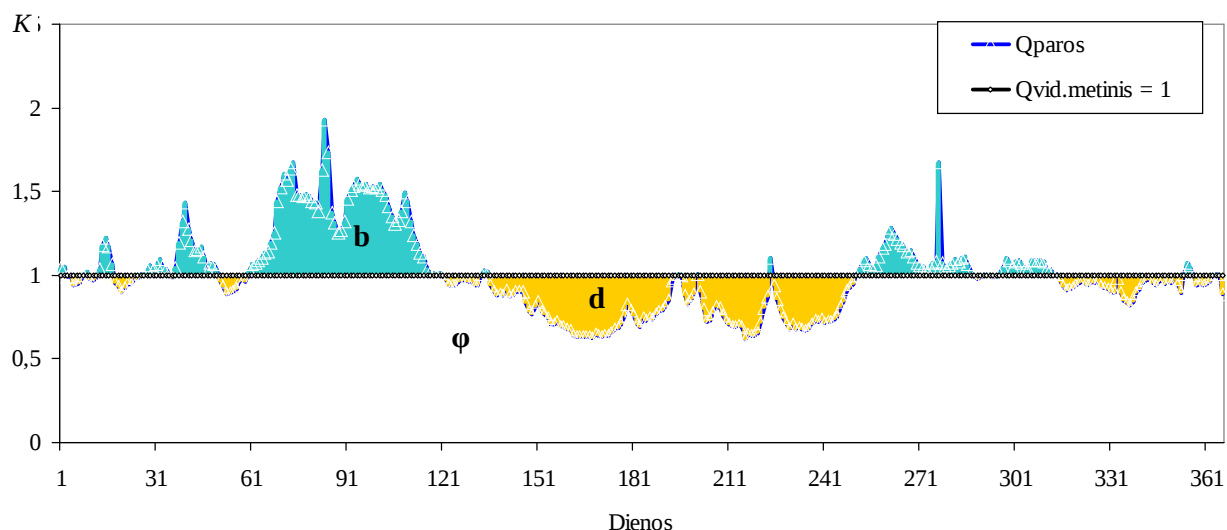
3.2. Nuotėkio kaitos priklausomybė nuo Margių tvenkinio

Vilnios upės hidrologinio režimo vertinimui darbe išskiriami duje laikotarpiai: 1993 – 2009 metų LHMT duomenų analizė, bei 2008 – 2009 metų laikotarpiu atliktų natūrinių matavimų gauti rezultatai. Darbe buvo analizuojama sezoninio nuotėkio netolygumo koeficientų

d ir ϕ kaita (pagal 2.2 formulę), lyginant vienerių metų (2008 m.) ir vidutines (1993–2008 m.) reikšmes.

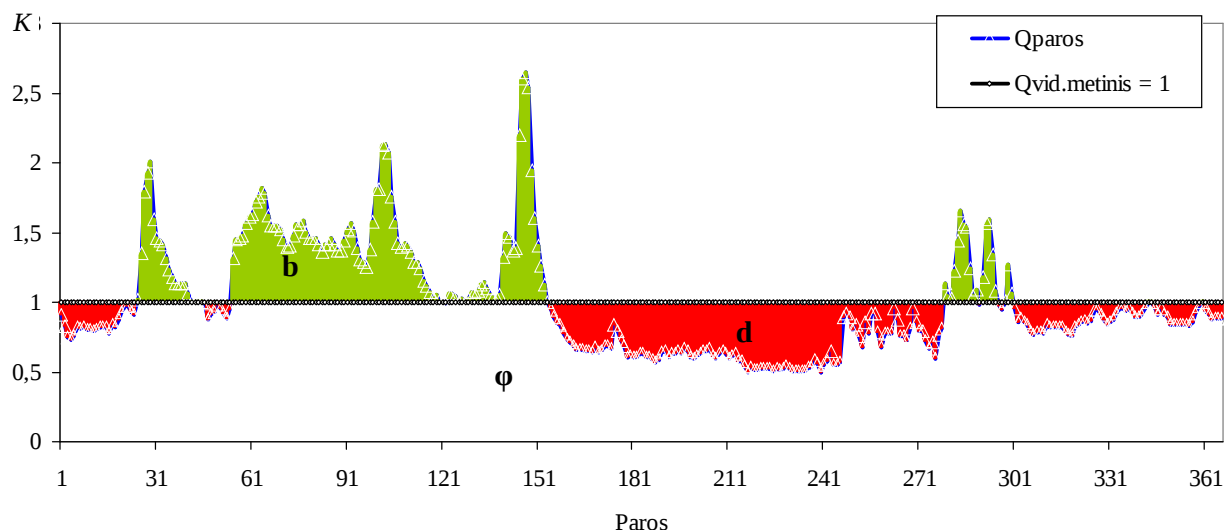
Nelyginsime nuotėkiui daromos įtakos prieš Margių tvenkinio statybą ir po jos, kadangi tai atliko Gailiusis ir kiti (2000), nagrinėdami patvenktas Lietuvos upes. Tyrimams jie panaudojo 1952–1992 m. Vilnios upės (Santakų) debitų vertes, atlikę sezoninio nuotėkio netolygumo koeficientų d skaičiavimus prieš tvenkinio statybą ir po jos pastebėjo, kad Vilnios upės žemiau Margių tvenkinio pavasario sezono nuotėkio pokytis buvo pats didžiausias iš visų nagrinėtų upių (14,6 %). Taip pat Vilniai būdinga didžiausia vasaros-rudens sezono nuotėkio dalis (44,2 %). Gailiusis ir kt. (2000) darbe nustatė, jog tvenkinio poveikis vasaros-rudens sezono nuotėkiui yra pats silpniausias lyginant su kitais sezonais ir po upės užtvenkimo (1972 m.) nuotėkis padidėjo 11,7 %. Žiemos sezono nuotėkis po upės patvenkimo padidėjo 2,9 %. Mes palyginę vienerių metų (2008 m.) kiekvienos dienos nuotėkį su vidutiniu daugiamečiu sezoniniu nuotėkiu (1993–2008 m.) matome, kad visą pavasario sezoną (kovo-balandžio mėnesiais) nuotėkis b būna virš vidutinio daugiamečio debito ($Q_{vid} = 5,23 \text{ m}^3/\text{s}$).

Bendrai lyginant sezoninio nuotėkio svyravimus (1993–2008 m.) matyti, kad pavasarį nuotėkis būna didžiausias (3.9 pav.). 2008 metų nuotėkio reikšmės b pavasario sezono metu buvo iki 1,929 karto didesnės už vidutinį daugiametį debitą (3.10 pav), o 1993–2008 metų laikotarpiu didesnės 0,915 karto. Per visą laikotarpį vidutiniškai mažiausi debitai būna sausuoju periodu – gegužės-rugsėjo mėnesiais. Mažiausias nuotėkis, dar vadinamas didžiausiu nuotėkio netolygumu d išryškėja rugpjūtį, kai debitai upėje būna patys žemiausi.



3.9 pav. 1993–2008 metų nuotėkio netolygumo koeficientų d ir ϕ pasiskirstymas: K – paros debito santykis su vidutiniu metų debitu; d – nuotėkio netolygumo koeficientas; ϕ – nuotėkio natūralaus sureguliuavimo koeficientas; b – nuotėkis virš vidutinio debito

Nagrinėjant vienerių metų (2008 m.) sezoninius nuotėkio svyravimus (3.10 pav.), didžiausias nuotėkis stebėtas vasaros sezono metu gegužės pabaigoje $13,73 \text{ m}^3/\text{s}$, t.y. nuotėkis b buvo 2,65 karto didesnis už Q_{vid} . Mažiausias nuotėkis stebėtas sausio periodo laikotarpiu rugpjūčio 27 dieną kai debitas siekė $2,32 \text{ m}^3/\text{s}$. Didžiausias nuotėkio netolygumas d buvo 0,495 karto mažesnis nei Q_{vid} . Per 2008 m. nuotėkio netolygumas stebimas ne tik rugpjūtį, bet ir rugsėjo pradžioje, lapkričio, gruodžio bei sausio mėnesiais – netolygumo reikšmės buvo 0,495 – 0,996 karto mažesnės nei vidutinis debitas, nuotėkis b virš Q_{vid} taip pat fiksuojamas dar sausio-vasario sandūroje (2,005) bei spalio mėnesį (1,66).



3.10 pav. 2008 metų nuotėkio netolygumo koeficientų d ir φ pasiskirstymas: K – paros debito santykis su vidutiniu metų debitu; d – nuotėkio netolygumo koeficientas; φ – nuotėkio natūralaus sureguliuavimo koeficientas; b – nuotėkis virš vidutinio debito

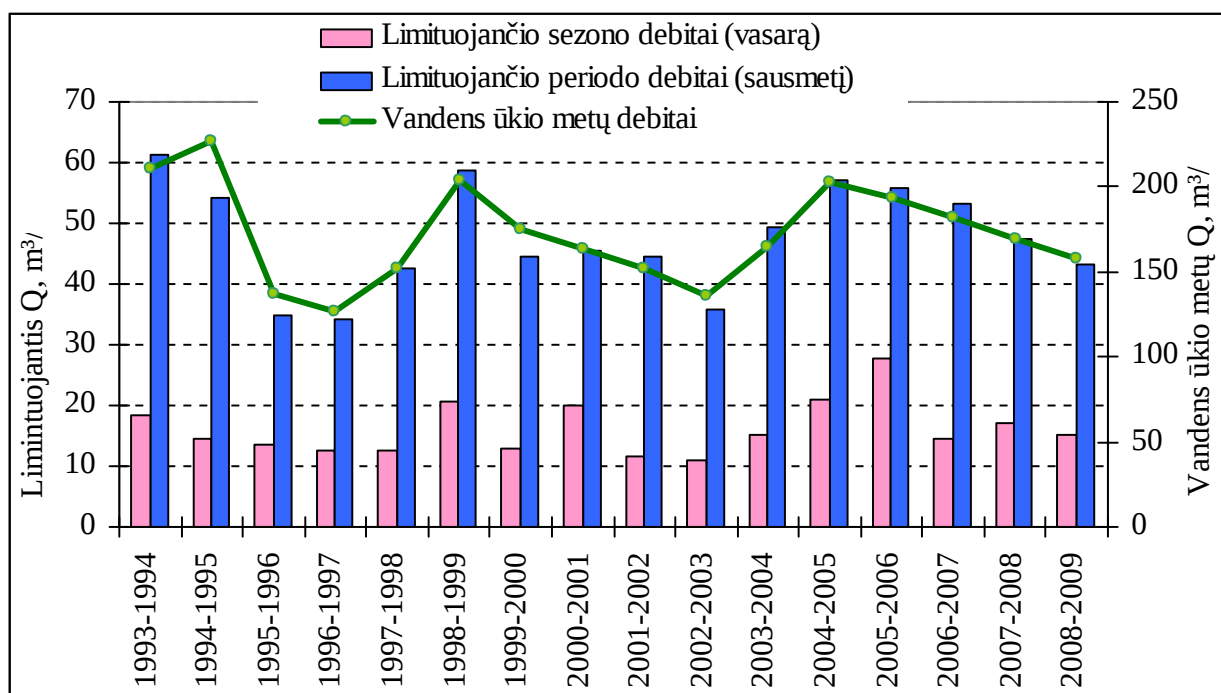
Lygindami 3.9 ir 3.10 paveikslų kreives, matome, kad sezoninio nuotėkio netolygumo koeficiento d pasiskirstymas apibūdina nuotėkio metinį pasiskirstymą tarp vandeningųjų ir sausųjų sezonų, bei kiekybiškai įvertina nuotėkio deficitą iki vidutinio metinio debito dydžio.

Pagal (2.4) formulę paskaičiuotos sezoninio nuotėkio netolygumo koeficientų d reikšmės, nagrinėjant vienerius metus (2008 m.) krenta iki 0,495 karto, o ilgalaikių stebėjimų duomenimis iki 0,383 karto (skiriasi per 0,11). Tuo tarpu pagal (2.5) formulę vertinant nuotėkio netolygumo koeficiento pasiskirstymą kai atsižvelgiama į tai, jog geomorfologinė upės baseino sandara, dirvožemio sudėtis bei ežeringumas turi didelę įtaką hidrologiniam upės režimui, o Vilnios upės baseino teritorijoje ežerai sudaro 1,4 % ir vyrauja smėliniai gruntai (51,74 % viso baseino ploto), nuotėkio netolygumo koeficientas lygus 0,416. (2.4) ir (2.5) formulėmis gauti nuotėkio netolygumo koeficientų skirtumai nėra dideli: 2008 metų skirtumas 0,079, o 1993 – 2008 metų – 0,031. Vertinant vienerių metų sezoninį nuotėkio pasiskirstymą, skirtumas

didesnis, kadangi upės nuotėkio netolygus pasiskirstymas priklauso ir nuo klimato veiksnių santykio atskirais sezonais. Gautam nuotėkio netolygumo koeficientų skirtumui įtakos galėjo turėti neįprastas kritulių kiekis – būtent 2008 metais vidutiniai mėnesiniai kritulių kiekiai stipriai skyrėsi nuo daugiamečių, o kovo-gegužės mėnesiais iškrito palyginti dideli kritulių kiekiai (3.4 pav.).

Kai Gailiušis ir kiti (2000) tyrė tvenkinių poveikį Lietuvos upių nuotėkio režimui, atkreipė dėmesį, jog sezoninio nuotėkio netolygumo koeficientas d Vilnios upės santakose 1952 – 1992 metais, prieš tvenkinio įrengimą ir jo eksploatacijos metu padidėjo nuo 0,16 iki 0,21, sezoninio nuotėkio netolygumo koeficientui d Vilnios upėje būdinga nedidelė variacija C_v (C_v – rodiklio d variacijos koeficientas), kuri iki patvenkimo buvo lygi 0,14, o po patvenkimo – 0,19. Įprastai paros nuotėkio metinės variacijos daugiamečiai duomenys patvirtina nuotėkio kaitos mažėjimo tendenciją, tačiau Vilniai būdingos išskirtinai mažos C_{vm} reikšmės (0,52) (C_{vm} – tai paros nuotėkio metinės variacijos koeficientas), todėl koeficientas C_{vm} po patvenkimo padidėjo 0,13. Upės nuotėkio variacijos padidėjimas po suregulavimo galimas dėl didelio požeminio nuotėkio, kuris būdingas Pietryčių Lietuvai.

Iš LHMT pateiktų 1993 – 2009 metų duomenų analizuojant Vilnios upės nuotėkio sezoninį pasiskirstymą (3.11 pav.) matome, kad 2008 – 2009 vandens ūkio metų laikotarpiu buvo patys didžiausi debitai ($Q_{sum} = 278,9 \text{ m}^3/\text{s}$), taip pat šiais vandens ūkio metais buvo didžiausias limituojantis sausmečio periodas ($Q_{sausm} = 97,6 \text{ m}^3/\text{s}$), bei didžiausias limituojančio vasaros sezono debitas $Q_{vasaros} = 38,5 \text{ m}^3/\text{s}$.



3.11 pav. Vilnios upės ties Vilniumi VMS charakteringi debitai

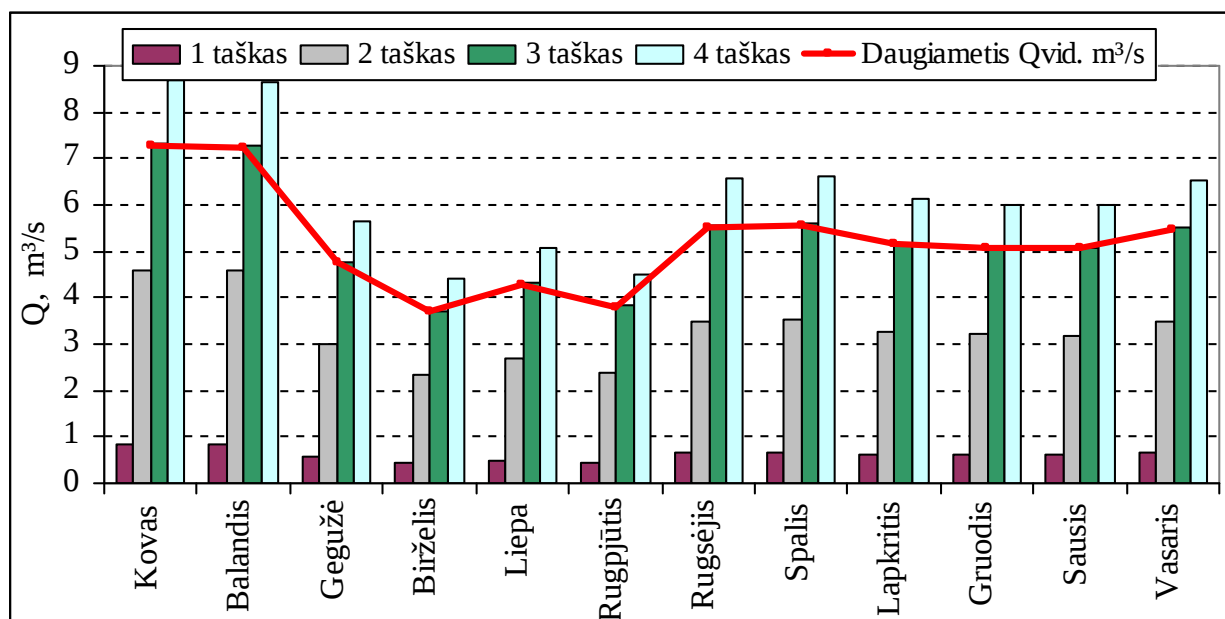
Vertinant nuotėkio sezoninį pasiskirstymą tiriamauoju 2008 – 2009 m. laikotarpiu, kartą per mėnesį buvo atliekami hidrologiniai matavimai, t.y. nustatomas vandens lygis pasirinktuose keturiuose matavimo taškuose. Pagal turimus LHMT VMS duomenis sudarytos debitų kreivės 1993 – 2008 metams ir naudojant šias kreives keturiuose matavimo taškuose nustatyti vidutiniai mėnesiniai debitai stebimam 2008 – 2009 metų laikotarpiui (3.4 lentelė).

3.4 lentelė. Mėnesiniai debitai ir jų koeficientai pagal vidutines metų vertes matavimo taškuose, m³/s

Mata- vimo taškas	2008 m	2009 m.											Q _{vid}	Koefi- cientas
	Gruodis	Sausis	Vasaris	Kovas	Balandis	Gegužė	Birželis	Liepa	Rugpjūtis	Rugsėjis	Spalis	Lapkritis		
I	0,49	0,37	0,66	0,66	0,86	1,08	0,66	0,50	1,08	0,40	0,37	0,46	0,617	8,481
II	3,51	3,82	4,51	3,51	3,82	4,02	4,37	2,98	2,82	2,71	2,08	1,71	3,308	1,581
III	5,78	5,54	5,70	4,92	5,62	5,86	6,11	5,23	5,46	4,49	4,36	3,71	5,259	0,994
IV	6,25	5,66	5,91	5,11	5,99	6,60	6,60	6,87	6,87	6,69	5,19	5,19	6,224	0,840
Q _{ds} *	7,29	7,25	4,75	3,69	4,28	3,79	5,54	5,55	5,15	5,06	5,05	5,49	5,24	

* - LHMT VMS daugiamečiai vidutiniai mėnesiniai debitai, m³/s

Tyrimų metu gavus vidutinius mėnesinius metų stebėjimo debitus, bei turint vidutinį daugiametį debitą (pagal LHMT $Q_{vid,dg} = 5,24$ m³/s), darbe buvo nustatyti atitinkami koeficientai (3.4 lentelė). Pasinaudojus šiais koeficientais, vidutiniai mėnesiniai debitai perskaiciuoti keturių matavimo taškų vietose 1993 – 2009 metų laikotarpiui (3.12 pav.).



3.12 pav. Nuotėkio pasiskirstymas Vilnios upėje pasirinktuose matavimo taškuose 1993 – 2009 m. laikotarpiu

Atliekant natūrinius matavimus 2008 – 2009 metų laikotarpiu nustatyti debitai 3-čio taško ribose beveik sutampa su daugiamečiais vidutiniais mėnesiniais debita, o 4-to taško ribose debitai vidutiniškai 0,84 didesni. Atsiradusį skirtumą paaiškina tai, jog šie metai buvo didžiausi vandens ūkio metai per 1993 – 2009 laikotarpį.

Vertinant sezoninio nuotėkio pasiskirstymą, matyti, jog staigiausiu nuotėkio šuoliai buvo tarp 1 ir 2 taškų, būtent šiame ruože į Vilnios upę įteka Bražylė bei Kena, o pastaroji yra didžiausias Vilnios intakas. Taip pat tarp šių taškų yra Margių tvenkinys. Vidutiniškai sezoninis nuotėkis nuo 1 iki 2 taško padidėja $2,70 \text{ m}^3/\text{s}$ (5,34 karto), maksimalus nuotėkio skirtumas tarp pirmųjų matavimo taškų buvo kovo-balandžio mėnesiais. 2-ojo matavimo taško debitai kovo-balandžio mėnesiais buvo 5,36 – 5,39 karto didesni nei 1-ojo taško. Mažiausi debitai buvo nustatyti – birželį ($1,90 \text{ m}^3/\text{s}$). Matavimo taškus skiria 11,3 km atstumas, aukščio altitudė nuo 1 iki 2 taško nukrenta 10 metrų. Staigiai padidėjusiam sezoniniam nuotėkio skirtumui pavasarį tarp 1 ir 2 taškų įtakos turi Margių tvenkinys per kurį teka Vilnios upė, tvenkinys atlieka vandens akumuliacijos funkciją – sniego tirpsmo vanduo sukaupiamas tvenkinyje ir vėliau mažomis dozėmis atiduodamas Vilnios upei sausio sezono metu.

Nemaži sezoninio nuotėkio pakitimai tarp 2 ir 3 taškų, augimas tarp jų svyruoja nuo 1,38 iki $2,72 \text{ m}^3/\text{s}$, o vidutiniškai padidėja 1,96. Atstumas tarp taškų 32,6 km, aukščio altitudė nukrenta per 15,8 metrų. Nagrinėjamame ruože įteka vienas intakas – Taurija.

Mažiausiai sezoninio nuotėkio debitas kinta tarp 3 ir 4 taškų ($0,85 \text{ m}^3/\text{s}$), šiame ruože įteka Kyvė, atstumas tarp taškų - 20,7 km, o upės vaga gilyn įsirižia net 50,4 metrų.

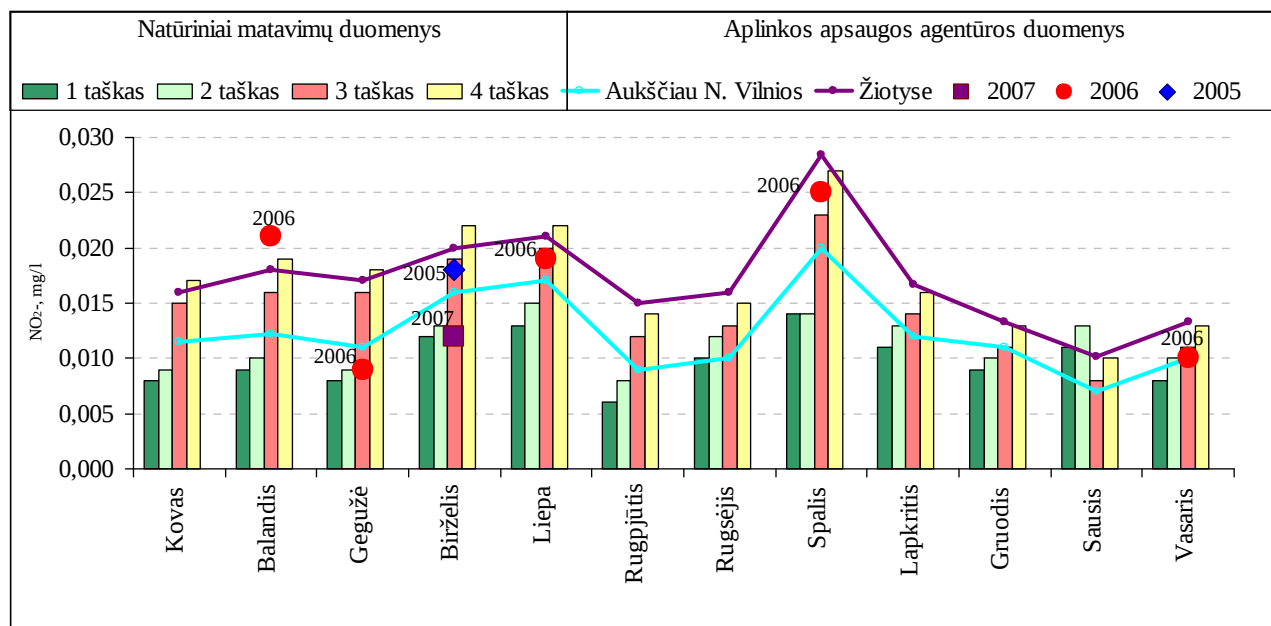
Visuose keturiuose taškuose akivaizdus sezoninio nuotėkio sumažėjimas gegužės bei rugpjūčio mėnesiais, t.y. limituojančių sezonų pabaigoje. Staigiausiu nuotėkio pokyčiai tarp balandžio ir gegužės mėnesių, tuomet debitų vertės visuose taškuose sumažėja per 0,29; 1,58; 2,51; $2,97 \text{ m}^3/\text{s}$. Prasidedant rudens-žiemos sezonui tarp rugpjūčio-rugsėjo mėnesių, visuose matavimo taškuose debitai padidėja atitinkamai: 0,21, 1,10, 1,75 ir $2,07 \text{ m}^3/\text{s}$.

3.3. Vandens kokybės tyrimų rezultatai

Vertinant vandens kokybę keturiuose matavimo taškuose (2.8 pav.), pasinaudojus vizualiniu-kalorimetriniu metodu, pastebėta, kad didesnės nitratų koncentracijos buvo kovo, spalio ir lapkričio mėnesiais, nitritų ir fosfatų – spalį. Tyrimų metu gautos biogeninių medžiagų koncentracijos lyginamos su Aplinkos ministerijos pateiktais stebėjimų duomenimis: 1992 – 2004 metų aukščiau Naujosios Vilnios ir žiotyse, 2005 metų ties keliu Nr. 103, t.y. šalia pasirinkto 2-ojo mėginių ėmimo taško, 2006 metų žemiau Naujosios Vilnios ir 2007 metų ties Užtilčiais, t.y. šalia pasirinkto 1-ojo mėginių ėmimo taško (Lietuvos upių... 1992 – 2008).

Nagrinėjant biogeninių medžiagų koncentracijų pokyčius pastebėta, kad didžiausi jų kiekiai buvo nustatyti paskutiniame taške (4 mėginių ėmimo taškas), todėl, jei kitaip nenurodyta, darbe bus pateikiami ir lyginami tik 4-ojo mėginių ėmimo taško koncentracijų kiekiai.

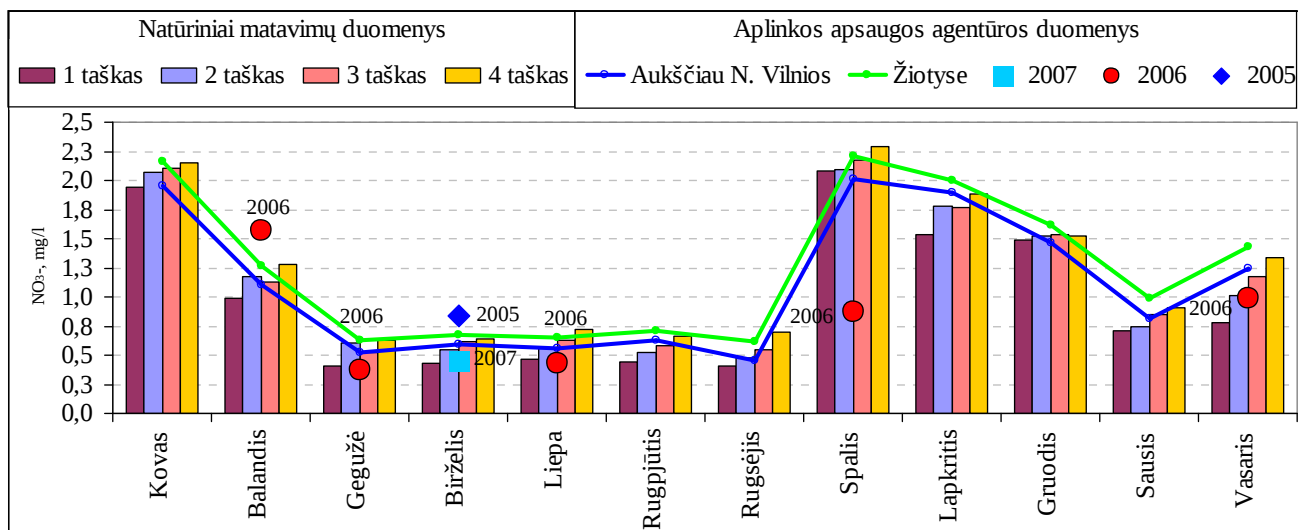
Tyrimo metu nustatytų nitritų koncentracijų kaitoje sezoniškumą išvėlgi sunku, kadangi jų koncentracijos buvo labai mažos. Mažiausios koncentracijos nustatytos rugpjūčio mėnesį 1 taške ir 2 taškuose (0,006 ir 0,008 mg/l), o 3 ir 4 taškuose sausio mėnesį (0,008 ir 0,010 mg/l). Visuose taškuose didžiausios koncentracijos buvo spalį (iki 0,022 mg/l) (3.13 pav.).



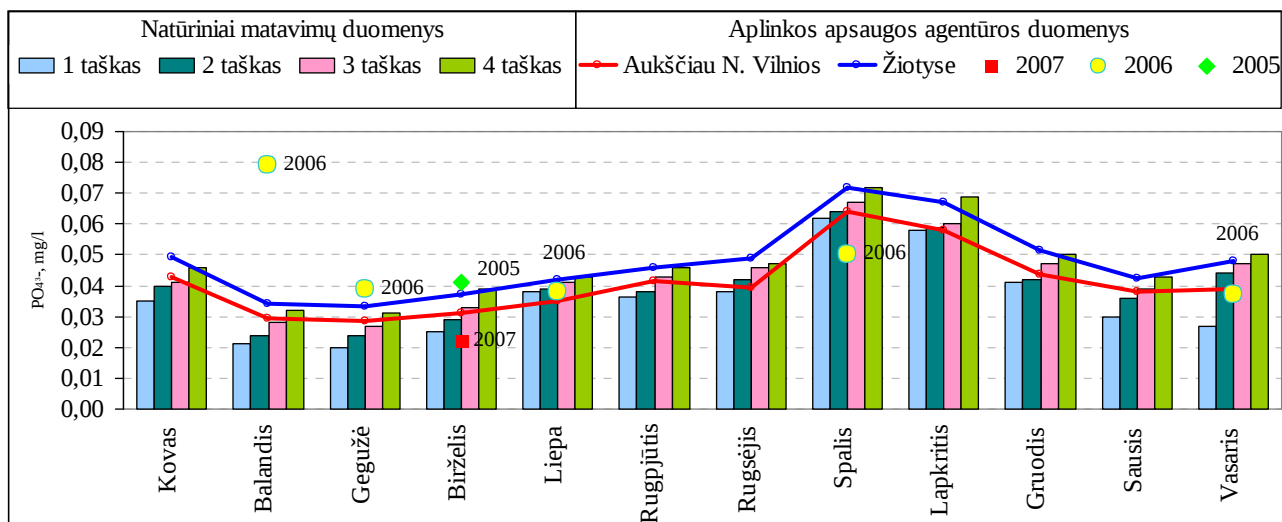
3.13 pav. Nitritų kiekis Vilnios upėje 2008 – 2009 metais lyginant su vidutinėmis 1993 – 2007 metų Aplinkos ministerijos pateiktomis reikšmėmis

Nitratų koncentracijų kaita stipriai susijusi su sezoniškumu – didžiausios koncentracijos buvo kovo (2,155 mg/l) ir spalio mėnesiais (2,286 mg/l). Nitratų didėjimą įtakojo sniego polaidžio metu nutekantis paviršinis vanduo. Tirpstant sniegui vanduo nuo žemės paviršiaus, ypač ariamų žemių plotų, nuplovė tam tikrą azoto priemaišų kiekį ir kartu su jomis pateko į upę. Nuo kovo iki gegužės nitratų koncentracijos sumažėja 26,0 %, kadangi šylant orui upės vagoje daugėja augalijos. Biogeninės medžiagos augalų vegetacijos sezono metu išskaidomos vykstant fotosintezės procesams.

Rudenio sezonu fotosintezės procesai silpnėja ir prasideda organinių medžiagų mineralizacija, todėl rugsėji–spalį nitratų koncentracijos vidutiniškai padidėja 41,7 % (3.14 pav.). Prasidėjus rudens sezonui, esant aktyviausiems žemės ūkio darbams (spalio-lapkričio mėnesiais), upėje užfiksuoti didesni fosfatų kiekiai (iki 0,072 mg/l), 3.15 pav.



3.14 pav. Nitratų kiekis Vilnios upėje 2008 – 2009 metais lyginant su vidutinėmis 1993 – 2007 metų Aplinkos ministerijos pateiktomis reikšmėmis



3.15 pav. Fosfatų kiekis Vilnios upėje 2008 – 2009 metais lyginant su vidutinėmis 1993 – 2007 metų Aplinkos ministerijos pateiktomis reikšmėmis

Ariamų žemių plotai Vilnios upės baseine užima tik 35,4 %, todėl biogeninių medžiagų koncentracijos 2005-2008 metais buvo palyginti žemos. Labai gera upės ekologinė būklė, pasinaudojus paviršinių vandens telkinių būklės vertinimo kriterijais (Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010...) yra tuomet, kai NO₃-N neviršija 1,30 mg/l, ir PO₄-P neviršija 0,050 mg/l (žr. 1.2 lentelę). Vizualiniu-kolorimetriniu metodu nustatius biogeninių medžiagų koncentracijas ir jas perskaičiavus naudojantis koncentracijų perskaičiavimo metodika (2.6 lentelė), gavome, jog maksimalios koncentracijos, buvo ketvirtajame matavimo taške: NO₃-N = 0,517 mg/l ir PO₄-P = 0,024 mg/l, o vidutinės metinės koncentracijos: NO₃-N = 0,277 mg/l bei PO₄-P = 0,002 mg/l. Vertinant tiek maksimalias, tiek vidutines metines biogeninių medžiagų (NO₃-N bei PO₄-P) koncentracijas 2008 – 2009 metų tyrimų duomenis, matome, jog Vilnios

upės ekologinė būklė pagal fizikinių-cheminių kokybės elementų rodiklius priskiriama gerai ekologinės būklės klasei.

Taip pat buvo nustatytas ryšys tarp nuotėkio (foninės upės taršos) bei vandens kokybės (atskirai nitritų, nitratų ir fosfatų kiekių) ir gauta, kad tarp šių verčių yra labai stiprus tarpusavio ryšys: koreliacijos patenka į $r = 0,9 \div 1,0$ intervalą ir daugiau artimos $r = 1,0$: nitritų $r = 0,983$, nitratų $r = 0,976$ ir fosfatų $r = 0,973$, o koreliacijos koeficientų patikimumai yra daug mažesni nei 0,005 (nitritų $p = 8,44 \cdot 10^{-8}$, nitratų $p = 7,19 \cdot 10^{-7}$, fosfatų $p = 1,42 \cdot 10^{-6}$). Vadinasi, gauti koreliaciniai ryšiai tarp nuotėkio ir vandens kokybės yra glaudžiai susiję.

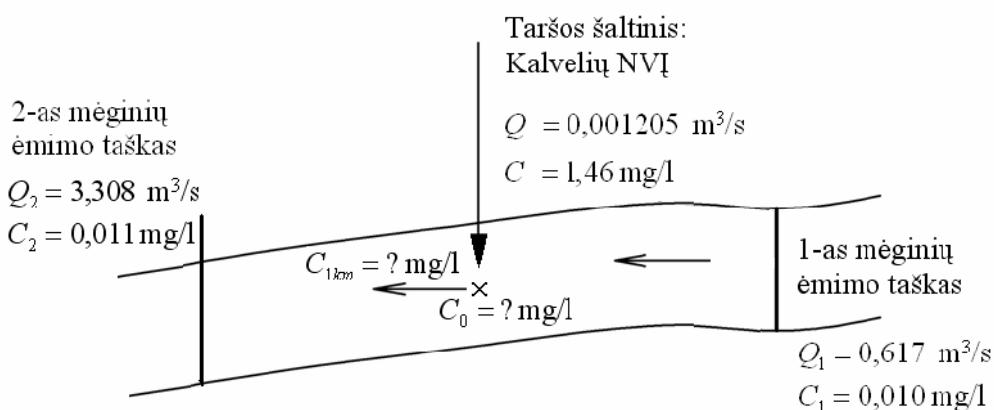
3.4. Savaiminių apsivalymo procesų vertinimas

Norint įvertinti savaiminio apsivalymo procesus Vilnios upėje, buvo naudojami natūrinių matavimų metu nustatyti vidutiniai metiniai debitai keturiuose matavimo taškuose (3.5 lentelė), informacija apie 2008 m. stacionarios taršos šaltinius (Lietuvos upių... 1992 – 2008), bei principinė analizės schema (3.16 pav.).

3.5 lentelė. Savaiminio apsivalymo skaičiavimams naudojami tyrimų duomenys

Teršalai,	Debitai matavimo taškuose, m ³ /s			
	1-mas	2-tras	3-čias	4-tas
Nitritai, mg/l	0,010	0,011	0,015	0,017
Nitratai, mg/l	0,974	1,091	1,137	1,227
Fosfatai, mg/l	0,036	0,040	0,043	0,047
Q_{vid} , m ³ /s	0,617	3,308	5,229	6,224

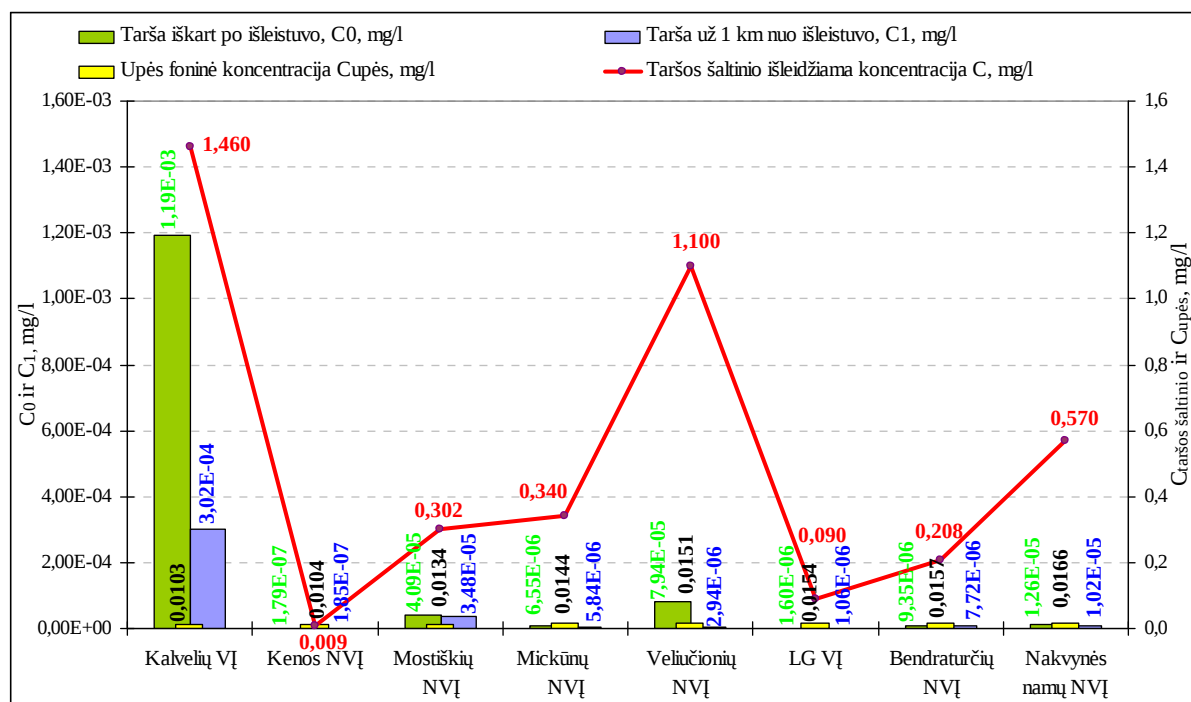
* - Matavimo taškuose nustatyti vidutiniai mėnesiniai debitai paimti iš 3.4 lentelės



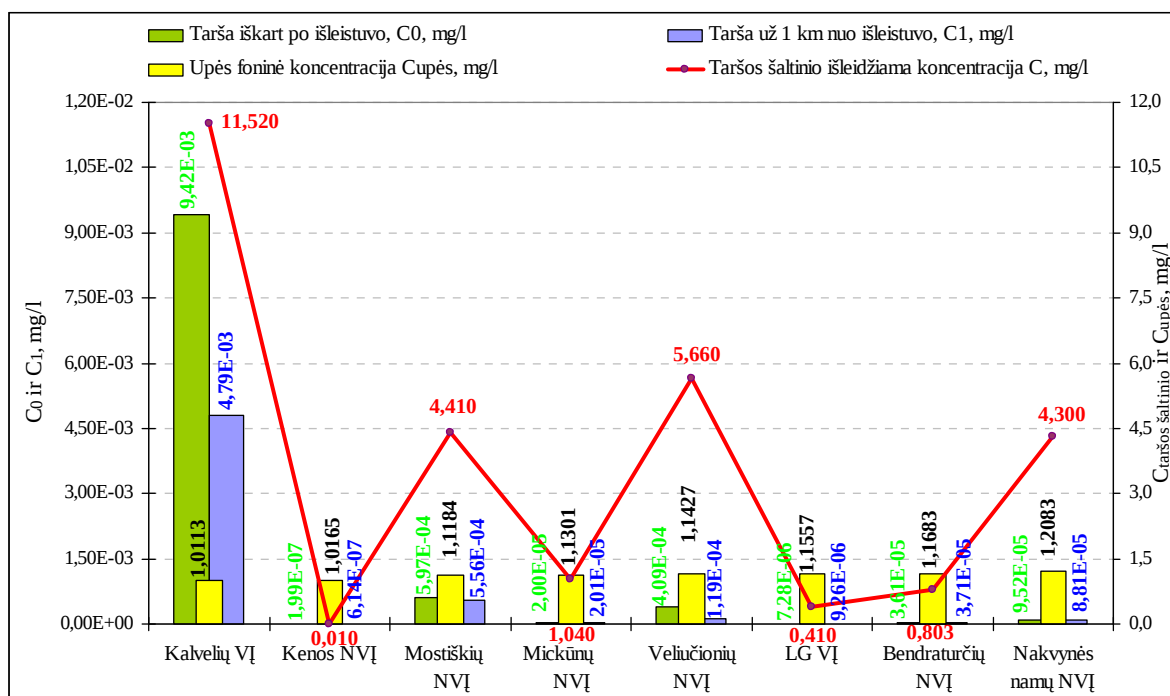
3.16 pav. Upės užterštumo vertinimo schema tarp mėginių ėmimo taškų

Skaičiavimai buvo atliekami pagal 2.6 – 2.8 formules, o rezultatai pateikiami grafine išraiška (3.17 – 3.19 pav.). Taškinių taršos šaltinių apkrovos buvo skaičiuojamos kiekvienam

objektui ir kiekvienam teršalui atskirai, neatsižvelgiant į suminių jų poveikį, kadangi tarša buvo vertinama iškart po koncentracijų susimaišymo ir už 1 km nuo išleistuvų, o šaltiniai išsidėstę daugiau nei 1 km atstumu vienas nuo kito. Iš 8 taršos šaltinių tik Kenos NVĮ išleidžiama nitritų koncentracija buvo 0,002 mg/l mažesnė nei upės foninė koncentracija prieš išleistuvą (3.17 pav.). Nitritų koncentracijos 2008 metais kito nuo 0,0103 mg/l iki 0,0166 mg/l, po susimaišymo koncentracijos už 1 km vidutiniškai sumažėjo 27,10 %.

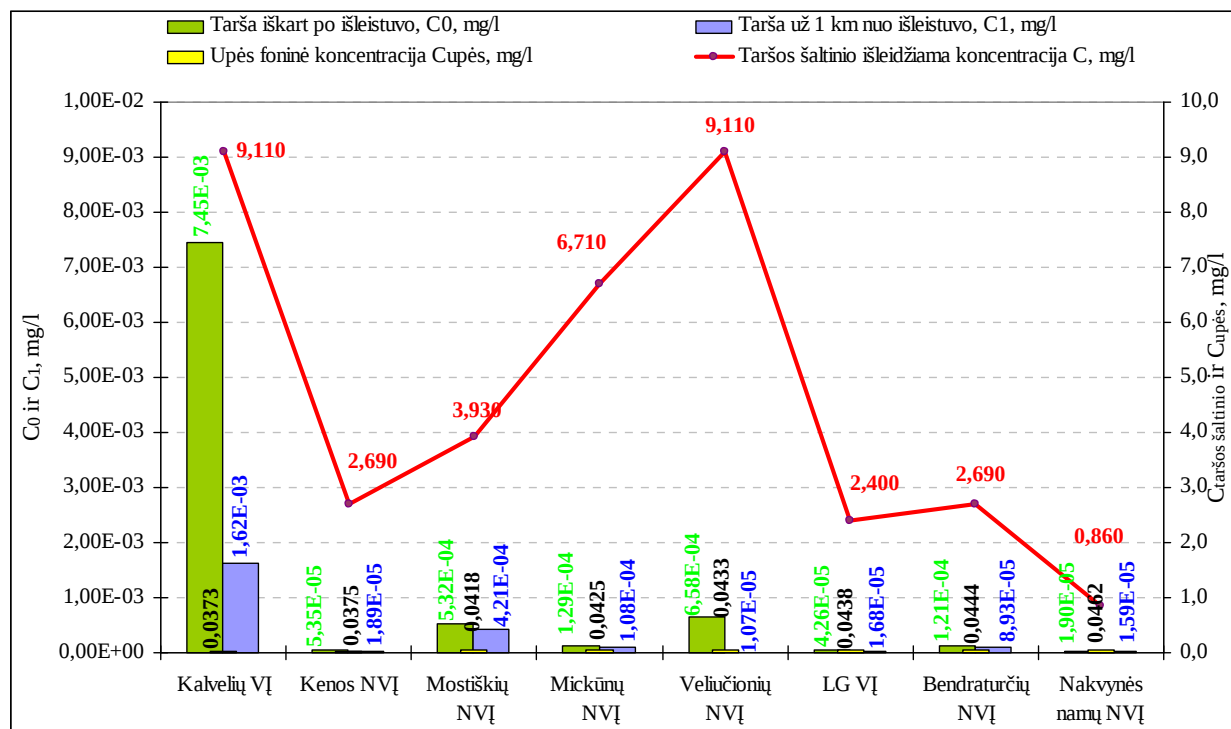


3.17 pav. Nitritų koncentracijų palyginimas taškiniuose taršos šaltiniuose



3.18 pav. Nitratų koncentracijų palyginimas taškiniuose taršos šaltiniuose

Kenos NVĮ išleidžiama nitratų koncentracija buvo 1,0385 mg/l mažesnė nei upės koncentracija prieš išleistuvą (3.18 pav.). Vilnioje prieš taškinius taršos šaltinius nitratų koncentracijos kito nuo 1,0113 mg/l iki 1,2083 mg/l, po susimaišymo koncentracijos už 1 km, vidutiniškai sumažėjo 53,13 %. Fosfatų koncentracijos kito nuo 0,0373 mg/l iki 0,0462 mg/l, po susimaišymo už 1 km nuo išleistuvų, koncentracijos vidutiniškai sumažėjo 25,51 % (3.19 pav.).



3.19 pav. Fosfatų koncentracijų palyginimas taškiniuose taršos šaltiniuose

Pastebėta, kad nagrinėjamu laikotarpiu bent kiek žymesnę įtaką Vilnios upės vandens kokybei, iš mūsų tirtų taršos šaltinių, turi tik Kalvelių nuotekų valymo įrenginių išleistuvai, o jų išleidžiami teršalų kiekiai visais atvejais buvo didžiausi. Šie valymo įrenginiai, esantys 3,6 km nuo 1-ojo mėginių ėmimo taško, yra pirmasis taršos šaltinis upę nagrinėjant nuo santakų pradžios.

Nagrinėjant savaiminio apsivalymo procesus pastebėta, kad nors taškinių taršos šaltinių koncentracijos buvo kur kas didesnės nei upės foninė koncentracija, tačiau jau iškart po teršalų masės susimaišymo su upės vandeniu, biogeninių medžiagų koncentracija atsiskiedžia tiek, jog tampa mažesnė net už foninę Vilnios upės koncentraciją. Už 1 km nuo taršos šaltinio biogeninių medžiagų koncentracija praktiškai nebesiskiria nuo foninės upės koncentracijos. Tai paaiškina, kodėl imant mėginius tyrimo taškuose neužfiksuota didesnė tarša. Į upę patenkantys teršalų kiekiai nėra dideli, o pati upė, vykdydama savaiminio apsivalymo procesus sugeba išsivalyti. Be to, tekančio vandens apsivalymui įtakos turi pačios upės sraunumas ir vingiuotumas.

4. IŠVADOS

1. Išnagrinėjus fizines-geografines Vilnios upės baseino charakteristikas paaiškėjo, kad miškai sudaro 50,13 % viso baseino ploto, teritoriniu požiūriu labiausiai paplitę dviejų tipų gruntai – smėliai ir priemoliai, smėlis sudaro 51,74 % viso baseino ploto, iš jo 49,96 % atitenka miškams, 34,68 % dirbamai žemei, 13,56 % užima urbanizuota teritorija, 34,54 % viso baseino užima priemoliai, iš jų 48,04 % panaudojami kaip dirbamos žemės plotai, 37,87 % atitenka miškams.

2. Daugiausia miškų pasiskirstę smėlingose vietose ir tose vietose nuotėkis buvo didžiausias visais atvejais – tiek vertinant vienos liūties metu iškrentančių kritulių įtaką ($N = 0,044 \text{ km}^3/\text{parą}$), tiek esant vidutiniams metiniams ($N = 0,00012 \text{ km}^3/\text{metus}$) ar didžiausiems metiniams kritulių kiekiams ($N = 0,0005 \text{ km}^3/\text{metus}$).

3. Įvertinus nuotėkio priklausomybę nuo skirtingų gruntų laidumo savybių, pastebėta, kad kuo laidesnis gruntas, tuo daugiau kritulių galėjo į jį susigerti (buvo didesnis filtracijos greitis). Esant didžiausiam metiniam bei vidutiniam metiniam kritulių kiekiui, visas vanduo gali susigerti į gruntą (nepaisant dirvožemio tipo), tačiau nagrinėjant vienos liūties metu iškrentančio didžiausio kritulių kiekio nuotėkį, priemolingose bei molingose teritorijose vanduo nebesusigeria ir formuoja paviršinį nuotėkį.

4. Lyginant sezoninio nuotėkio kaitą tarp vienerių metų (2008 m.) koeficientų ir vidutinių metinių (1993–2008 m.) koeficientų reikšmių, pastebėta, kad didžiausias nuotėkio netolygumas d , buvo 0,495 karto mažesnis nei vidutinis daugiametis. Per 2008 m. nuotėkio netolygumas stebimas rugpjūtį, rugsėjo pradžioje, lapkričio, gruodžio bei sausio mėnesiais, o netolygumo reikšmės 0,495 – 0,996 karto mažesnės už vidutinį daugiametį debitą.

5. Vienerių metų (2008 m.) nuotėkio reikšmės b pavasario sezono metu buvo iki 1,929 karto didesnės už vidutinį daugiametį debitą ($Q_{vid} = 5,23 \text{ m}^3/\text{s}$), o 1993–2008 m. laikotarpiu vidutiniškai didesnės 0,915 karto. Mažiausi debitai būna sausojo periodo laikotarpiu – gegužės-rugsėjo mėnesiais.

6. Pagal nustatytus koeficientus ir perskaičiuotus sezoninius nuotėkio pasiskirstymus matavimo taškų vietose, didžiausias nuotėkio šuolis buvo tarp 1 ir 2 taškų. 2-ojo matavimo taško debitas pavasario sezono metu vidutiniškai 5,34 karto didesnis nei 1-ojo taško. Tokiam pokyčiui įtakos turėjo Margių tvenkinio eksploatacija. Tvenkinys atliko vandens akumuliacijos funkciją – po sniego tirpsmo tvenkinyje sukauptas vanduo pavasarį mažomis dozėmis atiduodamas Vilnios upei. Nuotėkis nuo 1 iki 2 taško vidutiniškai padidėjo 81,4 %, nuo 2 iki 3 taško – 37,1 %, ir nuo 3 iki 4 taško – 15,5 %.

7. Nagrinėjant sezoninį nuotėkio pasiskirstymą, mažiausios nuotėkio vertės nustatytos gegužę ir rugpjūtį (limituojančių sezonų pabaigoje). Staigiausi pokyčiai tarp balandžio ir gegužės mėnesių (matavimo taškuose atitinkamai 0,29; 1,58; 2,51; 2,97 m³/s). Baigiantis vasaros sezonui, rugpjūčio-rugsėjo mėnesiais, matavimo taškuose debitai atitinkamai padidėja 0,21; 1,10; 1,75 ir 2,07 m³/s.

8. Įvertinus vandens kokybę nustatyta, kad nitritų koncentracijos žemiausios buvo rugpjūčio mėnesį 1 taške ir 2 taškuose (0,006 ir 0,008 mg/l) ir sausio mėnesį 3 ir 4 taškuose (0,008 ir 0,010 mg/l), o didžiausios – spalį (iki 0,022 mg/l). Nitratų didžiausios koncentracijos matavimo taškuose buvo kovo (2,155 mg/l) ir spalio mėnesiais (2,286 mg/l), o fosfatų – spalio-lapkričio mėnesiais (0,072 mg/l), mažiausios koncentracijos – gegužę: nitratų – 0,405 mg/l ir fosfatų – 0,031 mg/l.

9. Pagal upės ekologinės būklės nustatymo kriterijus labai gera upės ekologinė būklė yra tuomet, kai NO₃-N neviršija 1,30 mg/l, ir PO₄-P neviršija 0,050 mg/l. Tyrimo metu gautos maksimalios ir vidutinės metinės biogeninių medžiagų koncentracijos buvo kur kas mažesnės: maksimalios koncentracijos NO₃-N = 0,517 mg/l ir PO₄-P = 0,024 mg/l, o vidutinės metinės NO₃-N = 0,277 mg/l bei PO₄-P = 0,002 mg/l, todėl Vilnios upės vandens kokybė priskiriama geros ekologinės būklės klasei.

10. Išnagrinėjus savaiminio apsivalymo procesus nustatyta, kad nitritų koncentracijos matavimo taškuose kito nuo 0,0103 mg/l iki 0,0166 mg/l, po susimaišymo koncentracijos už 1 km nuo išleistuvų, vidutiniškai sumažėjo 27,10 %. Nitratų koncentracijos kito nuo 1,0113 mg/l iki 1,2083 mg/l, po susimaišymo koncentracijos už 1 km nuo išleistuvų vidutiniškai sumažėjo net 53,13 %. Fosfatų koncentracijos kito nuo 0,0373 mg/l iki 0,0462 mg/l ir po susimaišymo koncentracijos už 1 km nuo išleistuvų vidutiniškai sumažėjo 25,51 %.

HIPOTEZĖS PATVIRTINIMAS ARBA PANEIGIMAS:

Fizinės–geografinės upės baseino sąlygos ir nuotėkio kaita tarpusavyje glaudžiai susiję: skirtingose dirvožemių ir žemės panaudojimo grupėse nuotėkis buvo didžiausias visais atvejais ten, kur daugiausia miškų ir ypač kur miškai pasiskirstę smėlingose vietose.

Tarp fizinių–geografinių baseino sąlygų ir vandens kokybės tiesioginio ryšio nerasta, tačiau nuo upės sraunumo ir vingiuotumo priklauso savaiminio apsivalymo procesai. Ekologinės būklės klasė pagal fizikinių–cheminių kokybės elementų rodiklius nagrinėjamu laikotarpiu buvo labai gera.

LITERATŪRA

1. Ališauskaitė, K. 2004. Mūšos upės augalijos charakteristika [interaktyvus]. Kaunas: Lietuvos akademinių bibliotekų tinklas (LABT). [žiūrėta 2008 12 15]. Prieiga per internetą: <http://vddb.library.lt/obj/LT-eLABa-0001:E.02~2004~D_20040608_165138-24988>
2. Allan, D. 1995. Stream ecology, London – Madras: Chapman & Hill press. 388.
3. Asadea T.; Trung V. K.; Manatunge J. Et .al. 2000. Modelling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes, *Aquatic Botany* 68(3): 217-237.
4. Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė, L. 2005. Biogeninių medžiagų kaitos upių vandenyje tyrimai ir įvertinimas. Daktaro disertacija. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universitetas.
5. Balevičius, A.; Bukantis, A.; Bukelskis, E.; Ignatavičius, G.; Kutorga, E.; Mierauskas, P.; Rimkus, E., Ruktėšienė, J.; Sinkevičius, S.; Stankūnavičius, G.; Valiukevičius, G.; Zemlys, P.; Zaromskis, R. P. 2007. Globali aplinkos kaita. Vilnius.
6. Barnwell, T. O.; Brown, L. C.; Mareck, W. 1989. Application of expert system technology in water quality modeline. *Water Science Technology* 21(8-9): 1045-1056.
7. Baubiniene, A.; Bautrenas, A.; Česnulevičius, A.; Morkūnaitė, R.; Paškauskas, S.; Vekeriotienė, I.; Veteikis, D. 2002. Lietuvos reljefo kadastras, *Geografijos institutas*. ISBN 9986-953-07-3.
8. Berankienė L. 2002. Daugiametė kritulių ir metinio nuotėkio kaita Šušvės upėje. *Vandens ūkio inžinerija* 20(42):25-30.
9. Brown, C.; Thomas, O.; Barnwell, Jr. 1987. The enhanced stresam water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: domumentation and user manual. EPA/600/3-87/007.
10. Bukantis, A. 1994. *Lietuvos klimatas*. Vilnius.
11. Bukantis, A.; Dailienė, I.; Česnuliavičius, A. ir kt. 2007. Klimato kaita: prisitaikymas prie jos poveikio Lietuvos pajūryje. Vilnius: Vilniaus universiteto leidykla.
12. Bukantis, A.; Gulbinas, Z.; Kazakevičius, S. ir kt. 2001. Klimato svyravimų poveikis fiziniams geografiniams procesams Lietuvoje. Kolektyvinė monografija, red. A. Bukantis. Vilnius.
13. Carpenter, S. R.; Carago, N.F.; Correll, D. L.; Howarth, R. W.; Sharpley, A.N.; Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, Ecological Sodiety of America, *Ecological applications* 8(3): 559–568.
14. Chapra, S. C. 1996. Surface water-quality modeling. Boston, WCB. 1-665.

15. Chapra, S. C.; Di Toro, D. M. 1991. The delta method for estimating community production, respiration and reaeration in streams. *Journal of environmental engineering*, 117 (5): 640-655.
16. Chapra, S. C.; Wilcock, R. J. 2000. Transient storage and gas transfer in a lowland stream. *Journal of environmental engineering*, 126 (8): 708-712.
17. Česnulevičius, A. 1998. Vilniaus miesto mažųjų upelių baseinų infiltracinės savybės ir jų sąsaja su reljefo erozija. *Geografija*. 34 (1): 5 – 10.
18. Degermendzhi, N. 2007. Cost –effectiveness modelį of water ecosystem self-purification. *The 6th European conference on ecological modelling. Treiste, Italy*.
19. Dilys, A.; Pivoriūnas, D. 1998. Vakarų Lietuvos miškų geoekologinio poveikio charakteristika, *Geografijos metraštis* 31. ISSN 0132-3156.
20. Dyck, S. 1980. Angewandte Hydrologie. Teil 1, 2. *Berlinverlag: Bauwesen*.
21. Dumbrasukas, A.; Larsson R. 1997. The influence of farming on water quality in the Nevėžis Basin, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 2(5): 48-55.
22. Eidukis, V. 2008. Biogeninių medžiagų apkrovos kaitos analizė įvertinant upių baseinų žemėnaudos struktūrą ir klimatinės sąlygas. Magistrinis darbas. Vilnius: Vilniaus Gedimino technikos universitetas.
23. Europos Parlamento ir Tarybos direktyva 2000/60/EB, 2000 m. spalio 23 d. nustatanti Bendrijos veiksmų vandens politikos srityje pagrindus. OL L 327/1.
24. Europos Parlamento ir Tarybos direktyva 2006/44/EB, 2006 m. rugsėjo 6 d. Dėl gėlojo vandens, kuriam reikalinga apsauga arba kurį reikia gerinti, kad jame galėtų gyventi žuvis, kokybės. OL L 264, 2006 09 25. 20-31.
25. Ensign, S. H.; McMillan, S. K; Thompson, S. P; Piehler, M. F. 2006. Nitrogen and phosphorus attenuation within the stream network of coastal, agricultural watershed. *Journal of environmental quality* 35:1237-1247.
26. Gaigalis K.; Šileika, A. S.; Šmitienė, A. 2006. Azoto ir fosforo koncentracijų kaita žemės ūkio veikiamuose upeliuose. *Lietuvos žemės ūkio universitetas, Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio institutas, Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 44-56.
27. Gailiusis, B.; Kovalenkienė, M.; Rimavičiūtė, E. 2000. Tvenkinių poveikis Lietuvos upių nuotėkio režimui. *Sausumos vandenų tyrimai, Geografijos metraštis* 33, ISSN 0132-3156.
28. Gailiusis, B.; Jablonskis, J.; Kovalenkoviėnė, M. 2001. Lietuvos upės. Hidrografija ir nuotėkis, Kaunas: *Lietuvos energetikos institutas*. 790 p.

29. Galkus, A.; Stakėnienė, R. 1996. Biogeninės medžiagos vaidmuo technogenizuotos akvazonos smulkiagrūdžių dugno nuosėdų formavime, *Geografijos metraštis* 29: 159-207.
30. Gowda, P. 1999. Watershed relations and changes. Ecological status and trends of the Upper Mississippi River System 1998, Long-Term Resource Monitoring Program, LTRMP 99-T001, U.S. Geological Survey, *Upper Midwest Environmental Sciences Center*, 236.
31. Gužys, S.; Berankienė, L.; Pauliukevičius, H.; Petrokienė, Z. 2006. Azoto ir fosforo kaita Nevėžyje ir jo intakuose, *Lietuvos žemės ūkio universitetas, Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio institutas. Vandens ūkio inžinerija* 29(49): 34–42. ISSN 1392–2335.
32. HELCOM (Helsinki Commission), 2003. The Baltic sea joint comprehensive environmental action programme. *Baltic sea environment proceedings*, 48 111 p.
33. Hidrologijos mokslas ir vandens ištekliai. [žiūrėta 2008 12 15]. Prieiga per internetą: <http://ututi.lt/subject/VU/GMF/hidrologijos_pagrind/file/11017/get>.
34. Ifabiyi, I. P. 2008. Self purification of a freshwater stream in Ile-Ife: lessons for water management. *Journal of Human Ecology* 24(2): 131-137.
35. Jablonskis, J. 1980. Lietuvos upių sezoninio nuotėkio koreliaciniai ryšiai. *Geografinis metraštis*, 13, 103-109 p.
36. Jablonskis, J.; Kovalenkienė, M.; Tamkevičienė, A. 2007. Lietuvos upių ir upelių vagų tinklas. *Annales Geographicae* 40(1).
37. Jakimavičius, D. 2008. Stacionarieji hidrologiniai matavimai Lietuvos upėse 1810-2005 metais. *Annales Geographicae* 40(2). ISSN 1822-6701.
38. Juodkasis, V. 1992. Požeminio vandens išteklių įvertinimo metodikos pagrindai. Vilnius: Mokslas. 216.
39. Kaunas, Z. 2002. Lietuvos vandens išteklių kokybės valdymo klausimai, Vilniaus universitetas, *Geografija* 38(1). ISSN 1392-1096.
40. Kilkus, K. 1998. Lietuvos vandenų geografija, Vilnius: *Apyaušris*
41. Kiprijan, O. 2007. Nuotėkio kaitos analizė ir vertinimas Ventos upių baseinų rajone, iš *Aplinkos apsaugos inžinerija: 10-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios Vilniuje 2007 m. kovo 29 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 449–455 p.
42. *Komisijos ataskaita Tarybai ir Europos Parlamentui*. Fosfatų naudojimas pagal 2004 m. kovo 31 d. Europos parlamento ir Tarybos reglamento (EB) Nr. 648/2004 dėl ploviklių

- 16 straipsnį [interaktyvus]. Prieiga per internetą: <http://ec.europa.eu/enterprise/chemicals/legislation/detergents/reports/com_2007_234_lt.pdf>.
43. Kriaučiūnienė, J. 1998. Stambių vandens ūkio objektų įtaka kuršių marių hidrologiniam režimui. Daktaro disertacija. Lietuvos energetikos institutas.
44. Kutra, S.; Berankienė, L. 2006. Azoto koncentracijos vidutinio dydžio upių vandenyje priklausomybė nuo nuotėkio modulio, *Lietuvos žemės ūkio universitetas, Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio institutas. Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 57–66. ISSN 1392-2335.
45. Lietuvos hidrometeorologijos tarnyba, Vilnios upės prie Vilniaus vandens matavimo stoties hidrologiniai duomenys. 1991-2008. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministerija.
46. Lietuvos kosminio vaizdo žemėlapis M 1:50000 vektorinių duomenų bazė LTDBK50000-V.
47. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2002 m. įsakymas Nr. 362 „Dėl vandens telkinių suskirstymo“ (V. Žin. 2002, Nr. 81-3509).
48. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2003 m. įsakymas Nr. 471 „Dėl upių baseinų rajonų sudarymo ir institucijos, atsakingos už jų administravimą vandensaugos tikslams pasiekti, paskyrimo“ (V. Žin., 2003, Nr. 99-4467)
49. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2003 m. įsakymas Nr. 472 „Dėl upių baseinų rajonų apibūdinimo, žmogaus veiklos poveikio vandens telkinių būklei įvertinimo, vandens naudojimo ekonominės analizės ir duomenų apie upių baseinų rajonus rinkimo tvarkos patvirtinimo“ (V. Žin. 2003, Nr. 99-4468).
50. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 m. įsakymas Nr. D1-236 „Dėl nuotekų tvarkymo reglamento patvirtinimo“ (V. Žin., 2006, Nr. 59-2103).
51. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 m. įsakymas Nr. D1-633 „Dėl paviršinių vandens telkinių, kuriuose gali gyventi ir veisti gėlavandenės žuvis, apsaugos reikalavimų aprašo patvirtinimo“ (V. Žin. 2006, Nr. 5-159).
52. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2007 m. įsakymas Nr. 210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ (V. Žin. 2007, Nr. 47-1814).
53. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2010 m. kovo 4 d. įsakymas Nr. D1-178 „Dėl Aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 „Dėl paviršinių vandens telkinių ekologinės būklės vertinimo tvarkos aprašo patvirtinimo“ pakeitimo (V. Žin. 2010, Nr. 29-1363).
54. Lietuvos Respublikos Vyriausybės 2005 m. nutarimas Nr. 130 „Dėl Valstybinės Aplinkos monitoringo 2005-2010 metų programos patvirtinimo“ (V. Žin. 2005, Nr. 19-

- 608), pakeitimai Lietuvos Respublikos Vyriausybės nutarime Nr. 830 (V. Žin., 2008, Nr. 104-3973).
55. Lietuvos Respublikos Vyriausybės 2008 m. nutarimas Nr. 830 „Dėl Lietuvos Respublikos Vyriausybės 2005 m. vasario 7 d. nutarimo Nr. 130 „Dėl Valstybinės Aplinkos monitoringo 2005-2010 metų programos patvirtinimo“ pakeitimo (V. Žin., 2008, Nr. 104-3973).
56. Lietuvos upių vandens kokybės metraštis, 1992-2008. Lietuvos Respublikos Aplinkos ministerija.
57. Lukianas, A; Ruminaitė, R. 2009. Periodiškai šlapių žemių sausinimo drenažu įtaka upių nuotėkiui, *Journal of Environmental Engineering and Landspace Management* 17(4): 226-235.
58. Macevičius, J. 1959. Lietuvos upių metinio nuotėkio periodiniai sprendimai. *Geografinis metraštis*. 2: 161-174.
59. Macevičius, J. 1992. Ar melioratoriai persausino Lietuvą?
60. Makushkin, E. O.; Korsunov, V. M. 2005. Self purification of water current and the role of microbiological transformation of organic matter in the system of the Selenga river and its delta. *Doklady biological sciences* 404: 372-374.
61. McDowell, R. W.; Wilcock, R. J. 2004. Particulate Phosphorus Transport within Stream Folw of an Agricultural Catchment, Segoe Rd., Madison, *J. Environ, Qual.* 33: 2111–2121. WI 53711 USA.
62. Meilutytė-Barauskienė D.; Kovalenkienė, M.; Irbinskas, V. 2008. Lietuvos upių vandens ištekliai klimato kaitos fone. *Geografija* 44(2): 1-8.
63. Nazari-Alavi, A.; Mirzai, M.; Sajadi, S. A. A.; Alamolhoda, A. A. 2007. Surveying the Jogorood river's self-purification. *Environmental informatics archives* 5: 605-611.
64. O'Connor, D. J.; Thomann, R. V.; Toro, D. M. 1981. Analysis of fate of chemicals in receiving waters.
65. Pašvenskas, V. 2000. Tvenkinių įtaka upių nuotėkio režimui. *Melioracija ir kraštotvarka: tarptautinė konferencija*, Kaunas.
66. Pašvenskas, V. 2001. Vandens telkinio poveikio mikroklimatui tyrimai Kauno marių pakrantėse. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. Nr.4(18): 3-10.
67. Pauliukevičius, H H. 2004. Mažos upės nuotėkio ypatybės metais su sausuoju šiltuoju laikotarpiu. *Geografijos metraštis*, Nr. 37(1-2).
68. Pauliukevičius, H. 2007. Nuotėkį lemiančių veiksnių santykinė reikšmė ir regresijos lygčių taikymo galimybės, Lietuvos žemės ūkio universitetas, Lietuvos žemės ūkio

- universiteto Vandens ūkio institutas, *Vandens ūkio inžinerija* 31(51): 58–65. ISSN 1392-2335.
69. Paviršinių vandens telkinių grupės, Aplinkos apsaugos agentūra. Žiūrėta 2010-02-11. Prieiga per internetą: <http://vanduo.gamta.lt/files/1pav_Pavirsiniu_vandens_telkiniu_grupes.jpg>.
 70. Paviršinių vandens telkinių užterštumo azoto junginiais nustatymas ESF/2004/2.4.0-K01-160/SUT-261, 2004 – 2006 m. *Inovatyvūs mokymosi metodai ir naujausios technologijos gamtos mokslų bakalauro rengimui*. APL 211. Aplinka ir vystymasis. [žiūrėta 2008 12 15]. Prieiga per internetą: < http://gamta.vdu.lt/bakalaurai/lab_darbai/apl_vyst/azotas.pdf >.
 71. Paviršinių vandens telkinių užterštumo fosforo junginiais nustatymas ESF/2004/2.4.0-K01-160/SUT-261, 2004 – 2006 m. *Inovatyvūs mokymosi metodai ir naujausios technologijos gamtos mokslų bakalauro rengimui*. APL 211. Aplinka ir vystymasis. [žiūrėta 2008 12 15]. Prieiga per internetą: <http://gamta.vdu.lt/bakalaurai/lab_darbai/apl_vyst/fosforas.pdf>.
 72. Pocienė, A.; Pocius, S. 2005. Relationship between nitrate amount in groundwater and natural factors, *Journal of Environmental Engineering and Landspace Management* 13(1): 23-30. ISSN 1648-6897.
 73. Pocius, A. 2006. Drėgmės ir nitratų dinamikos sausinamajame dirvožemyje tyrimai ir modeliavimas. Daktaro disertacija. Kaunas: Akademija.
 74. Poška, A; Punys, P. 1996. Inžinerinė hidrologija, Kaunas: LŽŪU leidybinis centras, 451.
 75. Povilaitis, A. 2003. Biogeninių medžiagų trendai pagal normalizuotą upių nuotėkį, *Vandens ūkio inžinerija* 23(43) - 24(44): 33–42.
 76. Povilaitis, A. 2004. Phosphorus Trends in Lithuanian Rivers Affected by Agricultural Non-point Pollution. *Environmental Research, Engineering and Management* 4(30): 17-27.
 77. Povilaitis, A. 2006. Impact of agriculture decline on nitrogen and phosphorus loads in Lithuanian rivers. *Lietuvos mokslų akademija, Lietuvos mokslų akademijos leidykla. Ekologija* 1: 32–39.
 78. Povilaitis, A. 2008. Source apportionment and retention of nutrients and organic matter in the Merkys River basin in southern Lithuania, *Journal of Environmental Engineering and Landspace Management* 16(4): 195–204.
 79. Preliminaraus Nemuno upių baseinų rajono valdymo planas. 2008 m. Aplinkos apsaugos agentūra, Vilnius
 80. Račinskas, A. 1991. Dirvožemio erozija. Vilnius: Mokslas.

81. Ramoška, E.; Morkūnas, V. 2006. Drenažo nuotėkio reguliavimo įtaka dirvožemio vandens režimui, *Lietuvos žemės ūkio universitetas, Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio institutas. Vandens ūkio inžinerija* 30 (50): 3–4. ISSN 1392–2335
82. Sakalauskas, L. 2003. Informacinės technologijos inžinerijoje. Paskaitų konspektas. Vilnius.
83. Stankūnavičius, G.; Valiuškevičius, G.; Rimkus, E.; Bukantis, A.; Gulbinas, Z. 2007. Meteorological features behind spring runoff formation in the Nemunas River. *Boreal Environment Research*. 12: 643-651.
84. Šaulys, V. 2007. Vandenų apsaugos politika ir teisė. Mokomoji knyga. Vilnius: Technika.
85. Šileika, A. S. 1996. Agriculture Nitrogen's Impact on Water Quality in Lithuanian Rivers, *Environmental research, engineering and management* 1(2). ISSN 1392-1649.
86. Šileika, A. S.; Gaigalis, K.; Milius, P.; Kutra, G. 1998. Vandenų užterštumo biogeninėmis medžiagomis tyrimai Graispio upės baseine, *Lietuvos vandens ūkio institutas, Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai* 5 (27). UDK 614.7:631.4. ISSN 1392–2335.
87. Šileika, A. S.; Kutra, S.; Berankienė, L. 1999. Azotas ir fosforas Lietuvos paviršinio vandens maitinimo upėse, *Lietuvos vandens ūkio institutas, Žemės ūkio mokslai* 3. ISSN 1392–0200.
88. Šileika, A. S.; Kutra, S.; Berankinė, S. 2000. Nevėžio taršos fosfatais priežasčių tyrimai, *Lietuvos žemės ūkio universiteto ir Lietuvos vandens ūkio instituto mokslo darbai* 13(35). ISSN 1392–2335.
89. Šileika, A. S.; Gaigalis, K.; Baigys, G. 2007. Azoto ir fosforo kaita Nevėžio upėje, *Lietuvos žemės ūkio universitetas, Vandens ūkio inžinerija*, 31(51): 15-26. ISSN 1392-2335.
90. Štaras, A. 2002. Vandens balanso modelių pritaikymo galimybės upių nuotėkio analizei. *Geografija*, 38(1).
91. Tarybos direktyva 74/464/EEB, 1976 m. gegužės 4. Dėl tam tikrų pavojingų medžiagų išleidimo į Bendrijos akvatoriją. OL L 129, 1976 5 18. 23.
92. Tarybos direktyva 76/464/EEB, 1976 m. gegužės 4 d. Dėl tam tikrų į Bendrijos vandenį išleidžiamų pavojingų medžiagų sukeltos taršos. OL L 129, 1976 5 18. 23.
93. Tarybos direktyva 78/659/EEB, 1978 m. liepos 18 d. Dėl gėlojo vandens, kuriam reikalinga apsauga arba kurį reikia gerinti, kad būtų išsaugoma žuvų gyvybė, kokybės. OL L 222, 1978 8 14. Direktyva su paskutiniais pakeitimais, padarytais Reglamentu (EB) Nr. 807/2003 (OL L 122, 2003 5 16, p. 36).

94. Tarybos direktyva 80/68/EEB, 1979 m. gruodžio 17 d. Dėl požeminio vandens apsaugos nuo tam tikrų pavojingų medžiagų keliamos taršos. OL L 20, 1980 1 26. 43.
95. Tarybos direktyva 86/280/EEB, 1986 m. birželio 12 d. Dėl tam tikrų pavojingų medžiagų, įtrauktų į direktyvos 76/464/EEB priedo I sąrašą, išleidimo ribinių verčių ir kokybės siektinų normų. OL L 181, 1986 7 4. 16.
96. Tarybos direktyva 90/415/EEB, 1990 m. liepos 27 d. iš dalies pakeičianti Direktyvos 86/280/EEB dėl tam tikrų pavojingų medžiagų, įtrauktų į Direktyvos 76/464/EEB priedo I sąrašą, išleidimo ribinių verčių ir kokybės siektinų normų II priedą. OL L 219, 1990 08 14. 49.
97. Tarybos direktyva 91/676/EEB, 1991 m. gruodžio 12 d. Dėl vandenų apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių. OL L 375, 1991 12 31. 1.
98. Tarybos sprendimas 77/795/EEB, 1977 m. gruodžio 12 d. Nustato keitimosi informacija apie Bendrijos paviršinio gėlo vandens kokybę bendrą tvarką. OL 2004 m. *specialusis leidimas*, 15(1):63.
99. Thomann, R. V. 1980. Measures of verification. EPA-600/9-80-016. Athens, GA.
100. Thomann, R. V.; Muller, J. A. 1987. Principles of surface water quality modelling and control.
101. Tumas, R. 1997. Ūkininkavimas ir upių vandens kokybė, *Aplinkos inžinerija*, 2(8): 25–31.
102. Tumas, R. 2001. Water ecology: hydrochemical and hydrobiological evaluation of Lithuanian rivers. *Vandens ūkio inžinerija* 11 (36): 41-47.
103. Tumas, R. 2002. Biocenozų gyvenamosios Aplinkos Lietuvos upėse analizė, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 1(19): 3–10. ISSN 1392–1649.
104. Upių baseinų rajonai, Aplinkos apsaugos agentūra. Žiūrėta 2010-02-11. Prieiga per internetą: <<http://vanduo.gamta.lt/cms/index?rubricId=2b2010df-f129-4b52-b1e7-6f977a40fbd6>>.
105. Vaidelienė, A. 2005. Lietuvos tvenkinių hidroenergetinio potencialo ir panaudojimo ūkinei veiklai galimybių analizė. Meteorologija ir hidrologija Lietuvoje: raida ir perspektyvos, *Respublikinės mokslinės konferencijos vykusios 2005 m. kovo 23 d. pranešimai*.
106. Vaideliene, A.; Mihaylov, N. 2008. Dam influence of the river self-purification. *The 7th International conference, faculty of environmental engineering Vilnius Gediminas technical university*.
107. Vaidelienė, A.; Vaidelys, V. 2008. Kauno HE žemutinio Nemuno ruožo savivalos tyrimai. Vilnius: Lietuvos mokslų akademija 54(1): 13-21.

108. Vaikasas, S. 2007. Ekologinė hidraulika. Mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 211.
109. Valiuškevičius, G.; Rimkus, E.; Stankūnavičius, G.; Bukantis, A. 2005. Nemuno nuotėkio prognozavimo, panaudojant HBV modelį, galimybių įvertinimas. Meteorologija ir hidrologija Lietuvoje: raida ir perspektyvos, Respublikinės mokslinės konferencijos vykusios 2005 metų kovo 23 d. pranešimai: 72-73.
110. Vincevičienė, V., 1998. Atvirų telkinių vandens kokybės modeliavimas: mokomoji knyga, Kaunas, Technologija.
111. Vilniaus miesto (Trakų Vokės) posto krituliai ir temperatūros, 1977-2009 m.
112. Zhang, Y.; Hu, S.; Zhai, L.; Shen, B. 2008. Water requirement for the self purification of the Tarim river. Journal of Lanzhou university (Natural sciences) 44 (2).
113. Water quality assessments. 1992. Aguide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. *Published on Behalf of United Nations educational, Scientific and Cultural Organization World Health Organization United Nations Environment program UNESCO/WHO/UNEP*. ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB). 609.
114. Webster, J. R.; Ehrman, T. P. 1996. Solute dynamics. p. 145-159., Hauer, F. R.; Lamerti, G. A. 2006. Methods in stream ecology. Academic Press, San Diego.
115. Водогрецкий, В. Е. 1990. Антропогенное изменение стока малых рекю Ленинград, 175.