

<https://doi.org/10.15388/vu.thesis.829>

<https://orcid.org/0009-0001-9534-1849>

VILNIAUS UNIVERSITETAS
GAMTOS TYRIMŲ CENTRAS

Laurynas Stasiukynas

Chironomidae (Insecta: Diptera) įvairovė ir pasiskirstymas Šventosios ir Žeimenos pabaseiniuose

DAKTARO DISERTACIJA

Gamtos mokslai,
Zoologija (N 014)

VILNIUS 2025

Disertacija rengta 2020–2024 metais Vilniaus universitetas.
Moksliniai tyrimai nebuvo remiami.

Mokslinis vadovas – prof. dr. Sigitas Podėnas (Vilniaus universitetas, gamtos mokslai, zoologija, N 014).

Mokslinis konsultantas – prof. dr. Fabio Laurindo da Silva (San Paulus universitetas, Biomokslų institutas, gamtos mokslai zoologija, N 014).

Gynimo taryba:

Pirmininkė – dr. Rasa Bernotienė (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Gamtos tyrimų centras, gamtos mokslai, zoologija, N014).

Nariai:

Dr. Justas Dainys (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Gamtos tyrimų centras, gamtos mokslai, ekologija ir aplinkotyra, N012),

Dr. Zigmantas Gudžinskas (Valstybinis mokslinių tyrimų institutas Gamtos tyrimų centras, gamtos mokslai, ekologija ir aplinkotyra, N012),

Dr. Valeria Lencioni (Trento Mokslo muziejus, Italija, gamtos mokslai, zoologija, N014),

Dr. Virginijus Sruoga (Vilniaus universitetas, gamtos mokslai, zoologija, N014).

Disertacija ginama viešame Gynimo tarybos posėdyje 2025 m. rugsėjo mėn. 29 d. 13:00 val. Vilniaus universiteto, Gyvybės Mokslų Centro R401 auditorijoje. Adresas: Saulėtekio al. 7, patalpos numeris, Vilnius, Lietuva, tel. +370 5 223 4419 ; el. paštas info@gmc.vu.lt.

Disertaciją galima peržiūrėti Vilniaus universiteto, Gamtos tyrimų centro bibliotekose ir VU interneto svetainėje adresu:

<https://www.vu.lt/naujienos/ivykiu-kalendorius>

<https://doi.org/10.15388/vu.thesis.829>

<https://orcid.org/0009-0001-9534-1849>

VILNIUS UNIVERSITY
NATURE RESEARCH CENTER

Laurynas Stasiukynas

Diversity and Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) in the Sub-basins of the Šventoji and Žeimena Rivers

DOCTORAL DISSERTATION

Natural Sciences,
Zoology (N 014)

VILNIUS 2025

The dissertation was prepared between 2020 and 2024 in Vilnius University.
The research was not supported by any funding.

Academic supervisor – Prof. Dr. Sigitas Podėnas (Vilnius University, Natural Sciences, Zoology, N 014).

Academic consultant – Prof. Dr. Fabio Laurindo da Silva (University of São Paulo, Institute of Biosciences, Natural Sciences, Zoology, N 014).

This doctoral dissertation will be defended in a public meeting of the Dissertation Defence Panel:

Chairman – Dr. Rasa Bernotienė (State Scientific Research Institute Nature Research Centre, Natural Sciences, Zoology, N 014).

Members:

Dr. Justas Dainys (State Scientific Research Institute Nature Research Centre, Natural Sciences, Ecology and Environment, N 012),

Dr. Zigmantas Gudžinskas (State Scientific Research Institute Nature Research Centre, Natural Sciences, Ecology and Environment, N 012),

Dr. Valeria Lencioni (Museo delle Scienze, Trento, Italy, Natural Sciences, Zoology, N 014),

Dr. Virginijus Sruoga (Vilnius University, Natural Sciences, Zoology, N 014).

The dissertation shall be defended at a public meeting of the Dissertation Defence Panel at 1:00 p.m. on 29th September 2025 in Room R401 of the Life Science Center (Vilnius University).

Address: Saulėtekio av. 7, LT-10257, Vilnius, Lithuania

Tel. +370 5 223 4419; e-mail: info@gmc.vu.lt.

The text of this dissertation can be accessed at the libraries of Vilnius University, Nature Research Center, as well as on the website of Vilnius University:

www.vu.lt/lt/naujienos/ivykiu-kalendorius

TURINYS

IVADAS.....	7
1. LITERATŪROS APŽVALGA	11
1.1. Lietuvos upės	11
1.1.1. Šventosios pabaseinis.....	12
1.1.2. Žeimenos pabaseinis	13
1.2. Uodai trūkiai	14
1.2.1. Uodų trūklių morfologija ir vystymasis	14
1.2.2. Uodų trūklių sistematika	17
1.2.3. Uodų trūklių lervų trofinės grupės ir mitybos būdai	19
1.2.4. Uodų trūklių vystymosi buveinės.....	23
1.2.4.1. Tekančio vandens buveinės	23
1.2.4.2. Stovinčio vandens buveinės	24
1.2.4.3. Ekstremalios vandens buveinės	25
1.2.4.4. Druskingo vandens buveinės	27
1.2.4.5. Kitos vystymosi buveinės	28
1.2.5. Uodai trūkiai – vandens telkinių bioindikatoriai.....	30
1.3. Uodų trūklių tyrimų apžvalga	32
1.3.1. Uodų trūklių gausumo/dominavimo tyrimai.....	32
1.3.2. Uodų trūklių įvairovės tyrimai	34
1.3.3. Uodų trūklių filogenijos ir sistematikos tyrimai	35
1.3.4. Uodų trūklių ekologijos tyrimai	37
1.3.5. Uodų trūklių bioindikatoriniai tyrimai	38
1.4. Uodų trūklių tyrimai Lietuvoje	42
2. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR METODAI.....	44
2.1. Tyrimų vietos	44
2.1.1. Dubinga.....	45
2.1.2. Skerdyksna.....	46

2.1.3. Luknelė.....	47
2.1.4. Kiauna	48
2.1.5. Plaštaka	49
2.1.6. Šešuola	50
2.2. Medžiagos rinkimo metodika.....	51
2.3. Ekologiniai duomenys.....	53
2.4. Molekulinė analizė.....	55
2.5. Genetiniai atstumai ir filogenetinė analizė.....	56
2.6. Rūšių atskyrimo metodai	56
2.7. Statistinė analizė	57
3. REZULTATAI	61
3.1. Uodų trūklių taksonominė įvairovė ir gausumas.....	61
3.2. Uodų trūklių nustatymas taikant molekulinis metodus ir filogenetinė analizė.....	67
3.3. Uodų trūklių bendrijų palyginimas tirtose upėse	74
3.4. Uodai trūkliai užtventkose ir neužtventkose upėse	85
3.5. Upių ekologinių faktorių ir tyrimų vietų savybių poveikis uodų trūklių bendrijoms.....	90
4. REZULTATŲ APTARIMAS.....	122
IŠVADOS.....	137
LITERATŪROS SĄRAŠAS.....	138
PRIEDAI	174
SUMMARY	210
INTRODUCTION.....	210
PADĖKA.....	264
PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS	265
KONFERENCIJOS	266
MOKSLINĖS STAŽUOTĖS	267
GYVENIMO APRAŠYMAS.....	268

IVADAS

Lietuva pasižymi tankiu upių tinklu – šalyje priskaičiuojama apie 29 000 vandentėkmių, kurių bendras ilgis siekia apie 64 000 km. Iš šių vandentėkmių, daugiau nei 23 000 yra trumpesnės nei 3 km, o ilgesnių nei 3 km, ar turinčių didesnį nei 5 km² baseino plotą upių yra apie 5 367. Rytų Lietuvoje esantys Šventosios ir Žeimenos upių pabaseiniai yra vieni svarbiausių regiono hidrografinių vienetų. Šių upių baseinų upės – Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna ir Šešuola – yra išsidėsčiusios 60 km spinduliu, centrinėje rytų Lietuvos dalyje ir tekėdamos pro įvairias žemės naudojimo teritorijas sudaro svarbią sistemą, leidžiančią įvertinti natūralių bei antropogeninių veiksnių poveikį vandens ekosistemoms.

Upės atlieka itin svarbų vaidmenį biologinės įvairovės palaikymui ir išsaugojimui. Jos yra buveinės įvairioms augalų, žuvų, bestuburių ir kitų organizmų grupėms. Hidrologinės, fizikinės ir cheminės upių savybės, tokios kaip vandens temperatūra, pH, substratas, vandenyje ištirpęs deguonis, elektrinis laidumas bei druskingumas, tiesiogiai veikia organizmų bendrųjų sudėtį ir jų funkcionavimą upių ekosistemose. Be to, aplink upę esančios buveinės – miškai, pievos, dirbami laukai ar urbanizuotos teritorijos – taip pat lemia organizmų bendrųjų struktūrą. Ypač svarbūs upėse gyvenantys bentoso makrobestuburiai, tarp jų – uodai trūkiai (*Chironomidae*), kurie pasižymi ekologiniu plastiškumu ir jautrumu aplinkos pokyčiams.

Uodai trūkiai yra viena svarbiausių ir plačiausiai paplitusių vabzdžių grupių vandens ekosistemose, pasižyminti didele rūšine įvairove ir individų gausumu. Jų lervos aptinkamos beveik visose gėlo vandens buveinėse, o kai kurių rūšių atstovai yra prisitaikę net prie labai ekstremalių aplinkos sąlygų, pavyzdžiui, vandens aukšta temperatūra (karštosios versmės), ar žemas pH (rūgštiniai telkiniai). Uodai trūkiai atlieka svarbią ekologinę funkciją – yra organinių medžiagų skaidytojai, jų plėšrios lervos reguliuoja makrobestuburių gausumą, taip pat jie yra maisto šaltinis žuvims, paukščiams ir kitiems gyvūnams, o dėl jų prisitaikymo gyventi įvairiose aplinkos sąlygose – ir vertingi bioindikatoriai. Nors pasaulyje *Chironomidae* tyrimai yra plačiai atliekami – nuo sistematikos ir filogenijos iki jų ekologinės reikšmės ir pritaikymo vandens būklės vertinimui – Lietuvoje jų tyrimai vis dar yra fragmentiški. Iki šiol atliktas tik vienas, plačiai uodus trūklius analizuojantis paleoaplinkos tyrimas, paremtas *Chironomidae* analize (Gastevičienė, 2022) bei atlikti keli rūšių apžvalgos tyrimai.

Lietuvoje dar nebuvo atlikti tyrimai, vertinantys vandens ekologinių, aplinkos ir užtvėntumo faktorių įtaką uodų trūklių įvairovei ir gausumui

upėse. Baltijos šalyse uodų trūklių įvairovės ir ekologiniai tyrimai atliekami labai fragmentiškai, o tai riboja šios vandens makrobestuburių grupės taikymo galimybes aplinkos vertinimuose. Šiame disertaciniame darbe pirmą kartą nuosekliai įvertinti Chironomidae įvairovės ir pasiskirstymo ryšiai su buveinių savybėmis bei aplinkos veiksniais šešiose upėse, esančiose centrinėje rytų Lietuvoje. Taip pat, pirmą kartą atlikta uodų trūklių bendrųjų analizė skirtingose aplinkos ir hidrologinės sąlygose, atsižvelgiant į tai ar upės užtvėnkta, ar neužtvėnkta. Gauti rezultatai leidžia ne tik papildyti Lietuvos faunistinius duomenis, bet ir įgalina tolimesnį uodų trūklių kaip bioindikatorinės grupės naudojimą, vertinant upių ekologinę būklę bei antropogeninį poveikį joms.

DARBO TIKSLAS IR UŽDAVINIAI

Tyrimų tikslas

Ištirti uodų trūklių (Diptera, Chironomidae) įvairovę ir pasiskirstymą Šventosios ir Žeimenos upių pabaseiniuose bei įvertinti aplinkos faktorių įtaką jų įvairovei ir pasiskirstymui.

Tiksliui pasiekti buvo išsikelti šie uždaviniai:

1. Nustatyti uodų trūklių taksonominę įvairovę ir gausumą Dubingos, Kiaunos, Luknelės, Plaštakos, Skerdyksnos ir Šešuolos upėse.
2. Įvertinti taksonominę įvairovę Šventosios ir Žeimenos pabaseinių uodų trūklių bendrijose, taikant molekulinis identifikavimo metodus.
3. Palyginti uodų trūklių bendrijų taksonominę įvairovę ir gausumą tarp analizuotų upių.
4. Įvertinti užtvankų poveikį uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui.
5. Įvertinti aplinkos veiksnių – gylio, pH, vandenyje ištirpusio deguonies, druskingumo, elektrinio laidumo ir bendro ištirpusių kietųjų medžiagų kiekio – poveikį uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui.
6. Nustatyti upės supančio kraštovaizdžio poveikį uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui.
7. Ištirti upių dugno substrato sudėties poveikį uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui.

GINAMIEJI DISERTACIJOS TEIGINIAI

1. Užtvankos veikia uodų trūklių bendrijas ir lemia taksonominę įvairovę.
2. Morfologinė analizė, kartu naudojant COI geno sekos analizę bei taikant molekulinis rūšių atskyrimo metodus, leidžia tiksliau nustatyti uodų trūklių taksonus bei jų filogenetinę padėtį.
3. Uodų trūklių bendrijų sudėtis upėse priklauso nuo vandens savybių (vandenyje ištirpusio deguonies ir bendro ištirpusių kietųjų medžiagų kiekio) ir vandens telkinio savybių (upių, gylio, užtvanktumo, substrato ir upės supančio kraštovaizdžio).
4. Upėse sutinkamų uodų trūklių lervoms būdinga didelė trofinių grupių ir mitybos būdų įvairovė.

DARBO NAUJUMAS IR JO REIKŠMĖ

1. Tai pirmasis išplėstinis tyrimas Baltijos šalyse, kuriame vertintos uodų trūklių bendrijos bei jų sąsajos su skirtingomis upių savybėmis ir aplinkos veiksniais.
2. Identifikuota 12 genčių ir 37 rūšys uodų trūklių naujų Lietuvos faunai.
3. Pirmą kartą vertinta užtvankų įtaka uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui Lietuvoje.
4. Pirmą kartą vertinta uodų trūklių rūšių įvairovė Lietuvoje, panaudojant COI geno sekos analizę ir taikant molekulinis rūšių atskyrimo metodus.
5. Pirmą kartą Lietuvoje atlikto Chironomidae tyrimo metu, sudarytas nustatytų Chironomidae lervų trofinių grupių ir mitybos būdų sąrašas.
6. Atlikto tyrimo rezultatai papildė vandens telkinių monitoringinius tyrimus ir įgalina Chironomidae naudojimą ekologiniuose ir zoologiniuose tyrimuose Lietuvoje.

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Lietuvos upės

Didžiąją dalį (97,1 %) Lietuvos Respublikos teritorijos ploto sudaro sausuma, kurios ploto didžiausią dalį – 42,6 % užima žemės ūkio naudmenos, 33,9 % – miškai, apie 18 % – natūralios pievos, pelkės ir kitos paskirties žemės plotai bei apie tris procentus – urbanizuotos teritorijos. Mažesnę dalį – 2,9 % šalies teritorijos užima vidaus vandenys, iš kurių 0,51 % sudaro upių tinklo plotas (Gailiusis ir kt., 2001; Jablonskis ir kt., 2007; Valstybės duomenų agentūra, 2025; Valstybinė miškų tarnyba, 2025).

Lietuvoje yra apie 29 000 vandentėkmių, kurios yra ilgesnės nei 0,25 km, o bendras šių vandentėkmių ilgis siekia 64 000 km (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Apie 23 633 vandentėkmės Lietuvoje yra trumpesnės nei trijų kilometrų ilgio ir sudaro didžiąją dalį (81,5 %) visų Lietuvos vandentėkmių, o bendras jų ilgis siekia 22 500 km, kas sudaro 35,2 % bendro Lietuvos vandentėkmių ilgio. Kilkus ir Stonevičius (2011) pabrėžia, kad įvairių šaltinių duomenimis šie skaičiai gali skirtis, kadangi dalis vandentėkmių yra sezoninės ir vasarą išdžiūsta – tai lemia vandentėkmių duomenų nehomogeniškumą. Pagal Lietuvos Respublikos upių, ežerų ir tvenkinių kadastro (UETK) duomenis, Lietuvoje yra 5 367 upės, kurių ilgis yra nemažesnis nei trys kilometrai arba baseino plotas nemažesnis nei penki kvadratiniai kilometrai (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Mažų upelių, kurių ilgis yra nuo trijų iki 10 km, Lietuvoje yra 3 646, o bendras jų ilgis siekia apie 18 842 km. Vidutinio ilgio upių (10,1 – 100 km) Lietuvoje yra 75 ir bendras jų ilgis siekia apie 15 640 km. Tik 17 Lietuvos upių yra ilgesnės nei 100 km, o bendras jų ilgis siekia 3 154 km ir sudaro vos 4,9 % bendro visų šalies upių ilgio (Jablonskis ir kt., 2007).

Labai svarbus hidrografinis ir hidrologinis upių rodiklis yra baseino plotas, nuo kurio priklauso upės maitinimas vandeniu bei su juo patenkančios organinės ir mineralinės medžiagos (Gailiusis ir kt., 2001). Didžiausią upės baseiną Lietuvoje turi Nemunas, kurio baseino plotas apima apie 71,5 % šalies teritorijos, kur jo baseino plotas siekia 46 695,4 km², o bendras upės baseino plotas yra 97 863,5 km² (Gailiusis ir kt., 2001). Dauguma upių Lietuvoje yra žemumų tipo, lėtos tėkmės, su smėlėtu, akmenuotu, ar molingu dugnu (Gailiusis ir kt., 2001; Jablonskis ir kt., 2007).

Dalyje Lietuvos upių yra įrengtos vandens matavimo stotys, kurių yra 87, tačiau nuolatinis bendras Lietuvos upių kokybės monitoringas nebuvo atliekamas (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Dėl šios

priežasties tikslių duomenų apie Lietuvos upių būklę nėra, tačiau atsižvelgiant į galimus taršos šaltinius, dalis šalies upių yra dalinai užterštos, užterštos arba labai užterštos. Vienas iš upių taršos šaltinių yra lietaus ir kanalizacijos nuotekos. Nors Lietuva kelis kartus yra gavusi finansavimą iš Danijos ir Europos sąjungos nuotekų tvarkymui (Žvinklienė, 2006), didžioji dalis Lietuvos miestų, miestelių ir ypač kaimų vis dar nėra susitvarkę nuotekų sistemų ir į upes išleidžia nevalytas ir/arba prastai išvalytas nuotekas (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Didelę upių taršos dalį sudaro ir žemės ūkio veikla. Dėl vis besiplečiančių žemės ūkio naudmenų plotų, intensyvaus ūkininkavimo ir dažnai neatsakingai naudojamų trąšų, pašarų, pesticidų ir kitų cheminių medžiagų bei netinkamai utilizuojamo gyvulių mėšlo, teršalai patenka į vandens telkinius. Vandens telkiniuose didėjant organinių medžiagų kiekiui prasideda eutrofikacijos procesas, kuris daro įtaką upių faunai ir florai (Gailiusis ir kt., 2001; Valstybės duomenų agentūra, 2025). Be taršos organinėmis medžiagomis, su žemės ūkiu dažnai būna susijusi melioracija, upių tiesinimas bei tvenkimas, kas turi įtakos vandens cheminei būklei bei pakeičia upių hidrologiją ir morfologiją. Šie pokyčiai neigiamai veikia upių fauną ir florą – dėl pakitusių hidrologinių ir morfologinių sąlygų jos gali išnykti. Kitas vandens telkinių taršos šaltinis yra pramonės veikla. Nors dažniausiai yra prievolė vykdyti nuolatinį išleidžiamų atliekų monitoringą, tačiau vis pasitaiko nustatomų piktnaudžiavimo atvejų bei nutikus avarinei situacijai neretai įvyksta masinis vandens telkinių užteršimas (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Upėse statomos užtvankos keičia upių hidrologiją ir morfometriją. Prieš užtvankas pradeda kauptis sąnašos, kurios ilgai neyra ir pradeda kaupti bei skleisti toksiškas chemines medžiagas. Keičiant ir nuolatos reguliuojant užtvankos vandens pratekėjimą, daroma žala faunai ir florai (Gailiusis ir kt., 2001).

1.1.1. Šventosios pabaseinis

Šventoji priklauso Nemuno baseinui ir yra didžiausias Neries intakas bei ilgiausia Lietuvos upė, tekanti tik per Lietuvos Respublikos teritoriją. Šventosios upės ilgis yra 246 km, jos baseino plotas siekia 6 888,8 km², iš kurių Lietuvos teritorijoje – 6 800,78 km², debitas žiotyse siekia 56,5 m³/s (Gailiusis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011). Vyraujantis upės dugno substratas yra vidutinio sunkumo priemolis, tačiau pasitaiko ir smėlio bei žvyro. Nors šiuo metu dažniau pritariama, kad Šventosios upės ištakos yra Dūkšto ežeras, kartais laikoma, kad ištakos gali būti ir Samanio ežeras, nes atkarpa tarp Samanio ir Dūkšto ežerų karštomis vasaromis išdžiūsta (Kilkus ir

Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Šventosios upė tvenkta penkiomis užtvankomis: Antalieptės HE, Šventosios žemių užtvanka, Užpalių HE žemių užtvanka, Anykščių žemių užtvanka ir Kavarsko HE žemių užtvanka (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Šventosios aukštupys patenka į ežeringą teritoriją, todėl upė srauni, turi daug slenksčių. Bendrai, visame Šventosios baseine yra apie 658 ežerai, kurie didesni nei 0,5 ha (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Didžiausias intakas yra Širvinta, tačiau į Šventąją įteka tik žemupyje. Kiti svarbiausi Šventosios intakai yra Jara–Šetekšna ir Siesartis (Kilkus ir Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Šalia upės didmiesčių nėra, o didesni miestai, tai – Dusetos, Anykščiai, Kavarskas ir Ukmergė. Didžioji dalis upės teka per miškingas, pelkėtas ir ežeringas teritorijas, todėl upė laikoma gana švaria, iki Anykščių švaria, tarp Anykščių ir Ukmergės mažai užteršta, o žemiau Ukmergės – vidutiniškai užteršta (Kilkus ir Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

1.1.2. Žeimenos pabaisinis

Žeimena priklauso Nemuno baseinui ir yra pirmas didelis Neries intakas, kuris sudaro apie 11 % Neries baseino ploto bei apie 25 % metinio nuotėkio. Žeimenos upės ilgis – 79,6 km, baseino plotas 2 792,7 km², kuris visas patenka į Lietuvos Respublikos teritoriją, debitas žiotyse siekia 23 m³/s (Gailiusis ir kt., 2001; Kilkus ir Stonevičius, 2011). Vyraujantis upės dugno substratas yra limnoglacialiniai ir fluvioiglacialiniai smėliai (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Upės ištakomis laikomos dvi vietos – tai Žeimenio ežeras arba Švoginos versmės (pastarosios atveju, Žeimenos upės ilgis turėtų siekti 114 km), tačiau dėl neaiškaus ežerų labirinto, dažniausiai ištakomis laikomas Žeimenio ežeras (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Tai mažai žmogaus paveikta upė, kurioje nėra nei vienos užtvankos. Žeimenos baseinas labai ežeringas, per visą baseino plotą yra išsidėstę 479 ežerai, kurie didesni nei 0,5 ha. Kadangi Žeimena ganėtinai trumpa upė, jos intakai irgi nėra dideli, o svarbiausi jų yra Lakaja, Dubinga, Kiauna ir Mera–Kūna (Kilkus ir Stonevičius, 2011). Šalia Žeimenos upės didmiesčių nėra, o didžiausi miestai, tai – Švenčionėliai ir Pabradė. Didžioji dalis upės teka per miškingas, pelkėtas ir ežeringas teritorijas, todėl upė laikoma viena švariausių Lietuvoje bei yra žinoma kaip viena iš pagrindinių Lietuvos lašišinių žuvų nerštaviečių (Kilkus ir Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

1.2. Uodai trūkliai

1.2.1. Uodų trūklių morfologija ir vystymasis

Uodai trūkliai (Chironomidae), tai pilno kitimo (Holometabola) vabzdžiai, gyvenimo ciklo metu turintys kiaušinio, lervos, lėliukės ir suaugėlio stadijas (Gullan ir Cranston, 2014). Priklausomai nuo rūšies ir klimatinės zonos (Merritt ir kt., 2019), uodų trūklių vystymosi ciklas trunka nuo septynių dienų (Nolte, 1995) iki septynių metų (Butler, 1982). Chironomidae šeimos atstovų kiaušiniai dažniausiai būna elipsiškos arba inkstiškos formos, bet pasitaiko ir artima trikampiškai formai (*Angl.* deltoid) (Armitage ir kt., 1995). Skirtingų uodų trūklių pošeimių, genčių ar rūšių atstovų kiaušinių dydis svyruoja nuo 170 μm ilgio ir 70 μm pločio iki 612 μm ilgio ir 135 μm pločio (Nolte, 1993). Kiaušinių dėties dydis nepastovus, pavyzdžiui, gėlavandenių rūšių atstovų dėtį sudaro nuo 20 iki 30 kiaušinių, o rūšių, kurių atstovų kūnas didesnis, kiaušinių skaičius dėtyje gali siekti 3 300 (Nolte, 1993). Nors atlikti tyrimai (Thienemann, 1954; Nolte, 1993) rodo, jog kiaušinių masės forma ir kiaušinių išsidėstymas dėtyje turi filogenetinę reikšmę, tačiau Chironomidae šeimos atstovų kiaušiniai yra nepakankamai ištirti, ypač lyginant su tokiomis vabzdžių grupėmis kaip Culicidae ir Odonata (Armitage ir kt., 1995). Žinomas vos vienas pošeimis – Telmatogetoninae, kurio atstovai kiaušinius deda pavieniui be želatininės matricos (*Angl.* gelatinous matrix) (Nolte, 1993; Cranston, 1995). Pošeimių atstovai, kurie kiaušinius deda kiaušinių masėje (*Angl.* egg-mass) pasižymi įvairia masės ir kiaušinių išdėstymo forma (Armitage ir kt., 1995). Kiaušinių masė gali būti: virvelės, spiralės ar lašo formos, o kiaušiniai masėje gali būti išsidėstę atsitiktinai, linijiškai arba spirališkai (Nolte, 1995; Cranston, 1995).

Vystymosi metu lervos neriasi ir pereina keturis vystymosi ūgius (*Angl.* instar), kurie pasižymi skirtinga morfologija. Pirmo ūgio lervos yra mažai ištyrinėtos ir kiek plačiau buvo apžvelgtos Kalugina (1959) ir Dejoux (1971). Pirmo ūgio lervų viena iš mažo ištirtumo priežasčių – kūno dydis, kuris siekia apie 0,35 mm (Dejoux, 1971). Dauguma pirmo ūgio lervų, kaip ir kiaušiniai, dreifuoja vandenyje, turi didelę galvos kapsulę, o ant kūno būna tik priekinės pseudokojelės (*Angl.* anterior parapods) (Armitage ir kt., 1995). Žinoma tik viena Chironomidae rūšis – *Stenochironomus gibbus* (Fabricius, 1794), kurios pirmo ūgio lerva yra laisvai gyvenanti medienoje ir panaši į ketvirto ūgio lervą (Kulugina, 1959). Antro ir trečio ūgių lervos, kaip ir pirmo, yra mažai ištyrinėtos ir nors vystymosi metu daugėja morfologinių struktūrų, tačiau tik ketvirto ūgio lerva pasiekia pilną išsivystymą (Armitage ir kt., 1995). Dėl šios

priežasties, uodų trūklių lervinių stadijų identifikavimui įprastai naudojamos tik ketvirto ūgio lervos (Andersen ir kt., 2013). Uodų trūklių ketvirto ūgio lervų kūnas siauras ir pailgas, o jų ilgis skirtingų rūšių atstovuose skiriasi ir svyruoja nuo penkių iki 20 mm (Wiederholm, 1983). Priklausomai nuo rūšies bei gyvenamosios aplinkos, šių lervų kūno spalva varijuoja ir gali būti balta, geltona, šviesiai ar tamsiai ruda, žalsva, juoda ir raudona. Kūnas gali būti tankiai šeriuotas (dažnai būdinga Orthoclaadiinae pošeimio atstovams) arba turėti pavienius šerelius, nors kartais jų gali visai nesimatyti (da Silva ir kt., 2018). Ketvirto ūgio lervų kūnas sudarytas iš galvos kapsulės, trijų krūtinės ir devynių pilvelio segmentų bei vieno analinio segmento. Galvos kapsulė sklerotizuota, gerai išsivysčiusi, išreikšta, pilna ir neįtraukiama, taip pat jai būdingos įstrižai arba horizontaliai plokštumoje judančios mandibulės (Bryce ir Hobart, 1972; Andersen ir kt., 2013). Chironomidae šeimos lervų akys yra paprastos, Chironominae pošeimio atstovai turi dvigubas akių dėmes, o Orthoclaadiinae ir dauguma kitų pošeimių atstovų – viengubą (Armitage ir kt., 1995). Dauguma lervų turi gerai išreikštas, segmentuotas antenas, kurių ilgis skiriasi priklausomai nuo genties ar rūšies. Taip pat, ant antro antenos segmento yra vienas arba du skirtingų formų lauterborn organai (*Angl.* lauterborn organs) (Armitage ir kt., 1995). Viena pora pseudokojelių yra lervų prieškrūtinyje (*Angl.* anterior parapods), o kita pora pseudokojelių yra jų analiniame segmente (*Angl.* posterior parapods) (Bryce ir Hobart, 1972; Andersen ir kt., 2013; da Silva ir kt., 2018). Nugarinėje pusėje, ant pre-analinio segmento lervos turi porą procercus (pedestals), padengtų įvairaus ilgio analinių šerelių kuokštu. Kai kurios lervos, įprastai *Chironomus* Meigen, 1803, ar kitų giminingų genčių, pilvinėje arba šoninėje kūno pusėje, ant aštunto pilvelio segmento turi vieną arba dvi poras ventralinių vamzdelių (*Angl.* ventral tubules). Jie pripildyti hemolimfa ir yra atsakingi už dujų apykaitą (dar vadinami trachėjinėmis žiaunomis) (Nagell ir Orrhage, 1981; Andersen ir kt., 2013). Ant analinio segmento, priklausomai nuo pošeimio, genties ar net rūšies, uodų trūklių lervos turi nuo vienos iki trijų porų (o įprastai dvi) analinių vamzdelių (*Angl.* anal tubules) (Epler, 2001).

Uodų trūklių lėliukių kūno ilgis svyruoja nuo trijų iki 18 mm (Langton ir Visser, 2003). Jų kūnas sudarytas iš suaugusių galvos ir krūtinės skyrių, kurie formuoja galvakrūtinę bei pilvelio (Kranzfelder ir kt., 2015). Galvakrūtinės galvos skyriuje, pačiame priekyje yra priekinis apotome, o ant jo būna pora galvinių gumburėlių (*Angl.* cephalic tubercle) su priekiniais šereliais (*Angl.* frontal seta). Už priekinės apotome yra pora anteninių plokštelių (*Angl.* antennal sheath), už kurių yra likęs galvinis skyrius – priekaktis. Krūtinės skyrius (*Angl.* thorax) nuo galvos skyriaus atskirtas siūlėmis (*Angl.* suture).

Krūtinės skyrius yra padengtas anteprenotaliniais šereliais (*Angl. anteprenotal setae*), precornealiniais šereliais (*Angl. precorneal setae*) ir dorsocentriniais šereliais (*Angl. dorsocentral setae*). Kiekvienoje krūtinės skyriaus pusėje yra kvėpavimo organai – krūtinės ragai (*Angl. thoracic horn*). Krūtinės skyriaus gale yra pora užpakalinių krūtinės kauburėlių (*Angl. posterior thoracic mound*) ir pora sparnų plokštelių (*Angl. wing sheath*) (Langton, 1991). Pilvelis sudarytas iš aštuonių segmentų su tergitymis ir paraterigitymis. Ant pilvelio antrojo, o kartais – ir pirmojo bei trečiojo segmentų šonų yra pes spurius B, taip pat šonuose būna pleuron. Pilvelio viršutinėje pusėje, ant tergityų yra kabliukų eilutė (*Angl. hook row*). Tarp segmentų, šonuose yra jungtukai (*Angl. conjunctive*). Analinis segmentas susideda iš analinės skilties (*Angl. anal lobe*) ir genitalinės plokštelės (*Angl. genital sheath*), o pats segmentas padengtas kraštinėmis analinėmis siūlėmis (*Angl. filament of anal fringe*) ir analiniais makrošereliais (Langton, 1991).

Tarp suaugėlio stadijos individų geriau ištirta patinėlių nei patelių kūno struktūra, dėl sudėtingos pastarųjų morfologijos (Coe, 1950). Įprastai, patinėlių kūno ilgis svyruoja nuo 0,7 iki septynių milimetrų, tačiau kartais jie gali siekti net 30 mm. Jų išskleistų sparnų plotis siekia nuo 0,6 iki aštuonių mm, priklausomai nuo rūšies (Langton ir Pinder, 2007; Merritt ir kt., 2008; Ekrem ir kt., 2017; Merritt ir kt., 2019). Uodų trūklių suaugėlių kūnas susideda iš galvos, krūtinės ir pilvelio (Merritt ir kt., 2008; Merritt ir kt., 2019). Galva nedidelė, su gerai išreikštomis sudėtinėmis, nesusijungiančiomis akimis. Patinėlių antenos ilgos, dažniausiai plunksniškos, su žemu, siauru ir plokščiu pirmuoju pagrindo nareliu (*scape*), rutulišku antruoju pagrindo nareliu (*pedestal, pedicel*), ir tipiškai turinčios nuo 11 iki 15 botagėlio narelių (*flagellomeres*). Kartais antenos būna redukuotos ir narelių skaičius sumažėja iki šešių. Patelių antenos neplunksniškos, dažniausiai trumpesnės, turi mažesnę antrąją pagrindo narelį, o botagėlis susideda iš keturių-septynių arba 10–15 narelių. Priekaktis (*clypeus*), apatinė lūpa (*labellum*) ir maksilių čiupikliai (*maxillary palpus*) gerai išreikšti, burnos aparatas dažniausiai redukuotas, nors kai kurių genčių atstovų gali būti išreikšti viršutiniai žandai (*mandible*). Krūtinės skyriuje ant vidukrūtinio (*mesonotum*) yra viena pora sparnų ir viena pora dūzgų. Krūtinė nugaros pusėje išgaubta. Lyginant su tipiniu dvisparnių sparnų gyslotumu, uodų trūklių sparnų gyslotumas gali būti laikomas redukuotu. Sparnų gyslotumas varijuoja skirtingų pošeimių, genčių ar net tribų atstovuose. Uodų trūklių sparno forma skiriasi tarp patinų ir patelių. Kai kuriais atvejais sparnai gali būti visai redukuoti. Krūtinės skyriuje yra trys poros kojų. Jos sudarytos iš dubenėlio (*coxa*), klubo (*trochanter*), šlaunies (*femur*), blauzdos (*tibia*) ir penkių letenėlės (*tarsus*) segmentų

(*tarsomeres*). Tipiniu atveju, priekinių kojų morfologija naudojama uodų trūklių taksonomijoje. Pošeimių nustatymui, dažniausiai, atsižvelgiama į blauzdos ir pirmo letenėlės segmento formą. Patinėlių pilvelio pirmi septyni segmentai dorsoventraliai suploti, daugumos rūšių atstovų aštuntas pilvelio segmentas nepastebimas. Tačiau, *Polypedilum* Kieffer, 1912 genties ir daugumos Tanytarsini tribos atstovų aštuntas pilvelio segmentas iš priekio siaurėjantis ir susijungęs su septintu segmentu, kad patinai galėtų genitalijas (*hypopygium*) pasukti 180° kampu. Patelių pilvelis sudarytas iš septynių segmentų ir turi aštuntą bei devintą tergitus (*tergite*), nors, pavyzdžiui, Telmatogetoninae pošeimio atstovų aštuntas tergitas redukuotas. Pas patinėlius ant devinto tergito yra analinė anga (*Angl. anal point*). Patinėlių genitalijos yra pagrindinis uodų trūklių identifikavimo organas, kurio pagrindinės dalys yra gonokoksitas (*gonocoxite*), gonostylus (*gonostylus*) ir volsela (*volsella*), kurios pasižymi morfologine įvairove. Patelių genitalijos yra sudarytos iš gonostylių (*telopodites*, *gonostyli*) ir gonopofyzės (*endites*, *gonopophyses*), tačiau jų skirtumai tarp rūšių yra mažai ištirti (Armitage ir kt., 1995; Langton ir Pinder, 2007; Merritt ir kt., 2008; Ekrem ir kt., 2017; Merritt ir kt., 2019).

1.2.2. Uodų trūklių sistematika

Uodai trūkliai priklauso infrabūriui Culicomorpha, uodinių dvisparnių (Nematocera) pobūriui ir dvisparnių (Diptera) būriui (Langton ir Pinder, 2007; Kirk-Spriggs ir Sinclair, 2017). Uodai trūkliai ir smulkieji mašalai (Ceratopogonidae) kartu formuoja seserinę grupę su upiniais mašalais (Simuliidae) (Langton ir Pinder, 2007). Šios trys dvisparnių šeimos, kartu su dar dviem šeimomis – Dixidae ir Thaumaleidae bei antšeimių Culicoidea sudaro infrabūrį Culicomorpha (Cranston, 1995).

Chironomidae, kaip atskira šeima, buvo atskirta nuo šeimos Ceratopogonidae Malloch (1917) ir Edwards (1926, 1929). Iš pradžių, uodus trūklius buvo bandoma skirstyti į du pošeimius: Tanytarsinae ir Chironominae, atskirai nuo Ceratopogonidae (Goetghebuer, 1914). Toliau, vykdant uodų trūklių filogenetinius tyrimus, pošeimių daugėjo, atskiriant vienus pošeimius nuo kitų arba daugėjant naujiems tyrimams (Sæther, 2000; Ferrington, 2008; Cranston ir kt., 2012). Nors uodų trūklių filogenijos klausimai po daugiau nei 100 metų tyrimų vis dar keliama ir kai kurių autorių teigimu šiuo metu egzistuoja 10 pošeimių, tačiau naujausi morfologiniai ir molekuliniai tyrimai rodo, kad Chironomidae šeimoje yra 11 pošeimių (Armitage ir kt., 1995; Cranston, 1995; Epler, 2001; Langton ir Pinder, 2007;

Ferrington, 2008; Cranston ir kt., 2012; Andersen ir kt., 2013; Ekrem ir kt., 2017). Remiantis naujausiais tyrimais, žinomi uodų trūklių pošeimiai yra šie: Telmatogetoniinae, Usambaromyiinae, Podonominae, Tanypodinae, Buchonomyiinae, Diamesinae, Prodiamesinae, Orthocladiinae, Chironominae, Chilomyiinae ir Aphroteniinae (Cranston ir kt., 2012; Andersen ir kt., 2013; Ekrem ir kt., 2017). Nors šiuo metu yra žinoma net 11 pošemių, tačiau tik trys sudaro didžiąją dalį žinomų uodų trūklių rūšių skaičiaus bei jų atstovai yra plačiausiai paplitę. Tai Orthocladiinae, Tanypodinae ir Chironominae pošeimiai. Tuo tarpu pošemių Telmatogetoniinae, Podonominae, Buchonomyiinae, Chilomyiinae, Usambaromyiinae ir Aphroteniinae rūšinė įvairovė yra negausi ir atstovų paplitimas ribotas. Pošemių Diamesinae ir Prodiamesinae atstovų paplitimas yra ribotas ir priklauso nuo zoogeografinių regionų bei klimato – šių pošemių atstovai paplitę šiauriniame pusrutulyje vėsiuose vandens telkiniuose ir kalnų regionuose (Ferrington, 2008; Andersen ir kt., 2013; Ekrem ir kt., 2017).

Atsižvelgiant į įvairius faktorius, uodų trūklių filogenija ir sistematika susiduria su sunkumais, kai yra pradedama gilintis ir analizuoti gentis ir rūšis (Sæther, 1990; Armitage ir kt., 1995). Pirmieji uodų trūklių tyrimai buvo paremti tik morfologine analize, taip pat buvo analizuojamos skirtingos jų vystymosi stadijos (lervos, lėliukės arba suaugėliai) (Sæther, 1980; Armitage ir kt., 1995; Ekrem ir kt., 2017). Tikėtina, kad dėl skirtingų vystymosi stadijų (lervų, lėliukių ar suaugėlių) analizės tos pačios gentys ar rūšys buvo identifikuojamos kaip skirtingi taksonai. Pirmieji Chironomidae tyrimai buvo vykdomi Europoje, vėliau intensyviau pradėti vykdyti Šiaurės Amerikoje bei Japonijoje, tačiau net ir šiuose, gerai dokumentuotose regionuose, uodų trūklių ištirtumas nėra galutinis (Cranston, 1995; Lin ir kt. 2018). XX amžiaus antroje pusėje uodų trūklių tyrimai buvo pradėti vykdyti Azijoje, Afrikoje, Australijoje bei Pietų Amerikoje. Tačiau, iki šiol uodų trūklių ištirtumas yra detalesnis šiauriniame pusrutulyje ir duomenys apie pietinio pusrutulio gentis bei rūšis vis dar lieka menki (Ekrem ir kt., 2017). Morfologinius tyrimus kombinuojant su molekuline analize buvo pagerintas supratimas ne tik apie pošemių filogeniją ir sistematiką, bet buvo geriau suprasta ir išanalizuota genčių bei rūšių įvairovė (Cranston, 1995). Tačiau, net ir atliekant kombinuotus tyrimus, vis dar kyla diskusijų dėl šiuo metu pasaulyje aprašytų genčių skaičiaus. Remiantis skirtingų autorių tyrimų rezultatais, pateikiama informacija, kad yra daugiau nei 400 (Cranston, 1995; Sæther, 2000; Silva ir kt., 2018), apie 440 (Bitušik ir kt., 2024), ar net 540 genčių (Pape ir kt. 2011). Net ir naudojant modernius tyrimus, rūšių identifikavimas, jų sistematika ir filogenija išlieka neatsakytas klausimas (Stasiukynas ir kt., 2025). Šiuo metu

dažniausiai šaltiniuose minimi du uodų trūklių rūšių gausumo skaičiai – daugiau nei 6 000 (Stur ir Ekrem, 2020) arba 7 290 (Pape ir kt., 2011) rūšių. Remiantis Armitage ir kt. (1995), Cranston (1995), Langton ir Pinder (2007), Ferrington (2008), Pape ir kt. (2011), Cranston ir kt. (2012) bei Merritt ir kt. (2019) manoma, kad uodų trūklių rūšių skaičius galėtų siekti nuo 10 000 iki 20 000 rūšių. Uodų trūklių, kaip ir kitų sistematinių grupių, rūšių sistematikos problemos, kyla iš neapibrėžtumo apie rūšies koncepciją (Stasiukynas ir kt., 2025). Įvairiuose tyimuose vis iš naujo apžvelgiama genčių ir rūšių įvairovė, atliekami nauji molekuliniai tyrimai, plečiamos žinios apie rūšių zoogeografinį paplitimą, jų ekologiją ir biologiją, taip sužinant vis naujos informacijos apie jau žinomas bei naujas mokslui rūšis (Ekrem ir kt., 2010; Proulx ir kt., 2013; da Silva ir kt., 2014; da Silva ir Wiedenbrug, 2014; da Silva ir kt., 2016; Krosch ir kt., 2022; Zheng ir kt., 2021; da Silva ir kt., 2023; Stasiukynas ir kt., 2025).

1.2.3. Uodų trūklių lervų trofinės grupės ir mitybos būdai

Uodų trūklių trofinės grupės bei maitinimosi būdai išsamiai aptarti Armitage ir kt. (1995) bei Merritt ir kt. (2008, 2019). Vieni pirmųjų uodų trūklių maitinimosi būdų tyrimų buvo atlikti Cummins (1973), o vėliau tokio pobūdžio tyrimus plėtojo kiti tyrėjai (Wiggins ir Mackay, 1978; Cummins ir Klug, 1979; Lamberti ir Moore, 1984; Merritt ir kt., 1992). Atsižvelgiant į platų uodų trūklių maitinimosi būdų spektrą, tyrėjus domino šių organizmų taksonominė ir ekologinė įvairovė (Anderson ir Sedell, 1979). Kadangi uodai trūkliai dažniausiai dominuoja gėlo vandens telkiniuose, šiose ekosistemose jie atlieka svarbų vaidmenį maisto ir energijos perdavimo grandinėse (Vannote ir kt., 1980; Benke ir kt., 1984). Analizuojant uodų trūklių mitybą, dažniausiai išskiriamos šešios pagrindinės mitybos būdų kategorijos: rinkėjai (*Angl.* collector-gatherers), filtruotojai (*Angl.* collector-filterers), gremžėjai (*Angl.* scrapers), smulkintojai (*Angl.* shredders), rijikai (*Angl.* engulfers) ir siurbikai (*Angl.* piercers) (Armitage ir kt., 1995). Svarbu paminėti, kad dalis uodų trūklių gali pasižymėti ne vienu, o keliais skirtingais mitybos būdais, todėl jiems priskiriama lankstaus mitybos būdo (*Angl.* flexible) kategorija (Armitage ir kt., 1995). Uodų trūklių mitybos būdo pasirinkimą gali lemti įvairūs veiksniai, tokie kaip lervos dydis, maisto šaltinių prieinamumas, jų kokybė ar nuosėdų sudėtis (Armitage, 1968; McLachlan, 1977; Baker ir McLachlan, 1979; Hodkinson ir Williams, 1980).

Dažniausias uodų trūklių mitybos būdas yra rinkėjai. Šis mitybos būdas būdingas visų Chironomidae pošeimių atstovams. Rinkėjai paprastai minta

organinėmis dalelėmis, esančiomis ant nuosėdų paviršiaus arba nuskendusiame substrate (Armitage ir kt., 1995). Kai kurių rūšių, pavyzdžiui, Tanypodinae pošeimio atstovų, mitybos būdai kinta priklausomai nuo lervos vystymosi stadijos: pirmųjų ūgių lervos dažniausiai yra rinkėjai, tačiau vėliau, lervai augant, jos pereina prie plėšraus gyvenimo būdo (Oliver, 1971; Baker ir McLachlan, 1979; Coffman ir Ferrington, 1984).

Vienas labiausiai ištirtų ir taip pat dažnai tarp uodų trūklių pasitaikančių mitybos būdų yra filtravimas (Jonasson ir Kristiansen, 1967; McLachlan ir Cantrell, 1976; Brennan, 1981; Armitage ir kt., 1995). Filtruotojų lervos paprastai būna mažesnės negu rinkėjų (McLachlan, 1977). Dauguma filtruotojų iš savo seilių šilko sekreto, smėlio smiltelių, detrito dalelių ar kriauklių likučių formuoja vamzdelius. Šie vamzdeliai naudojami tiek maisto gaudymui, tiek kaip slėptuvė. Skirtingų genčių lervos vamzdelius tvirtina prie įvairių substratų: pavyzdžiui, *Chironomus* ir *Glyptotendipes* genčių lervos – ant įvairių nuosėdų, *Rheotanytarsus* – ant akmenų ar panirusių medžių virtuolių, o *Polypedilum* ir *Endochironomus* – ant panirusių medžių šaknų (Oliver, 1971; Wallace ir Marritt, 1980; Benke ir kt., 1984; Nilsson, 1984; Rasmussen, 1984; Kondo ir kt., 1989; Ferrington, 1992). Skirtingose buveinėse filtruojančios lervos naudoja įvairius maisto gaudymo būdus. Vienas jų, kai aktyviai judėdamos lervos bando sugauti ir surinkti maisto daleles naudojamos seilių šilko sekreto tinklą. Kai kurių genčių lervos, pavyzdžiui, *Glyptotendipes*, *Chironomus* ar *Parachironomus*, vamzdelį naudoja kaip maisto gaudymo tinklą ir ant jo prikibusias maisto daleles praryja kartu su visu vamzdeliu. Kitų genčių lervos, pavyzdžiui, *Rheotanytarsus*, maisto surinkimui vamzdelį naudoja tik iš dalies – lervos maitinasi tik ta vamzdelio dalimi, kurioje yra susikaupę maisto dalelių, o prarastą dalį vamzdelio jos vėliau atsinaujina (Provost ir Branch, 1959; Darby, 1962; Nilsson, 1984). Kai kurie kiti filtruotojai, pavyzdžiui, genčių *Kiefferulus* ir *Harnischia* atstovai, turi organus, panašius į Simuliidae lervų struktūras. *Kiefferulus* genties atstovai turi galvos kapsulės ataugas, o *Harnischia* genties atstovai – modifikuotas priekines pseudokojeles (Martin, 1963; Oliver, 1971).

Kitas uodų trūklių lervoms būdingas mitybos būdas – gremžėjai – dažniausiai pasitaiko tekančio vandens buveinėse, nors kai kurios šiuo mitybos būdu pasižyminčios Chironomidae lervos aptinkamos ir stovinčio vandens telkiniuose. Šios lervos pasižymi įvairiu gyvenimo būdu: jos gali būti laisvai gyvenančios, statančios vamzdelius arba nešiojamus namelius. Gremžėjų mitybos būdas dažnai būdingas Orthoclaidiinae ir Diamesinae pošeimių atstovams bei kai kurioms Chironominae pošeimio lervoms – paprastai ankstyvose jų lervinėse stadijose. Gremžėjų mandibulės, viršutinės

lūpos plokštelės ir smakras dažniausiai būna gerai išvystyti (Armitage ir kt., 1995).

Kitas svarbus mitybos būdas, susijęs su augaliniu maistu – žoliniais augalais, jų dalimis, mediena, dumbliais ar lapų nuokritomis – yra smulkintojai (Brock, 1960; Anderson ir kt., 1978; Anderson ir Cummins, 1979; Anderson ir Sedell, 1979; Cranston, 1982; Pereira ir kt., 1982; Kangasniemi ir Oliver, 1983; Borkent, 1984; Coffman ir Ferrington, 1984; Oliver, 1984; Stout ir Taft, 1985; Ward ir kt., 1985; Noda ir kt., 1986; Anderson, 1989; Andersen ir kt., 2013). Jie maistą kramto, smulkina ir trina (Armitage ir kt., 1995). Dažniausiai atskirų genčių arba rūšių atstovai yra prisitaikę maitintis tik tam tikru augaliniu maistu. Pavyzdžiui, skirtingų *Cricotopus* genties rūšių lervos maitinasi žoliniais augalais arba dumbliais, *Endochironomus*, *Hyporhygma* ir *Polypedilum* – žoliniais augalais, o *Stenochironomus* – žoliniais augalais ir mediena (Armitage ir kt., 1995; Merritt ir kt., 2008; Andersen ir kt., 2013; Merritt ir kt., 2019).

Rijikai ir siurbikai – tai du uodų trūklių lervų mitybos būdai, siejami su plėšria mityba, kuri būdinga, pavyzdžiui, Tanypodinae pošeimio atstovams. Rijikai puola ir praryja visą grobį arba didesnę jo dalį, o siurbikai – pažeidžia grobio audinius ir išsiurbia jo kūno skysčius, palikdami didžiąją dalį grobio kūno nepažeistą. Taip pat žinoma, kad plėšrios yra kai kurių Orthoclaadiinae ir Chironominae pošeimių genčių lervos (Darby, 1962; Oliver, 1984; Dendy, 1973; Coffman ir Ferrington, 1984; Armitage ir kt., 1995). Kartais rijikai ir siurbikai derina savo mitybos būdą su rinkėjų-filtruotojų ar kitais mitybos būdais (Coffman, 1967; Cummins, 1973; Cummins, 1974; Cummins ir Klug, 1979).

Kadangi uodai trūkčiai pasižymi gana įvairiais mitybos būdais, jų maisto pasirinkimas yra platus. Dauguma lervų yra prisitaikę maitintis įvairiu maistu, tačiau yra ir tokių, kurios minta tik tam tikru maistu (Roback, 1969; Tarwid, 1969; Alfred, 1974; Baker ir McLachlan, 1979; Mackey, 1979; Dusoge, 1980; Kajak, 1980; Sephton, 1987; Johnson ir kt., 1989; Armitage ir kt., 1995). Maistas, kaip ir mitybos būdas, gali keistis lervoms vystantis ir augant, o jų racionas dažnai priklauso nuo sezono arba tuo metu esančio maisto prieinamumo (Armitage, 1968; Brennan ir kt., 1978; McLachlan ir kt., 1978; Baker ir McLachlan, 1979; Williams, 1981; Tokeshi, 1986; Ward ir Williams, 1986; Sephton, 1987).

Vandenyje gyvenančios Chironomidae lervos yra prisitaikiusios maitintis dumbliais, detritu, mikroorganizmais (fitoplanktonu, zooplanktonu ir kt.), augalais, mediena bei kitais bestuburiais (Armitage ir kt., 1995).

Sausumoje gyvenančių lervų mityba priklauso nuo aplinkos – dirvožemyje jos minta panašiai kaip vandeninės, tačiau į jų racioną įeina ir gyvūnų mėšlas.

Grybuose besivystančios lervos dažniausiai būna plėšrūnės arba micetofagės. Augalus minuojančios lervos daugiausiai maitinasi augalų ląsteliena, o negyvoje medienoje gyvenančių lervų mityba gali būti įvairi – jos gali būti micetofagės, plėšrūnės, ksilofagės (Delettre, 1992, 2000, 2004; Moller Pillot, 2013; De Souza ir kt., 2014).

Nors parazitizmas nėra plačiai paplitęs tarp Chironomidae atstovų, tačiau yra kelios gentys, kurių atstovai laikomi parazitais (Tokeshi, 1993; Armitage ir kt., 1995). Tarp jų – *Symbiocladius* Kieffer, 1925, *Baeoctenus* Saether, 1976, *Cryptochironomus* Kieffer, 1918, *Cardiocladius* Kieffer, 1912, *Epoicocladius* Sulc & Zavrel, *Parachironomus* Lenz, 1921 ir *Xenochironomus* Kieffer, 1921 atstovai parazituoja stambesnius už save bestuburius arba pintis (Claassen, 1922; Czczuga ir Bobiatynska-Ksok, 1968; Gordon ir kt., 1978; Parker ir Voshell, 1979; Tokeshi, 1993; Armitage ir kt., 1995). Pavyzdžiui, *Symbiocladius* ir *Epoicocladius* lervos parazituoja Ephemeroptera būrio atstovus ir maitinasi jų hemolimfa (Claassen, 1922; Tokeshi, 1993; Grzybkowska ir kt., 2016; Vilenica ir kt., 2018). Tuo tarpu *Baeoctenus*, *Parachironomus* ir *Cryptochironomus* genčių atstovai parazituoja Mollusca tipo atstovus tiek kaip ektoparazitai, tiek kaip endoparazitai (Gordon ir kt., 1978; Czczuga ir Bobiatynska-Ksok, 1968; Tokeshi, 1993). *Xenochironomus* genties lervos parazituoja Spongillidae šeimos atstovus (Tokeshi, 1993).

Komensalizmas tarp Chironomidae šeimos atstovų yra plačiai paplitęs beveik visuose zoogeografiniuose regionuose, išskyrus Antarktidą (Tokeshi, 1993; Armitage ir kt., 1995). Pavyzdžiui, Ephemeroptera būrio atstovai yra šeimnininkai *Epoicocladius*, *Nanocladius* ir *Rheotanytarsus* Thienemann & Bause, 1913 genčių uodams trūkliams (Tokeshi, 1993; Pepinelli ir kt., 2009; Grzybkowska ir kt., 2016). *Eukiefferiella*, *Rheotanytarsus*, *Ablabesniya* ir *Xenochironomus* genčių uodai trūkliai yra kai kurių moliuskų komensalai (Tokeshi, 1993). Taip pat komensaliniai uodų trūklių ryšiai yra nustatyti su Trichoptera, Plecoptera, Odonata, Diptera, Hemiptera ir Megaloptera būrių atstovais, pavyzdžiui, gentyse *Cardiocladius*, *Eukiefferiella*, *Dratnalia*, *Nanocladius*, *Dactylocladius* Kieffer, 1906, *Cricotopus*, *Tvetenia* Kieffer, 1922, *Paratanytarsus* Thienemann & Bause, 1913, *Polypedilum* Kieffer, 1912 ir *Rheotanytarsus* (Tokeshi, 1993; Makarchenko ir kt., 2022). Viena uodų trūklių gentis – *Ichthyocladius* Fittkau, 1974 (Tokeshi, 1993) yra Astroblepidae ir Loricariidae šeimų žuvų komensalas.

1.2.4. Uodų trūklių vystymosi buveinės

Chironomidae šeimos atstovai užima labai įvairias buveines – jų lervos dažniausiai aptinkamos vandens buveinėse, tuo tarpu suaugėliai – sausumos (Cranston, 1995). Uodai trūkliai yra viena gausiausių gėlavandenių makrobestuburių grupių tiek rūšių, tiek individų skaičiumi, ir kartu – viena iš nedaugelio vabzdžių grupių, kurios atstovai aptinkami ir druskinguose vandens telkiniuose (da Silva ir kt., 2018).

Dėl didelio rūšių skaičiaus bei įvairių morfologinių bei fiziologinių adaptacijų, uodai trūkliai yra prisitaikę gyventi vandens telkiniuose, kuriems būdingas platus temperatūros, deguonies, pH, druskingumo, vandens tėkmės greičio, gylio, altitudės, vandens telkinio produktyvumo, našumo ir kitų aplinkos parametrų spektras. Uodų trūklių lervos gali vystytis beveik visose stovinčio ir tekančio vandens buveinėse, pavyzdžiui, upėse, ežeruose, pelkėse, tvenkiniuose, balose, medžių drevėse susikaupusiame vandenyje, ledo tirpsmo vandenyje, ar karštosiose versmėse (Armitage ir kt., 1995; Ferrington, 2008; Merritt ir kt., 2019). Jos sėkmingai vystosi tiek oligotrofiniuose, tiek eutrofiniuose vandens telkiniuose. Be to, kai kurie Chironomidae šeimos atstovai pasižymi gebėjimu išgyventi aplinkoje, užterštoje sunkiaisiais metalais – sąlygomis, kurios daugeliui organizmų būtų letalios (Mousavi ir kt., 2003).

Uodai trūkliai paplitę visuose zoogeografiniuose regionuose (Ashe ir kt., 1987). Jie aptinkami net iki 5 600 m aukštyje virš jūros lygio Himalajuose, taip pat Antarktidoje, kur žinomos trys vietinės rūšys – *Belgica antarctica* Jacobs, 1900, *Eretmoptera murphyi* Schäffer, 1914 ir *Parochlus steinenii* (Gercke, 1889) (Armitage ir kt., 1995; Cranston, 1995; Ferrington, 2008).

1.2.4.1. Tekančio vandens buveinės

Uodai trūkliai aptinkami visose tekančio vandens buveinėse, pasižyminčiose įvairiomis cheminėmis savybėmis, temperatūrų režimu, tėkmės greičiu bei substrato ypatybėmis (Armitage ir kt., 1995). Pavyzdžiui, ledo tirpsmo upėse (*Angl. kryon*), kur vandens temperatūra vasarą nesiekia nei 2 °C, vystosi *Diamesa* Meigen, 1835 genties atstovai. Leidžiantis upe žemyn ir temperatūrai pakilus iki ~3,5 °C, rūšių įvairovė didėja – prie *Diamesa* genties atstovų prisijungia Orthocladiinae pošeimio atstovai, ypač *Eukiefferiella* Thienemann, 1926 ir *Tvetenia* Kieffer, 1922 (Armitage ir kt., 1995; Rossaro ir kt., 2012; Lencioni ir kt., 2018).

Šaltiniuose ir šaltiniuose upeliuose uodų trūklių rūšių įvairovė paprastai nedidelė – šiose buveinėse nustatomos kelios Chironomidae gentys,

tarp jų ir tokios, kurių atstovai gyvena sausumoje arba pusiau sausumoje (Hudson, 1987).

Ypač specifinė tekančio vandens buveinė yra vadinamoji higropetrinė (*Angl.* madicolouse, hygropetric) – ji itin sekli (iki 2 mm gylio), dažniausiai susiformuojanti ant akmenų, uolų ar medienos paviršių. Oliver ir Sinclair (1989), ištyrę tokias buveines, aprašė 47 Chironomidae rūšis, iš kurių viena priklausė Podonominae pošeimiui, keturios – Tanypodinae, septynios – Diamesinae ir 20 – Orthocladiinae, bei šešios – Tanytarsini tribai.

Kalnų ir aukštumų regionų vėsiuose, ledo tirpsmo upeliuose, kurie pasižymi skaidriu vandeniu ir dideliu tėkmės greičiu, uodai trūkliai dažniausiai būna viena iš dominuojančių makrobestuburių grupių. Tokiose buveinėse įprastai aptinkami Orthocladiinae ir Diamesinae pošeimių atstovai, o Chironominae pošeimio atstovai būna retesni. Visgi, šios tendencijos nėra vienareikšmiškos – priklausomai nuo zoogeografinio regiono, dominuojančios grupės gali kisti, ir tam tikrais atvejais vyrauja Chironominae arba Tanypodinae pošeimių atstovai (Cowie, 1980; Cranston ir Edward, 1992; Armitage ir kt. 1995).

Žemumų upės taip pat yra svarbios Chironomidae šeimos atstovų vystymosi buveinės (Armitage ir kt., 1995). Tokiose upėse dažniausiai dominuoja Chironominae pošeimio atstovai (jie gali sudaryti daugiau nei 50 % visos uodų trūklių įvairovės (Thienemann, 1954)), tačiau, priklausomai nuo aplinkos sąlygų ir geografinės vietos, gali dominuoti ir Orthocladiinae, Tanypodinae, o kai kuriais atvejais – ir Diamesinae pošeimių atstovai (Armitage ir kt., 1995).

1.2.4.2. Stovinčio vandens buveinės

Be tekančio vandens buveinių, uodai trūkliai yra aptinkami visų tipų stovinčio vandens (*Angl.* lentic) telkiniuose (Armitage ir kt. 1995). Šios buveinės gali būti labai įvairios – nuo mažų balų iki didžiulių ežerų – ir pasižymėti skirtingomis morfometrinėmis, cheminėmis bei trofinėmis savybėmis.

Dideliuose ežeruose Chironomidae atstovų įvairovė ir pasiskirstymas gali kisti skirtingose ekologinėse zonose: litoralėje, sublitoralėje ir profundalėje. Jei ežeras yra oligotrofinis arba pasižymi mažu organinių medžiagų kiekiu, dėl nuolatinio vandens judėjimo ir bangavimo litoralės zona yra panaši į švaraus upelio buveinę. Tokiose buveinėse įprastai dominuoja Orthocladiinae pošeimio atstovai. Tuo tarpu profundalės zona, ypač giliuose ežeruose, pasižymi dideliu kiekiu negyvos organinės medžiagos, ribotu kiekiu

deguonies ir dugnu, padengtu storu bentoso sluoksniu. Tokiose buveinėse, profundalės zonoje, dažniausiai dominuoja Chironominae pošeimio atstovai (Armitage ir kt. 1995).

Chironomidae įvairovę ežeruose lemia ne tik ekologinės zonos, bet ir daugybė kitų veiksnių, tarp jų – zoogeografinis regionas bei vandens telkinio altitudė. Tyrimai, atlikti skirtinguose pasaulio regionuose ir skirtingame aukštyje virš jūros lygio, atskleidė įvairias rūšių įvairovės bei pošeimių dominavimo tendencijas (Armitage ir kt. 1995).

Pavyzdžiui, Lindegaard (1992) tyrimo Tingvadlavatn ežere (Islandija) bei Harper ir Cloutier (1986) tyrimo Cromwell ežere (Kanada) rezultatai apie Chironomidae bendrijas buvo panašūs, nepaisant to, kad ežerai skiriasi savo dydžiu (Cromwell ežeras yra gerokai mažesnis nei Tingvadlavatn) ir geografinė padėtimi. Nors Tingvadlavatn ežeras yra didesnis, jis nepasizymėjo didele Chironomidae įvairove, palyginti su panašiais ežerais Skandinavijoje, o tai greičiausiai susiję su ežero izoliacija vienoje iš Islandijos salų.

Kalnų ežeruose dažnai stebima mažesnė Chironomidae įvairovė, o duomenys apie dominuojančius pošeimius nėra vienareikšmiai. Pavyzdžiui, Bretschko (1974) tyrimo, atlikto Finstertalspeicher tvenkinyje Austrijoje, rezultatai parodė, kad čia dominavo Orthocladiinae ir Diamesinae pošeimių atstovai, o Chironominae pošeimiui priklausė tik trys identifikuotos rūšys. Priešingus rezultatus gavo Dejoux (1968), kurio tyrimas buvo vykdytas rytinėje Čado ežero dalyje – iš 93 nustatytų uodų trūklių rūšių net 76 priklausė Chironominae pošeimiui, o Orthocladiinae – tik viena. Šie ir panašūs tyrimai įrodo, jog uodų trūklių įvairovę ir pasiskirstymą skirtingo tipo vandens telkiniuose įtakoja labai daug įvairių faktorių (Armitage ir kt., 1995).

1.2.4.3. Ekstremalios vandens buveinės

Viena iš ekstremalių buveinių, kur vystosi uodai trūkliai, yra karštosios versmės. Tokios buveinės, kuriose vandens temperatūra siekia apie 40 °C, buvo tirtos Islandijoje, Jungtinėse Amerikos Valstijose (JAV) ir Naujojoje Zelandijoje (Brues, 1924; Tuxen, 1944; Winterbourn, 1969). Iš viso karštosiose versmėse nustatytos trys uodų trūklių rūšys: Islandijoje – *Cricotopus sylvestris* Fabricius, 1794, Jeloustono nacionaliniame parke, JAV – *Chironomus* sp. „near *tentans*“ Fabricius, 1805, galimai *Camptochironomus* Kieffer, 1918 genties atstovas, o Naujojoje Zelandijoje – *Chironomus cylindicus* Freeman, 1959. Pastebėtina, kad be uodų trūklių šiuose tyrimuose

Jeloustono nacionaliniame parke buvo identifikuotas tik vienas ne uodų trūklių, o Odonata būrio atstovas (Armitage ir kt., 1995).

Uodai trūkliai gali vystytis ir efemeriniuose (laikiniuose) vandens telkiniuose, pavyzdžiui, upeliuose ar balose, susidarančiose po lietaus ar atlydžio. Tropiniuose regionuose tokie telkiniai greitai išdžiūsta, todėl juose retai aptinkamos uodų trūklių lervos ar kiaušiniai (Harrison, 1966; Hynes, 1975). Tačiau vėsesnio klimato zonose efemeriniai upeliai gali išlikti ilgiau, sudarydami tinkamesnes sąlygas uodų trūklių vystymuisi.

Tyrimų, atliktų Anglijoje (Ladle ir Bass, 1981), JAV (Grodhaus, 1976) bei Australijoje (Edward, 1968), rezultatai rodo, kad dauguma Chironomidae rūšių atstovų, nustatomų efemeriniuose vandens telkiniuose, yra būdingi nuolatiniams vandens telkiniams. Tačiau kelių rūšių lervos – *Endochironomus* sp., *Phaenopsectra* sp., *Parabornella tonnoiri* Freeman, 1961 ir *Allotrissocladius amphibius* Freeman, 1964 – pasižymi gebėjimu pereiti į diapauzės stadiją, leidžiančią išgyventi sausąjį laikotarpį (Armitage ir kt., 1995).

Lietaus balose besivystančių vabzdžių yra nedaug dėl per trumpo vandeningo laikotarpio arba dėl to, kad jie nėra prisitaikę išgyventi sausąjį laikotarpį. Tarp uodų trūklių yra keletas rūšių, kurių atstovai gyvena laikinose balose. Viena tokių – *Polypedilum vanderplanki* Hinton, 1951, nustatyta ant granito susiformuojančiose balose Afrikoje. Tyrimai rodo, kad šios rūšies lervos gali išgyventi bent 10 dehidratacijos ir rehidratacijos ciklą, taip pat jos išlieka gyvybingos, kai yra užšaldytos iki -270 °C arba pakaitintos iki 102 °C (Hinton, 1960 a, b). *P. vanderplanki* lervos taip pat pasižymi gebėjimu išgyventi ilgą sausros laikotarpį diapauzės būsenoje – lervos, laikytos sausoje aplinkoje su silikageliu net 17 metų, atsigavo vos per kelias valandas po jų perkėlimo į vandenį (Adams, 1983). Tęsiant tyrimus lietaus balose Nigerijoje, Adams nustatė *P. dewulfii* Goetghebuer, 1936, kurios atstovai pasižymi panašiomis adaptacijomis ir taip pat gali išgyventi išdžiūvimus (Adams, 1983). Laikinose balose, kurios išsilaiko bent kelias savaites, aptinkami *Chironomus imicola* Kieffer, 1913 rūšies atstovai, todėl tipiniu atveju jos ir *P. vanderplanki* biotopai nepersidengia (Cantrell ir McLachlan, 1982). Australijoje laikinose lietaus balose yra nustatytos dvi uodų trūklių gentys – *Parabornella* ir *Allotrissocladius* (Edward, 1968). *Parabornella* lervos sausuoju laikotarpiu būna ramybės būsenoje, tačiau jų vystymasis nesustoja – diapauzė nepasireiškia. Tuo tarpu *Allotrissocladius* genties atstovai sausros metu formuoja kokonus ir pereina į diapauzės stadiją (Jones, 1974; Edward, 1968).

Fitotelma (*Angl.* phytotelma) – tai maža vandens pripildyta ertmė, susidariusi ant sausumos augalų, dažniausiai ant lapų, drevėse ar žievėje susikaupęs vanduo. Entomologiniai tyrimai rodo, kad fitotelmose dažniausiai dominuoja Chironomidae šeimos atstovai (Armitage ir kt. 1995). Dėl šio biotopo specifškumo ir išskirtinės dumblių bei grybų įvairovės, fitotelmos yra plačiai ištirtos ir aprašytos visuose žemynuose, išskyrus Antarktidą (Armitage ir kt. 1995). Ant lapų susikaupusiame vandenyje geriausiai ištirti *Metriocnemus* genties uodai trūkiai. Europoje žinomos bent dvi šios genties rūšys, kurių atstovai vystosi būtent tokiose mikrobuveinėse – *M. scirpi* (Kieffer, 1899) ir *M. inopinatus* Strenzke, 1950 (Strenzke, 1950a). Šios genties atstovai nustatyti ir kituose žemynuose. Pavyzdžiui, *M. wittei* Freeman, 1955 randama vandens sankaupose ant laukinių bananų lapų, o kelių kitų rūšių atstovai aptinkami ant įvairių rūšių augalų (Cranston ir Judd, 1987). Be to, kelios *Metriocnemus* rūšys buvo nustatytos aukštai kalnuose, kur jų lervos vystosi ant *Senecio brassica* R.E.Fr. & T.C.E.Fr. lapų susidariusiame gleivėtame skystyje (Pinder, 1995).

Tyrimai JAV rodo, kad *Metriocnemus* genties uodai trūkiai, panašiai kaip *Polypedilum* ir *Limnophyes*, gali vystytis ir drevėse susikaupusiame vandenyje (Grodhaus ir Rotramel, 1980). Tačiau kituose zoogeografiniuose regionuose atlikti tyrimai rodo dar didesnę uodų trūklių įvairovę tokiam biotope. Be minėtų genčių, buvo aptikti ir kitų genčių, tokių kaip *Chironomus*, *Microtendipes*, *Glyptotendipes*, *Procladius*, *Psectrocladius*, *Cricotopus* ir kitos, atstovai (Parma ir Krebs, 1977; Cranston ir Kitching, 1995). Kaip ir ant lapų, taip ir drevėse susikaupusiame vandenyje uodų trūklių įvairovė ir pasiskirstymas priklauso nuo zoogeografinio regiono bei augalų rūšių (Pinder, 1995).

1.2.4.4. Druskingo vandens buveinės

Nors jūrinių vabzdžių, įskaitant dvisparnius, įvairovė yra mažesnė nei gėlavandenių, uodai trūkiai šiose buveinėse sudaro reikšmingą dalį jūrinių vabzdžių faunos (Kirk-Spriggs ir kt., 2001). Tyrimai rodo, kad druskinguose vandenyse dominuoja trys Chironomidae pošeimiai – Telmatogetoninae, Orthocladiinae ir Chironominae (Tang ir kt., 2022). Šiuo metu pasaulyje žinoma apie 30 genčių ir daugiau nei 100 rūšių uodų trūklių, kurie vystosi jūrose, druskingame arba laikinai druskingame vandenyje (Tang ir kt., 2022). Su druskingu vandeniu susiję uodai trūkiai pradėti tyrinėti ir kataloguoti jau XX amžiaus pirmoje pusėje (Edwards, 1926; Rawson ir Moore, 1944; Parma ir Krebs, 1977). Dauguma jūrinių Chironomidae rūšių atstovų gyvena

pakrantės zonoje iki kelių metrų gylyje, tačiau yra tokių, kurie aptinkami net iki 30 metrų gylyje (Armitage ir kt. 1995). Be to, su druskingu vandeniu susiję uodai trūkiai gali išgyventi įvairaus druskingumo sąlygomis – pavyzdžiui, kai kurie *Clunio* genties atstovai aptinkami vandenyje, kurio druskingumas svyruoja nuo vienos iki 50 ‰ (Neumann, 1961).

1.2.4.5. Kitos vystymosi buveinės

Kai kurių tyrėjų teigimu (McLachlan, 1969; Lindegaard-Petersen, 1971; Mackey, 1976a,b, 1977; Pinder, 1980, 1986), vienas iš pagrindinių veiksnių, lemiančių uodų trūklių pasiskirstymą ir įvairovę, yra dugno substratas. Taip yra todėl, kad skirtingų rūšių atstovai, tipiniu atveju, yra prisitaikę gyventi skirtingo tipo substrate. Viena iš svarbių mikrobuveinių yra hiporeinė zona (*Angl.* hyporheic zone) – tai nuosėdų ir porėtų erdvių sritis po upės arba upelio vaga bei jos pakraščiuose, kur paviršinis vanduo sąveikauja su gruntiniu, pratekėdamas per smėlį, žvyrą ir kitus dugno sluoksnius. Tyrimai rodo, kad šioje buveinėje, kurioje vyrauja akmenys ir žvyras, dažniausiai dominuoja Orthocladiinae pošeimio ir Tanytarsini tribos uodų trūklių atstovai (Godbout ir Hynes, 1982). Tačiau hiporeinės zonos tyrimai yra apsunkinti dėl sudėtingo mėginių paėmimo, todėl jos biologinė įvairovė iki šiol išlieka nepakankamai ištirta. Dėl to, jei tam tikros rūšies uodų trūklių atstovai upėse aptinkami tik lėliukės stadijoje, o jų lervų nepavyksta rasti, daroma prielaida, kad jų vystymasis gali vykti būtent hiporeinėje zonoje (Murray ir Ashe, 1981; Ramos-Merchante ir kt., 2018).

Nemažai uodų trūklių vystosi ant vandens augalų bei makrodumblių, ant kurių jie suformuoja namelius (Pinder, 1980; Kranzfelder ir Ferrington, 2018). Kai kurių šios grupės rūšių atstovai maitinasi pačiais augalais ar dumbliais, tačiau kiti juos naudoja tik kaip gyvenamąją aplinką, o maisto išteklius gauna filtruodami daleles iš vandens arba aktyviai medžiodami (Van der Velde ir Hiddink, 1987).

Nors uodai trūkiai nėra dominuojanti grupė negyvoje medienoje, esančioje vandens telkiniuose, tačiau tyrimai rodo, kad šioje buveinėje jų įvairovė yra gana didelė (Cranston, 2006). Negyvos medienos vandenyje tyrimai plačiai aptarti įvairiuose darbuose (Anderson, 1982, 1989; Hoffmann ir Hering, 2000; Cranston ir McKie, 2006). Didžiausia rūšinė įvairovė šioje buveinėje nustatyta Orthocladiinae (Cranston, 1982; Kaufman ir King, 1987; Cranston ir Oliver, 1988; Cranston, 2000) ir Chironominae (Borkent, 1984; Cranston ir Hardwick, 1996) pošeimių atstovų. Nepaisant esamų tyrimų

gausos, vis dar manoma, kad šio biotopo uodų trūklių įvairovė nėra iki galo ištirta ir reikalauja išsamesnės analizės (Armitage ir kt., 1995).

Dažniausiai upių dugno substratas yra minkštas (*Angl.* soft), sudarytas iš organinės arba neorganinės kilmės medžiagų – dažniausiai sudarytas iš smėlio ir/arba molio (Armitage ir kt., 1995). Organiniame substrate arba dumble ištirpusio deguonies kiekis dažniausiai būna nedidelis ir tokiose sąlygose dominuoja Chironominae šeimos atstovai (Kranzfelder ir Ferrington, 2018). Tyrimai rodo, kad nepriklausomai nuo zoogeografinio regiono, tiek upėse, tiek ežeruose, minkštame substrate paprastai vyrauja *Chironomus* genties lervos (Alsterberg, 1922; McLachlan ir Cantrell, 1976; Heinis ir Crommentuijn, 1989; Heinis ir kt., 1989; Heinis ir Davids, 1993; Smit ir kt., 1993; Kranzfelder ir Ferrington, 2016; Kranzfelder ir Ferrington, 2018). Buveinėse, kur minkštas neorganinis (pavyzdžiui, smėlio) substratas persidengia su dumbliu, be *Chironomus* genties atstovų gali dominuoti ir *Stictochironomus*, *Cladotanytarsus*, *Tanytarsus*, *Kiefferulus*, *Glyptotendipes*, *Micropsectra* genčių atstovai (Berg, 1938; Edward, 1958; Ford, 1962; Nagell ir Landahl, 1978; Gallepp, 1979; Heinis ir Davids, 1993; Smit ir kt., 1993; Kranzfelder ir Ferrington, 2016; Kranzfelder ir Ferrington, 2018). Jeigu substratas yra minkštas, bet neorganinės kilmės, jame dažniausiai dominuoja Orthoclaadiinae ir Tanypodinae šeimų atstovai (Armitage ir kt., 1995). Uodų trūklių pasiskirstymui minkštame substrate reikšmingą įtaką daro vandens telkinio tipas (tekantis ar stovintis) bei konkreti substrato sudėtis. Stovinčio vandens telkiniuose, kuriuose vyrauja organinis dumblas, uodų trūklių lervos dažniausiai aptinkamos kelių centimetrų gylyje (Ford, 1962), tačiau kai kurių rūšių, pavyzdžiui, *Chironomus anthracinus* Zetterstedt, 1860, atstovai gali gyventi ir iki 40 cm gylyje (Berg, 1938). Tekančio vandens telkiniuose, organiniame substrate, lervų pasiskirstymas gali būti gerokai platesnis ir priklausyti nuo rūšies bei substrato struktūros (Armitage ir kt., 1995).

Be vandens buveinių uodai trūkčiai taip pat yra aptinkami ir įvairiose sausumos arba pusiau sausumos buveinėse: dirvožemyje, stuburinių išmatose, samanose, grybuose, įvairiose augalų dalyse ir pan. (Armitage ir kt., 1995). Nors jų įvairovė šiose buveinėse paprastai yra mažesnė, tai iš dalies gali būti siejama su ribotais tyrimais (Armitage ir kt., 1995).

Dirvožemyje dažniausiai aptinkami šeimos Orthoclaadiinae uodai trūkčiai (Hudson, 1987; Cranston ir kt., 1989; Delettre, 2005), o šiuo metu žinoma apie 15 genčių, kurių atstovai gali vystytis sausumos arba pusiau sausumos dirvožemio buveinėse (Cranston ir kt., 1989). Vieni iš pirmųjų išsamių sausumos uodų trūklių tyrimų buvo atlikti Strenzke (1950a,b).

Dėl įvairiapusių ekologinių adaptacijų ir gana greito vystymosi kai kuriais atvejais sunku tiksliai nustatyti, ar konkrečios rūšies lervos vystėsi vandenyje, ar sausumoje. Šis neapibrėžtumas ypač aktualus tuomet, kai vystymasis vyksta laikinoje vandens buveinėje, susidarancioje sausumoje (Sendstad ir kt., 1977). Tyrimai rodo, kad sausumoje besivystančių Chironomidae lervų paplitimas glaudžiai susijęs su aplinkos drėgme – didesnė jų įvairovė ir gausumas nustatomi drėgnesnėse vietovėse, pavyzdžiui, netoli vandens telkinių (Sendstad ir kt., 1977; Delettre, 1978, 2005). Dirvožemyje besivystančių lervų įvairovė ir gausumas būna didesnis tokiose vietose, kur didesnis drėgmės kiekis, pavyzdžiui, arčiau vandens telkinio (Sendstad ir kt., 1977). Išsausėjus dirvožemiui arba esant nepalankioms sezoninėms sąlygoms, lervos dažniausiai įsirausia giliau į gruntą ir formuoja apsauginius kokonus, kuriuose išbūna iki kol aplinkos sąlygos tampa tinkamos tolesniam vystymuisi (Delettre ir Baillot, 1977; Delettre, 1988).

Taip pat kaip vystymosi buveinę uodų trūklių lervos naudoja samanas bei kerpes, kurios padeda palaikyti joms tinkamą drėgmės lygį (Sendstad ir kt., 1977). Kitose sausumos buveinėse, tokiose kaip grybai ar augalai, randami Orthoclaadiinae, Tanypodinae ir Chironominae pošeimių atstovai (De Souza ir kt., 2014). Kai kurie uodai trūkliai, priklausantys *Chironomus*, *Glyptotendipes*, *Endochironomus*, *Tanytarsus*, *Cladotanytarsus*, *Psectrocladius*, *Orthocladus* ar *Cricotopus* gentims yra laikomi žemės ūkio kenkėjais, kurie kenkia grybams bei augalams (De Souza ir kt., 2014). Kelių Chironomidae genčių atstovai vystosi negyvoje medienoje (Schiegg, 2000).

1.2.5. Uodai trūkliai – vandens telkinių bioindikatoriai

Bioindikatoriniai tyrimai vandens būklei nustatyti pradėti vykdyti dar XX a. pradžioje, kai kiti metodai buvo sunkiai taikomi arba visai neprieinami. Šiuo metu, vandens bioindikatoriniai tyrimai yra itin aktualūs. Pavyzdžiui, dėl eutrofikacijos sukeltų staigių ir ryškių deguonies kiekio vandenyje pokyčių, dienos metu ištirpusio deguonies lygis vandens telkinyje gali atrodyti normalus, tačiau bioindikatoriai geba greitai atskleisti didelius deguonies svyravimus visos paros metu (Costa ir Teixeira, 2014; Derocles ir kt., 2018).

Uodai trūkliai upių biomonitoringui buvo pradėti naudoti Kolkwitz ir Marsson (1909), o ežerų – Thienemann (1922) (Armitage ir kt., 1995). Nors XX a. uodai trūkliai buvo plačiai naudojami biomonitoringo tyrimuose, pastaruoju metu jų naudojimas sumažėjo dėl sudėtingos identifikacijos. Šiuolaikiniuose tyrimuose dažniausiai taikomi lėliukių išnarų arba molekuliniai metodai genčių ir rūšių nustatymui (De Bisthoven ir kt., 2005;

Langton ir Pinder, 2007). Kai kurie tyrėjai teigia, kad uodų trūklių identifikacija yra sudėtinga ir reikalauja daug žmogiškųjų išteklių. Tačiau taikant modernius molekulinis metodus jų identifikacijai, Chironomidae atstovų įvairovė bei gebėjimas prisitaikyti prie įvairių aplinkos sąlygų daro juos viena svarbiausių bioindikatorinių vabzdžių grupių vandens kokybės vertinime (Armitage ir kt., 1995; De Bisthoven ir kt., 2005; Rawal ir kt., 2019; Czechowski ir kt., 2020).

Ežerų trofinis klasifikavimas, naudojant uodus trūklius, pradėtas taikyti Thienemann (1922) ir Naumann (1929). Vėliau Brundin (1949, 1958) ir Sæther (1975) atliko tyrimus, kurių metu ežerų trofiškumas buvo vertinamas remiantis uodų trūklių bendrijomis. Šiais tyrimais, vykdytais šiauriniame pusrutulyje, siekta įvertinti ežerų nuosėdų ir vandens kokybę, naudojant Chironomidae lervas (Brundin, 1949, 1958; Sæther, 1975; Lindegaard, 1995). Tačiau vėlesni tyrimai parodė, kad šis metodas nėra tinkamas taikyti kituose zoogeografiniuose regionuose (Timms, 1978; Czechowski ir kt., 2020). Uodai trūkliai plačiai naudojami bendram vandens kokybės vertinimui, taip pat druskų bei sunkiųjų metalų užterštumo nustatymui (Armitage ir Blackburn, 1985; Bendell-Young ir kt., 1994; Bervoets ir kt., 1996; Calle-Martínez ir Casas, 2006; Desrosiers ir kt., 2008). Klasikinė Chironomidae biomonitoringo sistema buvo išplėsta ir patobulinta Sæther (1979), kuris nustatė 15 uodų trūklių bendrijų, naudojamų ežerų trofiškumui nustatyti: šešios bendrijos buvo susijusios su oligotrofiniais ežerais, trys – su mezotrofiniais ir šešios – su eutrofiniais ežerais (Armitage ir kt., 1995). Tobulėjant uodų trūklių taikymui ežerų biomonitoringe, Wiederholm (1976, 1980) sukūrė bentoso kokybės indeksą (*Angl.* benthal quality index (BQI)), kuris vertina bentoso būklę remiantis uodų trūklių bendrijomis. Vėlesniuose tyrimuose Wiederholm (1980), pasiūlė į biomonitoringą įtraukti ne tik uodus trūklius, bet ir mažašeres žieduotąsias kirmėles (Oligochaeta), taikant formulę, paremtą jų individų skaičiumi (Armitage ir kt., 1995). Coler ir Kondratieff (1989) atlikti tyrimai parodė, kad Chironomidae populiacijoms ežeruose didelę įtaką daro vandens temperatūra ir ištirpusio deguonies kiekis.

Nors upės ir upeliai buvo tiriami panašiai kaip ežerai, jų skirstymas į oligotrofines, mezotrofines ir eutrofines, kaip tai daroma su ežerais, niekada nepavyko (Armitage ir kt., 1995). Viena iš pagrindinių priežasčių – upės per visą savo ilgį nuolat keičiasi: kinta jų morfometrija, hidrologinės sąlygos ir kitos savybės, be to, jose susidaro daug įvairių mikrobeveinių (Armitage ir kt., 1995). Illies ir Botosaneanu (1963) siūlė upes skirstyti į aukštupius ir žemupius pagal fizines ir biologines charakteristikas, tačiau šis skirstymas

nepadėjo efektyviau palyginti upių, nes jos skiriasi pagal ištakas, maitinimą, geografinį regioną, altitudę ir kitus veiksnius (Armitage ir kt., 1995).

Nepaisant to, uodai trūkiai atlieka svarbų vaidmenį tiriant ir vertinant antropogeninį poveikį upių ekosistemoms (Lencioni ir kt., 2012; Cortelezzi ir kt., 2020; Molineri ir kt., 2020; Shahidi-Hakak ir kt., 2022). Skirtingos Chironomidae grupės naudojamos specifiniams upių užterštumo rodikliams stebėti (Armitage ir kt., 1995). Chironomidae atsovai yra žinomi kaip organinių teršalų, pH, deguonies, sunkiųjų metalų ir kitų chemikalų bei toksinų bioindikatoriai (Davies ir Hawkes, 1981; Pinder ir Farr, 1987; Ferrington ir Crisp, 1989). Pavyzdžiui, kai kurie *Chironomus* genties atstovai yra prisitaikę prie didelio užterštumo, tuo tarpu Orthoclaadiinae ir Tanypodinae pošeimių atstovai yra jautrūs taršai, todėl dažniausiai vertinama šių taksonominių grupių rūšinė sudėtis bei populiacijų gausa (Armitage ir kt., 1995; Cortelezzi ir kt., 2020; Molineri ir kt., 2020; Shahidi-Hakak ir kt., 2022).

1.3. Uodų trūklių tyrimų apžvalga

Uodų trūklių tyrimai plačiai atliekami visame pasaulyje. Nors daugiausia tyrimų atlikta Šiauriniame pusrutulyje, intensyvūs tyrimai vyksta ir Pietų Amerikoje, Afrikoje bei Australijoje. Šie tyrimai apima įvairius aspektus: ekologinės vandens būklės vertinimą, Chironomidae filogeniją ir sistematiką, biologiją, ekologiją bei zoogeografinį paplitimą (Armitage ir kt., 1995).

1.3.1. Uodų trūklių gausumo/dominavimo tyrimai

Didelė dalis uodų trūklių tyrimų, atliktų gėlo vandens telkiniuose rodo, kad Chironomidae pagal rūšių ir individų skaičių yra dominuojanti arba viena iš dominuojančių vandens bestuburių grupė. Tai rodo tyrimų rezultatai gauti Norvegijoje Schartau ir kt. (2010), kur tiriant gėlus vandenį, tokius kaip upelius, upes, kūdras, balas, ežerus ir tvenkinius, buvo nustatyta 2 800 gėlavandenių gyvūnų rūšių, iš kurių 505 (18 %) priklausė Chironomidae šeimai, o antroje vietoje pagal rūšių skaičių buvo vabalai, kurių buvo beveik dvigubai mažiau (274 rūšys) ir jie sudarė vos daugiau nei 9 % visų Norvegijoje žinomų gėlavandenių rūšių. Panašūs rezultatai buvo gauti tyrimų, atliktų Vokietijoje, metu (Gerecke ir kt., 1998). Siekiant ištirti 19 šaltinių ekologiją ir tipologiją, naudojant entomologinį graibštą, buvo analizuojama vėžiagyvių (Crustacea: Copepoda ir Ostracoda) bei vandens erkučių (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae) įvairovė. Nustatyta, kad iš visų identifikuotų bestuburių, dominuojančia grupe pagal rūšinę įvairovę buvo uodai trūkiai. Siekiant

išanalizuoti tęstinius Chironomidae pasiskirstymo tyrimus Lindegaard ir Brodersen (1995) apibendrino daugiau nei 40 Europoje atliktų Chironomidae įvairovės ir gausumo tyrimų, atliktų įvairaus tipo upėse ir upeliuose. Juose, renkant medžiagą įvairiais medžiagos rinkimo metodais buvo nustatyta 514 Chironomidae rūšių ir gauta, kad pagal rūšių skaičių ir gausumą uodai trūkiai, įvairaus tipo upėse ir upeliuose, yra dominuojanti grupė, kur jų gali būti nustatoma daugiau nei 200 rūšių. Avesani ir kt. (2024) naudodami skirtingas medžiagos rinkimo metodikas, tokias kaip plūduriuojanti išsiritimo gaudyklė, Malezo gaudyklė, entomologinis graibštas bei plūduriuojantis tinklas, Italijos Alpėse tyrė sausumos ir vandens dvisparnių gausumą. Visomis medžiagos rinkimo metodikomis Chironomidae dominavo individų skaičiumi – naudojant plūduriuojančią išsiritimo gaudyklę surinkti uodai trūkiai sudarė 53,8 % visų nustatytų dvisparnių individų skaičiaus, naudojant Malezo gaudykles – 32,8 %, naudojant entomologinį graibštą – 62,1 %, o naudojant plūduriuojantį tinklą – 77,8 %. Centrinėje Lenkijos dalyje septyniose žemumų ir lygumų upėse buvo tiriama aplinkos faktorių įtaką Chironomidae įvairovei ir gausumui, o gauti duomenys buvo palyginanti su kitais tyrimais. Šio tyrimo metu Leszczyńska ir kt. (2019) nustatė, kad iš nustatytų 40 makrobestuburių grupių Chironomidae šeimos atstovai dažniausiai dominuoja tiek pagal rūšinę įvairovę, tiek individų skaičių. Pietryčių Azijoje Baker ir kt., (2016) trijose upėse atlikti makrobestuburių bioįvairovės tyrimai, naudojant Surberio tipo bentosinį tinkliuką, parodė, kad iš nustatytų Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera ir Plecoptera būrių, pagal individų skaičių dominuojanti grupė yra dvisparniai – jų dominavimas tirtose upėse siekė 38 %. Taip pat gauta, kad iš visų nustatytų dvisparnių šeimų, visose tyrimų vietose pagal individų skaičių dominavo Simuliidae ir Chironomidae šeimų atstovai, kurių nustatyta atitinkamai nuo 16 % iki 43 % ir nuo 2 % iki 75 %. Dvisparnių dominavimą tarp kitų makrobestuburių nustatė ir kiti tyrėjai upėse Kinijoje (Wang ir kt., 2022). Žemumų upėse, naudojant Surberio tipo bentosinį tinkliuką jie nustatė penkias dominuojančias makrobestuburių šeimas: Baetidae, Ephemeridae, Hydropsychidae, Simuliidae ir Chironomidae. Australijoje, Jolly ir Chapman, 1966 bei Arthington ir kt., 1982 upėse ir upeliuose atlikti makrobestuburių tyrimai parodė, kad iš trijų tirtų vandentėkmių, naudojant entomologinį graibštą bei makrobestuburius rankiniu būdu surenkant nuo riedulių, pagal rūšinę įvairovę dominuoja Chironomidae šeimos atstovai, kurie sudarė daugiau nei 50 % visų tyrimo metu nustatytų rūšių.

1.3.2. Uodų trūklių įvairovės tyrimai

Chironomidae įvairovė svyruoja priklausomai nuo gėlo vandens buveinės tipo. Pavyzdžiui, ledo tirpsmo, aukštos (~ 40°C) temperatūros ar laikinuose vandens telkiniuose gali būti aptinkami tik pavienių genčių ar rūšių atstovai (Hinton, 1951; Hayford ir kt., 1995; Bouchard ir kt., 2006). Tačiau tokiose buveinėse kaip upeliai, upės ar ežerai, uodų trūklių įvairovė ir gausumas gali būti labai dideli – viename biotope gali būti virš 100 skirtingų rūšių, o viename kvadratiname metre – iki 50 000 lervų individų (Ali ir kt., 1985; Coffman, 1989; Garbary ir kt., 2009). Vokietijoje, norint nustatyti užterštumo įtaką Chironomidae bendrijoms, Orendt (2000) atliko tyrimus keturiose versmėse ir 12 šaltinių. Šie vandens telkiniai pasižymėjo mažu dydžiu, juose negyveno žuvis, o vandens temperatūra išliko žema visus metus. Surinkus medžiagą entomologiniu graibštu, iki genties arba rūšies taksonominio lygmens nustatyti 74 uodų trūklių taksonai, kurie priklausė keturiems pošeimiams (Tanypodinae, Prodiamesinae, Orthocladiinae ir Chironominae). Daugiausia versmėse buvo nustatyti 27 Chironomidae taksonai, tuo tarpu šaltiniuose buvo rasti tik pavieniai individai priklausę vos keliems taksonams. Janssens de Bisthoven ir Gerhardt (2003) norėdami palyginti užterštumo poveikį uodams trūkliams, atliko tyrimus trijuose Švedijos upeliuose. Du iš jų buvo neužteršti – Övedsan ir Skärallidbäcken, o vienas – Ybbarpsan pasižymėjo cheminiu ir terminiu užterštumu. Atliekant tyrimus 1995 metais ir naudojant entomologinį graibštą, buvo surinkta virš 500 Chironomidae individų. Neužterštuose Övedsan ir Skärallidbäcken upeliuose atitinkamai buvo nustatyta 13 ir 16 uodų trūklių taksonų, kurie identifikuoti iki genties arba rūšies, o užterštame Ybbarpsan upelyje nustatyti vos penki iki genties arba rūšies identifikuoti Chironomidae taksonai.

Detalios uodų trūklių ekologijos ir biogeografijos tyrimus, pietinėje Alpių dalyje esančiose vandentėkmėse atliko Rossaro ir kt. (2006). Siekiant nustatyti uodų trūklių įvairovę ir paplitimą, buvo analizuojami istoriniai Alpių vandentėkmėse atliktų tyrimų duomenys nuo 1978 iki 1981 metų bei 1990-2003 metais atlikti nauji medžiagos rinkimai, tose pačiose bei naujose tyrimo vietose. Tyrimo metu Chironomidae ėminiai, naudojant entomologinį graibštą ir plūduriuojančią gaudyklę, buvo paimti iš 125 medžiagos rinkimo vietų, iš 14 vandentėmių. Išanalizavus istorinius duomenis bei naujai surinktą Chironomidae medžiagą buvo identifikuoti ir aprašyti 202 uodų trūklių taksonai bei jų paplitimas Alpių vandentėkmėse. Dalelveno upės (Švedija) nereguliariai užliejamose šešiose pievose Lundström ir kt. (2010) atliko uodų trūklių įvairovės tyrimus. Kiekvienoje užliejamoje pievoje pasirinktos

keturios medžiagos rinkimo vietos. Jose, naudojant išsiritimo gaudykles, iš viso surinkta apie 21 000 Chironomidae individų, priklausančių 135 uodų trūklių rūšims.

1.3.3. Uodų trūklių filogenijos ir sistematikos tyrimai

Tyrimai apie uodų trūklių įvairovę, filogeniją ir sistematiką vykdomi jau seniai, tačiau iki šiol vyksta diskusijos dėl atskirų taksonų statuso ar filogenetinių ryšių. Pavyzdžiui, uodų trūklių pošeimių filogenetinę analizę, naudojant lervų, lėliukių ir suaugėlių 89 skirtingus morfologinius požymius atliko Sæther (2000). Taikant parsimonijos metodą gautos kelios kladogramos. Visose jose Telmatogetoninae pošeimis formavo seserinę grupę su kitais Chironomidae pošeimiais. Kai kuriose kladogramose Aphroteniinae pošeimis formavo seserinę grupę su kitais analizuotais pošeimiais, išskyrus Telmatogetoninae. Kitose kladogramose gauta, kad Aphroteniinae pošeimis yra Tanypodinae pusšeimio dalis, kuriai taip pat priklauso Podonominae ir Usumbaromyiinae pošeimiai. Kai kuriose kladogramose Chilenomyiinae pošeimis nustatytas kaip Tanypodinae dalis. Daugumoje kladogramų, Chilenomyiinae yra Chironominae pošeimio dalis, kuriai taip pat priklauso Buchonomyiinae, Diamesinae, Prodiamesinae ir Orthoclaadiinae pošeimiai. Molekulinę filogenetinę uodų trūklių 9 pošeimių analizę atliko Cranston ir kt. (2012). Naudojant uodų trūklių du ribosominius genus (18s ir 28s), vieną branduolinės DNR geną (CAD) ir vieną mitochondrinės DNR geną (COI) bei taikant mišrų Bajeso (*Angl.* mixed-model Bayesian) ir didžiausio tikėtimumo (*Angl.* maximum likelihood inference) modelius gauta, kad Chironominae pusšeimis (*Angl.* semifamily) patvirtinamas tik tokiu atveju, jei į analizę yra įtrauktas Telmatogetoninae pošeimis. Buchonomyiinae pošeimis nebuvo įtrauktas į Chironominae pošeimį, nes jis nustatytas kaip seserinė grupė visiems likusiems Chironomidae. Podonominae pošeimis buvo silpnai įvertintas, kaip galima seserinė grupė. Pentaneurini triba buvo nustatyta kaip monofiletinė grupė Tanypodinae pošeimiui. Anot autorių, diversifikacijos tempas, išvestas pagal divergencijos laiko analizę, rodo, kad Chironomidae šeima atsirado perme, o pošeimių kamieninės grupės tarp triaso vidurio pabaigos iki kreidos pradžios. Tuo tarpu vainikinių grupių kilmė, kaip Podonominae, atsiradusio jūros viduryje, o Aphroteniinae vėlyvojoje kreidoje. Siekiant ištirti ir išanalizuoti genų filogenetinį naudingumą bei Chironomidae naujus sinonimus Ekrem ir kt. (2010) atliko keturių Chironomidae genčių filogenetinę analizę, kurioje naudoti trys mitochondrinės DNR genai (COI, COII ir 16s) ir du branduolinės DNR genai (CAD ir EF-1a), atliekant

minimalios evoliucijos (*Angl.* initial minimum evolution), kaimynų tinklo (*Angl.* the neighbour-net), tikimybių atvaizdavimo (*Angl.* likelihood mapping) ir Bajeso (*Angl.* Bayesian analyses) analizės. Gauta, kad palyginus su kitais genais, COI turi silpniausią, o CAD stipriausią filogenetinį signalą. Filogenetinės analizės rezultatai parodė gerai palaikomą, bet parafiletiską *Micropsectra* genties su *Krenopsectra acuta* Goetghebuer, 1934 ir penkiomis *Parapsectra* genčių rūšimis ryšį, o tai rodo šių genčių taksonų sinonimiją su 100 % posteriorine tikimybe. *Parapsectra* gentis *Micropsectra* viduje buvo polifiletinė, o *Paratanytarsus* išliko monofiletinė, nors ir su maža posteriorine tikimybe. *Micropsectra acuta* Goetghebuer, 1934, *M. bumasta* (Gilka & Jazdzewska, 2010), *M. fallax* (Reiss, 1969), *M. nohedensis* (Moubayed & Langton, 1996), *M. mendli* (Reiss, 1983), *M. uliginosa* (Reiss, 1969), *M. chionophila* (Edwards, 1933), *M. nana* (Meigen, 1818), *M. styriaca* Reiss, 1969 ir *M. wagneri* (Siebert, 1979) nustatyti kaip nauji sinonimų deriniai. da Silva ir Wiedenbrug (2014) atliko rūšių atskyrimo tyrimą naudodami DNR barkodingą, siekiant išsiaiškinti 14 *Corynoneura* grupės rūšių filogenetinius ryšius. Tyrimo metu naudotas COI genas bei atlikta didžiausio tikėtimumo analizė. Gauti rezultatai patvirtino hipotezę, kad visos 14 analizuotų rūšių yra atskiros bei 11 anksčiau morfologiškai nustatytų rūšių buvo susietos DNR žymenimis. Filogenetinius Tanypodinae pošeimio tyrimus atliko da Silva ir Ekrem (2016). Šio tyrimo metu buvo siekiama išanalizuoti filogenetinius ryšius tarp Tanypodinae pošeimio aštuonių tribų, 54 genčių ir 114 rūšių, naudojant 86 morfologinius lervų, lėliukių ir suaugėlių požymius. Duomenys analizuoti atliekant parsimonijos analizę, po kurios rezultatai parodė Tanypodinae pošeimio monofiliją su Podonominae pošeimių, kaip seserine grupe. Taip pat, buvo atkurtos Tanypodinae pošeimio monofiletinės ir seserinės tribos, išanalizuoti nauji sinonimai bei patvirtinti visi nauji Tanypodinae pošeimio pakeitimai, išskyrus *Helopelopia* ir *Cantopelopia* pogenčių statusą, kurias autoriai siūlo atkurti kaip *Helopelopia* kaip gentį ir atsisakyti *Cantopelopia* genties taksonominio lygmens. Detaliau uodų trūklių mitochondrinio genomo tyrimus atliko Zheng ir kt. (2021), siekdami išsiaiškinti Diamesinae, Orthocladiinae, Prodiamesinae ir Tanypodinae pošeimių filogenetinius ir evoliucinius ryšius, kartu į tyrimą įtraukiant jau aprašytus du Chironomidae šeimos pošeimius (Chironominae ir Podonominae). Atliekant mitogenomo tyrimus nustatyti 37 tipiniai genai ir kontrolinis regionas. Gauti rezultatai patvirtino visus šešis Chironomidae šeimos pošeimius bei patvirtino Chironomidae šeimą kaip monofiletinę grupę. Tačiau atliktas tyrimas iškėlė naujų klausimų dėl anksčiau nustatytos šių šešių

pošeimių struktūros – autorių nuomone, tokie rezultatai galėjo būti gauti dėl mitochondrinių genetinių žymenų mutacijų dažnio.

1.3.4. Uodų trūklių ekologijos tyrimai

Uodai trūkliai dažnai naudojami ekologiniuose tyrimuose, ypač susijusiuose su vandens ekosistemomis. Hildrew ir kt. (1985) siekė išsiaiškinti plėšrių Chironomidae mitybos ekologiją geležimi užterštame upelyje. Tyrimas vykdytas Anglijoje 1974-1975 metais, kas du mėnesius bentosiniu tinkliuku renkant bentoso mėginius iš rūgštimis ir geležimi užteršto Broadstone upelio. Per vienerius tyrimo metus buvo identifikuoti trijų Tanypodinae pošeimio rūšių atstovai (*Zavrelimyia barbatipes* (Kieffer, 1911), *Trissopelopia longimana* (Staeger, 1839) ir *Macropelopia goetghebuerei* (Kieffer, 1918)), kurie naudoti tolimesnėje analizėje tiriant plėšrių uodų trūklių mitybą. Po nustatytų uodų trūklių skrandžio turinio analizės gauta, kad visų trijų rūšių atstovai maitinasi kaip plėšrūnai (dažniausiai kitomis Chironomidae lervomis) arba mito detritu. Taip pat nustatyta, kad plėšrių uodų trūklių mityba priklauso nuo sezoniškumo – šaltuoju metų laiku jie yra linkę maitintis detritu, o šiltuoju metu laiku – kitais bestuburiais. Panašius tyrimus Vokietijoje atliko Rawer-Jost ir kt. (2000). Tyrimo metu (1997-1998 metais), 11-oje upelių buvo analizuotas Chironomidae, Ephemeroptera, Plecoptera bei Trichoptera atstovų pasiskirstymas ir mityba. Medžiaga rinkta entomologiniu graibštu naudojant spyrio metodą. Įvertinus nustatytų makrobestuburių individų skaičių gauta, kad uodai trūkliai dominavo daugumoje tirtų upelių. Taip pat, šio tyrimo metu, nustatyta, kad uodai trūkliai atlieka svarbų vaidmenį vertinant vandens kokybę remiantis jų mitybos grupėmis.

Tyrimus apie uodų trūklių įvairovės ir gausumo ryšius tarp 77 skirtingomis charakteristikomis pasižyminčių upės buveinių atliko Fend ir Carter (1995). Tyrimo metu, 1989-1990 metais, Jakimos upėje (JAV), naudojant plūduriuojančias gaudykles, buvo renkamos uodų trūklių lėliukių išnaros. Iš visos surinktos tyrimo medžiagos nustatyta 150 uodų trūklių taksonų. Taip pat gauta, kad iš visų analizuotų skirtingomis charakteristikomis pasižyminčių buveinių nedidelį, bet poveikį uodų trūklių įvairovei turėjo dirbami laukai, o daugiausiai įtakos uodų trūklių įvairovei ir gausumui turėjo vandens temperatūra. Panašius tyrimus atliko Rossaro ir kt. (2006) Alpėse esančiose vandentėkmėse, kur buvo vertinama 14-os vandentėkmių ir ekologinių faktorių (vandens temperatūra, ištirpęs deguonis, pH ir elektrinis laidumas, tėkmės greitis ir kt.) įtaka uodų trūklių įvairovei ir gausumui. Uodų

trūklių lervos buvo renkamos naudojant entomologinį graibštą, o lėliukių išnaros – plūduriuojančias gaudykles. Iš visų tyrimo metu surinktų uodų trūklių individų, buvo identifikuota 202 rūšys. Tyrimo metu nustatyta, kad Chironomidae atstovų įvairovei ir gausumui iš ekologinių ir buveinės analizuotų faktorių, reikšmingos įtakos turėjo trys – vandens temperatūra, upės tėkmės greitis ir upės substrato tipas. Ekologinių faktorių įtaka uodams trūkliams buvo vertinta ir Viduržemio jūros regione, šešiose Italijos upėse Marziali ir kt. (2009). Šio tyrimo metu uodų trūklių lervos bei lėliukių išnaros rinktos naudojant entomologinį graibštą ir Surber tipo bentosinį tinkliuką. Iš viso surinkta 25 630 uodų trūklių individų ir identifikuoti 79 taksonai. Nustatyta, kad uodų trūklių įvairovė priklauso nuo vandens cheminės sudėties, todėl padaryta išvada, kad uodai trūkliai indikuoja vandens kokybę. Özkan ir kt. (2010) siekė įvertinti fizikinę, cheminę ir substrato įtaką uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui. Tyrimai vykdyti Ergene upės baseine (Turkija) vienerius metus (nuo 1995 iki 1996 metų), medžiagą renkant Ekmano semtuvu. Tyrimo metu buvo surinkta ir identifikuota 60 Chironomidae taksonų. Šio tyrimo metu gauta, kad iš 14 analizuotų faktorių, didžiausią įtaką uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui turėjo upės substratas, vandens elektrinis laidumas ir vandenyje ištirpęs deguonis. Kaimyninėje Lenkijoje, tiriant septynias žemumų upes, buvo siekiama išanalizuoti skirtingų upių kategorijų, vandens cheminių parametrų, ekologinių faktorių ir substrato įtaką uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui Leszczyńska ir kt. (2019). Naudojant sedimentų surinkėją (*Angl.* sediment core sampler), buvo paimta 840 mėginių, nustatytų rūšių skaičius mėginiuose svyravo nuo trijų iki 29. Tyrimo metu nustatyta, kad 3 ir 4 kategorijos upėse uodų trūklių įvairovė yra didžiausia, o didėjant upės kategorijai įvairovė mažėja, taip pat buvo nustatyta, kad uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui įtakos turi mikrobuveinės, upės substratas bei vandenyje ištirpusio deguonies kiekis.

1.3.5. Uodų trūklių bioindikatoriniai tyrimai

Atsižvelgiant į didelę Chironomidae atstovų įvairovę, platų zoogeografinį paplitimą bei prisitaikymą gyventi skirtingose aplinkos sąlygose, uodai trūkliai neretai naudojama kaip gėlo vandens bioindikatorinė grupė. Pavyzdžiui, siekiant išsiaiškinti Chironomidae atstovų jautrumą rūgštimis ir arsenu užterštam kasyklų drenažo vandeniui, bioindikatorinius tyrimus atliko de Bisthoven ir kt. (2005). Portugalijoje, chalkopirito kasyklų drenažo sistemose bei Mosteirao upelyje, kuris naudotas kaip kontrolė, naudojant entomologinį graibštą buvo renkami sedimentų mėginiai uodų

trūklių analizei bei vandens mėginiai – vandens cheminės sudėties analizei. Gauta, kad rūgštimis ir arsenu užterštose vietose nustatyta mažiau – 18-22 uodų trūklių taksonų, o kontroliniame upelyje daugiau – 25. Taip pat nustatyta, kad uodų trūklių įvairovė skyrėsi tarp užterštų buveinių ir kontrolinio Mosteirao upelio. Uodų trūklių individai užterštose buveinėse pasižymėjo morfologinėmis deformacijomis. Detalius bioindikatorinius tyrimus atliko ir Lencioni ir kt. (2012), siekiant išsiaiškinti skirtingų faktorių, tokių kaip elektrinis laidumas, šarmingumas, temperatūra ir t. t. poveikį uodų trūklių bendrijoms. Tyrimo medžiagos rinkimas vyko iš 124 Italijos Alpių regiono šaltinių, naudojant entomologinį graibštą ir sedimentų švirksną. Iš viso tyrimo metu surinkta 37 116 uodų trūklių individų, kurie priklausė 81 uodų trūklių taksonui, iš kurių 78 identifikuoti iki rūšies. Tyrimo metu nustatyta, kad iš visų analizuotų faktorių įtakos uodų trūklių bendrijoms turėjo vandens temperatūra, elektrinis laidumas, substratas bei šarmingumas. Taip pat, remiantis uodų trūklių bendrijų skirtumais, autoriai identifikavo švarius bei antropogeninio poveikio paveiktus šaltinius. Etiopijoje, upių ir upelių bioindikatoriniai tyrimai buvo atlikti siekiant ištirti keturių užterštumo kategorijų – mažai užteršto, vidutiniškai užteršto, užteršto ir labai užteršto vandens indikatorines uodų trūklių rūšis Mezgebu ir kt. (2019). Žemės ūkio arba pramonės paveiktose keturiose upėse ir upeliuose uodai trūkliai surinkti naudojant entomologinį graibštą. Per 2016 ir 2017 metų tyrimo laikotarpį iš visų surinktų uodų trūklių lervų individų, buvo identifikuoti šeši skirtingi taksonai. Nustatyta, kad *Chironomus alluaudi* Kieffer, 1913 ir *Chironomus imicola* Kieffer, 1913 yra užteršto vandens indikatorinės rūšys, *Polypedilum wittei* (Freeman, 1955), *Polypedilum bipustulatum* Freeman, 1958 ir *Dicrotendipus septemmaculatus* (Becker, 1908) indikuoja vidutiniškai užterštus vandens telkinius, o *Conchapelopia* genties atstovai indikuoja švarius vandens telkinius. Siekiant detaliau ištirti ir išanalizuoti galimą uodų trūklių panaudojimą bioindikacijoje, Cortelezzi ir kt. (2020) tyrė aštuonis Pampų kalnagūbrio (Argentina) upelius. 2012-2015 metais tyrimo medžiaga rinkta naudojant Ekmano semtuvą, taip pat kiekvienoje tyrimo vietoje buvo nustatoma vandens temperatūra, pH, elektrinis laidumas, vandenyje ištirpusio deguonies bei organinių medžiagų kiekiai. Tyrimo metu identifikuotas 21 Chironomidae taksonas, o atlikus duomenų analizę su aplinkos faktoriais nustatyta, kad *Chironomus calligraphus* Goeldi, 1905 atstovai gali būti laikomi prastos vandens kokybės indikatoriais, o *Rheotanytarsus* – aukštos vandens kokybės. Nustatyta, kad *Parachironomus* sp. ir *C. calligraphus* indikuoja mažą vandenyje ištirpusio deguonies kiekį, tuo tarpu *Rheotanytarsus* sp. ir *Onconeura analiae* atvirkščiai – didelį vandenyje

ištirpusio deguonies kiekį. Taip pat, *C. calligraphus* gausumas teigiamai koreliavo su fosfatų koncentracija vandenyje, o *Allocladius neobilobulatus* (Paggi, 1993) ir *Cricotopus* sp. populiacijos neigiamai koreliavo su maistmedžiagių kiekiu vandenyje. Panašius tyrimus Argentinoje atliko Molineri ir kt. (2020), siekdami ištirti bioindikatorines uodų trūklių grupes 20 upių. Tyrimo metu imti upių substrato mėginiai ir naudojant Surber tipo bentosinį tinkliuką rinktos Chironomidae lervos. Iš viso identifikuota 30 morforūšių, priklausančių keturiems Chironomidae pošeimiams ir nustatyta, kad morforūšių skaičius pošeimyje yra reikšmingas faktorius vertinant upių užterštumą. Gauti rezultatai parodė, kad bent trys Orthocladiinae, trys Chironominae ir vienas Tanypodinae pošeimių atstovai indikuoja neužterštus vandens telkinius ir kad *Chironomus* gr. *decorus* Johannsen, 1905 indikuoja užterštus. Istoriniais duomenimis, 1915-1996 metais Toce upė (Italija) buvo stipriai užteršta dichloro-difenil-trichloroetanu (DDT), gyvsidabriu (Hg) ir arsenu (As), todėl Marziali ir kt. (2024) siekė išanalizuoti jų poveikį uodų trūklių rūšinei įvairovei. Tyrimo metu (2014 ir 2019 metais), uodų trūklių lervos ir lėliukės rinktos naudojant Surber tipo bentosinį tinkliuką ir plūduriuojančias gaudykles, taip pat vizualiai vertinta bei aprašyta kiekviena buveinė, paimti substrato mėginiai. Identifikavus 32 Chironomidae rūšis nustatyta, kad *Diamesa* spp., *Sympothastia spinifera* Serra-Tosio, 1968 ir *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818) atstovai yra jautrūs vandens užteršimui DDT, *Pothastia longimanus* (Kieffer, 1922) – užteršumui Hg, o *Odontomesa fulva* (Kieffer, 1919) ir *Microtendipes pedellus* (De Geer, 1776) – užteršumui As. Czechowski ir kt. (2020) analizavo gėlo vandens užterštumo poveikį indikatorinių uodų trūklių morfologijai ir genetikai. Tyrimo metu panaudoti Pietų ir Šiaurės pusrutuliuose atliktų istorinių (1958-2016 metais) uodų trūklių biomonitoringo tyrimų duomenys. Išanalizavus juos nustatyta, kad morfologiniai uodų trūklių skirtumai gali būti reikšmingi vertinant kintančias aplinkos sąlygas, o genominių tyrimų ir aDNR (*Angl.* Environmental DNA, eDNA) įtraukimas į biomonitoringo tyrimus yra svarbus gerinant panašių tyrimų kokybę.

Atsižvelgiant į tai, kad uodai trūkliai plačiai naudojami kaip bioindikatoriai vandens ekosistemų būklei vertinti, buvo atlikti tyrimai, kuriais siekta nustatyti, kaip užtvankų buvimas ir jų daromas hidrologinis bei ekologinis poveikis veikia šių organizmų bendrijas. Pavyzdžiui, 1985-1986 metais Schmid (1992) atliko užtvankų poveikio uodams trūkliams tyrimus Dunojaus upėje, Austrijoje. Tyrimų metu, naudojant daugiabriaunį ėmiklį (*Angl.* multi corer) uodai trūkliai buvo renkami prieš užtvanką ir už užtvankos. Iš visų surinktų uodų trūklių individų, identifikuotos 66 jų rūšys. Nustatyta,

kad kylant aukštupiu nuo užtvankos, uodų trūklių rūšinė įvairovė didėja, taip pat, kad šalia užtvankos paimtuose mėginiuose uodų trūklių įvairovė buvo mažesnė palyginus su tais, kurie nuo užtvankos buvo nutolę. Panašius tyrimus atliko Bredenhand ir Samways (2009), siekdami išanalizuoti užtvankų poveikį makrobestuburių bendrijoms Eerste upėje, Pietų Afrikos Respublikoje. 2003-2004 metais, renkant makrobestuburius entomologiniu graibštu, naudojant spyrio metodą, buvo nustatyta daugiau nei 20 760 makrobestuburių individų. Iš jų, 48 % sudarė Ephemeroptera atstovai, 24 % – Diptera, 10 % – Coleoptera, 7 % – Trichoptera ir 5 % – Plecoptera, iš visų surinktų makrobestuburių individų. Tyrimų metu nustatyta, kad žemiau užtvankos makrobestuburių įvairovė buvo dvigubai mažesnė nei aukščiau užtvankos; Ephemeroptera, Plecoptera ir Trichoptera įvairovė bei gausumas žemiau užtvankos buvo beveik nuliniai, o Chironomidae įvairovė – didesnė, galimai, dėl sumažėjusio plėšrūnų skaičiaus. Šių tyrimų metu tyrėjai pastebėjo, kad užtvankos daro didelę žalą endeminėms rūšims, kurių gausu šiame regione, taip pabrėžiant ekologinius padarinius. Užtvankų įrengimo poveikis uodų trūklių bendrijoms buvo vertintas ir Brazilijoje, tiriant Parana (užtvankta 2001 metais) ir Ivinhema (neužtvankta) upes Rosin ir kt. (2009). Tyrimai abejose upėse vykdyti nuo 2000 iki 2007 metų. Uodai trūkčiai rinkti naudojant Petersen semtuvą. Tyrimų metu iš viso identifiukuota 100 Chironomidae morforūšių – Parana upėje 78, o Ivinhema – 62. Tyrimai parodė, kad didžiausi uodų trūklių bendrijų pokyčiai Parana upėje įvyko 2001 m., kai upė buvo užtvankta – tuo laikotarpiu reikšmingai sumažėjo tiek uodų trūklių rūšinė įvairovė, tiek gausumas. Tęsiant tyrimus (nuo 2001 iki 2007 metų) nustatyta, kad uodų trūklių rūšinė įvairovė Parana upėje kasmet palaipsniui didėjo, rodydama uodų adaptacijos prie pakitusių aplinkos sąlygų požymius. Vis dėlto iki tyrimų pabaigos prieš upės užtvankimą buvusi įvairovė taip ir neatsikūrė. Taip pat pastebėta, jog po Parana upės užtvankimo uodų trūklių rūšinė įvairovė reikšmingai padidėjo Ivinhema upėje. Panašius tyrimus Brazilijoje atliko Brandimarte ir kt. (2016), kurie tyrė uodus trūklius Mojiguaçu upėje prieš jos užtvankimą (1994 metais), užtvankimo metu (1995 metais) bei po užtvankimo (1996 metais). Tyrimo rezultatai parodė, kad uodų trūklių įvairovė ir gausumas sumažėjo po upės užtvankimo, o didžiausias neigiamas poveikis buvo pakrantėse gyvenančioms bei mėgstančioms greitą vandens tėkmę uodų trūklių bendrijoms. Wu ir kt. (2019) analizavo 2000-2017 metų 347 publikacijas, susijusias su užtvankų poveikiu biologinei įvairovei (grybams, bestuburiams, žuvims, žinduoliams, augalams ir kt.). Apibendrinus atliktus tyrimus gauta, kad daugeliu atvejų biologinė įvairovė užtvankus upes mažėja, nors dėl vandenyje padidėjusio organikos kiekio, dumblių ar makrobestuburių

(tarp jų ir Chironomidae), gausumas gali padidėti, nors rūšinė įvairovė būna nedidelė. Darbe akcentuojama, kad siekiant ištirti uztvankų poveikį organizmams yra būtini ilgalaikiai, kompleksiniai (analizuojantys skirtingas organizmų grupes) tyrimai ir geriausia, kai jie atliekami prieš upės užtvėnkimą ir po jo.

1.4. Uodų trūklių tyrimai Lietuvoje

Lietuvoje Chironomidae tyrimai yra gana riboti ir dažniausiai nebuvo atliekami tiesiogiai uodams trūkliams tirti, o įtraukti į platesnius bestuburių tyrimus. Šiuo metu Lietuvoje yra aprašytos 199 Chironomidae rūšys (Pakalniškis ir kt., 2006; Ruginis, 2007; Móra ir Kovács, 2009; Stasiukynas ir kt., 2024). Pirmieji Chironomidae šeimos atstovų aprašymai Lietuvoje pradėti vykdyti XX a. viduryje. Gasiūnas (1959, 1961) yra pirmasis, kuris paminėjo uodus trūklius, atlikdamas Kuršių Marių bentoso ir žuvų pašarų tyrimus. Vėliau uodų trūklių populiacijas Žuvinto ežere tyrė Lapinskaitė (1968).

Remiantis Pakalniškiu ir kt. (2006), apžvelgti svarbiausi darbai, reikšmingai prisidėję prie Chironomidae tyrimų Lietuvoje. Didžiąją dalį uodų trūklių įvairovės tyrimų Lietuvos ežeruose ir upėse atliko Grigelis (1970, 1972, 1983, 1990, 1999), dalį jų – kartu su kolegomis (Grigelis ir kt., 1981). Grigelis (1970, 1972) tyrė *Chironomus bathophilus* Kieffer dinamiką ir produktyvumą Dusios ežere. Jis taip pat nagrinėjo Chironomidae ekologiją ir įvairovę Lietuvos ežeruose bei upėse, analizavo ežerų zoobentoso trofinę struktūrą ir biocenozes (Grigelis, 1983, 1990, 1999). Reikšmingą indėlį į Lietuvos uodų trūklių įvairovės tyrimus įnešė Pliūraitė (1999, 2000, 2001a, 2001b), atlikusi vandens makrobestuburių tyrimus įvairiose Lietuvos upėse, dalį jų – kartu su kolegomis (Virbickas ir Pliūraitė, 2002; Pliūraitė ir Kesminas, 2004). Pliūraitė (1999) prisidėjo prie knygos „*Hydrobiological Research in the Baltic Countries. Part I. Rivers and Lakes*“ rengimo, kurioje pateikė naujų duomenų apie uodų trūklių įvairovę Lietuvoje. Pliūraitė (2000, 2001a, 2001b) tyrė ir analizavo Merkio ir Šventosios upių makrozoobentoso gausumo, biomasės ir rūšinės sudėties sezoninę dinamiką. Taip pat, kartu su kolegomis ji tyrė mažų (Virbickas ir Pliūraitė, 2002) ir vidutinio dydžio (Pliūraitė ir Kesminas, 2004) Lietuvos upių makrobestuburių rūšinę sudėtį bei nustatė naujas Lietuvos faunai Chironomidae rūšis (Virbickas ir Pliūraitė, 2002; Pliūraitė ir Kesminas, 2004).

Pirmu tiksliniu Chironomidae tyrimu Lietuvoje laikomi Neringos Gasteičienės 2015–2022 m. darbai, vykdyti rengiant disertaciją „Vėlyvojo ledynmečio ir ankstyvojo holoceno klimato dinamikos ypatybės pietryčių

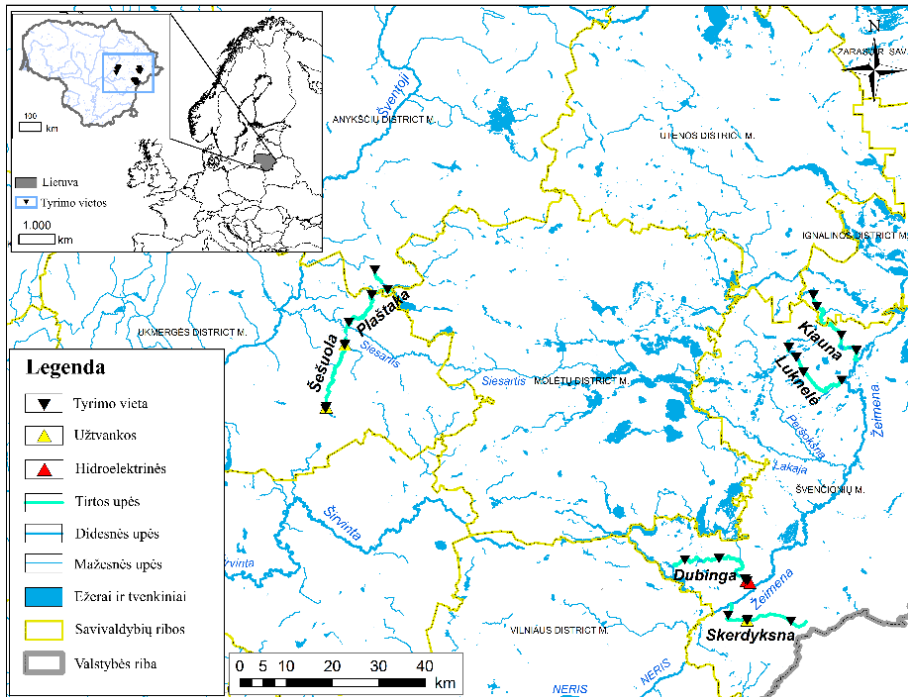
Baltijos regione Chironomidae tyrimų duomenimis“ (Gastevičienė, 2022). Tai buvo ne tik pirmieji tiksliniai Chironomidae tyrimai Lietuvoje, bet ir pirmas atvejis, kai Chironomidae analizės metodas buvo panaudotas paleoaplinkos tyrimuose. Medžiaga buvo imta naudojant rankinį smūginį grąžtą, o gręžinio gylis siekė nuo 2 iki 16 metrų. Surinkus ir išanalizavus duomenis, identifikuota daugiau nei 8 500 fosilinių Chironomidae individų, įvertintas ekologinis paleobaseinų raidos sąlygų spektras ir nustatytos pagrindinės jų kaitą lėmusios priežastys.

2. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR METODAI

2.1. Tyrimų vietos

Tyrimas vykdytas ir medžiaga rinkta dviejuose Šventosios (Plaštaka ir Šešuola) ir keturiuose Žeimenos (Dubinga, Kiauna, Luknelė ir Skerdyksna) upių pabaseiniuose (**1 pav.**). Visos šešios upės teka tik Lietuvos Respublikos teritorijoje ir yra išsidėsčiusios 60 km spinduliu rytų Lietuvoje (**1 pav.**) (Gailiusis ir kt., 2001; Jablonskis ir kt., 2007; Kilkus ir Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Iš pradžių, buvo analizuota potencialiai tyrimui vykdyti tinkamų apie 200 Lietuvos upių. Iš jų, po išsamios atrankos, remiantis Lietuvos Respublikos upių, ežerų ir tvenkinių kadastro (UETK) duomenimis, pasirinktos šešios upės. Atrankos metu buvo vertintos upių morfometrinės savybės (ilgis, baseino plotas, debitas) bei jų geografinė padėtis. Tyrimui pasirinktos upės buvo panašiausios savo charakteristikomis, o taip pat buvo atsižvelgta į tai, ar upė neužtvenkta (Plaštaka, Luknelė, Kiauna), ar užtvenkta (Šešuola, Skerdyksna, Dubinga). Remiantis upių morfometrinėmis savybėmis, geografinė padėtimi bei užtventumo faktoriumi, visos šešios upės buvo suskirstytos į tris poras: Dubinga ir Kiauna, Skerdyksna ir Luknelė bei Šešuola ir Plaštaka.



1 pav. Žemėlapis su tirtomis upėmis (šviesiai žalia) ir tyrimų vietomis (juodi trikampiai).

Fig. 1. Map highlighting the studied rivers (light green) and study sites (black triangles).

Tirtos upės, ar dalis jų ilgio patenka į saugomas teritorijas: Aukštaitijos saugomų teritorijų direkcijos Anykščių regioninio parko grupės teritoriją – Plaštaka ir Šešuola, Aukštaitijos saugomų teritorijų direkcijos Asvejos regioninio parko grupės teritoriją – Dubinga ir Skerdyksna ir Aukštaitijos nacionalinio parko ir Labanoro regioninio parko direkcijos teritoriją – Kiauna ir Luknelė. Šios upės teka per skirtingo tipo buveines: natūralūs ir/ar pusiau natūralūs miškai, natūralios ir/ar pusiau natūralios pievos, dirbami laukai ir urbanizuotos teritorijos (Aukštaitijos saugomų teritorijų direkcija, 2025; Aukštaitijos nacionalinio parko ir Labanoro regioninio parko direkcija, 2025).

2.1.1. Dubinga

Dubingos upės ištakos yra Asvejos ežeras – tai dešinysis Žeimenos upės intakas. Dubinga priklauso Nemuno upės baseinui ir Žeimenos upės pabaseiniui. Upė teka per Švenčionių rajono savivaldybės teritoriją. Upės ilgis yra 18,1 km, upės baseino plotas siekia 405,9 km², o jos vidutinis daugiametis

vandens debitas žiotyse siekia 4,01 m³/s (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). Didžiąją dalį savo ilgio ši upė teka per miškingas teritorijas bei skiria Asvejos ir Pabradės girininkijas, taip pat ji prateka pro vieną natūralų Rėdžios ežerą. Šalia upės yra keli kaimai (Padubingė, Kurniškė, Vilkamušiai, Kabakėlis, Trabučiai), o upės žemupyje yra Pabradės miestas. Dubingos žemupyje yra įrengti keli hidrotechnikos statiniai, tokie kaip žemių užtvanka (Hidrotechnikos statinio kodas (HSK): 12110320h0004), vandens pertekliaus pralaida (HSK: 12110320h0003), Pabradės hidroelektrinė (HE) (HSK: 12110320h0001) ir Pabradės kartono fabriko HE (HSK: 12110320h0002). Šie hidrotechnikos statiniai Dubingos žemupyje suformavo Pabradės tvenkinį (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Dubingos upėje tyrimai buvo vykdyti keturiose vietose (55.01419, 25.63790 (1); 55.01566 25.70399 (2); 54.99247, 25.75461 (3); 54.99089, 25.75910 (4)). Pirmą (1) tyrimų vietą yra nutolusi nuo Dubingos ištakos (Asvejos ežero) apie 2,2 km ir yra Asvejos regioninio parko (Asvejos RP) bei Padubingės kaimo teritorijose. Antroji (2) tyrimų vieta nuo pirmosios nutolusi apie 5,8 km žemyn upe arba aštuonis kilometrus nuo upės ištakos ir yra žemiau Rėdžios ežero, Vilkamušių kaime. Trečioji (3) tyrimų vieta nuo antrosios nutolusi 7,7 km žemyn upe arba 15,7 km nuo Dubingos ištakos ir yra Pabradės tvenkinyje (Pabradės priemiestyje) bei nutolusi daugiau nei 200 m nuo Pabradės HE. Ketvirtoji (4) tyrimų vieta Dubingos upėje yra Pabradės mieste ir nuo trečios tyrimų vietos nutolusi apie 350 m žemyn upe arba 16 km nuo upės ištakos bei yra 150 m žemiau Pabradės HE. Šios tyrimų vietos atstumas iki upės žiočių siekia 1,4 km (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.2. Skerdyksna

Skerdyksna yra kairysis Žeimenos upės intakas, ji priklauso Nemuno upės baseinui ir Žeimenos upės pabaseiniui. Skerdyksnos ištakos yra Naujašilio miške, upė teka Švenčionių rajono savivaldybės teritorijoje. Upė yra 13,77 km ilgio, jos baseino plotas siekia 42,2 km², o vidutinis daugiametis vandens debitas žiotyse siekia 0,50 m³/s. Didžioji dalis upės yra ištiesinta, melioruota, ji teka per dirbamus laukus ir pelkėtas teritorijas ir tik upės žemupyje yra išlikęs pusiau natūralus bei neištiesintas. Ties Karkažiškėmis yra įrengti du hidrotechnikos statiniai, tokie kaip Karkažiškės žemių užtvanka (HSK: 12110370h0002) ir Karkažiškės vandens pertekliaus pralaida (HSK: 12110370h0001). Šie hidrotechnikos statiniai Skerdyksnos upėje suformavo Karkažiškės tvenkinį. Skerdyksnos upės žiotys patenka į Žeimenos

ichtiologinį draustinį, kuris priskirtas Asvejos regioniniam parkui. Šalia upės yra keli kaimai (Gaspariškiei, Puočiai, Skirlėnai, Zatiškės, Kločiūnai, Navasiolkos, Karkažiškė ir Burbiškė I) bei pora viensėdžių (Kūniškė ir Cegelnė) (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Skerdyksnos upėje tyrimai buvo vykdyti keturiose vietose (54.95236, 25.72185 (5); 54.94653, 25.75817 (6); 54.94748, 25.75989 (7); 54.94574, 25.84367 (8)). Pirmą (8) tyrimų vietą yra nutolusi nuo Skerdyksnos ištakos (Naujašilio miško) apie 2,3 km ir yra Gaspariškių kaime. Antroji (7) tyrimų vieta nuo pirmosios nutolusi mažiau nei 6 km žemyn upe arba apie 8,3 km nuo upės ištakos ir yra Karkažiškės tvenkinyje, Karkažiškės kaime. Trečioji (6) tyrimų vieta nuo antrosios nutolusi apie 160 m žemyn upe arba 8,46 km nuo Skerdyksnos ištakos, yra žemiau Karkažiškės HS, o nuo užtvankos yra nutolusi vos 40 m. Ketvirtoji (5) tyrimų vieta yra Burbiškės I kaime, nuo trečios tyrimų vietos ji nutolusi apie 3,1 km žemyn upe arba 11,5 km nuo upės ištakos bei 1,72 km iki upės žiočių (Žeimenos upės) (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.3. Luknelė

Luknelė priklauso Nemuno upės baseinui ir Žeimenos upės pabaseiniui. Ji teka per Švenčionių rajono savivaldybės teritoriją. Luknelė yra dešinysis Žeimenos upės intakas, o jos ištakos – Balto ežeras. Upės ilgis yra 13,6 km, upės baseino plotas siekia 45,0 km², o vidutinis daugiametis vandens debitas žiotyse siekia 0,54 m³/s. Visa upė teka per Aukštaitijos NP ir Labanoro RP teritorijas. Beveik visą laiką upė teka per miškingas teritorijas, o keliose atkarpose yra nedideli pelkėti plotai. Upė patenka į tris reikšmingas saugomas teritorijas: Pažemio kraštovaizdžio draustinį, Luknelės hidrografinį draustinį ir Žeimenos zoologinį-botaninį draustinį. Ši upė prateka pro tris ežerus: Pastovėlis, Indrajai ir Luknelis. Nors Luknelė beveik visą laiką teką per natūralias teritorijas, šalia Luknelio ežero yra Paluknio kaimas, o maždaug už 200 metrų nuo upės krantų yra Juodynėlio viensodis ir tik pačiame Luknelės žemupyje yra kaimas Lukna (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Luknelės upėje tyrimai buvo vykdyti keturiose vietose (55.21364, 25.94224 (9); 55.22279, 25.86793 (10); 55.23914, 25.85406 (11); 55.25000, 25.83959 (12)). Pirmoji (9) tyrimų vieta yra nutolusi apie 460 m nuo Luknelės žiočių (Žeimenos upės), o nuo ištakos (Balto ežero) – apie 12,1 km. Ši tyrimo vieta yra Aukštaitijos NP teritorijoje, aukščiau Luknos kaimo ir žemiau Juodynėlio viensodžio. Antroji (10) tyrimų vieta nuo pirmosios nutolusi apie

7,3 km aukštyn upe arba 4,8 km nuo upės ištakos ir yra žemiau Luknelio ežero. Ši tyrimų vieta patenka į Labanoro RP bei Luknelės hidrografinio draustino teritorijas. Trečioji (11) tyrimų vieta nuo antrosios nutolusi 2,3 km aukštyn upe arba 2,52 km nuo Luknelės ištakos ir yra tarp Luknelio ir Indrajų ežerų, netoli Paluknio kaimo. Ši tyrimų vieta patenka į Labanoro RP ir Luknelės hidrografinio bei Pažemio kraštovaizdžio draustinių teritorijas. Ketvirtoji (12) tyrimų vieta nuo trečiosios nutolusi apie 1,7 km aukštyn upe arba 820 m nuo upės ištakos. Ji yra žemiau Pastovėlio ežero bei yra Labanoro RP ir Pažemio kraštovaizdžio draustinio teritorijose (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.4. Kiauna

Kiaunos upė teka per Ignalinos ir Švenčionių rajonų savivaldybių teritorijas. Kiaunos upė yra dešinysis Žeimenos upės intakas, ji priklauso Nemuno upės baseinui ir Žeimenos upės pabaseiniui, o jos ištakos yra Kiauno ežeras. Upės ilgis siekia 17,9 km, upės baseino plotas yra 308,7 km², o vidutinis daugiamečio vandens debitas žiotyse siekia 2,95 m³/s. Visa upė teka per Aukštaitijos nacionalinio parko ir Labanoro regioninio parko (Aukštaitijos NP ir Labanoro RP) teritorijas. Aplink upę yra įsteigtos dvi saugomos teritorijos: Kiaunos kraštovaizdžio draustinis ir Pagilūtės telmologinis draustinis. Didžiąją dalį upė teka per miškingas teritorijas ir pelkes, taip pat prateka pro du ežerus (Gilūtą ir Sekluotį). Šalia upės yra keli kaimai – Pakiaunys, Stirninė, Naujasodis, Briedinės, Jakutiškis, Vasiuliškė, Žvirbliškė, Kūriniai, Pagilūtė, Kukliai bei Šakališkė (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Kiaunos upėje tyrimai vykdyti keturiose tyrimo vietose (55.24680, 25.97070 (13); 55.26404, 25.94127 (14); 55.29566, 25.89389 (15); 55.30822, 25.88691 (16)). Pirmoji (13) tyrimų vieta yra nutolusi nuo Kiaunos žiočių (Žeimenos upės) daugiau nei 1,7 km, o nuo ištakos (Kiauno ežero) apie 15,6 km. Ši tyrimų vieta yra Aukštaitijos NP teritorijoje, žemiau Gliūto ir Sekluočio ežerų bei žemiau Kuklių kaimo. Antroji (14) tyrimų vieta nuo pirmosios nutolusi apie 4,2 km aukštyn upe arba 11,4 km nuo upės ištakos ir yra Aukštaitijos NP teritorijoje bei šalia Pagilūtės telmologinio draustinio, žemiau Kūrinių kaimo. Trečioji (15) tyrimų vieta nuo antrosios nutolusi 8,7 km aukštyn upe arba 2,66 km nuo Kiaunos ištakos bei yra tarp Stirnės ir Briedinės kaimų, Aukštaitijos NP ir Kiaunos kraštovaizdžio draustinio teritorijose. Ketvirtoji (16) tyrimų vieta nuo trečiosios nutolusi apie 1,8 km aukštyn upe arba 865 m nuo upės ištakos. Šios tyrimų vietos kairiajame upės

krante yra Pakiaunys, o dešiniajame – Kiauneliškis. Ši tyrimo vieta yra Aukštaitijos NP teritorijoje (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.5. Plaštaka

Plaštakos upė priklauso Nemuno upės baseinui ir Šventosios upės pabaseiniui. Jos ištakos yra Merečiškių kaime. Upė teka per Anykščių ir Ukmergės rajonų savivaldybių teritorijas. Tai dešinysis Siesarčio upės intakas. Upės ilgis yra 18,3 km, upės baseino plotas siekia 88,3 km², o vidutinis daugiametis vandens debitas žiotyse siekia 0,82 m³/s. Žemiau Karališkių ežero upės teritorija priklauso Plaštakos hidrografiniam draustiniui (Plaštakos HD) bei yra priskirta Europos laukinės gamtos ir gamtinės aplinkos apsaugos (Bern) konvencijos saugomos rūšys, upės, kuriose saugomos lašišos Lietuvoje pagal HELCOM, Baltijos jūros žvejybos komisijos (IBSFC) ir Lietuvos lašišų atkūrimo ir apsaugos programą, hidrografiniam draustiniui, ši teritorija priskirta Anykščių regioniniam parkui (Anykščių RP). Upė teka per įvairias teritorijas, upės aukštupys apsuptas dirbamų laukų, esančių nuo Merečiškių iki Plaštakos kaimų. Ties pastaruoju kaimu, upė prateka per du ežerus (Plaštakos ir Karališkių). Žemiau Karališkių ežero prasideda natūralios ir pusiau natūralios Plaštakos upės teritorijos, kurios yra saugomos ir pasižymi miškingomis ir pelkėtomis teritorijomis. Šalia upės yra septyni kaimai (Merečiškiai, Vilkiškiai, Plaštaka, Pagojai, Avižieniai, Valai, Antatilčiai) ir vienas viensodis (Morkiškis) (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Plaštakos upėje tyrimai buvo vykdyti keturiose vietose (55.30809, 25.03089 (17); 55.31415, 25.06143 (18); 55.33593, 25.03658 (19); 55.27795 24.98634 (20)). Pirmoji (20) tyrimų vieta yra nutolusi nuo Plaštakos žiočių (Siesarčio upės) apie 1 km, o nuo ištakos (Merečiškių kaimo) – apie 15,6 km. Ši tyrimų vieta yra Plaštakos HD teritorijoje, kairiajame upės krante yra Valai, o dešiniajame – Antatilčiai. Antroji (17) ir pirmoji tyrimų vietos viena nuo kitos nutolusios apie 6,7 km aukštyn upe arba 7,9 km nuo upės ištakos. Ši tyrimų vieta taip pat yra Plaštakos HD teritorijoje, toliau nuo Plaštakos kairėje upės pusėje yra Kliepšiai, o dešinėje – Avižieniai. Trečioji (18) tyrimų vieta nuo antrosios nutolusi 2,9 km aukštyn upe arba 5 km nuo Plaštakos ištakos. Ši tyrimų vieta yra paskutinė Plaštakos HD ir yra Plaštakos kaimo teritorijoje žemiau Plaštakos ir Karališkių ežerų. Ketvirtoji (19) tyrimų vieta nuo trečiosios nutolusi apie 4,8 km aukštyn upe arba 130 m nuo upės ištakos. Ši tyrimų vieta yra Merečiškių kaime, užliejamoje ir dirbamoje pievoje (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.6. Šešuola

Šešuolos upės ištakos yra Šešuolių ežeras. Upė priklauso Nemuno upės baseinui ir Šventosios upės pabaseiniui. Šešuola yra Ukmergės rajono savivaldybės teritorijoje ir yra kairysis Siesarties intakas. Upės ilgis yra 15,6 km, upės baseino plotas siekia 91,7 km², o vidutinis daugiametis vandens debitas žiotyse siekia 0,65 m³/s. Upės aukštupys užtvinktas ties Šešuolių ežeru, žemiau užtvankos upės vaga ištiesinta ir melioruota iki Pašešulės kaimo, upė driekiasi per dirbamus laukus. Žemiau Pašešulės kaimo upės vaga pusiau natūrali ir driekiasi per įvairaus tipo buveines – dirbamus laukus, miškingas teritorijas ir pusiau natūralias teritorijas. Šešuola užtvinkta dvejose vietose – aukštupyje, už Šešuolių ežero, kur įrengti hidrotechnikos statiniai, tokie kaip Šešuolių žemių užtvanka (HSK: 12210951h0004) ir Šešuolių vandens pertekliaus pralaida (HSK: 12210951h0002) ir žemupyje, Virkščių kaime, kur yra įrengti hidrotechnikos statiniai, tokie kaip Virkščių I žemių užtvanka (HSK: 12210951h0003) ir Virkščių I vandens pertekliaus pralaida (HSK: 12210951h0001). Šie hidrotechnikos statiniai Šešuolos upėje suformavo Šešuolių ežerą ir Virkščių I tvenkinį. Upės žemupys yra žemiau Virkščių I tvenkinio ir patenka į Anykščių RP teritoriją. Šalia upės yra kelios gyvenvietės: Šešuoliai, Dvarniniai, Aukštagiris, Užupėnai, Pašešulė, Mėgučiai, Lauzdonys, Rimeisiai ir Virkščiai (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Šešuolos upėje tyrimai buvo vykdyti keturiose vietose (55.25282, 24.97802 (21); 55.25414, 24.97889 (22); 55.18436, 24.94257 (23); 55.18236, 24.94111 (24)). Pirma (22) tyrimų vieta yra nutolusi nuo Šešuolos žiočių (Siesarties upės) apie 2,18 km, o nuo ištakos (Šešuolių ežeras) – apie 12,5 km. Pirmoji tyrimų vieta yra Virkščių kaime, Anykščių RP teritorijoje, 164 m žemiau Virkščių I užtvankos. Antroji (21) tyrimų vieta nuo pirmosios nutolusi mažiau nei 270 m aukštyne upė arba apie 12,2 km nuo upės ištakos ir yra Virkščių I tvenkinyje, Virkščių kaime. Trečioji (23) tyrimų vieta, nuo antrosios nutolusi apie 9,4 km aukštyne upė arba 2,8 km nuo Šešuolos ištakos ir yra žemiau Šešuolių užtvankos, nuo kurios ši tyrimų vieta nutolusi vos daugiau nei 40 m, Dvarinių kaime. Ketvirtoji (24) tyrimų vieta Šešuolos upėje yra Dvarinių kaime, Šešuolių ežere, nuo trečios lokacijos nutolusi apie 240 m aukštyne upė arba 2,5 km nuo upės ištakos ir yra vos 200 m nuo užtvankos (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.2. Medžiagos rinkimo metodika

Tyrimas vykdytas ir medžiaga – uodų trūklių lervos, buvo rinkta 2021 ir 2022 metais. Šiuos du sezonus, nuo gegužės iki rugsėjo mėnesio, tyrimo medžiaga rinkta reguliariai kas dvi savaites.

Chironomidae šeimos lervoms iš upių surinkti, naudotas „D“ raidės formos rėmą turintis graibštas, vadinamas D-formos entomologiniu graibštu (entomologinis graibštas) (**2 pav.**). Jo tinklelio akučių dydis siekė vieną milimetrą. Toks bentosinių bestuburių rinkimo metodas anksčiau naudotas ir kituose panašiuose tyrimuose (Letovsky ir kt. 2012). Naudojant entomologinį graibštą, lervų mėginiai buvo renkami iš šešių upių, kurių kiekvienoje pasirinkta po keturias, nuo upės aukštupio iki žemupio esančias vietas – iš viso medžiaga rinkta iš 24 vietų. Kiekvienoje tyrimo vietoje bentoso mėginys buvo imamas iš vieno kvadratinio metro ploto, kuris buvo atsitiktinai parenkamas tyrimo metu – vizualiai pasirenkant reprezentatyvią, bet ne išskirtinę vietą upės vagoje, taip siekiant išvengti šališkumo ir atspindėti bendrą buveinės įvairovę. Jame entomologinis graibštas statytas upės dugne taip, kad tiesusis entomologinio graibšto kraštas (apie 30 cm ilgio) glaudžiai priglustų prie upės dugno. Nukreipus graibštą prieš vandens srovę, upės dugno substrato mėginys surinktas naudojant spyrio metodą (**2 pav.**) (Letovsky ir kt. 2012). Taikant jį, atsistojama priešais entomologinį graibštą ir kojomis intensyviai maišomas dugno substratas, taip leidžiant vandens srovei į entomologinį graibštą nunešti išjudintus organizmus. Entomologiniu graibštu surinktas upės dugno substrato mėginys kruopščiai perkeltas į dviejų litrų talpos plastikinius užspaudžiamus maišelius. Kiekvieno maišelio turinys užpildas 99 % propilenglikoliu tiek, kad visas mėginys būtų pilnai užfiksuotas.

Kiekvieno bentoso mėginių ėmimo metu, kiekvienoje iš tyrimų vietų, visada tame pačiame vieno kvadratinio metro plote, kuriame imti bentoso mėginiai, naudojant nivelyrinę liniuotę Stabila T-NL buvo matuojamas upės gylis (cm) ir 2022 tyrimų metais, naudojant vandens kokybės matuoklį AZ86031, buvo vertinami vandens parametrai, tokie kaip: vandenyje ištirpusio deguonies kiekis (%), vandens pH, temperatūra (°C), elektrinis laidumas (μS/cm), druskingumas (ppt) ir bendras ištirpusių kietųjų medžiagų kiekis (ppm/ppt) (*Angl.* Total dissolved solids – TDS) (**1 priedas**). Medžiagos rinkimo metu, remiantis bentoso makrobestuburių monitoringo metodika (Arbačiauskas ir kt., 2009), kiekvienoje tyrimų vietoje, kuriame imti bentoso mėginiai, buvo vizualiai vertinamas upių substratas, išskiriant ar ant dugno buvo matoma: smėlis (S) (6 μm-2 mm), žvyras (Ž) (2 mm-2 cm), žvirgždas (Žv) (2-6 cm), gargždas (G) (6-20 cm), akmenys (A) (20-40 cm), rieduliai (R)

(>40 cm), smulki organinė medžiaga (Sm) ir stambi organinė medžiaga (St) (**2 priedas**). Taip pat, tiek tyrimų vietose vizualiai, tiek naudojantis Lietuvos erdvinės informacijos portalo duomenimis (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025), buvo įvertinta kiekviena tyrimų vieta išskiriant, ar upė tyrimų vietoje teka per mišką (M), dirbamus laukus (D), ganyklas (G), pievas (P), kaimus (K), miestus ar miestelius (m) (**2 priedas**).



2 pav. Mėginių ėmimas entomologiniu graibštu, taikant spyrio metodą.

Fig. 2. Sample collection using the Kick Sampling method by using aquatic net.

Per visą tyrimo laikotarpį iš viso paimti 336 bentoso mėginiai. Po kiekvieno medžiagos rinkimo, mėginiai buvo gabenami į Vilniaus Universiteto Gyvybės Mokslų Centro zoologijos mokslinę laboratoriją. Joje, kiekvienas surinktas substrato mėginys iš plastikinių maišelių buvo perkeliamas į rūšiavimo padėklą. Taip peržiūrint kiekvieną mėginį, naudojant Nikon SMZ445 mikroskopą, atrinktos Chironomidae šeimos atstovų lervos, kurios perkeltos į plastikinius sandarius indelius ir užpiltos 96 % etanolu.

Tolimesnė Chironomidae lervų analizė buvo atlikta darant jų pastovius mikroskopinius preparatus, kur lervos fiksuotos euparalyje (Langton ir Pinder,

2007). Lervos buvo fotografuojamos bei toliau analizuojamos naudojant Leica DCM6 mikroskopą su Leica K3C kamera, naudojant Las X programinę įrangą. Chironomidae lervos iki genties arba rūšies taksonominio lygmens buvo identifikuojamos Lauryno Stasiukyno ir Prof. Dr. Fabio Laurindo da Silva pagal morfologinius požymius, naudojant Epler (2001), Orendt ir kt. (2011) bei Andersen ir kt. (2013) būdinimo raktus. Genčių ar rūšių taksonominiai pavadinimai bei klasifikacija priskirta remiantis Andersen ir kt. (2013). Tyrimų metu surinkta medžiaga saugoma Vilniaus universiteto Gyvybės Mokslų Centre.

2.3. Ekologiniai duomenys

Siekiant nustatyti Chironomidae šeimos pošeimių ir genčių dominavimą tiek visose tirtose upėse bendrai, tiek kiekvienoje iš šešių upių atskirai, buvo vertinama jų santykinė dalis (%) bendrijoje pagal taksonų ir individų gausumą. Dominuojantiems pošeimiams bei gentims išskirti buvo skaičiuojamas dominavimo indeksas (D_i) (Durska, 2001):

$$D_i = n_i/N \times 100 \%$$

, kur n_i – taksono i gausumas bendrijoje, N – visų narių gausumas bendrijoje.

Pagal dominavimo indeksą (D_i) taksonai buvo suskirstyti į keturias grupes:

- (1) eudominantai – taksonai, kurių dalis bendrijoje sudaro $>15 \%$;
- (2) dominantai – $5,1-15,0 \%$;
- (3) subdominantai $1,1-5,0 \%$;
- (4) antraeiliai taksonai – $<1,0 \%$.

Norint nustatyti uodų trūklių atstovų retumo kategorijas, buvo skaičiuojamas sutinkamumo dažnis (F_i). Jis skaičiuotas kiekvienai genčiai tiek visose tirtose upėse bendrai, tiek kiekvienoje iš šešių upių atskirai. Sutinkamumo dažnis (F_i) skaičiuotas pagal formulę (Brower ir Zar 1984):

$$F_i = j_i/k \times 100 \%$$

, kur: j_i – mėginių skaičius, kuriuose rasta gentis i , k – bendras mėginių skaičius.

Pagal sutinkamumo dažnį (F_i) nustatytos gentys suskirstytos į keturias retumo kategorijas:

- (1) Labai reta – $< 2,0 \%$;
- (2) Reta – $2,0\text{--}10,0 \%$;
- (3) Dažna – $10,0\text{--}50,0 \%$;
- (4) Labai dažna – $> 50,0 \%$.

Uodų trūklių įvairovės palyginimui ir analizei naudoti Hill skaičiai, kurie apskaičiuoti naudojant PAST 3.22 programinę įrangą (Hammer ir kt., 2001). Buvo vertinamas bendras genčių skaičius bendrijoje – turtingumas (*Angl.* richness), kas atitinka Hill nulinį skaičių, imtyje esančių genčių skaičius ir santykinis kiekvienos jų individų gausumas – Shannon-Wiener įvairovės indeksas (*Angl.* Shannon's diversity index), kas atitinka Hill pirmąjį skaičių, bei genčių dominavimas bendrijoje – Simpsono įvairovės indeksas (*Angl.* Simpson's diversity index), kas atitinka Hill antrąjį skaičių (Hill, 1973). Shannon-Wiener įvairovės indeksas (Shannon_H') yra jautrus retoms ir gausioms gentims bendrijoje (Morris ir kt., 2014). Simpsono įvairovės indeksas (Simpson (1-D)) jautrus tam tikrų genčių dominavimui ir neatsižvelgia į retas gentis bei rodo tikimybę, kad du atsitiktiniai iš bendrijos paimti individai priklausys tai pačiai genčiai (Morris ir kt., 2014). Siekiant palyginti genčių skaičiaus turtingumą esant jautrumui imties dydžiui, naudojant PAST 3.22 programinę įrangą (Hammer ir kt., 2001), buvo skaičiuojamas ir Margalef įvairovės indeksas (*Angl.* Margalef's diversity index) (Magurran, 2004). Kartu su įvairovės indeksais vertintas ir taksonų gausumas (*Angl.* abundance) – bendras kiekvieno analizuojamo taksono atstovų skaičius.

Siekiant nustatyti uodų trūklių genčių atstovų trofinės grupės buvo remtasi Armitage ir kt. (1995), da Silva ir kt. (2008), Sanseverino ir Nessimian (2008), Merritt ir kt. (2008), Galizzi ir kt. (2012) ir Merritt ir kt. (2019), o mitybos būdai nustatyti remiantis Armitage ir kt. (1995), Tavares-Cromar ir Williams (1997), da Silva ir kt. (2008), Sanseverino ir Nessimian (2008), Merritt ir kt. (2008), Merritt ir kt. (2019). Atsižvelgiant į tai, kad lervų mityba kinta priklausomai nuo sezoniškumo ir maisto prieinamumo, kurį lemia aplinkos sąlygos ir substrato tipas (Butakka ir kt., 2016), taip pat nuo jų vystymosi stadijos – jaunos lervos (I–II ūgiai) gali maitintis kitaip nei subrendusios (III–IV ūgiai) (Baker ir McLachlan, 1979; Banegas ir Rocha, 2023), nuspręsta netaikyti trofinių grupių ir mitybos būdų palyginimo tarp tirtų upių. Tai paaiškinama tuo, kad vieno ūgio lervų trofinė grupė ir mitybos būdo laikymas viso taksono ekologijos atspindžiu būtų klaidinantis ir galėtų iškreipti uodų trūklių bendrijų struktūros analizės rezultatus.

2.4. Molekulinė analizė

Pagal morfologiją apibūdinamos Chironomidae lervos taip pat buvo skirstomos į atskiras morfologines grupes. Apibūdinimo patvirtinimui buvo analizuojamas mitochondrinės DNR citochromo c oksidazės I subvieneto (COI) geno fragmentas. Iš kiekvienai morfologinei grupei priklausančių lervų atsitiktinai atrikta 200 Chironomidae individų taip, kad bent vienas atstovautų vieną morfologinę grupę.

Chironomidae lervų DNR išskyrimui naudotas rinkinys DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen), vadovaujantis gamintojo nurodytomis instrukcijomis DNR išskyrimui iš audinių. Mėginiai 56 °C temperatūroje per naktį buvo inkubuojami su proteinkinaze K.

Mitochondrinio COI geno 658 bp dalinių sekų polimerazės grandininė reakcija (PGR) buvo atlikta naudojant pradmenų porą: LCO-1490 (5'-GTC AAC AAA TCA TAA AGA TAT TGG-3') ir HCO-2198 (5'-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA-3') (Folmer ir kt., 1994). PGR amplifikacija buvo atliekama termocikleryje Mastercycler nexus (Eppendorf). PGR reakcijai (30 µl), 1 mėginiui, naudota po 1,5 µl LCO-1490 ir HCO-2198 pradmenų (0,5 µM), 15 µl DreamTaq PCR Master Mix (Thermo Scientific) ir 9 µl vandens be nukleazių (Thermo Scientific). COI fragmento amplifikacijos terminis profilis: pradinė denatūracija – 3 min 95 °C, (1 ciklas), denatūracija – 95 °C 30 s, pradmenų prisijungimas – 49 °C 30 s, sintezė – 72 °C 60 s (35 ciklai) ir galinė sintezė – 72 °C 10 min (1 ciklas).

PGR produktams vizualizuoti buvo atlikta horizontali elektroforezė 1,5 % agarozės (Thermo Scientific) gelyje su etidžio bromidu (Carl Roth) naudojant 1xTBE buferį (Thermo Scientific). DNR fragmento ilgiui ir koncentracijai nustatyti naudotas Fast Ruler Low Range žymuo (Thermo Scientific). Pasibaigus elektroforezės laikui agarozės gelis su išsiskirsčiusiais fragmentais buvo fotografuojamas naudojant gelių dokumentavimo ir analizės sistemą UVITEC. PGR produktai buvo išgryninti naudojant GeneJet PGR gryninimo rinkinį (Thermo Scientific) ir sekvenuoti MacroGen Europe BV (Amsterdamas, Nyderlandai). Sekos nustatymui buvo naudoti tie patys pradmenys kaip ir PGR.

Kiekvieno pavyzdžio DNR sekos buvo paruoštos analizei naudojant BIOEDIT 7.7.1. (Hall, 1999) ir palygintos su kitomis sekomis naudojant BLASTN (National Library of Medicine, 2024). Visos sekos buvo pateiktos GenBank duomenų bazei (numeriai: PQ458064-PQ458172).

2.5. Genetiniai atstumai ir filogenetinė analizė

Tolimesnei analizei tinkamos sekos buvo suskirstytos pagal morfologinio apibūdinimo ir BLAST rezultatus, siekiant įvertinti genetinius atstumus tarp tos pačios rūšies individų (vidurūšinius) ir tarp skirtingų rūšių (tarprūšinius). Genetiniai atstumai buvo apskaičiuoti kaip skirtumų dalis (p-atstumai) naudojant MEGA-X 10.2.6 programą (Kumar ir kt., 2018). Atliekant pirminę duomenų analizę, testai buvo atliekami su išorine grupe (*Culicoides arakawae* Arakawa, 1910, sekos GenBank numeris MH135788.1) ir be jos. Kadangi pirminės analizės rezultatai parodė, kad išorinė grupė neturi įtakos filogenetinių medžių topologijai, galutiniams tyrimo rezultatams gauti buvo naudoti medžiai be išorinės grupės. Filogenetinės analizės metu, programoje MEGA-X 10.2.6 (Kumar ir kt., 2018), buvo pasirinktas GTR + G + I pakaitų modelis. Ultrametrinio medžio sudarymas buvo atliktas naudojant programą BEAST v1.10.4 (Drummond ir Rambaut, 2007) apskaičiuojant didžiausio klados patikimumo (MCC) medį (*Angl.* Maximum Clade Credibility Tree). Tam buvo naudojamas nekoreliuotas lognormalus atpalaiduotas laikrodžio modelis (*Angl.* uncorrelated lognormal relaxed clock model) su vidurkiu 1,0 ir standartiniu nuokrypiu 0,33 taikant gimimų ir mirčių modelį (*Angl.* birth–death model), kuris leidžia modeliuoti rūšių evoliucinį procesą, atsižvelgiant į naujų rūšių atsiradimą ir išnykimą.

Siekiant ištirti galimus Chironimidae atstovų evoliucijos ryšius buvo paleistos dvi Markovo grandinės Monte Karlo (*Angl.* Markov chain Monte Carlo, MCMC) grandinės, kiekviena po 100 milijonų generacijų, imant mėginius kas 1000 generacijų. Kad rezultatai būtų patikimi, gauti posterioriniai medžiai (*Angl.* posterior trees) buvo sujungti naudojant LogCombiner v1.10.4 (Drummond ir Rambaut, 2007), prieš tai atmetus 10 % pradinių iteracijų (*Angl.* burn-in). Siekiant įvertinti algoritmo stabilumą, konvergencijos diagnostika buvo įvertinta naudojant Tracer v1.7.2 (Drummond ir Rambaut, 2007). Siekiant gauti reprezentatyvų evoliucinį scenarijų, sujungti posterioriniai medžiai buvo apibendrinti nustatant bendrų protėvių mazgų aukščius (*Angl.* common ancestor node height) su TreeAnnotator 1.10.4 (Drummond ir Rambaut, 2007). Gautų rezultatų pateikimui galutinis medis buvo vizualizuotas naudojant baltic v.0.2.2 biblioteką Python3 programoje (GitHub, 2024).

2.6. Rūšių atskyrimo metodai

Siekiant atskirti Chironomidae šeimos rūšis remiantis gautų DNR sekų analize, buvo naudoti keturi rūšių atskyrimo metodai: ASAP (*Angl.* Assemble

Species by Automatic Partitioning) (Puillandre ir kt., 2021), ABGD (*Angl.* Automatic Barcode Gap Discovery) (Puillandre ir kt., 2012), GMYC (*Angl.* Generalized Mixed Yule-Coalescent) (Pons ir kt., 2006) ir bPTP (*Angl.* Bayesian implementation of the Poisson Tree Processes) (Zhang ir kt., 2013). Šie metodai naudoti ir kituose panašiuose tyrimuose (Dellicour ir Flot, 2015; Goulpeau ir kt., 2022; Mendoza-Ramírez ir kt., 2022; da Silva ir kt., 2023).

ASAP – tai atstumais pagrįstas metodas, kuriam nereikia išankstinio biologinio supratimo apie vidurūšinę įvairovę. Chironomidae mėginių dalinės COI sekos analizuotos naudojant grafinę internetinę ASAP versiją su K2P (*Angl.* Kimura's two Parameter) modeliu atstumams apskaičiuoti (ASAP web, 2024).

ABGD taip pat yra atstumais pagrįstas metodas, kai analizuojami numatytieji mažiausi ir didžiausi genetiniai atstumai arba naudotojo nustatyti atstumai. Naudota internetinė ABGD versija (ASAP web, 2024) su K2P (Kimura 2-parameter) modeliu, kad būtų apskaičiuoti pagal nutylėjimą nustatyti atstumo parametrai.

GMYC modelis yra filogenetinio medžio analizei pagrįstas metodas, taikomas ultrametriniam didžiausio kladės patikimumo (MCC) medžiui, sudarytam taip, kaip aprašyta anksčiau. Rūšių lygmens grupės buvo sudarytos ir jų patikimumas buvo įvertintas naudojant SPLITS paketą R4.4.0. programinėje įrangoje (R Core Team, 2024).

bPTP modelis yra dar vienas filogenetinio medžio analizei pagrįstas metodas, kuriame naudojamas Newick formato medis, sudarytas taip, kaip aprašyta anksčiau. Medis analizuotas bPTP interneto serveryje (Zhang ir kt., 2013), taikant visų parametrų numatytuosius nustatymus, išskyrus kartų skaičių, kuris buvo nustatytas 300 000.

2.7. Statistinė analizė

Statistinė analizė atlikta naudojant PAST 3.22 (Hammer ir kt., 2001) ir R 4.4.0. (R Core Team, 2024) programines įrangas. Jomis bei „Microsoft Excel“ programine įranga kurti duomenis grafiškai atvaizduojantys paveikslai, kurių spalvos pakeistos Inkscape 1.1.1. vektorinio piešimo programa (Burghoff, 2021).

Tyrimo metu surinktų Chironomidae šeimos atstovų duomenims analizuoti buvo naudojami neparametriniai statistikos metodai, kadangi Šapiro-Vilko (*Angl.* Shapiro-Wilk) normalumo testas parodė, jog visose upėse surinktų uodų pasiskirstymas nėra normalus ($p < 0,05$) (Hammer ir kt., 2001).

Siekiant įvertinti mėginių ėmimo pastangas, naudojant PAST 3.22 (Hammer ir kt., 2001) programinę įrangą, buvo sudarytos kiekvienoje iš analizuotų upių nustatytų uodų trūklių genčių akumuliacinės kreivės (*Angl.* species richness accumulation curves). Bendrijos, kurių kreivės pasiekė asimptotę, buvo laikomos realiai atspindinčiomis uodų genčių turtingumą toje upėje.

Nemetrinis daugiamačių skalių metodas (*Angl.* Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS), taikant Bray-Curtis panašumo indeksą (Hammer ir kt., 2001), naudotas norint vizualizuoti uodų trūklių bendrijų skirtumus šešiose tirtose užtvenktose ir neužtvenktose upėse. Tai atlikta naudojant PAST 3.22 (Hammer ir kt., 2001). programinę įrangą. Naudojant R 4.4.0. (R Core Team, 2024). programinę įrangą NMDS analizė išplėsta įtraukiant ekologinius ir aplinkos faktorius, remiantis 2021–2022 ir 2022 metų tyrimų duomenimis.

Siekiant palyginti skirtingų uodų trūklių genčių atstovų aptikimo dažnį šešiose tirtose užtvenktose ir neužtvenktose upėse, atliktas Pirsono chi-kvadrato (χ^2) testas (*Angl.* Pearson's chi-squared test) (kai imtis ≥ 5). Statistiškai reikšminga laikoma vertė, kai $p < 0,05$.

Siekiant įvertinti, ar uodų trūklių gausumas ir įvairovė koreliuoja su geografiniais atstumais tarp tyrimo vietų, atlikta Mantel testo (r) (*Angl.* Mantel test statistic) statistinė analizė. Geografinių atstumų matrica sudaryta naudojant Geosphere v.1.5-18 paketą (Hijmans, 2022), o uodų trūklių gausumo ir įvairovės skirtumai įvertinti naudojant Bray-Curtis indeksą naudojant vegan v.2.6-6.1 paketą (Oksanen ir kt., 2022) R4.4.0 programinėje įrangoje (R Core Team, 2024). Koreliacijos reikšmingumui įvertinti Mantel testas (su 999 permutacijomis) atliktas naudojant ecodist v. 2.1.3 paketą (Goslee ir Urban, 2007). Mantel testo koeficiento reikšmės svyruoja nuo -1 (stipri neigiama koreliacija) iki 1 (stipri teigiama koreliacija).

Pirsono koreliacijos koeficientas (*Angl.* Pearson Correlation Coefficient, PCC) buvo skaičiuojamas siekiant įvertinti ryšius tarp tirtų upių ekologinių faktorių: gylio, pH, vandenyje ištirpusio deguonies, temperatūros, elektrinio laidumo, druskingumo ir bendro ištirpusių kietųjų medžiagų kiekio (TDS). Kintamieji, kurių Pirsono koreliacijos koeficiento reikšmė didesnė nei $|0,7|$ (stipri koreliacija), buvo vertinami atskirai bendruosiuose tiesiniuose mišriuose modeliuose (*Angl.* Generalized Linear Mixed Models, GLMM) ir atstumu pagrįstose perteklinių duomenų analizėse (*Angl.* distance-based Redundancy Analysis, db-RDA), taip išvengiant duomenų multikolinearumo. PCC atlikta naudojant R 4.4.0. programinę įrangą.

Bendrieji tiesiniai mišrieji modeliai (GLMM) buvo naudoti siekiant nustatyti, kokią uodų trūklių įvairovės (naudojant Shannon-Wiener, Simpsono ir Margalef įvairovės indeksus) ir individų skaičiaus dalį paaiškina analizuoti upių ekologiniai faktoriai (gylis, pH, vandenyje ištirpęs deguonis, temperatūra, elektrinis laidumas ir TDS) ir tyrimų vietų savybės (upės, užtvėntumas, substrato kategorijos ir kraštovaizdžio kategorijos). Kadangi upių ekologiniai duomenys buvo rinkti vieną tyrimų sezoną, modeliuose naudoti tik 2022 metų tyrimų duomenys. Analizės metu iš viso buvo sudaryta 80 modelių, kuriuose atsako kintamieji buvo: Simpson (1-D), Shannon_H', Margalef įvairovės indeksai arba individų skaičius. Aiškinamieji kintamieji – anksčiau minėti upių ekologiniai faktoriai ir atskirai upės, užtvėntumas, kraštovaizdžio kategorijos ir užtvėntumas bei substrato kategorijos ir užtvėntumas. Atsitiktinis kintamasis – tyrimo data (*data*). Modelių struktūra: (*atsako kintamasis* ~ *gylis* + (*vandenyje ištirpęs deguonis* arba *pH*) + *temperatūra* + (*elektrinis laidumas* arba *TDS*) + (*upės* / *užtvėntumas* / *substrato kategorijos* / *kraštovaizdžio kategorijos*) (*data*). Modeliai buvo analizuoti, kai, *upės* – pirmas aiškinamasis kintamasis buvo Skerdyksna, *užtvėntumas* – pirmas aiškinamasis kintamasis buvo užtvėntos upės, *kraštovaizdžio kategorijos* – pirmas aiškinamasis kintamasis buvo dirbami laukai ir *substrato kategorijos* – pirmas aiškinamasis kintamasis buvo stambi ir smulki organinė medžiaga. Taip kiekvienam atsako kintamajam buvo sudaryti modeliai, kuriuose skyrėsi tik viena iš tyrimų vietos savybių. Iš kiekvienos atsako kintamojo modelių grupės (viso – 20 modelių) buvo atrinkta po vieną geriausią modelį – tą, kurio Bajeso informacijos kriterijaus (*Angl.* Bayesian Information Criterion, BIC) reikšmė buvo mažiausia. Bendrojo tiesinio mišraus modelio analizė atlikta naudojant *glmmTMB* funkciją ir *gaussian* šeimą R4.4.0. programinėje įrangoje (R Core Team, 2024), naudojant *vegan* v.2.6-4 (Oksanen ir kt., 2022) ir *glmmTMB* v. 1.1.11 (Brooks ir kt., 2017) paketus. Norint vizualiai pateikti GLMM analizės rezultatus naudotas R4.4.0. programinės įrangos (R Core Team, 2024) paketas *ggplot2* v.3.4.4 (Wickham, 2016).

Siekiant nustatyti, kokią nustatytų uodų trūklių genčių sudėties dalį paaiškina analizuoti upių ekologiniai faktoriai (gylis, vandenyje ištirpęs deguonis, temperatūra ir elektrinis laidumas) ir kiekviena iš tyrimų vietų savybių (upės, užtvėntumas, substrato kategorijos ir kraštovaizdžio kategorijos), buvo atlikta atstumu pagrįsta perteklinių duomenų analizė (db-RDA). Kadangi upių ekologiniai duomenys buvo rinkti vieną tyrimų sezoną, naudoti tik 2022 metų tyrimų duomenys. Remiantis Pirsono koreliacijos

koeficientu, GLMM analizės rezultatais ir keturiomis tyrimo vietų savybėmis, buvo sudaryti keturi db-RDA modeliai:

- pirmas modelis: *uodų trūklių gentys* ~ *upės* + *gylis* + *vandenyje ištirpęs deguonis* + *temperatūra* + *elektrinis laidumas (data)* – kai *upės*, pirmasis aiškinamasis kintamasis buvo Dubinga;

- antrasis modelis: *uodų trūklių gentys* ~ *užtvėntumas* + *gylis* + *vandenyje ištirpęs deguonis* + *temperatūra* + *elektrinis laidumas (data)* – kai *užtvėntumas*, pirmasis aiškinamasis kintamasis buvo užtvėntos upės;

- trečiasis modelis: *uodų trūklių gentys* ~ *kraštovaizdžio kategorijos* + *gylis* + *vandenyje ištirpęs deguonis* + *temperatūra* + *elektrinis laidumas (data)* – kai *kraštovaizdžio kategorijos*, pirmasis aiškinamasis kintamasis buvo dirbami laukai;

- ketvirtasis modelis: *uodų trūklių gentis* ~ *substrato kategorija* + *gylis* + *vandenyje ištirpęs deguonis* + *temperatūra* + *elektrinis laidumas (data)* – kai *substrato kategorija*, pirmasis aiškinamasis kintamasis buvo stambi ir smulki organinė medžiaga.

Visuose keturiuose db-RDA modeliuose atsako kintamasis yra uodų trūklių gentys, aiškinamasis kintamasis – upių ekologiniai faktoriai ir po vieną tyrimų vietos savybę, o sąlyginis kintamasis – data. Norint nustatyti kiekvieno modelio statistinį reikšmingumą buvo atlikta ANOVA analizė (1001 permutacija). Atstumu pagrįsta perteklinių duomenų analizė atlikta naudojant dbrda funkciją ir Bray-Curtis atstumus R4.4.0. programinėje įrangoje (R Core Team, 2024), naudojant vegan v.2.6-4 paketą (Oksanen ir kt., 2022). Norint vizualiai pateikti db-RDA analizės rezultatus buvo panaudotas R4.4.0. programinės įrangos (R Core Team, 2024) paketas ggplot2 v.3.4.4 (Wickham, 2016).

3. REZULTATAI

3.1. Uodų trūklių taksonominė įvairovė ir gausumas

Imant bentoso mėginius, tyrimų metu iš viso surinkti 11 296 uodų trūklių individai, priklausę penkiems pošeimiams, 65 gentims ir 89 rūšims (**1 lentelė**). Surinkti Chironomidae lervų individai buvo identifikuoti iki pošeimio taksonominio lygmens, o ketvirto ūgio lervos iki genties ar rūšies taksonominio lygmens, remiantis jų morfologinėmis savybėmis ir dalinių COI sekų analize. Iki genties taksonominio lygmens identifikuoti 4 446 uodų trūklių individai ir 1 585 individai iki rūšies taksonominio lygmens (**3 priedas**). Tyrimo metu nustatyta 12 uodų trūklių genčių ir 37 rūšys, kurios yra naujos Lietuvos faunai (**3 priedas**).

1 lentelė. 2021-2022 metais nustatytų uodų trūklių rūšių sąrašas, šešiose skirtingose Lietuvos upėse: Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, Šešuola.

Table 1. The list of non-biting midge species in six Lithuanian rivers: Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, Šešuola, between 2021 and 2022.

Tanypodinae Skuse, 1889
<i>Ablabesmyia (Ablabesmyia) longistyla</i> Fittkau, 1962
<i>Ablabesmyia (Ablabesmyia) monilis</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Ablabesmyia (Ablabesmyia) phatta</i> (Egger, 1864)
<i>Anatopynia</i> sp.
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen, 1818)
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)
<i>Krenopelopia binotata</i> (Wiedemann, 1817)
<i>Larsia atrocincta</i> (Goetghebuer, 1942)
<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen, 1804)
<i>Macropelopia notata</i> (Meigen, 1818)
<i>Procladius (Holotanypus) crassinervis</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Procladius (Holotanypus) culiciformis</i> (Linnaeus, 1767)
<i>Procladius (Holotanypus) denticulatus</i> Sublette, 1964
<i>Procladius (Holotanypus) fuscus</i> Brundin, 1956
<i>Procladius (Holotanypus) pectinatus</i> (Kieffer, 1909)
<i>Procladius</i> sp.

<i>Psectrotanypus varius</i> (Fabricius, 1787)
<i>Tanypus</i> (<i>Tanypus</i>) <i>kraatzi</i> (Kieffer, 1912)
<i>Tanypus</i> (<i>Tanypus</i>) <i>vilipennis</i> (Kieffer, 1918)
<i>Zavreliomyia melanura</i> (Meigen, 1804)
Diamesinae Kieffer, 1922
<i>Potthastia</i> sp.
<i>Pseudodiamesa</i> (<i>Pachydiamesa</i>) <i>arctica</i> (Malloch, 1919)
Prodiamesinae Sæther, 1976
<i>Monodiamesa bathyphila</i> (Kieffer, 1918)
<i>Odontomesa fulva</i> (Kieffer, 1919)
<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen, 1818)
Orthocladiinae Kieffer, 1911
<i>Acricotopus lucens</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Brillia</i> sp.
<i>Chaetocladius</i> (<i>Chaetocladius</i>) <i>piger</i> (Goetghebuer, 1913)
<i>Corynoneura</i> sp.
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>bicinctus</i> (Meigen, 1818)
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>cylindraceus</i> (Kieffer, 1908)
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>festivellus</i> (Kieffer, 1906)
<i>Cricotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>perniger</i> (Zetterstedt, 1850)
<i>Cricotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>sylvestris</i> Fabricius, 1794
<i>Cricotopus</i> sp.
<i>Epoicocladius ephemerae</i> (Kieffer, 1924)
<i>Eukiefferiella</i> sp.
<i>Heterotrissocladius marcidus</i> (Walker, 1856)
<i>Limnophyes minimus</i> (Meigen, 1818)
<i>Metriocnemus</i> (<i>Metriocnemus</i>) <i>eurynotus</i> (Holmgren, 1883)
<i>Nanocladius</i> (<i>Nanocladius</i>) <i>dichromus</i> (Kieffer, 1906)
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>decoratus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>oblidens</i> (Walker, 1856)
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>rubicundus</i> (Meigen, 1818)
<i>Paracladius conversus</i> (Walker, 1856)
<i>Parakiefferiella</i> sp.
<i>Parametriocnemus</i> sp.
<i>Paraphaenocladius</i> sp.
<i>Psectrocladius</i> (<i>Psectrocladius</i>) <i>limbatellus</i> (Holmgren, 1869)
<i>Psectrocladius</i> (<i>Psectrocladius</i>) <i>psilopterus</i> Thienemann, 1906)

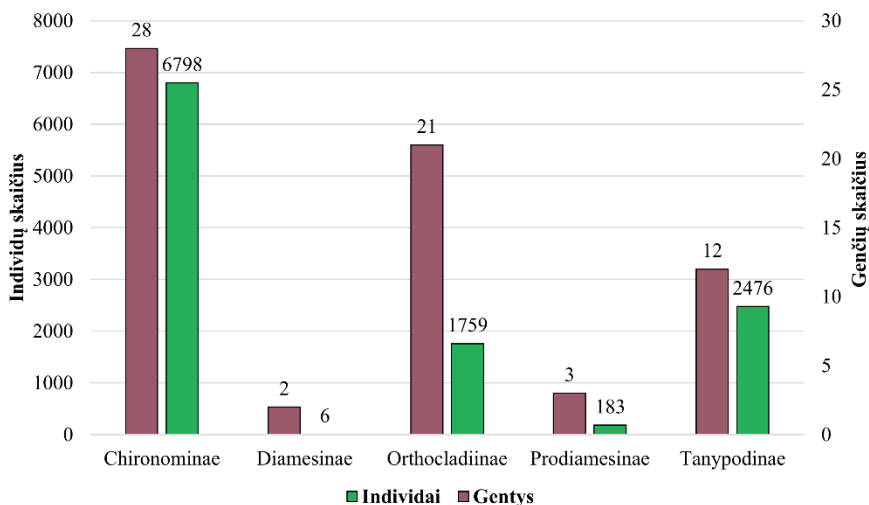
<i>Psectrocladius (Psectrocladius) sordidellus</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Rheocricotopus (Rheocricotopus) fuscipes</i> (Kieffer, 1909)
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer, 1909)
<i>Thienemanniella</i> sp.
<i>Zalutschia</i> sp.
Chironominae Newman, 1834
<i>Chironomus (Chironomus) acidophilus</i> Keyl, 1960
<i>Chironomus (Chironomus) cingulatus</i> Meigen, 1830
<i>Chironomus (Chironomus) curabilis</i> Belyanina, Sigareva and Loginova, 1990
<i>Chironomus (Chironomus) melanescens</i> Keyl, 1961
<i>Chironomus (Chironomus) melanotus</i> Keyl, 1961
<i>Chironomus (Chironomus) pallidivittatus</i> Malloch, 1915
<i>Chironomus (Chironomus) piger</i> Strenzke, 1959
<i>Chironomus (Chironomus) plumosus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Chironomus (Chironomus) pseudothummi</i> Strenzke, 1959
<i>Chironomus (Chironomus) riparius</i> Meigen, 1804
<i>Chironomus (Chironomus) salinarius</i> Kieffer, 1915
<i>Cladopelma</i> sp.
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker, 1856)
<i>Cryptochironomus albofasciatus</i> (Staeger, 1839)
<i>Cryptochironomus obreptans</i> (Walker, 1856)
<i>Cryptochironomus rostratus</i> Kieffer, 1921
<i>Cryptotendipes</i> sp.
<i>Demicryptochironomus (Demicryptochironomus) vulneratus</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)
<i>Dicrotendipes tritonus</i> Thienemann & Kieffer, 1916
<i>Einfeldia pagana</i> (Meigen, 1838)
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)
<i>Glyptotendipes (Phytotendipes) cauliginellus</i> (Kieffer, 1913)
<i>Glyptotendipes (Phytotendipes) pallens</i> (Meigen, 1804)
<i>Glyptotendipes (Trichotendipes) signatus</i> (Kieffer, 1909)
<i>Harnischia fuscimanus</i> Kieffer, 1921
<i>Micropsectra apposita</i> (Walker, 1856)
<i>Micropsectra contracta</i> Reiss, 1965
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)

<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer, 1776)
<i>Microtendipes rydalensis</i> (Edwards, 1929)
<i>Microtendipes</i> sp.
<i>Microtendipes tarsalis</i> (Walker, 1856)
<i>Neozavrelia</i> sp.
<i>Parachironomus vitiosus</i> (Goetghebuer, 1921)
<i>Paracladopelma camptolabis</i> (Kieffer, 1913)
<i>Paratanytarsus</i> sp.
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1804)
<i>Polypedilum</i> (<i>Pentapedilum</i>) <i>sordens</i> (Wulp, 1875)
<i>Polypedilum</i> (<i>Polypedilum</i>) <i>nubeculosum</i> (Meigen, 1804)
<i>Polypedilum</i> (<i>Tripodura</i>) <i>pullum</i> (Zetterstedt, 1838)
<i>Polypedilum</i> (<i>Tripodura</i>) <i>scalaenum</i> Schrank, 1803
<i>Polypedilum</i> (<i>Uresipedilum</i>) <i>convictum</i> (Walker, 1856)
<i>Polypedilum</i> (<i>Uresipedilum</i>) <i>cultellatum</i> Goetghebuer, 1931
<i>Polypedilum</i> sp.
<i>Synendotendipes impar</i> (Walker, 1856)
<i>Stempellina</i> sp.
<i>Stenochironomus</i> (<i>Stenochironomus</i>) <i>gibbus</i> (Fabricius, 1794)
<i>Stictochironomus</i> sp.
<i>Tanytarsus multipunctatus</i> Brundin, 1947
<i>Tribelos intextus</i> (Walker, 1856)
<i>Virgatanytarsus</i> sp.
<i>Xenochironomus xenolabis</i> Kieffer, 1916

Remiantis Armitage ir kt. (1995), Tavares-Cromar ir Williams (1997), da Silva ir kt. (2008), Sanseverino ir Nessimian (2008), Merritt ir kt. (2008), Celeste Galizzi ir kt. (2012) bei Merritt ir kt. (2019), tyrimo metu nustatytos uodų trūklių gentys buvo suskirstytos į septynias mitybines (trofines) grupes: detritofagai, plėšrūnai, algofagai, fitofagai, ksilofagai, parazitai ir komensalai, bei į šešias mitybos būdų grupes: rinkėjai, siurbikai, filtruotojai, smulkintojai, gremžėjai ir įvairiais mitybos būdais pasižymintys genčių atstovai (**4 priedas**). Detritofagų trofinei grupei priskiriamų uodų trūklių nustatytos 27 gentys, plėšrūnų – 23, algofagų ir fitofagų – po 12, ksilofagų – devynios, o parazitų ir komensalų – po vieną gentį (**4 priedas**). Pagal mitybos būdą, iš tyrimų metu nustatytų uodų trūklių, 47 genčių atstovai buvo rinkėjai, 24 – siurbikai, 12 – smulkintojai, 10 – filtruotojai, devyni – gremžėjai ir vos dviejų genčių atstovai pasižymėjo įvairiais mitybos būdais (**4 priedas**).

Tyrimo metu nustatyta, kad daugiausiai uodų trūklių genčių buvo iš pošeimio Chironominae, kuriame nustatytos 28 gentys (**3 pav.**). Mažiausiai genčių nustatyta iš Diamesinae pošeimio, kuriam priklausė dvi nustatytos gentys. Antras pagal genčių skaičių buvo Orthocladiinae pošeimis, kuriam priklausė 21 nustatyta gentis. Tanypodinae pošeimis buvo trečias pagal genčių skaičių – nustatyta 12 genčių. Ketvirtas pagal genčių skaičių buvo Prodiamesinae pošeimis, kuriam priklausė trys nustatytos uodų trūklių gentys.

Pagal individų skaičių, didžiausiu gausumu pasižymėjo pošeimiai Chironominae (nustatyta 6 798 individų) ir Tanypodinae (2 476 individai), kurie kartu sudarė 82,10 % visų surinktų individų skaičiaus. Prodiamesinae ir Diamesinae pošeimiai buvo mažiausiai gausūs ir kartu sudarė vos 1,67 % visų surinktų individų skaičiaus. Orthocladiinae pošeimiui priklausančios individai sudarė 15,57 % visų surinktų individų skaičiaus (**3 pav.**).



3 pav. Nustatytų uodų trūklių individų ir genčių skaičius skirtinguose šeimos Chironomidae pošeimuose.

Fig. 3. Number of identified specimens and genera of non-biting midges across different subfamilies of the Chironomidae family.

Iš tyrimo metu nustatytų genčių, didžiausiu gausumu išsiskyrė *Ablabesmyia* gentis (944 individai), kurios individų skaičius sudarė 21,23 % identifikuotų individų. Kitos individais gausios gentys buvo: *Microtendipes* (660 individų), *Procladius* (474 individai), *Tanytarsus* (349 individai), *Polypedilum* (279 individai), *Chironomus* (223 individai), *Conchapelopia* (168 individai), *Prodiamesa* (156 individai), *Micropsectra* (151 individas), *Paratendipes* (104 individai) ir *Psectrocladius* (103 individai). Gentys, kurių

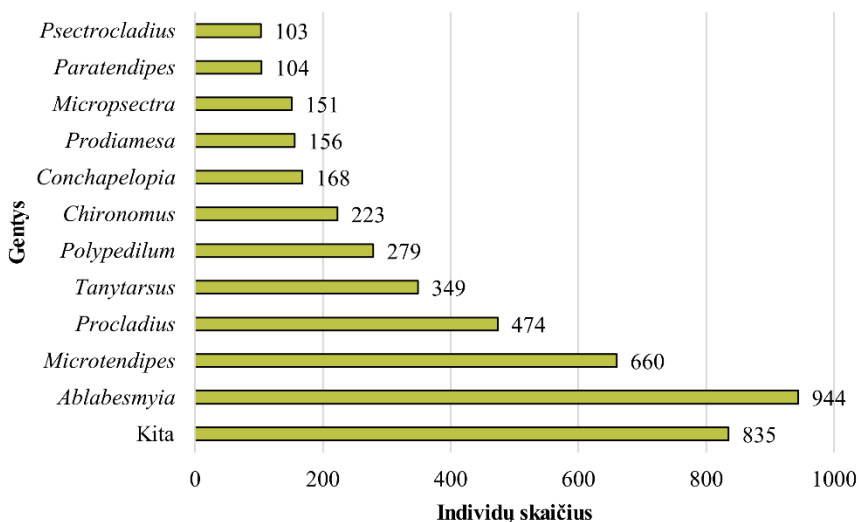
buvo nustatyta daugiau nei 100 individų, sudarė 81,22 % visų iki genties taksonominio lygmens identifikuotų individų skaičiaus (**4 pav.**).

Mažiau individų skaičiumi gausios gentys kurių buvo *Corynoneura* (83 individai), *Clinotanytus* (80 individų), *Orthocladus* (73 individų), *Paraphaenocladus* (58 individai), *Cladotanytus* (56 individai), *Cricotopus* (37 individai), *Parachironomus* (34 individai), *Parakiefferiella* (34 individai), *Endochironomus* (26 individai), *Synendotendipes* (24 individai), *Cryptochironomus* (24 individai), *Acricotopus* (23 individai). Šių genčių individų skaičius sudarė 12,42 % visų nustatytų individų (**4 pav.**).

Dar mažesniu individų skaičiumi pasižymėjo šios gentys: po 19 individų buvo rasta *Einfeldia* ir *Rheocricotopus* genčių atstovų, o kiekvienoje iš šių trijų genčių nustatyta po 16 individų: *Glyptotendipes*, *Demicryptochironomus* ir *Virgatanytus*. Tuo tarpu *Tribelos* nustatyta 14 individų, 13 individų identifikuota *Monodiamesa* genties atstovų, o 12 individų – *Harnischia*. Šios gentys sudarė tik 2,81 % visų iki genties taksonominio lygmens identifikuotų individų skaičiaus (**4 pav.**).

Taip pat, po devynis individus aptikta *Stenochironomus*, *Macropelopia*, *Paratanytus* ir *Zalutschia* genčių atstovų. Po aštuonis egzempliorius rasta *Tanytus* ir *Synorthocladus*, o po septynis – *Odontomesa*, *Paracladopelma* ir *Neozavrelia* genčių atstovų. Be to, po šešis individus buvo identifikuota ir aptikta *Larsia*, *Zavrelimyia* ir *Dicrotendipes* genčių atstovus, o po penkis individus identifikuota *Stictochironomus*, *Cryptotendipes* ir *Paracladius*. Bei po keturis individus aptikta *Epoicocladus*, *Potthastia*, *Heterotrissocladus* ir *Psectrotanytus* genčių atstovų. Šios gentys pasižymėjo labai mažu individų skaičiumi ir sudarė vos 2,74 % visų iki genties taksonominio lygmens identifikuotų individų skaičiaus (**4 pav.**).

Mažiausiu individų skaičiumi pasižymėjo *Parametriocnemus* ir *Eukiefferiella*, kurių buvo rasta ir identifikuota tik po tris individus. Taip pat, po du individus identifikuota *Thienemanniella*, *Chaetocladus*, *Krenopelopia*, *Xenochironomus*, *Cladopelma*, *Pseudodiamesa*, *Anatopynia* ir *Nanocladus* genčių atstovų. Galiausiai po vieną individą buvo identifikuota *Brillia*, *Stempellina*, *Metriocnemus* ir *Limnophyes* genčių atstovų. Todėl šių genčių atstovai sudarė vos 0,58 % visų iki genties taksonominio lygmens identifikuotų individų skaičiaus (**4 pav.**).



4 pav. Uodų trūklių individų skaičius skirtingose gentyse. Kita – gentys, kurių individų skaičius mažesnis nei 100.

Fig. 4. Number of non-biting midge specimens across different genera. 'Other (Kita)' includes genera with fewer than 100 specimens.

3.2. Uodų trūklių nustatymas taikant molekulinis metodus ir filogenetinę analizę

Dalies iš upių surinktų ir morfologiškai identifikuotų uodų trūklių, suskirstytų į atskiras morfologines grupes, patikrinimui buvo atlikti molekuliniai genetiniai tyrimai. Iš viso mitochondrinės DNR COI geno fragmento analizei naudota 200 Chironomidae mėginių, kurių gautos sekos buvo palygintos su BOLD ir GenBank sistemose esančiomis sekomis. Iš viso, 109 mėginių sekos sutapo su paskelbtomis sekomis – genčių lygmenyje 88,04-94,26 %, o rūšių lygmenyje 98,01-100,00 % tikslumu ir priskirti 54 atskiriems taksonams. Dviejų atstovų sekos buvo pirmą kartą paskelbtos BOLD ir GenBank sistemose (**5 priedas**).

Įvertinus vidurūšinius genetinius atstumus (p-atstumai) nustatyta, kad vidutinis atstumas tarp analizuotų 27 rūšių siekė 0,81 %, o reikšmės svyravo nuo 0,00 % iki 9,94 %. Rūšių viduje skirtumai, mažesni nei 2 %, buvo nustatyti 25 Chironomidae rūšims: *Apsectrotanypus trifascipennis*, *Conchapelopia melanops*, *Larsia atrocincta*, *Procladius culiciformis*, *Procladius denticulatus*, *Monodiamesa bathyphila*, *Prodiamesa olivacea*, *Nanocladius dichromus*, *Orthocladius oblidens*, *Paraphaenocladius* sp., *Chironomus cingulatus*, *Chironomus curabilis*, *Chironomus piger*,

Cryptochironomus albofasciatus, *Demicryptochironomus vulneratus*, *Einfeldia pagana*, *Endochironomus tendens*, *Microtendipes chloris*, *Microtendipes pedellus*, *Parachironomus vitiosus*, *Paratendipes albimanus*, *Polypedilum scalaenum*, *Stenochironomus gibbus*, *Tribelos intextus*, *Tanytarsus multipunctatus* (**2 lentelė**). Tuo tarpu vidutiniai vidurūšiniai skirtumai, didesni nei 2 %, nustatyti dvejose rūšių grupėse – *Clinotanypus nervosus* ir *Ablabesmyia longistyla* (**2 lentelė**).

2 lentelė. Vidurūšiniai 27 rūšių rinkinio genetiniai skirtumai, išreikšti kaip bazių skirtumų dalis sekos pozicijai (p-atstumai). Vid. (%) – vidurkis (%), Min. (%) – mažiausia reikšmė (%), Maks. (%) – didžiausia reikšmė (%).

Table 2. Within-species genetic divergences expressed as the base differences per site (p-distances) calculated for the set of 27 species. Vid. (%) – average (%), Min. (%) – minimum (%), Maks. (%) – maximum (%).

Pošeimiai	Rūšys	Individų sk.	Vid. (%)	Min. (%)- Maks. (%)
Tanypodinae	<i>Clinotanypus nervosus</i>	3	2,27	0,22- 4,32
	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	2	0,86	0,86- 0,86
	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	6	7,43	0,00- 9,94
	<i>Conchapelopia melanops</i>	6	0,09	0,00- 0,22
	<i>Larsia atrocincta</i>	2	0,00	0,00- 0,00
	<i>Procladius culiciformis</i>	3	0,00	0,00- 0,00
	<i>Procladius denticulatus</i>	3	0,00	0,00- 0,00
Prodiamesinae	<i>Monodiamesa bathyphila</i>	2	0,22	0,22- 0,22
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	3	1,30	1,30- 1,30
Orthocladiinae	<i>Nanocladius dichromus</i>	2	0,22	0,22- 0,22

	<i>Orthocladius oblidens</i>	3	0,11	0,00-0,22
	<i>Paraphaenocladius sp.</i>	2	0,00	0,00-0,00
Chironominae	<i>Chironomus cingulatus</i>	4	0,00	0,00-0,00
	<i>Chironomus curabilis</i>	2	0,43	0,43-0,43
	<i>Chironomus piger</i>	2	0,22	0,22-0,22
	<i>Cryptochironomus albofasciatus</i>	2	0,00	0,00-0,00
	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	2	0,00	0,00-0,00
	<i>Einfeldia pagana</i>	2	0,22	0,22-0,22
	<i>Endochironomus tendens</i>	2	1,73	1,73-1,73
	<i>Microtendipes chloris</i>	5	0,05	0,00-0,22
	<i>Microtendipes pedellus</i>	6	0,50	0,00-0,86
	<i>Parachironomus vitiosus</i>	3	0,22	0,22-0,22
	<i>Paratendipes albimanus</i>	4	0,86	0,22-1,30
	<i>Polypedilum scalaenum</i>	2	0,22	0,22-0,22
	<i>Stenochironomus gibbus</i>	2	0,00	0,00-0,00
	<i>Tribelos intextus</i>	2	0,86	0,86-0,86
	<i>Tanytarsus multipunctatus</i>	3	0,22	0,22-0,22

Tarprūšiniai genetiniai atstumai (p-atstumai) buvo apskaičiuoti septynioms gentims, kuriose nustatytos dvi ar daugiau rūšių. Nustatyta, kad daugumos rūšių porų vidutiniai genetiniai atstumai viršijo 10 % (*Cricotopus*,

Orthocladius, *Cryptochironomus*, *Microtendipes* ir *Polypedilum* gentys) (**3 lentelė**). Didžiausias vidutinis genetinis atstumas nustatytas *Polypedilum* (14,45 %), o mažiausias – *Procladius* (7,80 %) gentims. Taip pat nustatyti du rūšių porų p-atstumai, siekę ≤ 1 %: *Chironomus cingulatus* – *Chironomus piger* (0,76 %) ir *Procladius culiciformis* – *Procladius pectinatus* (0,22 %) (**5 pav.**).

3 lentelė. Septynių genčių rinkinio, tos pačios genties rūšių genetiniai skirtumai, išreikšti kaip bazių skirtumų dalis sekos pozicijai (p-atstumai). Vid. (%) – vidurkis (%), Min. (%) – mažiausia reikšmė (%), Maks. (%) – didžiausia reikšmė (%).

Table 3. Within-genus genetic divergences expressed as the base differences per site (p-distances) calculated for the set of seven genera. Vid. (%) – average (%), Min. (%) – minimum (%), Maks. (%) – maximum (%).

Gentis	Rūšių skaičius	Vid. (%)	Min (%) - Maks. (%)
<i>Procladius</i>	5	7,80	0,22-11,23
<i>Cricotopus</i>	3	12,31	10,58-13,39
<i>Orthocladius</i>	2	12,81	12,74-12,96
<i>Chironomus</i>	8	13,92	0,65-17,06
<i>Cryptochironomus</i>	3	10,80	3,67-15,12
<i>Microtendipes</i>	4	11,78	2,16-14,25
<i>Polypedilum</i>	4	14,45	11,45-17,06

Chironomidae rūšių filogenetinių ryšių analizė, paremta COI geno sekomis parodė, kad dauguma tos pačios genties rūšių MCC filogenetiniame medyje formuoja bendrus klasterius (**5 pav.**). Tiksliau – *Orthocladius*, *Cricotopus*, *Procladius* ir *Chironomus* gentims priklausančios rūšys formavo aiškius atskirus klasterius. Panašius rezultatus parodė *Microtendipes* genties atstovai (išskyrus *Microtendipes* sp.) bei *Cryptochironomus* genties atstovai (išskyrus *Cryptochironomus rostratus*), o *Polypedilum* genties atstovai nesudarė vientisų klasterių (**5 pav.**).

Rūšių atskyrimo ASAP metodo analizė nustatė 10 skirstinių, įvertintų pagal žemiausią ASAP vertę. Optimalus ASAP skirstinys duomenis suskirstė į 58 grupes (ASAP vertė: 4,0; $p < 0,05$) (**5 pav.**). Antras pagal gerumą skirstinys išskyrė 56 grupes (ASAP vertė: 5,0; $p < 0,05$). ASAP vertės ir slenkstinio atstumo grafikas parodė, kad skirstiniai, kurių klasterizacijos atstumo reikšmė buvo 0,02 (dc = 0,02), atitinka 58 grupes.

Pagal ASAP metodą, tarp analizuotų pošeimių didžiausia įvairovė nustatyta Chironominae – šiam pošeimiui priklausė 34 iš 58 išskirtų grupių. Toliau sekė Tanypodinae su 13 grupių, Orthocladiinae – su aštuoniomis ir Prodiamesinae – su trimis grupėmis (**5 pav.**).

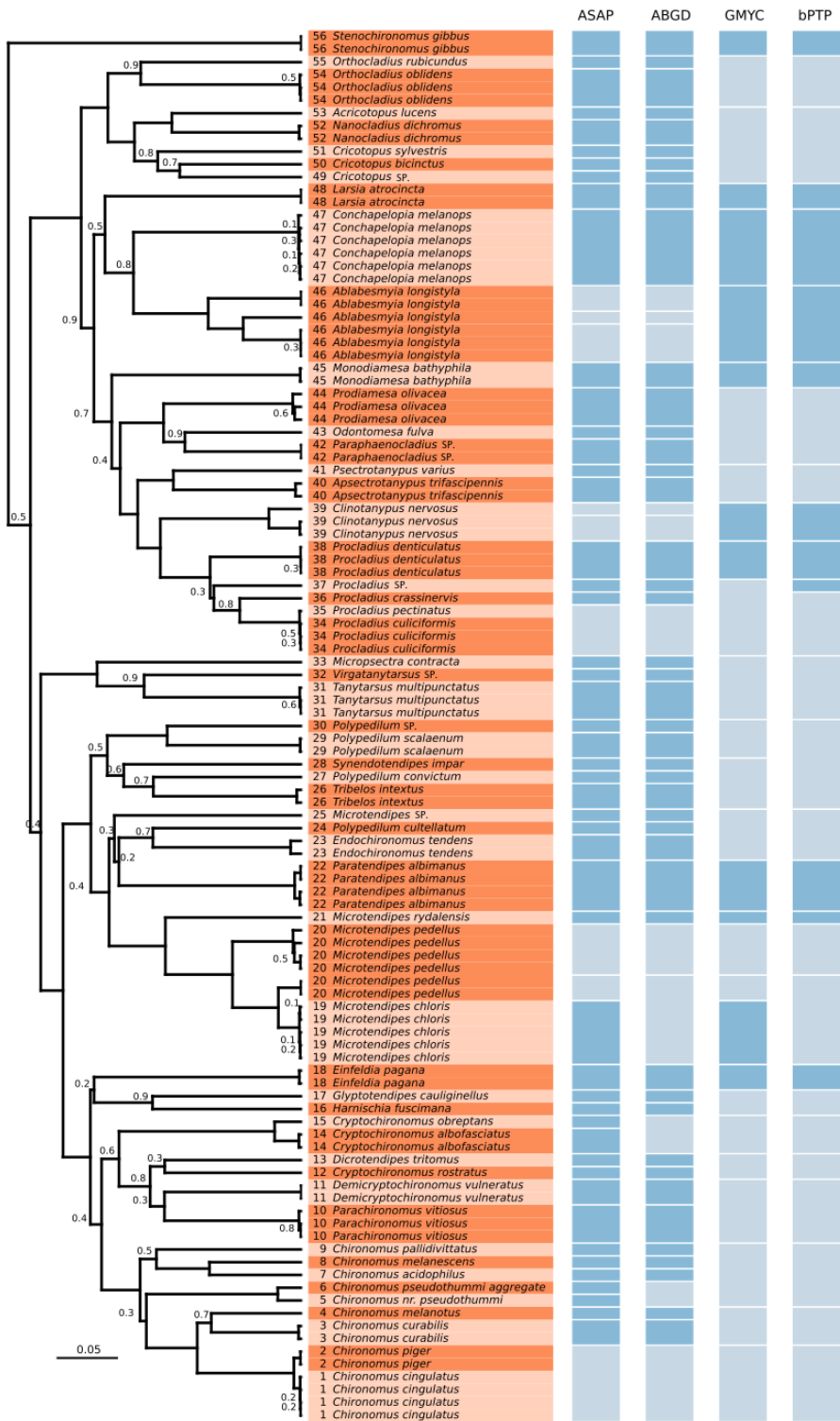
Rūšių atskyrimo ABGD metodo analizei taikytas K2P modelis, kurio tranzicijų/transversijų santykiu 2,0. Naudoti šie parametrai: $P_{\min} = 0,001$, $P_{\max} = 0,10$, 10 žingsnių ir 20 atstumo pasiskirstymo intervalų. Ši analizė duomenis suskirstė į 55 grupes, esant K2P MinSlope reikšmei 1,00, brūkšninio kodo atotrūkio atstumui – 0,045, o pradinis skirstinys nustatytas pagal iš anksto nustatytą didžiausią genetinį atstumą $p = 0,0599$ (**5 pav.**).

Pagal ABGD metodą, didžiausia įvairovė nustatyta Chironominae pošeimyje, kuris suskirstytas į 31 grupę. Toliau sekė Tanypodinae pošeimis su 11 grupių, Orthocladiinae – su aštuoniomis, o mažiausiai įvairus buvo Prodiamesinae pošeimis, kuriame išskirtos trys grupės (**5 pav.**).

Vieno slenksčio (*Angl.* single-threshold) GMYC rūšių atskyrimo metodo analizė nustatė 29 didžiausio tikėtimumo vienetus (*Angl.* maximum-likelihood entities) (pasikliautinis intervalas = 22–41), tarp jų – 28 didžiausio tikėtimumo (ML) klasterius (pasikliautinis intervalas: 21–34) ir vieną pavienį vienetą. Rūšių atskyrimo GMYC modelio analizė sugrupavo 29 vienetus į gentis ir/arba giminingas kladas (**5 pav.**).

Rūšių atskyrimo bPTP metodo analizė, taikant Bajeso metodą, nustatė 28 operacinius taksonominius vienetus (OTUs) ir sugeneravo du medžius: vieną, paremtą maksimalaus tikėtimumo (ML) metodu (24 OTUs), ir kitą – Bajeso medį (28 OTUs). Palyginimui su kitais rūšių atskyrimo metodais buvo pasirinktas Bajeso medis, nes jis suskirstė duomenis į daugiau grupių (28) (**5 pav.**). Abiejų medžių topologijos skyrėsi nuo MEGA X filogenetinio medžio bei ultrametrinio medžio, naudoto GMYC analizėje. Palyginti su GMYC, bPTP analizė rečiau skirstė glaudžiai susijusius operacinius taksonominius vienetus ir grupavo sekas į gentis arba artimus klasterius.

Kiekvienas rūšių atskyrimo metodas nustatė skirtingą OTU skaičių: ASAP – 58, ABGD – 55, GMYC – 29, o bPTP – 28 (**5 pav.**). Palyginus visų keturių rūšių atskyrimo metodų analizių rezultatus nustatyta, kad tik aštuoni OTU (14,29 % visų filogenetinio medžio šakų) buvo vienodai identifikuojami visais metodais. Atliktose ASAP ir ABGD rūšių atskyrimo metodų analizėse sutapo 52 OTU, o GMYC ir bPTP analizėse – 24 OTU.

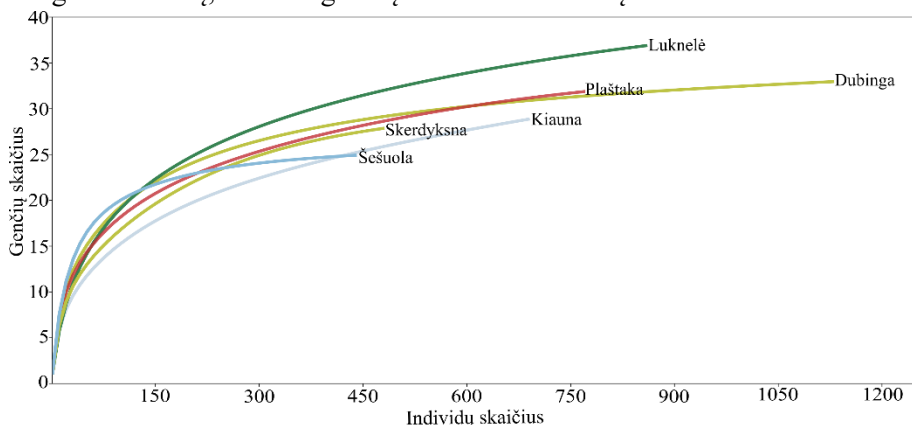


5 pav. Didžiausio klados patikimumo medis, sudarytas iš Chironomidae morforūšių ir COI sekų (kairėje), bei rūšių atskyrimo metodų rezultatai (dešinėje). Posteriorinės tikimybės reikšmės medžio šakų mazguose pateiktos tik tada, kai jos $< 0,95$. Dvi oranžinės spalvos, kuriomis medyje paryškinti rūšių pavadinimai, vizualiai atskiria gretimas morforūšis, o skaičiai nurodo jų grupes. Skirtingais rūšių atskyrimo metodais nustatytos grupės atskirtos balta horizontalia linija; tamsiai mėlynas užpildas rodo, kurios grupės sutampa su medyje pateikta morforūšių ir GenBank identifikacija, o šviesiai mėlynas – kurios nesutampa.

Fig. 5. Maximum Clade Credibility tree of the Chironomidae morphospecies and COI sequences (left) and the results of species delimitation methods (right). Posterior probability values at nodes are shown if $< 0,95$. Two orange colours highlighting the species names on the tree are used to visually separate consecutive morphospecies, and the numbers indicate the morphospecies groups. Groups found using the different delimitation methods are separated by a white horizontal border; dark blue filling indicates the groups agree with the morphospecies and GenBank identification shown in the tree, whereas light blue filling indicates the groups do not agree.

3.3. Uodų trūklių bendrijų palyginimas tirtose upėse

Akumuliacinės kreivės buvo sudarytos siekiant nustatyti, kuriose iš šešių tirtų upių surinkti duomenys atspindi uodų trūklių genčių turtingumą (**6 pav.**). Analizė parodė, kad Šešuoloje ir Dubingoje genčių skaičius pasiekė asimptotę, kas rodo, kad šiose upėse buvo surinkta reprezentatyvi uodų trūklių dalis. Luknelės ir Plaštakos upėse asimptotė beveik pasiekta – papildomi duomenys reikšmingai nepakeistų genčių skaičiaus. Kiaunoje ir Skerdyksnoje asimptotė nepasiekta, o jų 95 % pasikliautiniai intervalai rodo, kad surinkus daugiau individų, bendras genčių skaičius dar didėtų.

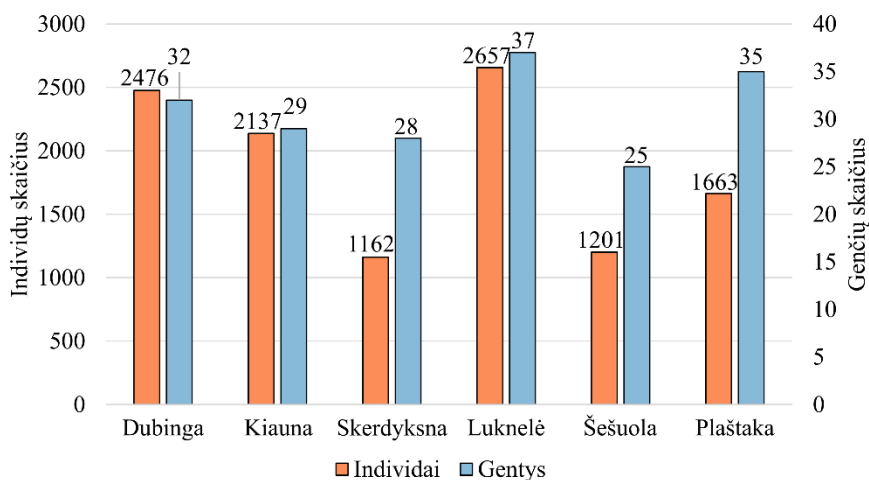


6 pav. Akumuliacinės kreivės, rodančios priklausomybę tarp uodų trūklių individų skaičiaus ir genčių skaičiaus šešiose tirtose upėse.

Fig. 6. Accumulation curves showing the relationship between the number of non-biting midge specimens and the number of genera across six studied rivers.

Apskaičiavus uodų trūklių individų skaičių kiekvienoje analizuotoje upėje gauta, kad vidutiniškai kiekvienoje upėje surinkta 1883 (SD $\pm$ 640) uodų trūklių lervų. Didžiausias uodų trūklių individų gausumas nustatytas Luknelės upėje (2657 individai), o mažiausias – Skerdyksnos upėje (1162 individai) (**7 pav.**). Didelis uodų trūklių gausumas buvo ir Dubingoje (2476 individai) bei Kiaunoje (2137 individai), o mažesnis – Plaštakoje (1663 individai) ir Šešuoloje (1201 individas).

Taip pat gauta, kad kiekvienoje tirtoje upėje vidutiniškai nustatyta 31 (SD $\pm$ 5) uodų trūklių gentis. Daugiausiai – 37 gentys nustatytos Luknelės upėje, o mažiausiai – 25 gentys nustatytos Šešuolos upėje (**7 pav.**). Kitose analizuotose upėse uodų trūklių genčių skaičius siekė 28 gentis – Skerdyksnoje, 29 – Kiaunoje, 32 – Dubingoje ir 35 – Plaštakoje (**7 pav.**).

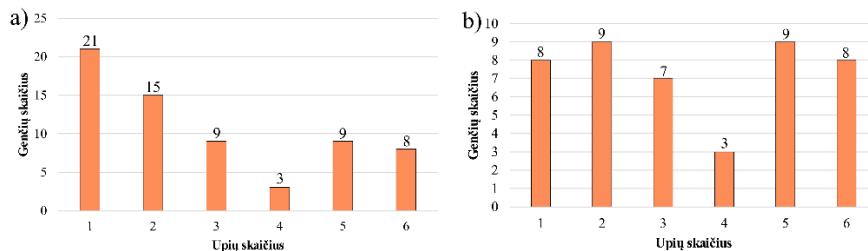


7 pav. Uodų trūklių individų ir genčių skaičius skirtingose upėse.

Fig. 7. Number of specimens and genera of non-biting midges across different rivers.

Apskaičiavus uodų trūklių genčių skaičių nustatyta, kad beveik trečdalis (32,31 %, 21 gentis) tyrimo metu nustatytų Chironomidae šeimos genčių buvo tik iš vienos upės (**8a pav.**). Iš dviejų upių nustatyta 15 uodų trūklių genčių, kas sudarė 23,08 % visų nustatytų genčių, iš trijų upių – devynios gentys (13,85 %). Mažiausia dalis – 4,62 % (trys gentys) iš keturių upių, iš penkių upių – devynios gentys (13,85 %), o iš visų šešių tirtų upių – aštuonios gentys (12,31 %) (**8a pav.**). Iš nustatytų uodų trūklių genčių sąrašo pašalinus tas gentis, kurių individų skaičius svyravo nuo vieno iki penkių gauta, kad daugiausiai uodų trūklių genčių nustatyta iš dviejų upių (devynios gentys: *Parachironomus*, *Demicryptochironomus*, *Glyptotendipes*, *Harnischia*, *Stenochironomus*, *Zalutschia*, *Dicrotendipes*, *Larsia* ir *Zavrelimyia*) ir penkių upių (devynios gentys: *Chironomus*, *Prodiamesa*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Psectrocladius*, *Endochironomus*, *Cryptochironomus*, *Synendotendipes* ir *Paratanytarsus*). Mažiausiai genčių (trys gentys: *Cladotanytarsus*, *Cricotopus* ir *Parakiefferiella*) nustatyta iš keturių upių (**8b pav.**). Kitose upėse buvo septynios uodų trūklių gentys (*Orthocladius*, *Einfeldia*, *Monodiamesa*, *Macropelopia*, *Synorthocladius*, *Tanypus* ir *Paracladopelma*) trijose upėse ir aštuonios gentys (*Paraphaenocladius*, *Acricotopus*, *Rheocricotopus*, *Virgatanytarsus*, *Tribelos*, *Apsectrotanypus*, *Neozavrelia* ir *Odontomesa*) vienoje upėje bei aštuonios gentys (*Ablabesmyia*,

Microtendipes, *Procladius*, *Tanytarsus*, *Polypedilum*, *Conchapelopia*, *Corynoneura* ir *Clinotanypus*) visose šešiose analizuotose upėse (**8b pav.**).



8 pav. Uodų trūklių genčių pasiskirstymas pagal upių, kuriose jos nustatytos, skaičių: a) visų genčių skaičius; b) genčių skaičius, pašalinus tas, kurių individų skaičius buvo nuo vieno iki penkių.

Fig. 8. Distribution of non-biting midge genera by the number of rivers in which they were found: a) total number of genera; b) number of genera excluding those represented by only one to five specimens.

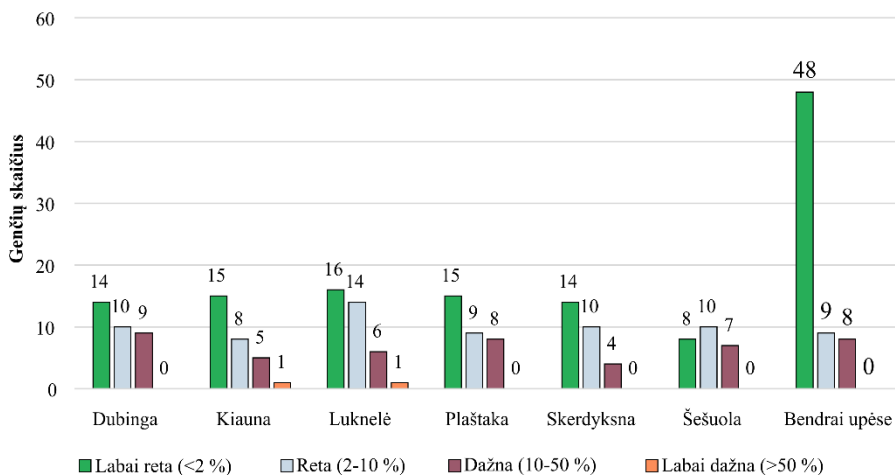
Shannon-Wiener (Shannon_H') ir Simpsono (Simpson (1-D)) įvairovės indeksų reikšmės tirtose upėse parodė, kad didžiausia uodų trūklių genčių įvairovė buvo Šešuolos upėje ($\text{Shannon_H'} = 2,71$; $\text{Simpson (1-D)} = 0,91$), o mažiausia – Luknelės upėje ($\text{Shannon_H'} = 2,20$; $\text{Simpson (1-D)} = 0,75$) (**4 lentelė**). Tirtose upėse Shannon-Wiener įvairovės indekso (Shannon_H') vidutinė vertė buvo $2,44 (\pm 0,22)$, o Simpsono įvairovės indekso (Simpson (1-D)) – $0,86 (\pm 0,06)$. Margalef įvairovės indekso reikšmės parodė, kad didžiausia įvairovė buvo Luknelės upėje ($\text{Margalef} = 5,32$), o mažiausia – Šešuolos upėje ($\text{Margalef} = 3,92$).

4 lentelė. Uodų trūklių Simpsono (Simpson (1-D)), Shannon-Wiener (Shannon_H') ir Margalef (Margalef) įvairovės indeksų reikšmės tirtose upėse.

Table 4. Values of the Simpson (Simpson (1-D)), Shannon-Wiener (Shannon_H'), and Margalef (Margalef) diversity indices for non-biting midges in the studied rivers.

Upės	Simpson (1-D)	Shannon_H'	Margalef
Dubinga	0,90	2,63	4,55
Kiauna	0,83	2,21	4,27
Skerdyksna	0,85	2,34	4,35
Luknelė	0,75	2,20	5,32
Šešuola	0,91	2,71	3,92
Plaštaka	0,90	2,58	4,65
Vidurkis (±SD)	0,86 (±0,06)	2,44 (±0,22)	4,51 (±0,47)

Apskaičiavus uodų trūklių genčių sutinkamumo dažnį (F, %) gauta, kad bendrai visose tirtose upėse nebuvo nei vienos labai dažnai (> 50 %) nustatomos uodų trūklių genties (**9 pav.**). Bendrai tirtose upėse daugiausiai nustatyta labai retai sutinkamų genčių (48 gentys), kurios sudarė 75,83 % visų nustatytų genčių skaičiaus, mažiausiai nustatyta dažnai sutinkamų genčių (aštuonios), kurios sudarė 12,31 % visų nustatytų genčių, o retų genčių nustatyta devynios – jos sudarė 13,85 % visų nustatytų genčių skaičiaus. Labai retai (< 2 %) nustatytų uodų trūklių genčių daugiausiai buvo Luknelės upėje (16 genčių), o mažiausiai – Šešuolos upėje (aštuonios gentys) (**9 pav.**). Kitose tirtose upėse labai retai sutinkamų genčių skaičius svyravo nuo 14 (Dubingoje ir Skerdyksnoje) iki 15 (Kiaunoje ir Plaštakoje). Retai sutinkamų genčių (2-10 %) daugiausiai nustatyta Luknelės upėje (14 genčių), o mažiausiai – Kiaunos upėje (aštuonios gentys) (**9 pav.**). Kitose upėse, devynios retai sutinkamos gentys nustatytos Plaštakos upėje ir po 10 retai sutinkamų – Dubingos, Skerdyksnos ir Šešuolos upėse. Dažnai (10-50 %) sutinkamų uodų trūklių genčių atstovų daugiausiai buvo Dubingos upėje (devynios gentys), o mažiausiai – Skerdyksnos upėje (keturios gentys) (**9 pav.**). Kitose tirtose upėse dažnai sutinkamų genčių skaičius svyravo nuo penkių genčių (Kiaunos upėje) iki aštuonių genčių (Plaštakos upėje). Po vieną labai dažnai (>50 %) sutinkamą gentį nustatyta dvejose upėse – Kiaunoje ir Luknelėje (**9 pav.**).



9 pav. Uodų trūklių genčių skaičius atskirose upėse ir visose tirtose upėse bendrai, pagal skirtingas sutinkamumo dažnio (F, %) kategorijas.

Fig. 9. Number of non-biting midge genera in individual rivers and all in all studied rivers combined, across different frequency of occurrence (F, %) categories.

Atskirose ir visose tirtose upėse bendrai retai, dažnai arba/ir labai dažnai sutinkamomis nustatytos 37 uodų trūklių gentys (**10 pav.**). Bendrai tirtose upėse dažnai sutinkamos gentys buvo *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa* ir *Tanytarsus*, o retai sutinkamos – *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Endochironomus*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Psectrocladius* ir *Synendotendipes*.

Dubingos upėje dažnai sutinkamos uodų trūklių gentys buvo *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Synendotendipes* ir *Tanytarsus*, o retai šioje upėje sutinkamos buvo *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Stenochironomus* ir *Tribelos* gentys (**10 pav.**).

Kiaunoje buvo tik viena labai dažnai sutinkama uodų trūklių gentis, tai – *Ablabesmyia*. Dažnai sutinkamomis šioje upėje nustatytos *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Procladius*, *Prodiamesa* ir *Tanytarsus* gentys, o retai sutinkamomis – *Chironomus*, *Conchapelopia*, *Cryptochironomus*, *Parakiefferiella*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Psectrocladius* ir *Tanypus* gentys (**10 pav.**).

Luknelės upėje tik vienos *Ablabesmyia* genties atstovai buvo labai dažnai sutinkami. Šioje upėje dažnai sutinkamos gentys buvo *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Procladius*, *Prodiamesa* ir *Tanytarsus*, o retai sutinkamos – *Apsectrotanypus*, *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Cryptochironomus*, *Demicryptochironomus*, *Macropelopia*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Parakiefferiella*, *Paraphaenocladius*, *Polypedilum*, *Psectrocladius*, *Xenochironomus* ir *Zavrelinyia* (**10 pav.**).

Plaštakos upėje dažnai sutinkamomis uodų trūklių gentimis buvo *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius* ir *Tanytarsus*. Šioje upėje retai sutinkamomis uodų trūklių gentimis buvo *Acricotopus*, *Conchapelopia*, *Cryptochironomus*, *Cryptotendipes*, *Harnischia*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Synorthocladius* ir *Tanypus* (**10 pav.**).

Skerdyksnoje dažnai sutinkamos uodų trūklių gentimis buvo *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus* ir *Procladius* gentys, o retai sutinkamos – *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Dicrotendipes*, *Microtendipes*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Psectrocladius* ir *Tanytarsus* (**10 pav.**).

Šešuolos upėje dažnai sutinkamomis nustatytos *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Procladius* ir *Tanytarsus*. Šioje upėje retai sutinkamomis uodų trūklių gentimis buvo *Cricotopus*, *Einfeldia*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Micropsectra*, *Microtendipes*, *Parachironomus*, *Polypedilum*, *Prodiamesa* ir *Synendotendipes* (**10 pav.**).

Gentys	Dubinga	Kiauna	Luknelė	Plaštaka	Skerdyksna	Šešuola	Bendrai upėse
<i>Ablabesmyia</i>	42,86	53,57	64,29	30,36	26,79	28,57	41,07
<i>Acricotopus</i>				5,36			
<i>Apsectrotanypus</i>			3,57				
<i>Chironomus</i>	12,50	5,36		19,64	16,07	12,50	11,01
<i>Cladotanytarsus</i>			5,36				
<i>Clinotanypus</i>	8,93		3,57	14,29	19,64	10,71	9,82
<i>Conchapelopia</i>	3,57	7,14	12,50	8,93	8,93	14,29	9,23
<i>Corynoneura</i>	16,07	10,71	14,29	16,07	7,14	16,07	13,39
<i>Cricotopus</i>	5,36				3,57	3,57	2,38
<i>Cryptochironomus</i>	7,14	5,36	3,57	5,36	3,57		4,17
<i>Cryptotendipes</i>				5,36			
<i>Demicryptochironomus</i>			3,57				
<i>Dicrotendipes</i>					3,57		
<i>Einfeldia</i>						3,57	
<i>Endochironomus</i>	3,57					3,57	2,08
<i>Glyptotendipes</i>	7,14					3,57	
<i>Harnischia</i>				3,57			
<i>Macropelopia</i>			5,36				
<i>Micropsectra</i>	3,57		3,57	5,36		5,36	3,27
<i>Microtendipes</i>	19,64	19,64	14,29	19,64	8,93	7,14	14,88
<i>Orthocladius</i>			3,57				
<i>Parachironomus</i>						3,57	
<i>Parakiefferiella</i>		3,57	3,57				
<i>Paraphaenocladius</i>			3,57				
<i>Paratendipes</i>	3,57	7,14		3,57	7,14		3,87
<i>Polypedilum</i>	19,64	7,14	8,93	10,71	7,14	7,14	10,12
<i>Procladius</i>	42,86	28,57	32,14	28,57	37,50	19,64	31,55
<i>Prodiamesa</i>	25,00	26,79	10,71			8,93	12,20
<i>Psectrocladius</i>		3,57	3,57		3,57		2,38
<i>Synendotendipes</i>	10,71					3,57	3,27
<i>Synorthocladius</i>				3,57			
<i>Stenochironomus</i>	5,36						
<i>Tanytus</i>		3,57		3,57			
<i>Tanytarsus</i>	16,07	25,00	16,07	14,29	8,93	12,50	15,48
<i>Tribelos</i>	3,57						
<i>Xenochironomus</i>			3,57				
<i>Zavrelimyia</i>			3,57				
Reta (2-10 %)							
Dažna (10-50 %)							
Labai dažna (>50 %)							

10 pav. Retai, dažnai ir labai dažnai sutinkamos uodų trūklių gentys atskirose tirtose upėse ir visose upėse bendrai.

Fig. 10. Rare, frequent, and very frequent genera of non-biting midges found in individual studied rivers and in all rivers combined.

Apskaičiavus dominavimo indeksą (D, %) kiekvienam Chironomidae šeimos pošeimiui gauta, kad bendrai analizuotose upėse buvo trys eudominantiniai (Chironominae, D = 60,42 %, Orthocladiinae, D = 15,96 %

ir Tanypodinae, D = 22,00%), vienas subdominantinis (Prodiamesinae, D = 1,56 %) bei vienas antraeilis (Diamesinae, D = 0,05 %) pošeimiai (**11 pav.**).

Daugiausiai eudominantinių pošemių (po tris) nustatyta Luknelės ir Šešulos upėse, kur eudominantiniais pošeimiais buvo Chironominae, Orthocladiinae ir Tanypodinae (**11 pav.**). Po du eudominantinius pošeimius nustatyta Kiaunos, Plaštakos ir Skerdyksnos upėse, kuriose eudominantiniais buvo Chironominae ir Tanypodinae pošeimiai (**11 pav.**). Vienas eudominantinis pošemis nustatytas Dubingoje (Chironominae, D = 70,15 %).

Dominantiniai pošeimiai nustatyti trijose upėse: Dubingoje, kur dominavo Orthocladiinae (D = 11,72 %) ir Tanypodinae (D = 14,50 %) pošemių atstovai, Kiaunoje ir Plaštakoje, kuriose dominavo Orthocladiinae pošemio atstovai (atitinkamai D = 10,87 % ir D = 11,60 %).

Po vieną subdominantinį pošeimį (Prodiamesinae) nustatyta Dubingoje (D = 3,47 %), Kiaunoje (D = 1,92 %), Šešuloje (D = 2,50 %), bei Skerdyksnoje, kur subdominantinis pošemis buvo Orthocladiinae (D = 4,04 %).

Po du antraeilius pošeimius (Diamesinae ir Prodiamesinae) nustatyta Luknelėje (atitinkamai D = 0,04 ir D = 0,57) ir Skerdyksnoje (atitinkamai D = 0,09 ir D = 0,26) ir po vieną Dubingoje (Diamesinae, D = 0,16) bei Plaštakoje (Prodiamesinae, D = 0,12) (**11 pav.**).

Pošeimiai	Dubinga	Kiauna	Luknelė	Plaštaka	Skerdyksna	Šešuola	Bendrai upėse
Chironominae	70,15	65,20	48,70	72,45	64,54	37,33	60,42
Diamesinae	0,16		0,04		0,09		0,05
Orthocladiinae	11,72	10,87	21,01	11,60	4,04	40,08	15,96
Prodiamesinae	3,47	1,92	0,57	0,12	0,26	2,50	1,56
Tanypodinae	14,50	22,01	29,69	15,83	31,07	20,08	22,00
Eudominantiniai							
Dominantiniai							
Subdominantiniai							
Antraeiliai							

11 pav. Chironomidae šeimos pošemių pasiskirstymas pagal dominavimo (D, %) klases atskirose tirtose upėse ir visose upėse bendrai.

Fig. 11. Distribution of Chironomidae subfamilies by dominance (D, %) classes in individual studied rivers and in all rivers combined.

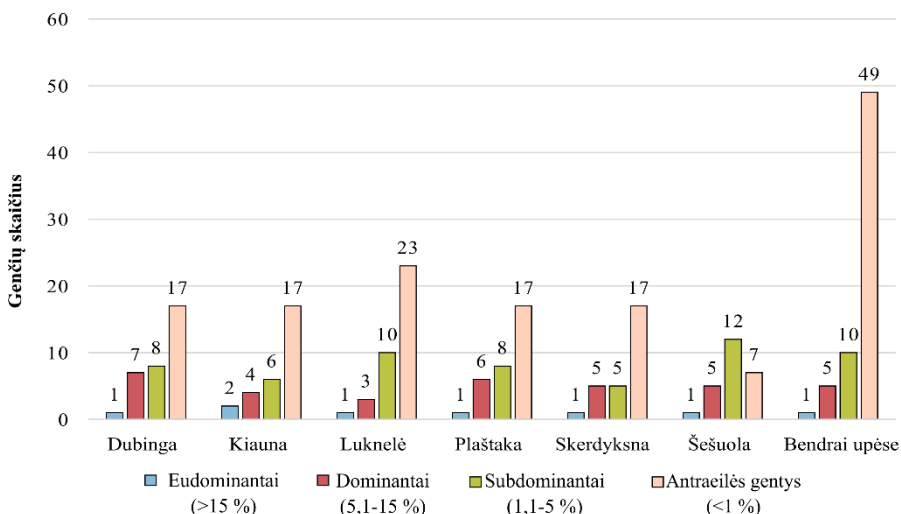
Apskaičiavus dominavimo indeksą (D, %) kiekvienai nustatytai Chironomidae šeimos genčiai gauta, kad bendrai visose upėse daugiausiai buvo antraeilių uodų trūklių genčių (49 gentys), kas sudarė 75,38 % visų tyrimų metu nustatytų genčių (**12 pav.**). Antraeilių genčių daugiausiai nustatyta Luknelėje (23 gentys), o mažiausiai – Šešuloje (septynios gentys).

Likusiose upėse antraeilių genčių buvo po 17, kas sudarė po 26,15 % visų nustatytų genčių (**12 pav.**).

Bendrai upėse subdominantinėmis išsiskyrė 10 uodų trūklių genčių, kas sudarė 15,38 % visų nustatytų genčių (**12 pav.**). Didžiausiu subdominantinių genčių skaičiumi pasižymėjo Šešuolos upė (12 subdominantinių genčių), mažiausiu – Skerdyksnos upė (penkios gentys), o kitose upėse subdominantinių genčių skaičius svyravo nuo šešių (Kiauna) iki 10 (Luknelė) (**12 pav.**).

Bendrai tirtose upėse nustatytos penkios dominantinės gentys (**12 pav.**), o apskaičiavus dominavimo indeksą atskirose upėse gauta, kad dominantinių genčių daugiausiai buvo Dubingoje (septynios dominantinės gentys), o mažiausiai – Luknelėje (trys gentys) (**12 pav.**).

Po vieną eudominantinę gentį nustatyta bendrai visose upėse (**12 pav.**), taip pat Dubingoje, Luknelėje, Plaštakoje, Skerdyksnoje ir Šešuoloje, o Kiaunos upėje jų buvo dvi (**12 pav.**).



12 pav. Uodų trūklių genčių skaičius pagal dominavimo (D, %) klases atskirose tirtose upėse ir visose upėse bendrai.

Fig. 12. Number of non-biting midge genera by dominance (D, %) classes in individual studied rivers and in all rivers combined.

Atskirose ir visose tirtose upėse bendrai eudominantinių, dominantinių ir/arba subdominantinių uodų trūklių genčių nustatyta 31, kas sudaro 47,69 % visų nustatytų genčių (**13 pav.**). Bendrai tirtose upėse vienintelė *Ablabesmyia* gentis (D = 21,23 %) išsiskyrė kaip eudominantinė. *Chironomus*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius* ir *Tanytarsus* gentys bendrai visose

upėse buvo dominuojančios, o *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Paraphaenocladius*, *Paratendipes*, *Prodiamesa* ir *Psectrocladius* buvo subdominantinės (**13 pav.**).

Dubingoje tik *Microtendipes* gentis nustatyta kaip eudominantinė ($D = 20,86\%$), *Ablabesmyia*, *Micropsectra*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Psectrocladius* ir *Tanytarsus* gentys buvo dominuojančios, o *Chironomus*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, *Parakiefferiella*, *Synendotendipes*, *Tribelos* ir *Virgatanytarsus* – subdominantinės (**13 pav.**).

Kiaunoje kaip eudominantiniai išsiskyrė dviejų genčių atstovai – *Ablabesmyia* ($D = 29,43\%$) ir *Microtendipes* ($D = 21,71\%$). Šioje upėje *Conchapelopia*, *Procladius*, *Prodiamesa* ir *Tanytarsus* genčių atstovai buvo dominantiniai, o *Chironomus*, *Cladotanytarsus*, *Corynoneura*, *Parakiefferiella*, *Paratendipes* ir *Polypedilum* – subdominantiniai (**13 pav.**).

Luknelės upėje tik gentis *Ablabesmyia* nustatyta kaip eudominantinė ($D = 47,30\%$). Kaip dominuojančios šioje upėje išsiskyrė *Conchapelopia*, *Paraphaenocladius* ir *Proladius* uodų trūklių gentys, o kaip subdominantinės – *Apsectrotanypus*, *Cladotanytarsus*, *Corynoneura*, *Demicryptochironomus*, *Micropsectra*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Prodiamesa*, *Rheocricotopus* ir *Tanytarsus* gentys (**13 pav.**).

Plaštakos upėje eudominantine gentimi nustatyta tik *Microtendipes* ($D = 20,10\%$), dominantinėmis gentimis – *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Procladius* ir *Tanytarsus*, o subdominantinėmis – *Acricotopus*, *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Endochironomus*, *Harnischia* ir *Micropsectra* (**13 pav.**).

Skerdyksnoje tik *Procladius* gentis nustatyta kaip eudominantinė. Kaip dominantinės šioje upėje išsiskyrė *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Microtendipes* ir *Paratendipes* gentys, o kaip subdominantinės – *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Parachironomus*, *Paracladopelma* ir *Tanytarsus* gentys (**13 pav.**).

Šešuolos upėje tik gentis *Ablabesmyia* nustatyta kaip eudominantinė ($D = 20,66\%$). Dominantinėmis šioje upėje nustatytos *Conchapelopia*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Procladius* ir *Prodiamesa* gentys, o subdominantinėmis – *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Einfeldia*, *Endochironomus*, *Microtendipes*, *Parachironomus*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Synendotendipes* ir *Tanytarsus* gentys (**13 pav.**).

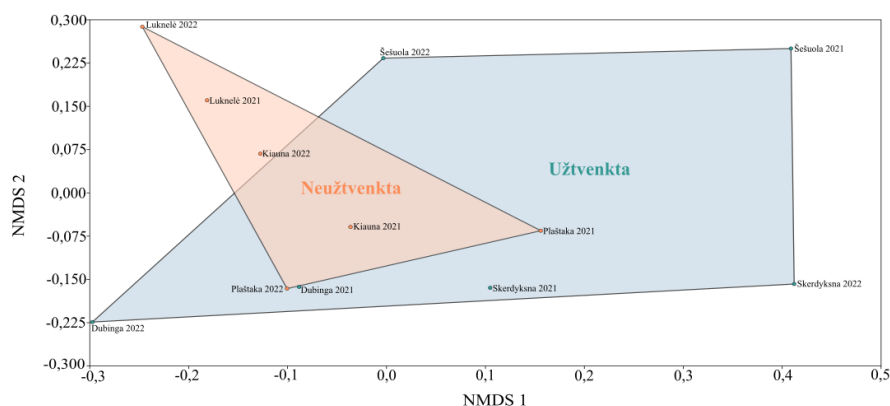
Gentys	Dubinga	Kiauna	Luknelė	Plaštaka	Skerdyksna	Šešuola	Bendrai upėse
<i>Ablabesmyia</i>	10,43	29,43	47,30	9,54	7,71	20,66	21,23
<i>Acricotopus</i>				2,93			
<i>Apsectrotanypus</i>			1,15				
<i>Chironomus</i>	3,33	4,14		10,81	11,97	2,64	5,02
<i>Cladotanytarsus</i>		1,57	3,10	1,65			1,26
<i>Clinotanypus</i>				1,65	9,53	2,20	1,80
<i>Conchapelopia</i>		5,57	8,38	1,27	3,25	5,71	3,78
<i>Corynoneura</i>	2,02	1,29	1,72	1,78	1,01	3,74	1,87
<i>Cricotopus</i>	1,40					3,30	
<i>Demicryptochironomus</i>			1,72				
<i>Einfeldia</i>						3,74	
<i>Endochironomus</i>				1,15		1,76	
<i>Glyptotendipes</i>	1,23						
<i>Harnischia</i>				1,27			
<i>Micropsectra</i>	6,05		1,49	4,07		7,47	3,40
<i>Microtendipes</i>	20,86	21,71	4,48	20,10	12,78	2,20	14,84
<i>Orthocladius</i>						14,07	1,64
<i>Parachironomus</i>					3,85	3,30	
<i>Paracladopelma</i>					1,01		
<i>Parakiefferiella</i>	1,31	1,29					
<i>Paraphaenocladius</i>			6,66				1,30
<i>Paratendipes</i>		1,14		7,63	5,68	1,10	2,34
<i>Polypedilum</i>	14,64	1,43	1,95	7,63		4,62	6,28
<i>Procladius</i>	7,36	9,71	6,20	10,31	31,03	7,47	10,66
<i>Prodiamesa</i>	6,05	5,86	1,49			6,59	3,51
<i>Psectrocladius</i>	7,98						2,32
<i>Rheocricotopus</i>			2,18				
<i>Synendotendipes</i>	1,23					1,10	
<i>Tanytarsus</i>	7,36	11,71	4,48	12,85	4,46	4,62	7,85
<i>Tribelos</i>	1,23						
<i>Virgatanytarsus</i>	1,40						
Eudominantinės gentys							
Dominantinės gentys							
Subdominantinės gentys							

13 pav. Eudominantinės, dominantinės ir subdominantinės uodų trūklių gentys atskirose tirtose upėse ir visose upėse bendrai.

Fig. 13. Eudominant, dominant, and subdominant genera of non-biting midges found in individual studied rivers and all rivers combined.

3.4. Uodai trūkiai užtvenktose ir neužtvenktose upėse

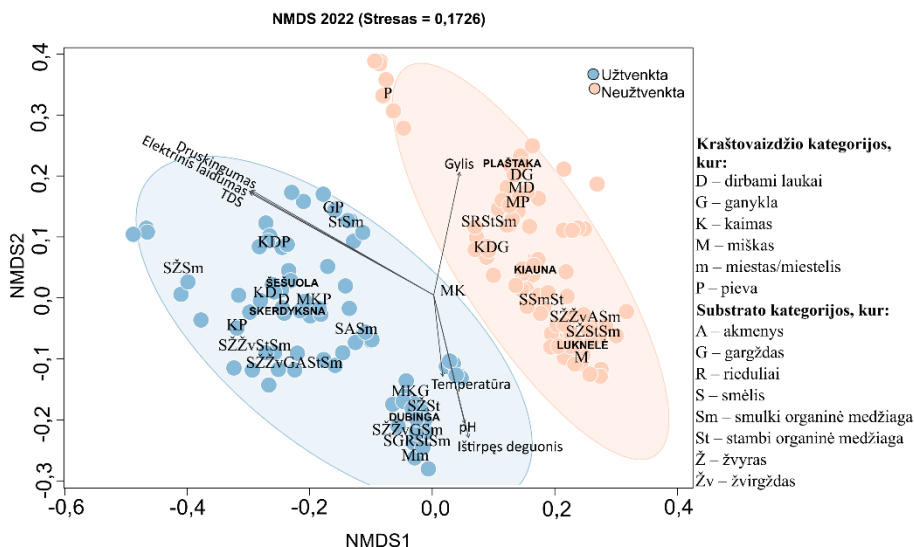
Siekiant įvertinti uodų trūklių genčių panašumą šešiose tirtose upėse skirtingais metais, buvo atlikta nemetrinė daugiamatinių skalių (NMDS) analizė, kurios streso vertė siekė 0,167 (erdvinė vizualizacija gerai atspindi realius duomenis) (**14 pav.**). Analizė parodė, kad uodų trūklių genčių kompleksai aiškiai neišsiskyrė pagal tai, ar tirtos upės buvo užtvenktos ar neužtvenktos.



14 pav. NMDS analizė (streso vertė = 0,167), rodanti uodų trūklių genčių kompleksus tirtose upėse, skirtingais tyrimų metais (pagal Bray-Curtis panašumo indeksą). Mėlyna spalva pažymėtos upės, kurios buvo užtvenktos, o oranžine – neužtvenktos.

Fig. 14. NMDS analysis (stress value = 0.167) showing non-biting midge genus assemblages in the studied rivers across different study years (Bray-Curtis similarity index). Dammed rivers are highlighted in blue, while undammed rivers are highlighted in orange.

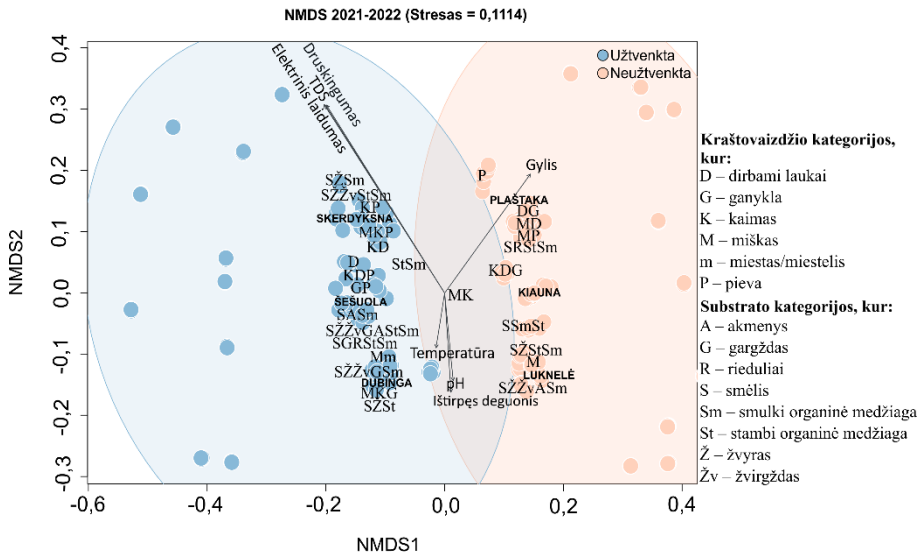
Išplėtus NMDS analizę ir į ją įtraukus 2022 tyrimo metais sukauptus duomenis apie analizuotų upių ekologinius faktorius (gylį, pH, vandenyje ištirpusį deguonį, temperatūrą, elektrinį laidumą, TDS ir druskingumą) bei tyrimų vietų savybes, tokias kaip upių substrato ir kraštovaizdžio kategorijos gauta, kad uodų trūklių genčių kompleksai užtvenktose ir neužtvenktose upėse skyrėsi (**15 pav.**).



15 pav. NMDS analizė (streso vertė = 0,1726), rodanti uodų trūklių bendrijų struktūrą tirtose upėse 2022 metais (pagal Bray-Curtis panašumo indeksą), į analizę įtraukus upių ekologinius faktorius (rodyklės) ir tyrimų vietų savybes, tokias kaip substrato bei kraštovaizdžio kategorijos. Mėlyna spalva pažymėtos užtvenktos upės, o oranžine – neužtvenktos.

Fig. 15. NMDS analysis (stress value = 0.1726) showing the structure of non-biting midge communities in the rivers studied in 2022 (Bray-Curtis similarity index), incorporating ecological river factors (arrows) and site characteristics such as substrate and surrounding environment categories. Dammed rivers are highlighted in blue, while undammed rivers are highlighted in orange.

Panašiai, į NMDS analizę įtraukus 2021-2022 tyrimų metais sukauptus duomenis apie analizuotų upių ekologinius faktorius (gylį, pH, vandenyje ištirpusį deguonį, temperatūrą, elektrinį laidumą, TDS ir druskingumą) bei tyrimų vietų savybes, tokias kaip upių substrato ir kraštovaizdžio kategorijos gauta, kad uodų trūklių gentys užtvenktose ir neužtvenktose upėse dalinai sutapo (**16 pav.**).

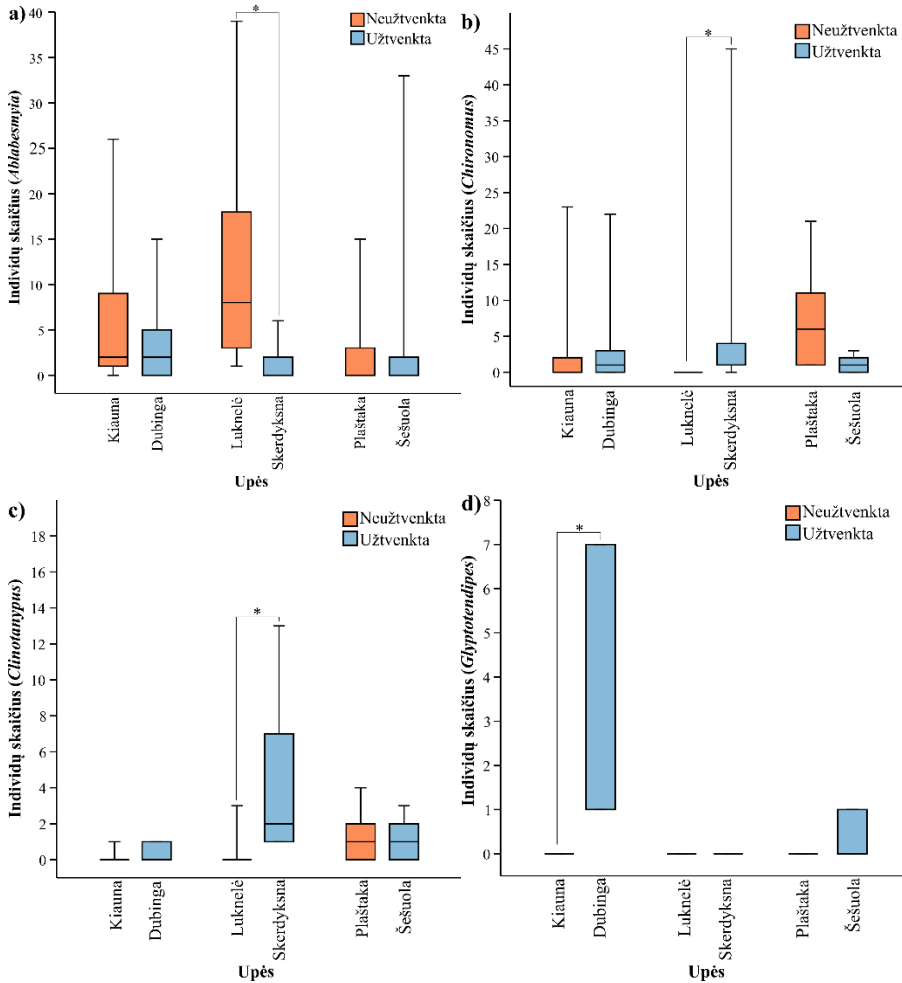


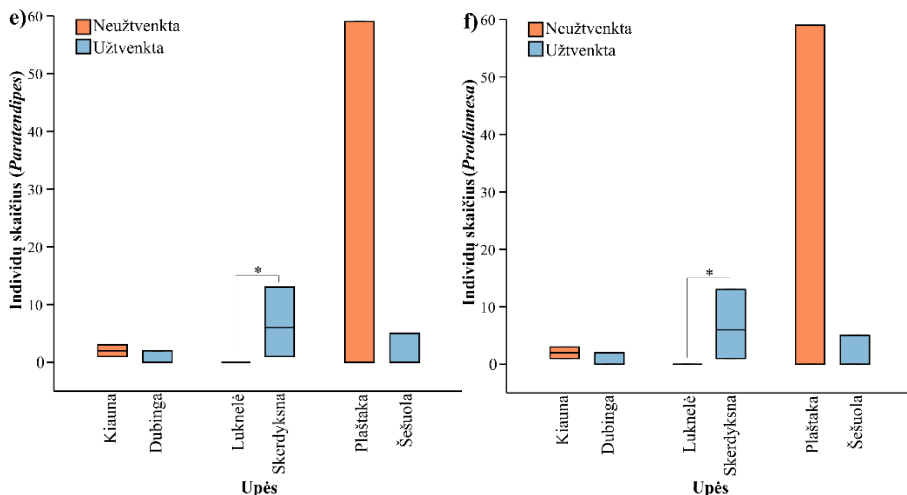
16 pav. NMDS analizė (streso vertė = 0, 1114), rodanti uodų trūklių bendrijų struktūrą tirtose upėse 2021-2022 metais (pagal Bray-Curtis panašumo indeksą), į analizę įtraukus upių ekologinius faktorius (rodyklės) ir tyrimų vietų savybes, tokias kaip substrato bei kraštovaizdžio kategorijos. Mėlyna spalva pažymėtos užtvėnktos upės, o oranžine – neužtvėnktos.

Fig. 16. NMDS analysis (stress value = 0.1114) showing the structure of non-biting midge communities in the rivers studied in 2021-2022 (Bray-Curtis similarity index), incorporating ecological river factors (arrows) and site characteristics such as substrate and surrounding environment categories. Dammed rivers are highlighted in blue, while undammed rivers are highlighted in orange.

Siekiant išsiaiškinti, ar Chironomidae genčių pasiskirstymas tarp užtvėnkėtų ir neužtvėnkėtų upių porų skyrėsi, atliktas Pirson χ^2 testas. Rezultatai parodė, kad iš visų nustatytų genčių, tik *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Glyptotendipes*, *Paratendipes* ir *Prodiamesa* genčių uodų pasiskirstymas tarp užtvėnkėtų ir neužtvėnkėtų upių porų skyrėsi reikšmingai (**17 pav.**). Tarp Luknelės, kuri buvo neužtvėnkta ir Skerdyksnos, kuri buvo užtvėnkta, reikšmingai skyrėsi *Ablabesmyia* ($\chi^2 = 15,88$, $df = 1$, $p < 0,001$) (**17a pav.**), *Chironomus* ($\chi^2 = 9,79$, $df = 1$, $p < 0,002$) (**17b pav.**), *Clinotanypus* ($\chi^2 = 7,05$, $df = 1$, $p < 0,008$) (**17c pav.**) ir *Paratendipes* ($\chi^2 = 4,15$, $df = 1$, $p < 0,042$) (**17e pav.**) genčių uodų pasiskirstymas. Tarp Kiaunos (neužtvėnkta) ir Dubingos (užtvėnkta) upių reikšmingai skyrėsi tik *Glyptotendipes* genties uodų pasiskirstymas ($\chi^2 = 4,15$, $df = 1$, $p < 0,042$) (**17d pav.**), o tarp Plaštakos

(neužtvenkta) ir Šešuolos (užtvenkta) reikšmingai skyrėsi tik *Prodiamesa* genties uodų pasiskirstymas ($\chi^2 = 5,08$, $df = 1$, $p < 0,024$) (17f pav.).

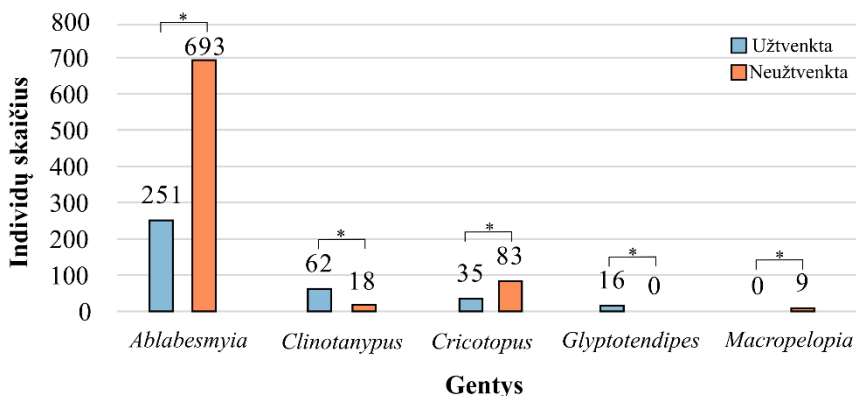




17 pav. Stačiakampės diagramos ir Pirson χ^2 testo rezultatai skirtingoms uodų trūklių gentims: a) *Ablabesmyia*, b) *Chironomus*, c) *Clinotanypus*, d) *Glyptotendipes*, e) *Paratendipes* ir f) *Prodiamesa* tirtose upių porose, suskirstytose į užtventkas (mėlyna) ir neužtventkas (oranžinė). Statistiškai reikšmingi skirtumai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

Fig. 17. Boxplot and results of Pearson's χ^2 test for different non-biting midge genera: a) *Ablabesmyia*, b) *Chironomus*, c) *Clinotanypus*, d) *Glyptotendipes*, e) *Paratendipes*, and f) *Prodiamesa*, across studied river pairs classified as dammed (blue) and undammed (orange). Statistically significant differences ($p < 0.05$) are indicated by „*“.

Taip pat, Pirson χ^2 testas buvo atliktas siekiant išsiaiškinti, ar skyrėsi Chironomidae genčių pasiskirstymas tarp užtventkų ir neužtventkų upių bendrai. Rezultatai parodė, kad iš visų nustatytų genčių, tik *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes* ir *Macropelopia* genčių uodų pasiskirstymas tarp užtventkų ir neužtventkų upių porų skyrėsi reikšmingai (**18 pav.**). Tarp neužtventkų upių (Luknelė, Kiauna ir Plaštaka) ir užtventkų upių (Skerdyksna, Dubinga ir Šešuola), reikšmingai skyrėsi *Ablabesmyia* ($\chi^2 = 9,64$; $df = 1$; $p = 0,002$), *Clinotanypus* ($\chi^2 = 4,07$; $df = 1$; $p = 0,04$), *Cricotopus* ($\chi^2 = 4,61$; $df = 1$; $p = 0,03$), *Glyptotendipes* ($\chi^2 = 6,11$; $df = 1$; $p = 0,01$) ir *Macropelopia* ($\chi^2 = 5,08$; $df = 1$; $p = 0,02$) genčių uodų pasiskirstymas.



18 pav. Uodų trūklių individų skaičius užtventkose ir neužtventkose upėse bendrai ir Pirson χ^2 testo rezultatai skirtingoms uodų trūklių gentims: *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes* ir *Macropelopia*. Mėlyna spalva pažymėtos užtventos upės, o oranžine – neužtventos. Statistiškai reikšmingi skirtumai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

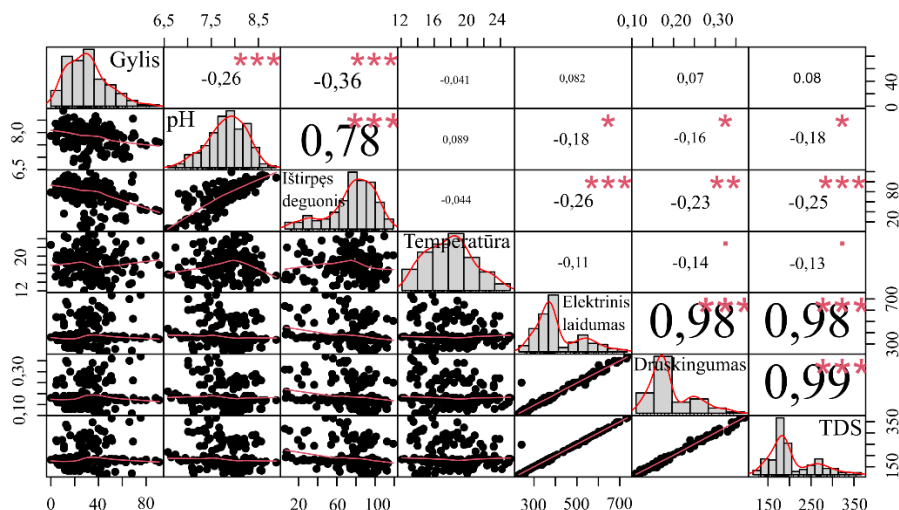
Fig. 18. Number of non-biting midge specimens in dammed and undammed rivers overall and Pearson's χ^2 test for different genera: *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, and *Macropelopia*. Blue indicates dammed rivers, and orange indicates undammed. Statistically significant differences ($p < 0.05$) are indicated by „*“.

3.5. Upių ekologinių faktorių ir tyrimų vietų savybių poveikis uodų trūklių bendrijoms

Mantel testas, naudotas erdvinei autokoreliacijai įvertinti, parodė, kad tarp geografinės ir uodų trūklių įvairovės bei individų skaičiaus atstumų matricių yra statistiškai nereikšminga silpna neigiama koreliacija (Shannon_H' $r = -0,018$, $p = 0,9554$; Margalef $r = -0,012$, $p = 0,8359$; individų skaičius $r = -0,034$, $p = 0,9971$), išskyrus Simpsono įvairovės indeksą, kuris parodė statistiškai reikšmingą silpną teigiamą koreliaciją (Simpson (1-D) $r = 0,025$, $p = 0,0021$) (**6 priedas**).

Pirson koreliacijos analizė parodė, kad stipriai ir statistiškai reikšmingai koreliuoja šios kintamųjų poros: pH ir vandenyje ištirpęs deguonis (Pirson koreliacijos koeficientas = 0,78, $p < 0,0001$), druskingumas ir elektrinis laidumas (Pirson koreliacijos koeficientas = 0,98, $p < 0,0001$), TDS ir elektrinis laidumas (Pirson koreliacijos koeficientas = 0,98, $p < 0,0001$) bei TDS ir druskingumas (Pirson koreliacijos koeficientas = 0,99, $p < 0,0001$) (**19 pav.**). Dėl stiprios koreliacijos druskingumas nebuvo įtrauktas į tolimesnes

GLMM ir db-RDA analizes kaip kintamasis, o GLMM modeliuose kartu nenaudoti pH ir vandenyje ištirpusio deguonies bei elektrinio laidumo ir TDS kintamieji (19 pav.).



19 pav. Upių ekologinių faktorių (gylis, pH, vandenyje ištirpęs deguonis, temperatūra, elektrinis laidumas, druskingumas ir TDS) Pirson koreliacijos analizės rezultatai. Žvaigždutėmis pažymėti statistinio reikšmingumo lygiai: * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,01$ ir *** – $p < 0,001$.

Fig. 19. Results of the Pearson correlation analysis of river ecological factors (depth, pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, salinity, and TDS). Statistically significant differences ($p < 0.05$) are indicated by "***".

Asterisks indicate statistical significance levels with * for $p < 0.05$, ** for $p < 0.01$, and *** for $p < 0.001$.

Siekiant įvertinti Chironomidae įvairovę naudojant tris įvairovės indeksus ir gausumą, esant skirtingoms tirtų vietų savybėms (upė, užtvėntumas, substrato kategorijos ir kraštovaizdžio kategorijos), ir upių ekologiniams faktoriams (upės gylis, pH, vandenyje ištirpusio deguonies kiekis, temperatūra, elektrinis laidumas ir TDS) buvo atlikta bendrųjų tiesinių mišrių modelių (GLMM) analizė.

Bendrųjų tiesinių mišrių modelių (GLMM) analizėje vertinant tyrimų vietų savybę – upes, o kaip atsako kintamąjį naudojant Simpsono įvairovės indeksą ($Simpson (1-D) \sim gylis + vandenyje\ ištirpęs\ deguonis + temperatūra + TDS + upės + (data)$, $BIC = 159,4$) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina tirtos upės (koeficiento reikšmės: 0,23 – Plaštaka ($p = 0,04$) ir 0,28 – Šešuola ($p = 0,02$)) (20a pav., 5 lentelė). Vertinant upes, kai

atsako kintamasis Shannon-Wiener įvairovės indeksas ($Shannon_H' \sim gylis + pH + temperatūra + TDS + upės + (data)$, BIC = 285,9) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina tirtos upės (koeficiento reikšmės: 0,37 – Kiauna ($p = 0,02$), 0,40 – Dubinga ($p = 0,02$), 0,43 – Plaštaka ($p = 0,01$) ir 0,50 – Šešuola ($p = 0,00$)) (**20b pav., 5 lentelė**). Vertinant upes, kai atsako kintamasis Margalef įvairovės indeksas, gauti du modeliai su vienoda BIC reikšme ($Margalef \sim gylis + pH + temperatūra + elektrinis laidumas + upės + (data)$, BIC = 312,7 ir $Margalef \sim gylis + pH + temperatūra + TDS + upės + (data)$, BIC = 312,7) ir nustatyta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina tirtos upės (pirmame modelyje koeficiento reikšmės: 0,42 – Kiauna ($p = 0,02$), 0,42 – Plaštaka ($p = 0,01$), 0,46 – Dubinga ($p = 0,02$) ir 0,59 – Šešuola ($p = 0,00$), o antrame – 0,40 – Kiauna ($p = 0,02$), 0,40 – Plaštaka ($p = 0,02$), 0,44 – Dubinga ($p = 0,02$) ir 0,58 – Šešuola ($p = 0,00$)) ir gylis (abiejuose modeliuose koeficiento reikšmė – 0,11 ($p = 0,03$)) (**20c pav., 5 lentelė**). Vertinant upes, kai atsako kintamasis individų skaičius ($individai \sim gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + upės + (data)$, BIC = 1638,7) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių individų skaičiaus paaiškina tirtos upės (koeficiento reikšmės: 21,34 – Plaštaka ($p = 0,02$) ir 23,73 – Šešuola ($p = 0,01$)) (**20e pav., 5 lentelė**).

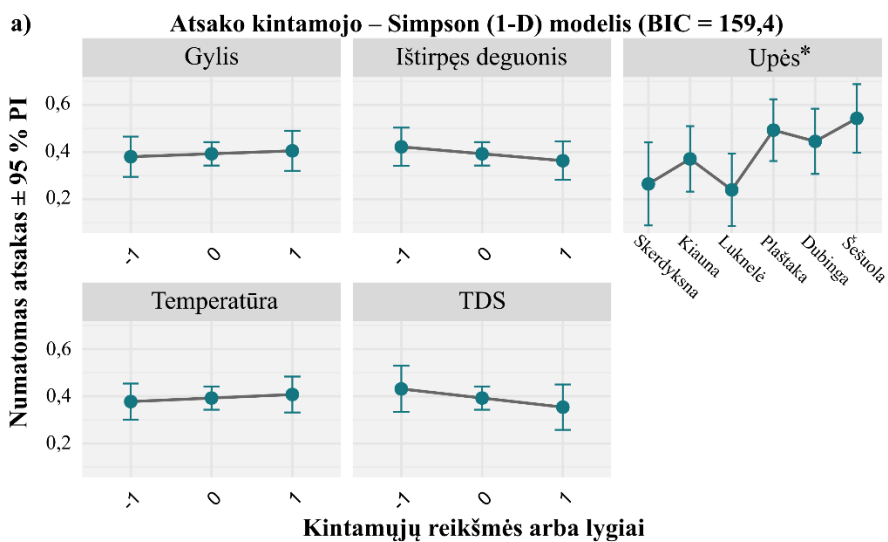
5 lentelė. GLMM analizės rezultatai su skirtingais atsako kintamaisiais, kai aiškinamieji kintamieji – upių ekologiniai faktoriai ir „upės“, kaip viena iš tyrimų vietų savybių. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

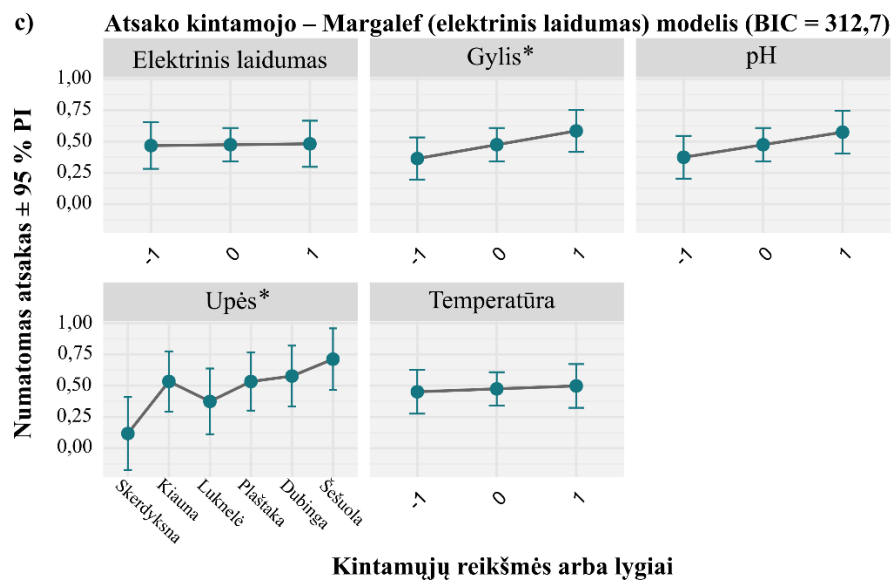
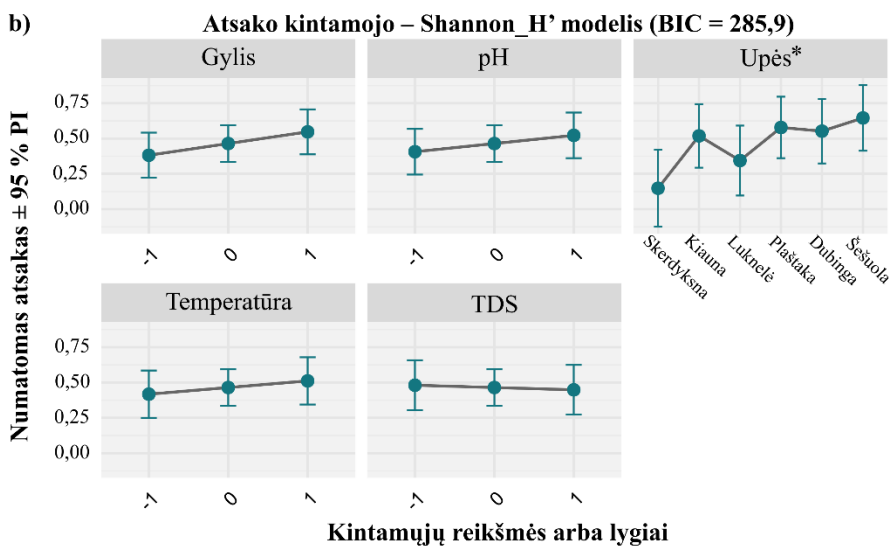
Table 5. Results of GLMM analyses with different response variables, using river ecological factors as explanatory variables, and including 'river' as an explanatory variable representing one of the study site characteristics. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with „*“.

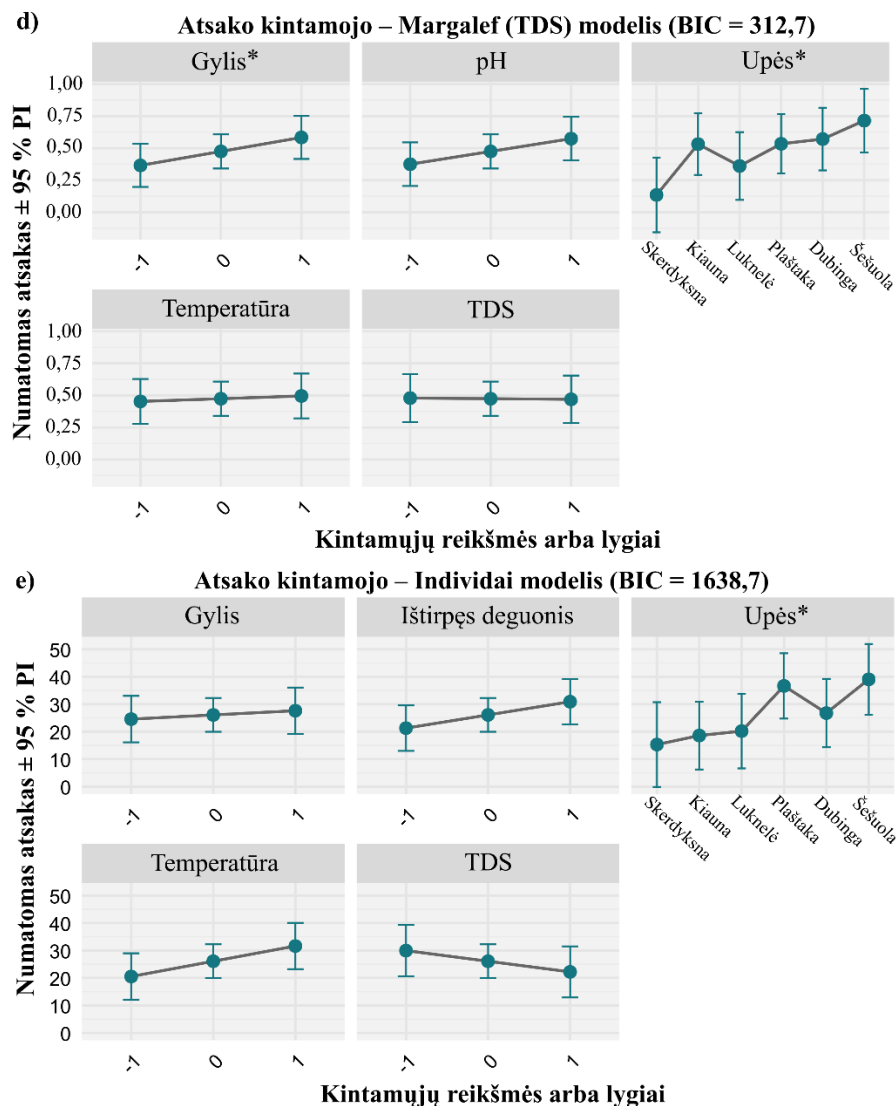
Aiškinamieji kintamieji	Koeficiento reikšmė	Standartinė paklaida	z - reikšmė	p - reikšmė
Atsako kintamojo – Simpson (1-D) modelis (BIC = 159,4)				
Gylis	0,01	0,04	0,36	0,72
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,02	0,03	-0,90	0,37
Temperatūra	0,01	0,03	0,51	0,61
TDS	-0,04	0,04	-0,92	0,36
Kiauna	0,11	0,11	0,94	0,35

Luknelė	-0,03	0,14	-0,18	0,86
Plaštaka*	0,23	0,11	2,07	0,04
Dubinga	0,18	0,12	1,46	0,14
Šešuola*	0,28	0,11	2,42	0,02
Atsako kintamojo – Shannon H' modelis (BIC = 285,9)				
Gylis	0,08	0,05	1,74	0,08
pH	0,06	0,05	1,18	0,24
Temperatūra	0,05	0,05	0,87	0,38
TDS	-0,02	0,06	-0,27	0,79
Kiauna*	0,37	0,17	2,28	0,02
Luknelė	0,20	0,20	0,97	0,33
Plaštaka*	0,43	0,16	2,74	0,01
Dubinga*	0,40	0,18	2,28	0,02
Šešuola*	0,50	0,16	3,14	0,00
Atsako kintamojo – Margalef (elektrinis laidumas) modelis (BIC = 312,7)				
Gylis*	0,11	0,05	2,13	0,03
pH	0,10	0,05	1,87	0,06
Temperatūra	0,02	0,06	0,41	0,68
Elektrinis laidumas	0,01	0,06	0,11	0,91
Kiauna*	0,42	0,18	2,37	0,02
Luknelė	0,26	0,22	1,18	0,24
Plaštaka*	0,42	0,17	2,45	0,01
Dubinga*	0,46	0,19	2,42	0,02
Šešuola*	0,59	0,17	3,41	0,00
Atsako kintamojo – Margalef (TDS) modelis (BIC = 312,7)				
Gylis*	0,11	0,05	2,11	0,03
pH	0,10	0,05	1,87	0,06
Temperatūra	0,02	0,06	0,37	0,71
TDS	-0,00	0,07	-0,07	0,94
Kiauna*	0,40	0,18	2,24	0,02
Luknelė	0,23	0,23	1,03	0,30
Plaštaka*	0,40	0,17	2,35	0,02
Dubinga*	0,44	0,19	2,27	0,02
Šešuola*	0,58	0,17	3,38	0,00
Atsako kintamojo – Individai modelis (BIC = 1638,7)				

Gylis	1,53	2,92	0,52	0,60
Vandenyje ištirpęs deguonis	4,81	2,80	1,72	0,09
Temperatūra	5,54	2,92	1,90	0,06
TDS	-3,88	3,55	-1,09	0,28
Kiauna	3,27	9,43	0,35	0,73
Luknelė	4,90	11,70	0,42	0,68
Plaštaka*	21,34	9,32	2,29	0,02
Dubinga*	11,45	10,29	1,11	0,27
Šešuola*	23,73	9,61	2,47	0,01







20 pav. Numatomos uodų trūklių genčių skaičiaus reikšmės (su 95 % pasikliautinaisiais intervalais (PI)), apskaičiuotos naudojant GLMM modelius, į kuriuos įtrauktas kintamasis „upė“, įvertinant skirtingų upių aplinkos veiksnių poveikį uodų trūklių įvairovei pagal: a) Simpsono, b) Shannon-Wiener, c) Margalef (elektrinis laidumas), d) Margalef (TDS) įvairovės indeksus ir gausumui pagal e) individų skaičių. BIC – Bajeso informacijos kriterijus. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

Fig. 20. Estimated responses of the number of non-biting midge genera (with 95 % confidence intervals (PI)), calculated using GLMM models including

the variable 'river', evaluating the effects of different river environmental factors on non-biting midge diversity according to: a) Simpson's, b) Shannon-Wiener's, c) Margalef's (conductivity), and d) Margalef's (TDS) diversity indices, as well as on abundance e) number of specimens. BIC – Bayesian Information Criterion. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with "**".

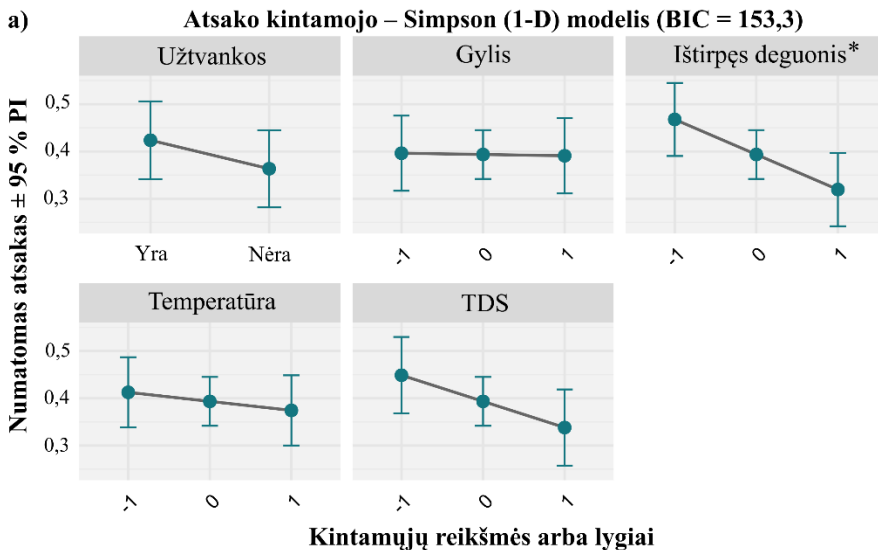
Vertinant tyrimų vietų savybę – užtvėntumą, o kaip atsako kintamąjį modeliuose naudojant Simpsono įvairovės indeksą (*Simpson (1-D) ~ gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + (data)*, BIC = 153,3) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina vandenyje ištirpęs deguonis (koeficiento reikšmė -0,07 ($p = 0,01$)) (**21a pav., 6 lentelė**). Vertinant užtvėntumą, kai atsako kintamasis yra individų skaičius (*individai ~ gylis + pH + temperatūra + TDS + užtvėntumas + (data)*, BIC = 1629,7) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių gausumo paaiškina TDS (koeficiento reikšmė -5,60 ($p = 0,03$)) (**21d pav., 6 lentelė**). Kai modeliuose atsako kintamasis buvo Shannon-Wiener įvairovės indeksas (*Shannon_H' ~ gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + (data)*, BIC = 282,0) (**21b pav., 6 lentelė**) ir Margalef įvairovės indeksas (*Margalef ~ gylis + pH + temperatūra + TDS + užtvėntumas + (data)*, BIC = 308,7), statistiškai reikšmingų rezultatų negauta (**21c pav., 6 lentelė**).

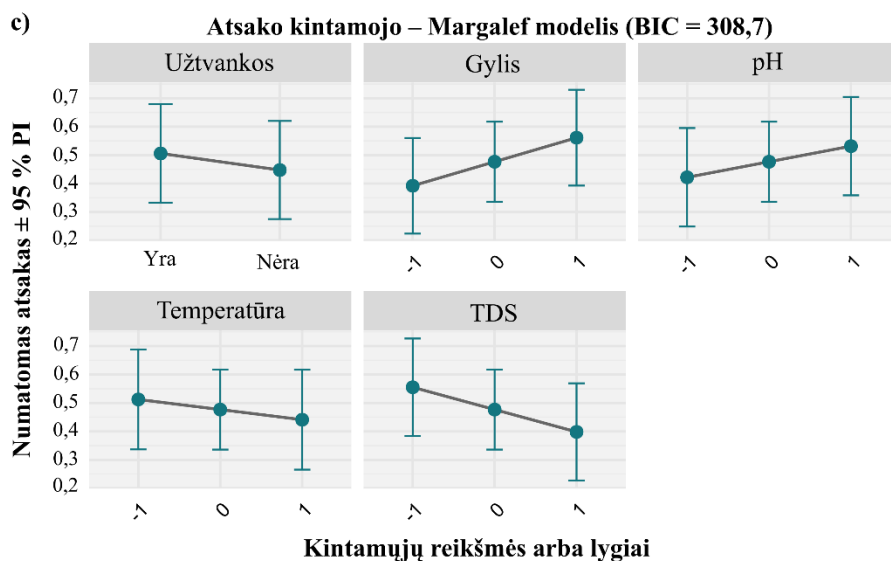
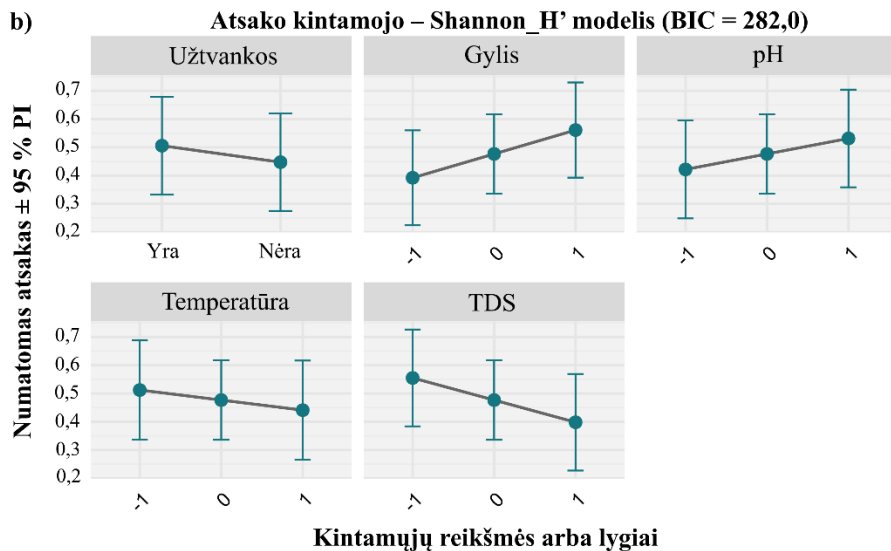
6 lentelė. GLMM analizės rezultatai su skirtingais atsako kintamaisiais, kai aiškinamieji kintamieji – upių ekologiniai faktoriai ir „užtvėntumas“, kaip viena iš tyrimų vietų savybių. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

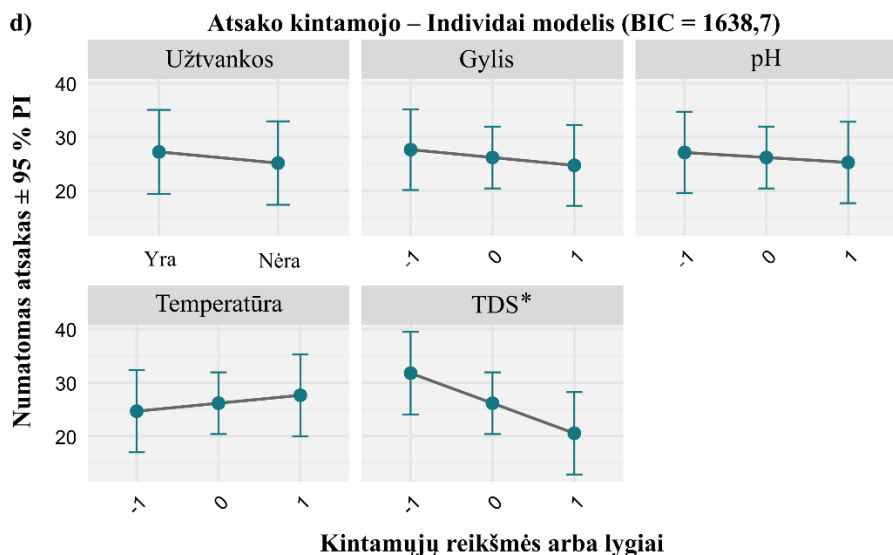
Table 6. Results of GLMM analyses with different response variables, using river ecological factors as explanatory variables, and including 'damming' as an explanatory variable representing one of the study site characteristics. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with „*“.

Aiškinamieji kintamieji	Koeficiento reikšmė	Standartinė paklaida	z - reikšmė	p - reikšmė
Atsako kintamojo – Simpson (1-D) modelis (BIC = 153,3)				
Gylis	-0,00	0,03	-0,09	0,93
Vandenyje ištirpęs deguonis*	-0,07	0,03	-2,54	0,01
Temperatūra	-0,02	0,03	-0,71	0,48

TDS	-0,06	0,03	-1,76	0,08
Užtvenktumas	-0,06	0,06	-0,93	0,35
Atsako kintamojo – Shannon H' modelis (BIC = 282,0)				
Gylis	0,05	0,04	1,14	0,25
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,03	0,05	-0,74	0,46
Temperatūra	0,00	0,05	0,08	0,94
TDS	-0,08	0,05	-1,83	0,07
Užtvenktumas	-0,01	0,09	-0,14	0,89
Atsako kintamojo – Margalef modelis (BIC = 308,7)				
Gylis	0,08	0,05	1,81	0,07
pH	0,05	0,05	1,08	0,28
Temperatūra	-0,04	0,05	-0,67	0,50
TDS	-0,08	0,05	-1,60	0,11
Užtvenktumas	-0,06	0,10	-0,58	0,57
Atsako kintamojo – Individai modelis (BIC = 1638,7)				
Gylis	-1,46	2,47	-0,59	0,55
pH	-0,93	2,50	-0,37	0,71
Temperatūra	1,48	2,55	0,58	0,56
TDS*	-5,60	2,58	-2,17	0,03
Užtvenktumas	-2,08	5,34	-0,39	0,70







21 pav. Numatomos uodų trūklių genčių skaičiaus reikšmės (su 95 % pasikliautinaisiais intervalais (PI)), apskaičiuotos naudojant GLMM modelius, į kuriuos įtrauktas kintamasis „užtvankumas“, įvertinant skirtingų upių aplinkos veiksnių poveikį uodų trūklių įvairovei pagal: a) Simpsono, b) Shannon-Wiener, c) Margalef įvairovės indeksus ir gausumui pagal d) individų skaičių. BIC – Bajeso informacijos kriterijus. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

Fig. 21. Estimated responses of the number of non-biting midge genera (with 95 % confidence intervals (PI)), calculated using GLMM models including the variable 'damming', evaluating the effects of different river environmental factors on non-biting midge diversity according to: a) Simpson's, b) Shannon-Wiener's, c) Margalef's diversity indices, as well as on abundance d) number of specimens. BIC – Bayesian Information Criterion. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with "*".

Bendrųjų tiesinių mišrių modelių (GLMM) analizėje vertinant tyrimų vietų savybes – užtvankumą ir kraštovaizdžio kategorijas, o kaip atsako kintamąjį naudojant Simpsono įvairovės indeksą, gauti du modeliai su vienoda BIC reikšme ($Simpson (1-D) \sim gylis + pH + temperatūra + elektrinis laidumas + užtvankumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 181,5 ir $Simpson (1-D) \sim gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + elektrinis laidumas + užtvankumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 181,5) ir nustatyta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina kraštovaizdžio kategorijos (pirmame modelyje reikšmės: 0,59 – GP ($p = 0,00$)).

ir 0,78 – MP ($p = 0,00$), o antrame – 0,60 – GP ($p = 0,00$) ir 0,79 – MP ($p = 0,00$) ir užtvėntumas (abiejuose modeliuose koeficiento reikšmė -0,23 ($p = 0,03$)) (**22a, b pav., 7 lentelė**). Kaip atsako kintamąjį naudojant Margalef įvairovės indeksą, taip pat gauti du modeliai su vienoda BIC reikšme ($Margalef \sim gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + elektrinis laidumas + užtvėntumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 353,3 ir $Margalef \sim gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 353,3) ir gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina kraštovaizdžio kategorijos (abiejuose modeliuose koeficiento reikšmė 0,60 – KDP ($p = 0,01$)) (**22c, d pav., 7 lentelė**). Vertinant užtvėntumą ir kraštovaizdžio kategorijas, o kaip atsako kintamąjį naudojant individų skaičių ($individai \sim gylis + pH + temperatūra + TDS + užtvėntumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 1648,4) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių gausumo paaiškina kraštovaizdžio kategorijos (koeficiento reikšmės: -42,45 – GP ($p = 0,00$), 37,57 – MD ($p = 0,01$), -35,47 – MP ($p = 0,02$), -25,24 – M ($p = 0,04$) ir -27,73 – MKP ($p = 0,02$)) (**22f pav., 7 lentelė**). Kaip atsako kintamąjį naudojant Shannon-Wiener įvairovės indeksą ($Shannon_H' \sim gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + kraštovaizdžio kategorijos + (data)$, BIC = 332,9), statistškai reikšmingų rezultatų negauta (**22e pav., 7 lentelė**).

7 lentelė. GLMM analizės rezultatai su skirtingais atsako kintamaisiais, kai aiškinamieji kintamieji – upių ekologiniai faktoriai ir „užtvėntumas“ bei „kraštovaizdžio kategorijos“, kaip tyrimų vietų savybės. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

Table 7. Results of GLMM analyses with different response variables, using river ecological factors as explanatory variables, including 'damming' and 'environment categories' as an explanatory variables representing study site characteristics. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with „*“.

Aiškinamieji kintamieji	Koeficiento reikšmė	Standartinė paklaida	z - reikšmė	p - reikšmė
Atsako kintamojo – Simpson (1-D) (pH) modelis (BIC = 181,5)				
Gylis	0,05	0,03	1,74	0,08
pH	0,01	0,03	0,33	0,74
Temperatūra	0,05	0,03	1,74	0,08
Elektrinis laidumas	0,02	0,04	0,42	0,68

Užtvenktumas*	-0,23	0,11	-2,15	0,03
DG	0,27	0,18	1,52	0,13
M	0,25	0,15	1,71	0,09
MD	0,32	0,17	1,89	0,06
MP*	0,78	0,18	4,33	0,00
Mm	0,05	0,16	0,33	0,74
MK	0,11	0,14	0,80	0,43
MKP	-0,27	0,15	-1,81	0,07
MKG	0,06	0,17	0,37	0,71
P	0,21	0,18	1,13	0,26
GP*	0,59	0,15	3,83	0,00
KD	-0,28	0,16	-1,79	0,07
KDP	0,26	0,14	1,84	0,06
KDG	0,24	0,18	1,37	0,17
KP	0,05	0,16	0,33	0,74

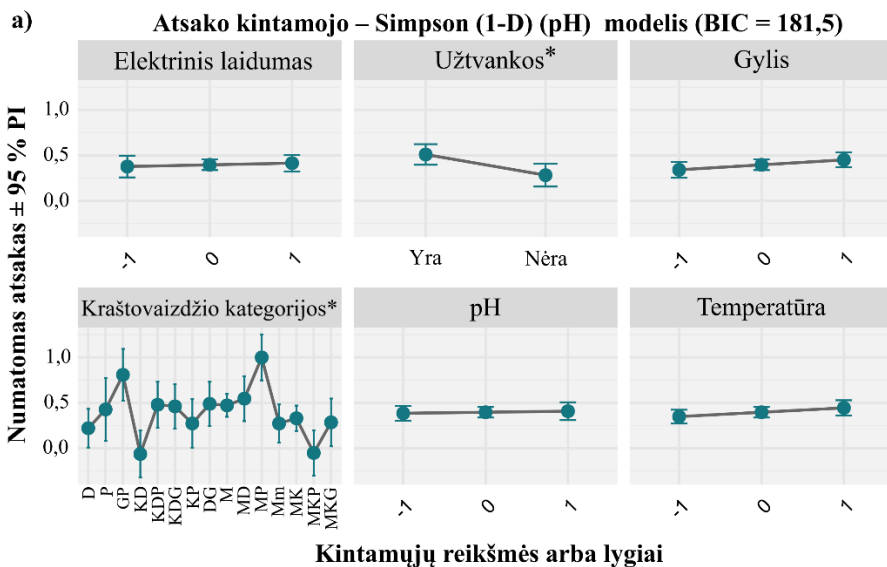
**Atsako kintamojo – Simpson (1-D) (vandenyje ištirpęs deguonis)
modelis (BIC = 181,5)**

Gylis	0,06	0,03	1,70	0,09
Vandenyje ištirpęs deguonis	0,01	0,04	0,32	0,75
Temperatūra	0,05	0,03	1,68	0,09
Elektrinis laidumas	0,02	0,04	0,50	0,61
Užtvenktumas*	-0,23	0,11	-2,14	0,03
DG	0,28	0,17	1,67	0,10
M	0,26	0,14	1,90	0,06
MD	0,34	0,17	1,96	0,05
MP*	0,79	0,17	4,54	0,00
Mm	0,06	0,14	0,45	0,65
MK	0,12	0,13	0,96	0,34
MKP	-0,27	0,15	-1,82	0,07
MKG	0,08	0,16	0,46	0,65
P	0,21	0,19	1,15	0,25
GP*	0,60	0,17	3,50	0,00
KD	-0,28	0,15	-1,83	0,07
KDP	0,27	0,14	1,92	0,05
KDG	0,24	0,17	1,44	0,15

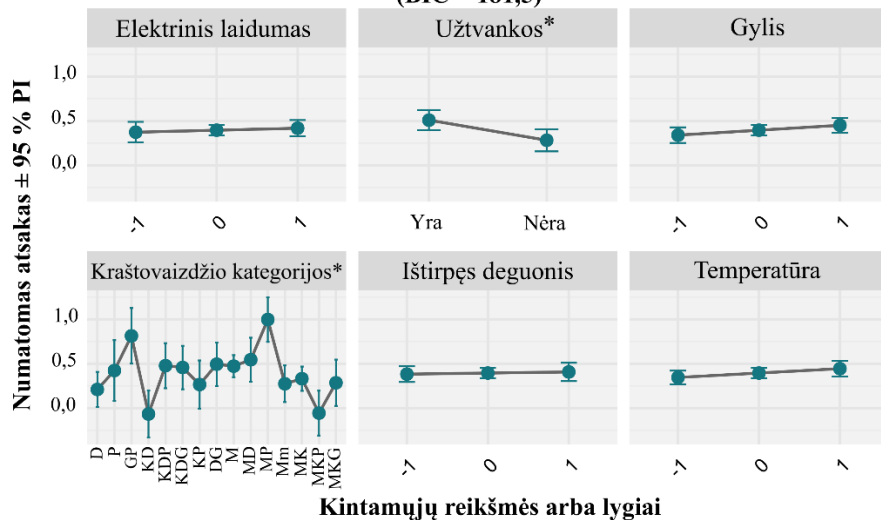
KP	0,06	0,15	0,37	0,71
Atsako kintamojo – Margalef (elektrinis laidumas) modelis (BIC = 353,3)				
Gylis	0,05	0,05	0,97	0,33
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,12	0,08	-1,54	0,12
Temperatūra	-0,03	0,06	-0,46	0,65
Elektrinis laidumas	-0,00	0,07	-0,06	0,95
Užtvėntumas	0,03	0,17	0,19	0,85
DG	0,27	0,28	0,95	0,34
M	0,11	0,23	0,47	0,64
MD	0,08	0,28	0,30	0,77
MP	0,28	0,29	0,98	0,33
Mm	0,39	0,24	1,63	0,10
MK	0,10	0,20	0,50	0,62
MKP	-0,19	0,24	-0,82	0,41
MKG	0,43	0,27	1,58	0,11
P	-0,42	0,31	-1,36	0,17
GP	-0,43	0,29	-1,48	0,14
KD	-0,06	0,25	-0,25	0,80
KDP*	0,60	0,23	2,67	0,01
KDG	0,32	0,28	1,14	0,25
KP	-0,12	0,25	-0,48	0,63
Atsako kintamojo – Margalef (TDS) modelis (BIC = 353,3)				
Gylis	0,05	0,05	0,97	0,33
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,12	0,08	-1,54	0,12
Temperatūra	-0,03	0,06	-0,46	0,65
TDS	-0,00	0,08	-0,05	0,96
Užtvėntumas	0,03	0,18	0,18	0,86
DG	0,27	0,28	0,97	0,33
M	0,11	0,23	0,48	0,63
MD	0,08	0,27	0,30	0,76
MP	0,29	0,29	1,00	0,32
Mm	0,39	0,24	1,61	0,11

MK	0,10	0,20	0,51	0,61
MKP	-0,19	0,24	-0,81	0,41
MKG	0,43	0,27	1,57	0,12
P	-0,42	0,31	-1,33	0,18
GP	-0,43	0,29	-1,47	0,14
KD	-0,06	0,25	-0,25	0,80
KDP*	0,60	0,23	2,67	0,01
KDG	0,32	0,28	1,15	0,25
KP	-0,12	0,25	-0,48	0,63
Atsako kintamojo – Shannon H' modelis (BIC = 332,9)				
Gylis	0,04	0,05	0,86	0,39
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,10	0,07	-1,43	0,15
Temperatūra	0,01	0,06	0,09	0,93
TDS	-0,03	0,07	-0,35	0,72
Užtvenktumas	-0,09	0,17	-0,55	0,58
DG	0,27	0,26	1,04	0,30
M	0,14	0,21	0,64	0,52
MD	0,38	0,26	1,48	0,14
MP	0,22	0,27	0,82	0,42
Mm	0,25	0,23	1,10	0,27
MK	0,11	0,19	0,56	0,58
MKP	-0,24	0,22	-1,07	0,28
MKG	0,21	0,26	0,83	0,41
P	-0,18	0,29	-0,63	0,53
GP	-0,46	0,27	-1,68	0,09
KD	-0,16	0,23	-0,70	0,48
KDP	0,29	0,21	1,38	0,17
KDG	0,27	0,26	1,02	0,31
KP	-0,20	0,24	-0,85	0,40
Atsako kintamojo – Individai modelis (BIC = 1648,4)				
Gylis	-3,30	2,49	-1,33	0,18
pH	1,83	3,61	0,51	0,61
Temperatūra	2,51	2,84	0,88	0,38
TDS	-6,84	3,81	-1,80	0,07
Užtvenktumas	-5,79	8,63	-0,67	0,50
DG	-14,04	14,07	-1,00	0,32

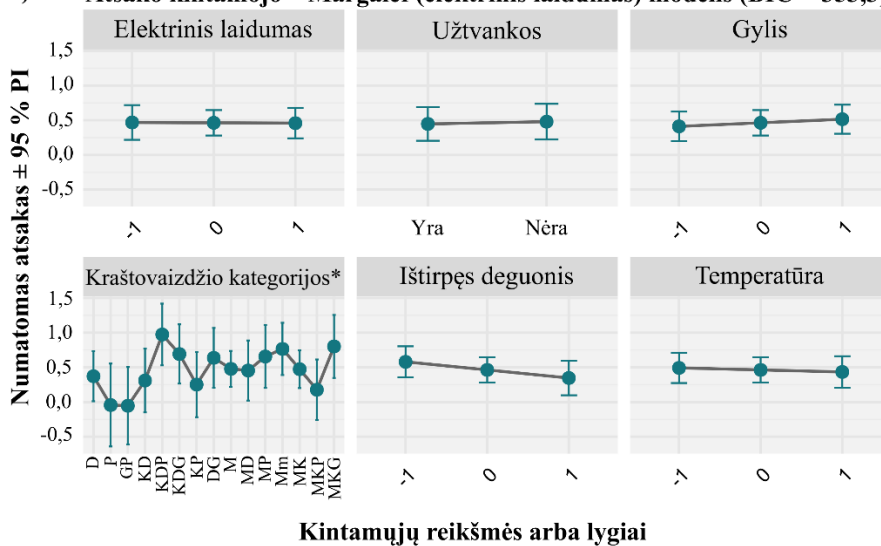
M*	-25,24	12,21	-2,07	0,04
MD*	35,37	13,57	2,61	0,01
MP*	-35,47	14,89	-2,38	0,02
Mm	-22,08	13,49	-1,64	0,10
MK	-18,75	11,27	-1,66	0,09
MKP*	-27,73	12,23	-2,27	0,02
MKG	-14,84	14,60	-1,02	0,31
P	-14,61	14,75	-0,99	0,32
GP*	-42,45	12,39	-3,43	0,00
KD*	-26,52	13,26	-2,00	0,05
KDP*	29,09	11,15	-2,61	0,01
KDG	-25,72	14,13	-1,82	0,07
KP*	-39,57	12,71	-3,11	0,00

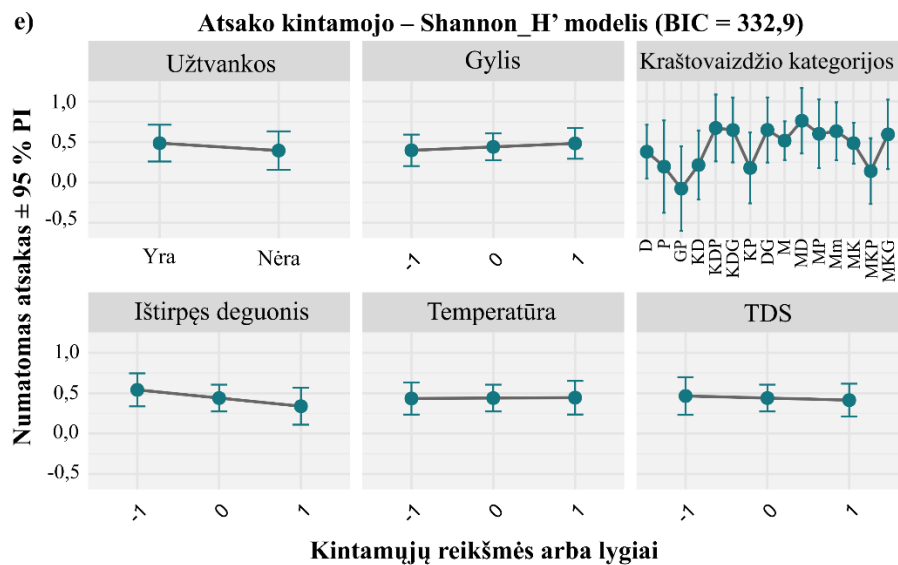
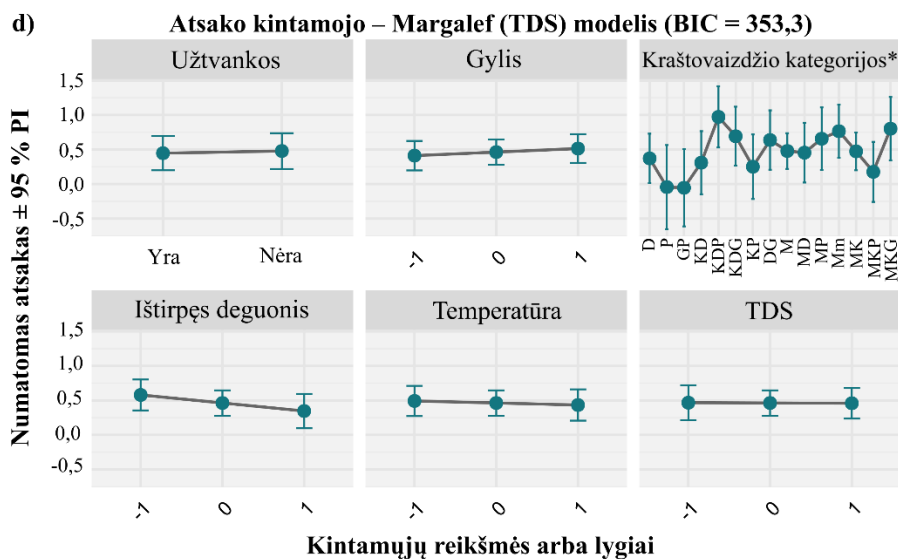


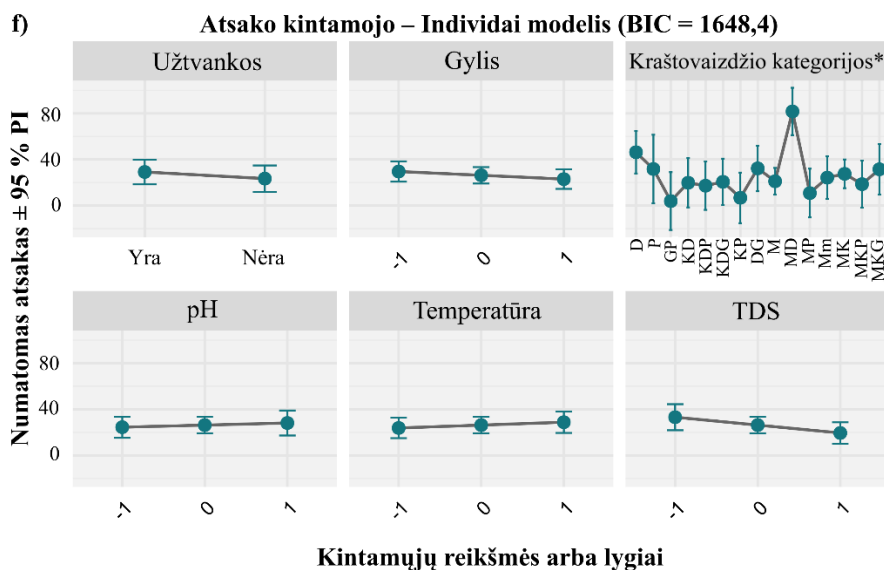
b) Atsako kintamojo – Simpson (1-D) (vandenyje ištirpęs deguonis) modelis (BIC = 181,5)



c) Atsako kintamojo – Margalef (elektrinis laidumas) modelis (BIC = 353,3)







22 pav. Numatomos uodų trūklių genčių skaičiaus reikšmės (su 95 % pasikliautinaisiais intervalais (PI)), apskaičiuotos naudojant GLMM modelius, į kuriuos įtraukti kintamieji „užtvankumas“ bei „kraštovaizdžio kategorijos“, įvertinant skirtingų upių aplinkos veiksnių poveikį uodų trūklių įvairovei pagal: a) Simpsono (pH), b) Simpsono (vandenyje ištirpęs deguonis), c) Margalef (elektrinis laidumas), d) Margalef (TDS), e) Shannon-Wiener įvairovės indeksus ir gausumui pagal e) individų skaičių. BIC – Bajeso informacijos kriterijus. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „*“.

Fig. 22. Estimated responses of the number of non-biting midge genera (with 95 % confidence intervals (PI)), calculated using GLMM models including variables 'damming' and 'environment categories', evaluating the effects of different river environmental factors on non-biting midge diversity according to: a) Simpson's (pH), b) Simpson's (dissolved oxygen), c) Margalef's (conductivity), d) Margalef's (TDS), e) Shannon-Wiener's diversity indices, as well as on abundance f) number of specimens. BIC – Bayesian Information Criterion. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with "*".

Vertinant tyrimų vietų savybes – užtvankumą ir substrato kategorijas, o kaip atsako kintamąjį naudojant Simpsono įvairovės indeksą (*Simpson (1-D)* ~ *gylis* + *vandenyje ištirpęs deguonis* + *temperatūra* + *TDS* + *užtvankumas* + *substrato kategorijos* + (*data*), BIC = 198,9) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina vandenyje ištirpęs deguonis (koeficiento reikšmė - 0,07 ($p = 0,02$)) (**23a pav., 8 lentelė**). Kaip atsako kintamąjį naudojant

Shannon-Wiener įvairovės indeksą (*Shannon_H' ~ gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + substrato kategorijos + (data)*, BIC = 321,3) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina substrato kategorijos (koeficiento reikšmės: 0,45 – SASm (p = 0,03) ir 0,61 – SGRStSm (p = 0,01)) (**23b pav., 8 lentelė**). Kaip atsako kintamąjį naudojant Margalef įvairovės indeksą (*Margalef ~ gylis + pH + temperatūra + TDS + užtvėntumas + substrato kategorijos + (data)*, BIC = 351,6) gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių įvairovės paaiškina gylis (koeficiento reikšmė 0,11 (p = 0,04)) (**23c pav., 8 lentelė**). Kaip atsako kintamąjį naudojant individų skaičių buvo gauti du modeliai su vienoda BIC reikšme (*individai ~ gylis + pH + temperatūra + TDS + užtvėntumas + substrato kategorijos + (data)*, BIC = 1641,0 ir (*individai ~ gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + TDS + užtvėntumas + substrato kategorijos + (data)*, BIC = 1641,0) ir gauta, kad reikšmingą dalį uodų trūklių individų skaičiaus paaiškina substrato kategorijos (pirmame modelyje koeficiento reikšmės: 58,95 – SASm (p = 0,00), 26,74 – SŽSt (p = 0,02), 37,16 – SŽŽvGASm (p = 0,00), 25,81 – SŽŽvGSm (p = 0,03) ir 28,56 – SGRStSm (p = 0,02), o antrame – 59,26 – SASm (p = 0,00), 25,88 – SŽSt (p = 0,03), 36,44 – SŽŽvGASm (p = 0,00), 25,01 – SŽŽvGSm (p = 0,04) ir 27,53 – SGRStSm (p = 0,02)) (**23d, e pav., 8 lentelė**).

8 lentelė. GLMM analizės rezultatai su skirtingais atsako kintamaisiais, kai aiškinamieji kintamieji – upių ekologiniai faktoriai ir „užtvėntumas“ bei „substrato kategorijos“, kaip tyrimų vietų savybės. Statistiškai reikšmingi rezultatai (p < 0,05) pažymėti „*“.

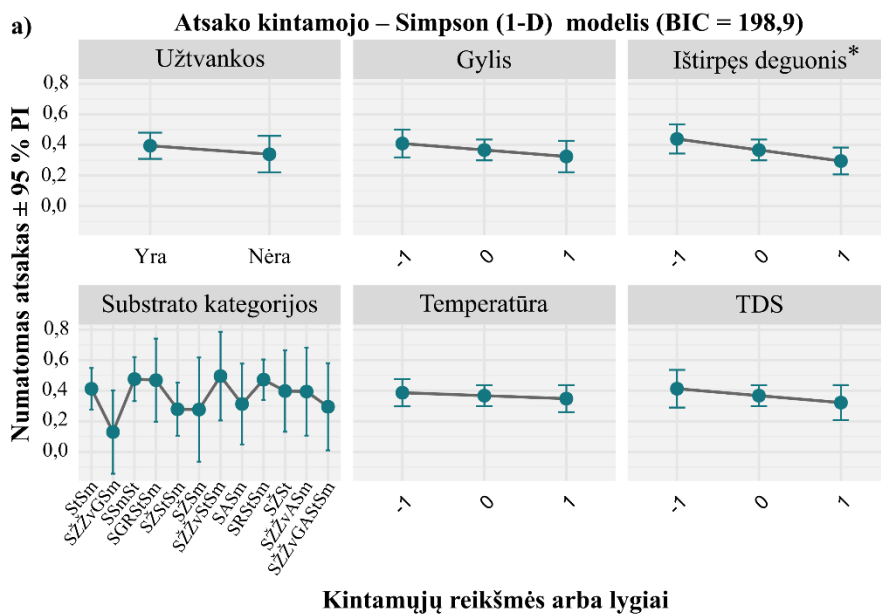
Table 8. Results of GLMM analyses with different response variables, using river ecological factors as explanatory variables, including 'damming' and 'substrate categories' as an explanatory variables representing study site characteristics. Statistically significant results (p ≤ 0.05) are marked with "*".

Aiškinamieji kintamieji	Koeficiento reikšmė	Standartinė paklaida	z - reikšmė	p - reikšmė
Atsako kintamojo – Simpson (1-D) modelis (BIC = 198,9)				
Gylis	-0,04	0,03	-1,23	0,22
Vandenyje ištirpęs deguonis*	-0,07	0,03	-2,33	0,02
Temperatūra	-0,02	0,03	-0,68	0,50
TDS	-0,05	0,05	-0,92	0,36

Užtvenktumas	-0,06	0,08	-0,70	0,48
SŽStSm	-0,13	0,12	-1,07	0,28
SŽSm	-0,14	0,16	-0,84	0,40
SŽŽvStSm	0,08	0,15	0,54	0,59
SASm	-0,10	0,15	-0,68	0,50
SRStSm	0,06	0,10	0,61	0,54
SŽSt	-0,01	0,16	-0,09	0,93
SŽŽvASm	-0,02	0,18	-0,10	0,92
SŽŽvGASm	-0,12	0,15	-0,80	0,42
SŽŽvGSm	-0,28	0,16	-1,77	0,08
SSmSt	0,06	0,11	0,57	0,57
SGRStSm	0,06	0,16	0,35	0,73
Atsako kintamojo – Shannon H' modelis (BIC = 321,3)				
Gylis	0,06	0,05	1,31	0,19
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,05	0,05	-0,91	0,36
Temperatūra	0,01	0,05	0,16	0,87
Elektrinis laidumas	-0,01	0,07	-0,12	0,90
Užtvenktumas	0,17	0,11	1,48	0,14
SŽStSm	-0,08	0,18	-0,42	0,67
SŽSm	-0,20	0,23	-0,87	0,39
SŽŽvStSm	-0,11	0,22	-0,51	0,61
SASm*	0,45	0,21	2,18	0,03
SRStSm	0,09	0,14	0,61	0,54
SŽSt	0,33	0,23	1,45	0,15
SŽŽvASm	-0,06	0,26	-0,22	0,83
SŽŽvGASm	0,28	0,21	1,37	0,17
SŽŽvGSm	0,14	0,23	0,62	0,54
SSmSt	0,09	0,16	0,58	0,57
SGRStSm*	0,61	0,23	2,65	0,01
Atsako kintamojo – Individai (pH) modelis (BIC = 1641,0)				
Gylis	3,25	2,51	1,29	0,20
pH	-0,73	2,58	-0,28	0,78
Temperatūra	2,44	2,59	0,94	0,35
TDS	-3,26	3,80	-0,86	0,39
Užtvenktumas	8,15	5,88	1,39	0,17

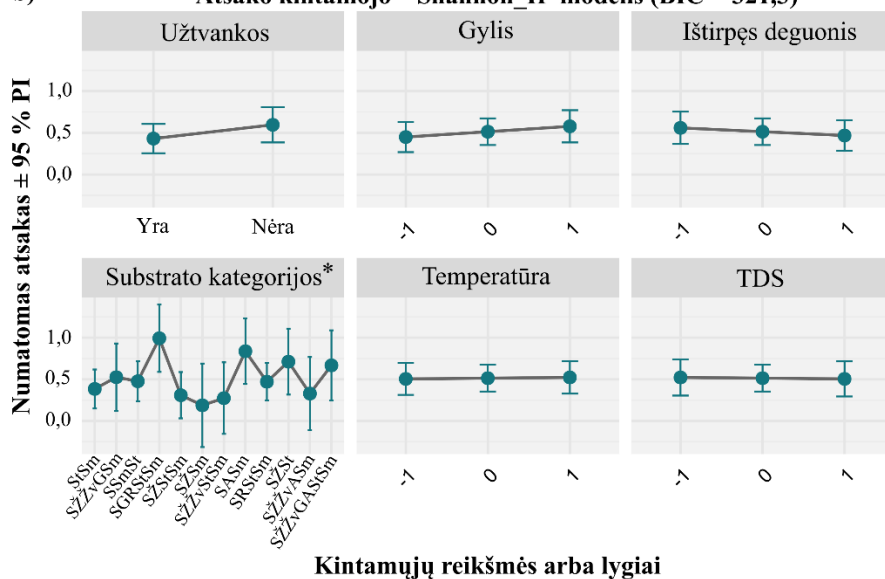
SŽStSm	11,13	9,47	1,18	0,24
SŽSm	7,23	12,01	0,60	0,55
SŽŽvStSm	-6,43	11,27	-0,57	0,57
SASm*	58,95	10,88	5,42	0,00
SRStSm	13,38	7,40	1,81	0,07
SŽSt*	26,74	11,91	2,25	0,02
SŽŽvASm	-6,58	13,19	-0,50	0,62
SŽŽvGASm*	37,16	10,98	3,38	0,00
SŽŽvGSm*	25,81	12,00	2,15	0,03
SSmSt	-3,01	8,55	-0,35	0,72
SGRStSm*	28,56	12,32	2,32	0,02
Atsako kintamojo – Individai (vandenyje ištirpęs deguonis) modelis (BIC = 1641,0)				
Gylis	3,40	2,59	1,31	0,19
Vandenyje ištirpęs deguonis	-0,06	2,46	-0,02	0,98
Temperatūra	2,39	2,58	0,93	0,35
TDS	-3,45	3,75	-0,92	0,36
Užtvėntumas	8,12	5,88	1,38	0,17
SŽStSm	10,29	9,32	1,11	0,27
SŽSm	7,68	11,92	0,64	0,52
SŽŽvStSm	-6,78	11,38	0,60	0,55
SASm*	59,26	10,86	5,46	0,00
SRStSm	12,81	7,37	1,74	0,08
SŽSt	25,88	11,81	2,19	0,03
SŽŽvASm	-7,43	13,32	-0,56	0,58
SŽŽvGASm*	36,44	10,85	3,36	0,00
SŽŽvGSm*	25,01	11,90	2,10	0,04
SSmSt	-3,81	8,40	-0,45	0,65
SGRStSm*	27,53	12,04	2,29	0,02
Atsako kintamojo – Margalef modelis (BIC = 351,6)				
Gylis*	0,11	0,05	2,03	0,04
Vandenyje ištirpęs deguonis	0,07	0,06	1,16	0,24
Temperatūra	-0,03	0,06	-0,60	0,55
TDS	-0,05	0,08	-0,57	0,57
Užtvėntumas	0,13	0,12	1,07	0,28
SŽStSm	-0,27	0,20	-1,33	0,18

SŽSm	-0,22	0,25	-0,88	0,38
SŽŽvStSm	-0,22	0,24	-0,94	0,35
SASm	0,32	0,23	1,42	0,16
SRStSm	-0,10	0,16	-0,63	0,53
SŽSt	0,24	0,25	0,94	0,35
SŽŽvASm	-0,29	0,28	1,06	0,29
SŽŽvGASm	0,06	0,23	0,24	0,81
SŽŽvGSm	-0,00	0,25	-0,00	1,00
SSmSt	-0,11	0,18	-0,63	0,53
SGRStSm	0,41	0,26	1,56	0,12



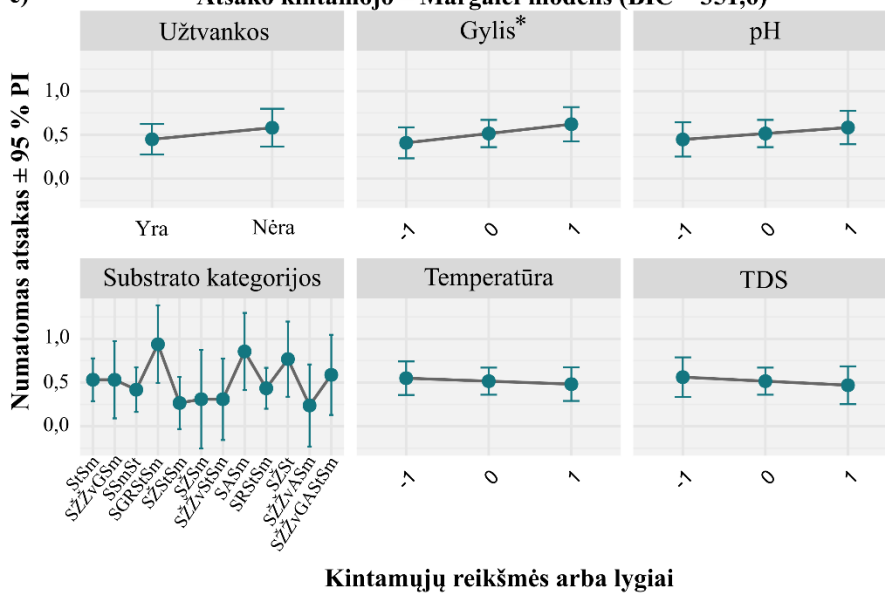
b)

Atsako kintamojo – Shannon_H' modelis (BIC = 321,3)

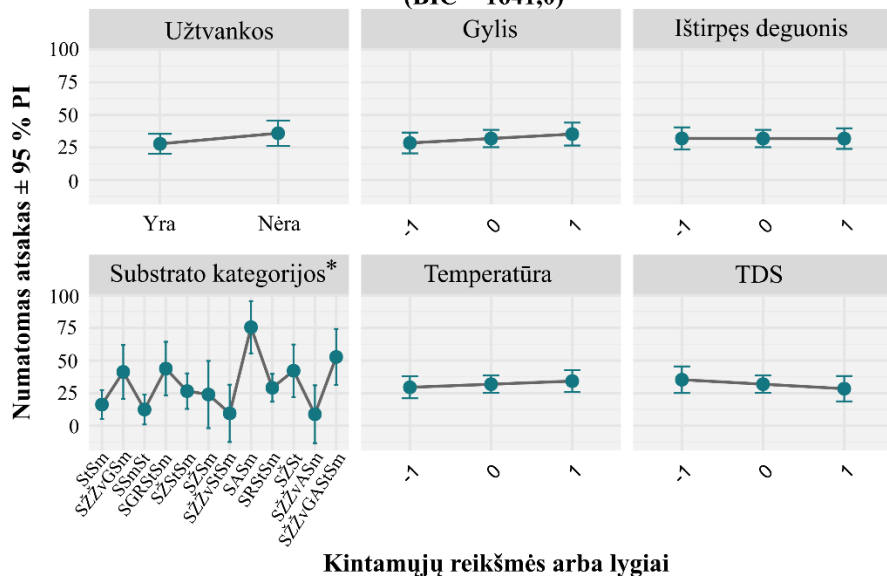


c)

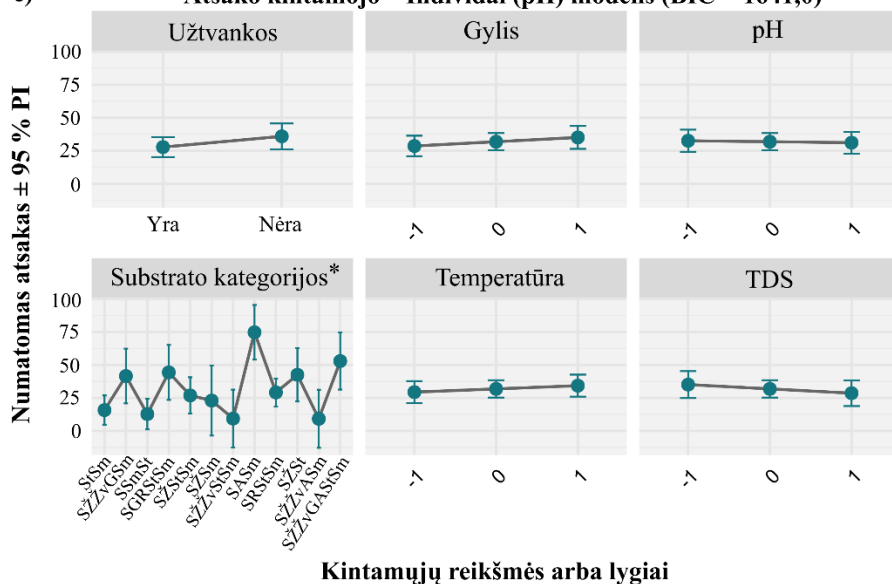
Atsako kintamojo – Margalef modelis (BIC = 351,6)



d) **Atsako kintamojo – Individai (vandenyje ištirpęs deguonis) modelis (BIC = 1641,0)**



e) **Atsako kintamojo – Individai (pH) modelis (BIC = 1641,0)**



23 pav. Numatomos uodų trūklių genčių skaičiaus reikšmės (su 95 % pasikliautinaisiais intervalais (PI)), apskaičiuotos naudojant GLMM modelius, į kuriuos įtraukti kintamieji „užtvankumas“ bei „substrato kategorijos“, įvertinant skirtingų upių aplinkos veiksnių poveikį uodų trūklių įvairovei pagal: a) Simpsono, b) Margalef, c) Shannon-Wiener įvairovės

indeksus ir gausumui d) individų skaičių (vandenyje ištirpęs deguonis), e) individų skaičių (pH). BIC – Bajeso informacijos kriterijus. Statistiškai reikšmingi rezultatai ($p < 0,05$) pažymėti „**“.

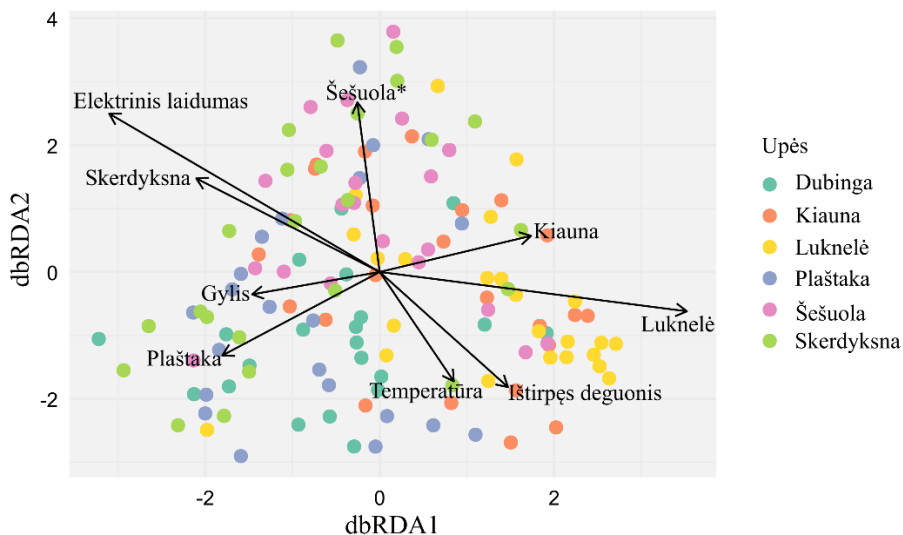
Fig. 23. Estimated responses of the number of non-biting midge genera (with 95 % confidence intervals (PI)), calculated using GLMM models including variables 'damming' and 'substrate categories', evaluating the effects of different river environmental factors on non-biting midge diversity according to: a) Simpson's, b) Margalef's, c) Shannon-Wiener's diversity indices, as well as on abundance d) number of specimens (dissolved oxygen), and e) number of specimens (pH). BIC – Bayesian Information Criterion. Statistically significant results ($p \leq 0.05$) are marked with "**".

Atlikus atstumu pagrįstą perteklinių duomenų analizę (db-RDA), analizuojant upių, gylį, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, buvo gautas statistiškai reikšmingas pirmas modelis (*uodų trūklių gentys ~ upės + gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + elektrinis laidumas (data)*) ($F = 2,00$; $p = 0,00$), kuriame iš penkių analizuotų faktorių statistiškai reikšmingą įtaką uodų trūklių gentims turėjo tik Šešiuolos upė ($F = 2,44$; $p = 0,00$) (**24 pav., 9 lentelė**).

9 lentelė. Pirmame db-RDA modelyje analizuoti aiškinamieji kintamieji, paaiškinantys uodų trūklių genčių sudėtį tirtose upėse. Statistiškai reikšmingi (ANOVA, $p < 0,05$) rezultatai pažymėti „**“.

Table 9. The first db-RDA model analysed the explanatory variables associated with the composition of non-biting midge genera in the studied rivers. Statistically significant results (ANOVA, $p < 0.05$) are marked with an asterisk "**".

Aiškinamieji kintamieji	Df	F - reikšmė	p - reikšmė
Upės*	5	2,44	0,00
Gylis	1	1,54	0,10
Vandenyje ištirpęs deguonis	1	1,39	0,18
Elektrinis laidumas	1	1,14	0,29
Temperatūra	1	1,72	0,06



24 pav. Tirtų upių, gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, naudojant pirmąjį db-RDA modelį (db-RDA1 = 8,84; db-RDA2 = 6,15). Statistiškai reikšmingi ($p < 0,05$) kintamieji pažymėti „*“.

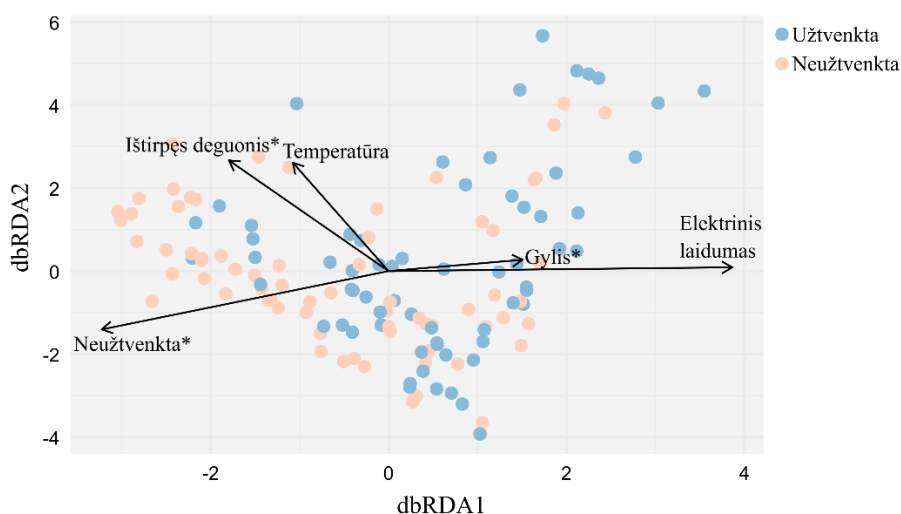
Fig. 24. The effects of river, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, as assessed using the first db-RDA model (db-RDA1 = 8,84; db-RDA2 = 6,15). Statistically significant variables ($p < 0.05$) are marked with an asterisk "*".

Atlikus db-RDA, analizuojant užtvenktumo, gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, buvo gautas statistiškai patikimas antrasis modelis (*uodų trūklių gentys ~ užtvenktumas + gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + elektrinis laidumas (data)*) ($F = 2,24$; $p = 0,00$), o iš penkių analizuotų faktorių, statistiškai reikšmingą įtaką uodų trūklių gentims turėjo trys faktoriai – užtvenktumas ($F = 3,27$; $p = 0,00$), gylis ($F = 2,95$; $p = 0,00$) ir vandenyje ištirpęs deguonis ($F = 1,89$; $p = 0,04$) (**25 pav.**). Statistiškai nereikšmingą įtaką uodų trūklių genčių įvairovei šiame modelyje turėjo elektrinis laidumas ($F = 1,63$; $p = 0,09$) ir temperatūra ($F = 1,47$; $p = 0,12$) (**10 lentelė**).

10 lentelė. Antrame db-RDA modelyje analizuoti aiškinamieji kintamieji, paaiškinantys uodų trūklių genčių sudėtį tirtose upėse. Statistiškai reikšmingi (ANOVA, $p < 0,05$) rezultatai pažymėti „*“.

Table 10. The second db-RDA model analysed the explanatory variables associated with the composition of non-biting midge genera in the studied rivers. Statistically significant results (ANOVA, $p < 0.05$) are marked with an asterisk "*".

Aiškinamieji kintamieji	Df	F - reikšmė	p - reikšmė
Užtvėntumas*	1	3,27	0,00
Gylis*	1	2,95	0,00
Vandenyje ištirpęs deguonis*	1	1,89	0,04
Elektrinis laidumas	1	1,63	0,09
Temperatūra	1	1,47	0,12



25 pav. Upių užtvėntumo, gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, naudojant antrąjį db-RDA modelį (db-RDA1 = 2,41; db-RDA2 = 0,70). Statistiškai reikšmingi ($p < 0,05$) kintamieji pažymėti „*“.

Fig. 25. The effects of damming, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, as assessed using the second db-

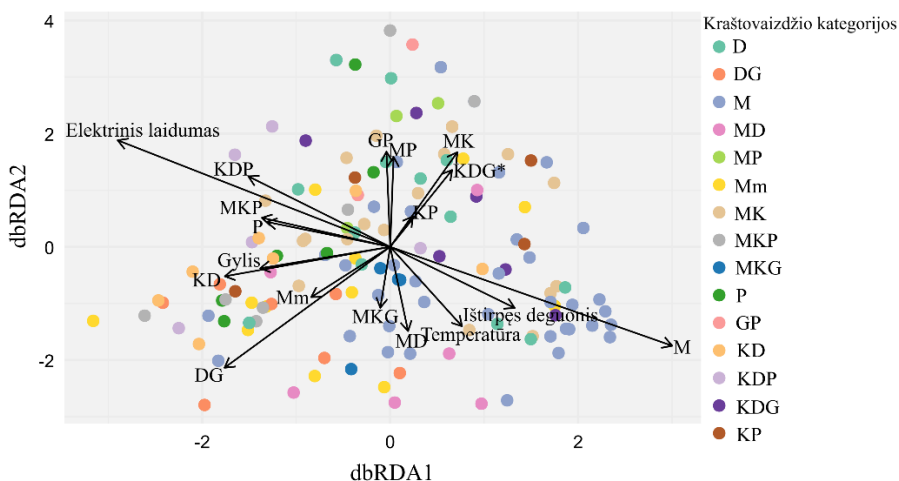
RDA model. Statistically significant variables ($p < 0.05$) are marked with an asterisk "**".

Atlikus db-RDA, analizuojant kraštovaizdžio kategorijų, gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, buvo gautas statistiškai reikšmingas trečiasis modelis (*uodų trūklių gentys ~ kraštovaizdžio kategorijos + gylis + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + elektrinis laidumas (data)*) ($F = 1,76$; $p = 0,00$), o iš penkių analizuotų faktorių, statistiškai reikšmingą įtaką uodų trūklių gentims turėjo tik kraštovaizdžio kategorijos ($F = 1,85$; $p = 0,00$) (**26 pav.**). Šiame modelyje temperatūra ($F = 1,67$; $p = 0,06$), elektrinis laidumas ($F = 1,63$; $p = 0,07$), vandenyje ištirpęs deguonis ($F = 1,37$; $p = 0,17$) ir gylis ($F = 1,11$; $p = 0,34$) buvo statistiškai nereikšmingi faktoriai (**11 lentelė**).

11 lentelė. Trečiame db-RDA modelyje analizuoti aiškinamieji kintamieji, paaiškinantys uodų trūklių genčių sudėtį tirtose upėse. Statistiškai reikšmingi (ANOVA, $p < 0,05$) rezultatai pažymėti „*“.

Table 11. The third db-RDA model analysed the explanatory variables associated with the composition of non-biting midge genera in the studied rivers. Statistically significant results (ANOVA, $p < 0.05$) are marked with an asterisk "**".

Aiškinamieji kintamieji	Df	F - reikšmė	p - reikšmė
Kraštovaizdžio kategorijos *	14	1,85	0,00
Gylis	1	1,11	0,34
Vandenyje ištirpęs deguonis	1	1,34	0,17
Elektrinis laidumas	1	1,63	0,07
Temperatūra	1	1,67	0,06



26 pav. Kraštovaizdžio kategorijų (kur: D – dirbami laukai, G – ganykla, K – kaimas, M – miškas, m – miestas/ miestelis, P – pieva), gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, naudojant trečiąjį db-RDA modelį (db-RDA1 = 8,39; db-RDA2 = 5,62). Statistiškai reikšmingi ($p < 0,05$) kintamieji pažymėti „*“.

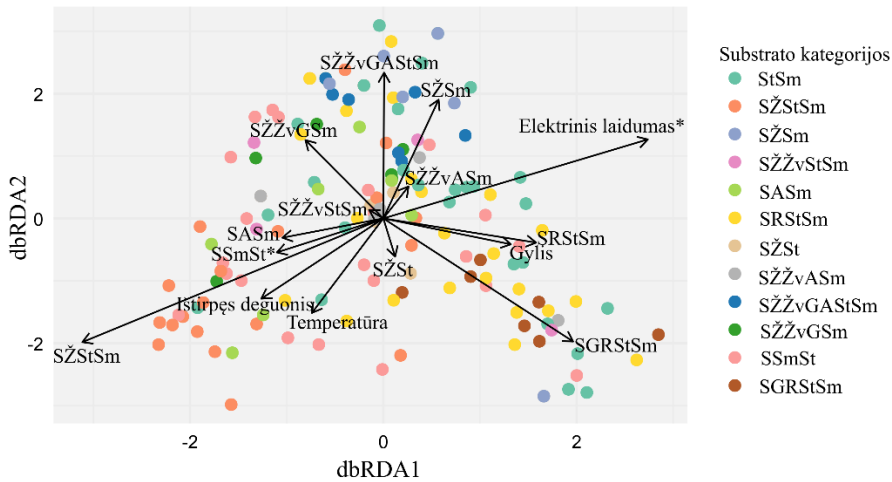
Fig. 26. The effects of environmental categories (where: D – agriculture, G – pasture, K – village, M – forest, m – urban area, P – meadow), depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, as assessed using the third db-RDA model (db-RDA1 = 8,39; db-RDA2 = 5,62). Statistically significant variables ($p < 0.05$) are marked with an asterisk "*".

Atlikus db-RDA, analizuojant substrato, gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, buvo gautas statistiškai reikšmingas ketvirtasis modelis (*uodų trūklių gentis* ~ *substrato kategorijos* + *gylis* + vandenyje ištirpęs deguonis + temperatūra + *elektrinis laidumas* (data)) ($F = 2,04$; $p = 0,00$), o iš penkių analizuotų faktorių, statistiškai reikšmingą įtaką uodų trūklių gentims turėjo du faktoriai – substrato kategorijos ($F = 2,13$; $p = 0,00$) ir elektrinis laidumas ($F = 3,22$; $p = 0,00$) (27 pav.). Šiame modelyje statistiškai nereikšmingą įtaką uodų trūklių genčių įvairovei turėjo vandenyje ištirpęs deguonis ($F = 1,66$; $p = 0,08$), gylis ($F = 1,24$; $p = 0,25$) ir temperatūra ($F = 1,15$; $p = 0,31$) (12 lentelė).

12 lentelė. Ketvirtame db-RDA modelyje analizuoti aiškinamieji kintamieji, paaiškinantys uodų trūklių genčių sudėtį tirtose upėse. Statistiškai reikšmingi (ANOVA, $p < 0,05$) rezultatai pažymėti „*“.

Table 12. The fourth db-RDA model analysed the explanatory variables associated with the composition of non-biting midge genera in the studied rivers. Statistically significant results (ANOVA, $p < 0.05$) are marked with an asterisk "*".

Aiškinamieji kintamieji	Df	F - reikšmė	p - reikšmė
Substrato kategorijos *	11	2,13	0,00
Gylis	1	1,24	0,25
Ištirpęs deguonis	1	1,66	0,08
Elektrinis laidumas*	1	3,22	0,00
Temperatūra	1	1,15	0,31



27 pav. Substrato kategorijų (kur: A – akmenys, G – gargždas, R – rieduliai, S – smėlis, Sm – smulki organinė medžiaga, St – stambi organinė medžiaga, Ž – žvyras, Žv – žvirgždas), gylio, vandenyje ištirpusio deguonies, elektrinio laidumo ir temperatūros įtaką uodų trūklių gentims, naudojant ketvirtąjį db-RDA modelį (db-RDA1 = 3,91; db-RDA2 = 1,57). Statistiškai reikšmingi ($p < 0,05$) kintamieji pažymėti „*“.

Fig. 27. The effects of environmental categories (where: A – stones, G – sett, R – boulders, S – sand, Sm – micro organic material, St – macro organic material, Ž – gravel, Žv – pebble), depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, as assessed using the fourth db-RDA model (db-RDA1 = 3,91; db-RDA2 = 1,57). Statistically significant variables ($p < 0.05$) are marked with an asterisk "*".

4. REZULTATŲ APTARIMAS

2021–2022 metais tirtose šešiose panašiomis charakteristikomis pasižyminčiose upėse, esančiose viename Lietuvos regione, identifikuotos 89 Chironomidae rūšys, kurios sudaro daugiau kaip 50 % visų iki šiol šalyje nustatytų uodų trūklių rūšių (Pakalniškis ir kt., 2006; Ruginis, 2007; Móra ir Kovács, 2009). Šių tyrimų metu buvo nustatytos 37 naujos Lietuvos faunai Chironomidae rūšys (jos sudaro 41,57 % visų tyrimų metu nustatytų rūšių) ir 12 pirmą kartą Lietuvoje nustatytų genčių. Remiantis šių ir ankstesnių tyrimų rezultatais (Pakalniškis ir kt., 2006; Ruginis, 2007; Móra ir Kovács, 2009), šiuo metu Lietuvos Chironomidae rūšių sąrašą turėtų sudaryti 199 rūšys.

Atsižvelgiant į kaimyninėse šalyse nustatytų uodų trūklių rūšių skaičių, galima daryti prielaidą, kad šios vabzdžių grupės ištirtumas Lietuvoje yra ribotas. Šiuo metu Europoje žinoma daugiau nei 190 Chironomidae genčių ir daugiau nei 1260 rūšių (Paasivirta, 2014; Serra ir kt., 2016; Serra ir kt., 2017). Pavyzdžiui, Vokietijoje žinoma daugiau nei 165 Chironomidae genčių ir 780 rūšių (Orendt, 2000; Brunke, 2004; Orendt ir kt., 2014; Orendt, 2018; Chimenio ir kt., 2022; Chimenio ir kt., 2023), Lenkijoje – daugiau nei 420 rūšių (Płóciennik, 2009; Płóciennik ir kt., 2015; Płóciennik ir kt., 2018; Leszczyńska ir kt., 2019; Pleskot ir kt., 2019; Głowacki ir kt., 2023), Ukrainoje – apie 340 Chironomidae rūšių (Baranov, 2011; Bitušik ir kt., 2024). Skandinavijos pusiasalio regione uodų trūklių ištirtumas yra vienas didžiausiu Europoje. Remiantis Suomijos duomenimis, šiuo metu šalyje yra žinoma daugiau kaip 780 uodų trūklių rūšių iš kurių kelios yra įtrauktos į Suomijos raudonąją knygą (Paasivirta, 2014; Engels ir kt., 2019; Hyvärinen ir kt., 2019), Švedijoje – apie 900 rūšių (SLU Swedish Species Information Centre, 2024), o Norvegijoje – daugiau kaip 650 Chironomidae rūšių (Elven ir Söli, 2016; Stur ir Ekrem, 2020). Šie uodų trūklių rūšių skaičiai kaimyninėse ir netolimosiose šalyse rodo, kad Lietuvoje, išplėtus tyrimus ir vykdant juos daugiau regionų, gali būti nustatoma dar gerokai daugiau Chironomidae šeimos rūšių.

Uodai trūkliai – svarbūs organinių medžiagų apytakai ir energijos perdavimui dėl savo įvairios mitybos, skirtingų mitybos būdų, gyvenimo ciklų bei dėl to, kad yra maisto šaltinis aukštesnių trofinių lygių gyvūnams, todėl buvo nustatytos jų lervų trofinės grupės ir jų mitybos būdai (Sanseverino ir Nessimian, 2008).

Šių tyrimų metu didžiausia dalis nustatytų uodų trūklių genčių atstovų buvo detritofagai, plėšrūnai, algofagai ir fitofagai, o pagal mitybos būdus – rinkėjai, siurbikai, filtruotojai ir smulkintojai. Žarnyno turinio analizės rodo,

kad detritofaginių lervų mityboje vyrauja detritas ir šios trofinės grupės lervos laikomos kaip pasižyminčios rinkėjų arba filtruotojų mitybos būdais (Armitage ir kt., 1995; Banegas ir Rocha, 2023; Ocon ir kt., 2023). Detritofaginiai uodai trūkiai atlieka svarbų vaidmenį skaidant detritą ir perdirbant maistines medžiagas vandens telkiniuose. Tiek detritofaginė mityba, tiek rinkėjų mitybos būdas buvo dažniausiai pasitaikantys tarp nustatytų uodų trūklių. Kad detritofaginių uodų trūklių upėse yra daugiau nei kitų trofinių grupių atstovų nustatyta ir kituose panašiuose tyrimuose (Tavares-Cromar ir Williams, 1997; da Silva ir kt., 2008; Biasi ir kt., 2013; Nunes ir kt., 2020).

Plėsrūs uodai trūkiai užpuola grobį ir praryja visą arba dalį jo kūno (smulkintojai) arba suardo audinius, siurbdami kūno skysčius (siurbikai) (da Silva ir kt., 2008). Laikoma, kad daugiausiai plėšia mityba pasižyminčių uodų trūklių yra Tanypodinae pošeimyje (Ocon ir kt., 2023), kurie šio tyrimo metu dominavo daugumoje tirtų upių, išskyrus Dubingą. Tai rodo pakankamą potencialaus grobio – kitų bestuburių – prieinamumą šiose upėse. Kalnų upeliuose tyrimas, atliktas Martins ir kt. (2021), parodė, kad plėšrių Chironomidae atstovų yra daugiau tose upės vietose, kurios teka pro ganyklas, o upės substrate dominuoja smėlis.

Uodai trūkiai, kurie maitinasi dumbliais yra algofagai. Tyrimai rodo, kad dumbliai gali sudaryti didžiąją dalį uodų trūklių žarnyno turinio (Butakka ir kt. 2016). Dumbliai dažniausiai paimami gremžiant juos nuo atvirų paviršių, nuosėdų ir panirusių organinių medžiagų arba filtruojant vandenį (Armitage ir kt., 1995; da Silva ir kt., 2008; Ocon ir kt., 2023). Tokia uodų trūklių mityba paplitusi tarp daugumos Chironomidae pošeimių atstovų (Armitage ir kt., 1995).

Fitofagai pasižymi smulkintojų ir gremžėjų mitybos būdais, nes graužia, kramto ir trina augalus, makrofitus ir vandenyje panirusius lapus (Armitage ir kt., 1995; da Silva ir kt., 2008). Ši mityba yra būdinga įvairiems Chironomidae pošeimių atstovams (Armitage ir kt., 1995).

Smulkintojų mitybos būdu pasižymi ir ksilofaginiai uodai trūkiai, kurie minuoja vandenyje panirusias medienos liekanas. Daugiausiai tokių uodų trūklių priklauso Orthocladinae ir Chironominae pošeimiams (Cranston, 2006). Šių tyrimų metu ksilofaginių genčių atstovų nustatyta tik nedidelė dalis. Į mėginius jie galėjo patekti atsitiktinai – kartu su bentoso mėginiais surinkus smulkių medienos fragmentų.

Labai nedidelę dalį sudarė ir parazitiniai bei komensaliniai uodai trūkiai. Parazitų trofinei grupei priklausė *Parachironomus* genties atstovai, kurie parazituoja Lymnaeidae šeimos moliuskus (Tokeshi, 1993). Komensalų

trofinei grupei priklausė *Epoicocladius* genties atstovai. Jie yra šeimininkui specifiški – ir gyvena ant *Ephemera* genties lašalų nimfų kūno paviršiaus. Ta pačia „gyvenamąja vieta“ uodai trūkiai dalijasi su kitu organizmu – pirmuonimi *Carchesium polypinum* (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1831 (Grzybkowska ir kt., 2016). Bendrai tiek parazitinių, tiek komensalinių uodų trūklių įvairovė yra gana nedidelė (Armitage ir kt., 1995) ir tai atsispindėjo šių tyrimų rezultatuose. Panašiai kaip ir ksilofaginiai uodai trūkiai, šie galėjo būti surinkti atsitiktinai.

Sugeneruotos uodų trūklių genčių gausumo akumuliacinės kreivės parodė, kad reprezentatyviai ištirtomis, šių tyrimų metu, galima laikyti Šešuolos, Dubingos, Luknelės ir Plaštakos upes, tuo tarpu Kiaunos ir Skerdyksnos upėse faunistinius tyrimus reikėtų tęsti.

Tyrimo metu nustatyta, kad gausiausias genčių skaičiumi buvo Chironominae pošeimis, kuriame nustatytos 28 gentys, kas sudaro 44 % visų Europoje žinomų Chironominae pošeimio genčių skaičiaus. Antroje vietoje pagal genčių gausumą buvo Orthoclaadiinae pošeimis – nustatyta 21 gentis (27 % visų šio pošeimio genčių Europoje). Tanypodinae pošeimiui priklausančių genčių nustatyta 12, kas sudaro 30 % šio pošeimio genčių Europoje. Prodiamesinae pošeimyje nustatytos 3 gentys, kurios atitinka visą Europoje žinomą šio pošeimio genčių įvairovę (100 %). Mažiausias genčių skaičius nustatytas Diamesinae pošeimyje – 2 gentys, kas sudaro 18 % Europoje žinomų šio pošeimio genčių skaičiaus (Paasivirta, 2014; Serra ir kt., 2016; Serra ir kt., 2017).

Šiose šešiose upėse bendrai Chironominae, Tanypodinae ir Orthoclaadiinae pošeimiai išsiskyrė kaip eudominantiniai: Chironominae – visose tirtose upėse, Tanypodinae – visose išskyrus Dubingą, o Orthoclaadiinae – tik Luknelėje ir Šešuoloje. Panaši pošeimių dominavimo tendencija nustatyta ir Argentinoje, analizuojant 18 upių (Pero ir kt., 2023) – čia išsiskyrė Chironominae ir Orthoclaadiinae, o Tanypodinae pošeimis pagal dominavimą buvo trečias. Taip pat, tirtose upėse didžiausiu individų gausumu išsiskyrė Chironominae pošeimis, kurio individų skaičius sudarė 60,18 % visų surinktų uodų trūklių individų. Kad Chironominae pošeimio individų skaičius gali sudaryti daugiau, nei pusę visų tyrimų metu surinktų uodų trūklių, buvo nustatyta ir tyrimų Vokietijoje metu (Thienemann, 1954). Panašius rezultatus gavo ir Leszczyńska ir kt. (2019) Lenkijoje, bei Čerba ir kt. (2020) Kroatijoje – abiejuose tyrimuose iš visų nustatytų uodų trūklių pošeimių Chironominae buvo individais gausiausias. Po šio pošeimio individų gausumu išsiskyrė ir Orthoclaadiinae bei Tanypodinae pošeimiai, ką taip pat nustatė Leszczyńska ir kt. (2019) tyrimas. Tuo tarpu, Čerba ir kt. (2020) nustatė santykinai mažesni

Prodiamesinae pošeimio atstovų gausumą, kuris taip pat buvo fiksuotas ir šio disertacinio darbo tyrimų metu. Šešuolos, Dubingos, Luknelės, Plaštakos, Skerdyksnos ir Šešuolos upėse mažiausiai (vos šeši) individų nustatyta iš pošeimio Diamesinae. Tai lėmė maža šio pošeimio įvairovė ir ribotas zoogeografinis paplitimas (Ferrington, 2008; Andersen ir kt., 2013; Ekrem ir kt., 2017).

Orthocladiinae ir Tanypodinae pošeimių atstovai (kartu sudarę 37,5 % visų surinktų Chironomidae lervų individų skaičiaus) yra siejami su švariais vandens telkiniais (Armitage ir kt., 1995; Cortelezzi ir kt., 2020; Molineri ir kt., 2020; Shahidi-Hakak ir kt., 2022). Iš genčių, kurių šių tyrimų metu surinkta daugiau nei 100 individų, trys priklausė pošeimiui Tanypodinae – *Conchapelopia*, *Procladius* ir *Ablabesmyia*, o viena pošeimiui Orthocladiinae – *Psectrocladius*. Iš šių genčių, vienintelės *Ablabesmyia* atstovai tyrimų metu išsiskyrė kaip eudominantai Luknelės, Kiaunos ir Šešuolos upėse, bei buvo labai dažnai sutinkami Luknelėje ir Kiaunoje (atitinkamai $F = 64,29\%$ ir $F = 53,57\%$). Abi šios upės tekėjo per natūralias arba pusiau natūralias buveines. Tai sutampa su Odume ir Muller (2011) Swartkops upėje gautais tyrimų rezultatais, jog *Ablabesmyia* genties atstovai dominuoja mažiau žmogaus veiklos paveiktose upės vietose.

Pagal GLMM analizės rezultatus uodų trūklių įvairovė ir gausumas reikšmingai skyrėsi tarp analizuotų upių. Pagal db-RDA analizės rezultatus, kai pirmas aiškinamasis kintamasis buvo Dubinga, nustatytų genčių skaičius reikšmingai skyrėsi tik Šešuolos upėje. Atsižvelgiant į tai, kad anksčiau uodai trūkliai Dubingos, Kiaunos, Luknelės, Plaštakos, Skerdyksnos ir Šešuolos upėse nebuvo tirti, nėra galimybės tiesiogiai palyginti šių tyrimų metu gautų uodų trūklių gausumo ir taksonų įvairovės duomenų su ankstesniais tyrimais. Tačiau svarbu paminėti, kad iš šešių tirtų upių Luknelė išsiskyrė tiek didžiausiu uodų trūklių genčių ir individų skaičiumi, tiek didžiausia įvairove pagal Margalef įvairovės indeksą. Ši upė buvo viena iš dviejų, kurioje vienos genties – *Ablabesmyia* – atstovai buvo labai dažnai sutinkami ($F > 50\%$). Visa tai gali rodyti, kad iš visų šešių analizuotų upių, Luknelė yra itin svarbi uodų trūklių bendrijų išsaugojimui ir palaikymui, o Chironomidae atstovai joje atlieka svarbų ekologinį vaidmenį prisideddami prie mitybinių grandinių stabilumo bei ekosistemos funkcionavimo.

Antroje vietoje pagal nustatytų uodų trūklių genčių skaičių, bei ketvirtoje pagal individų skaičių, buvo Plaštakos upė. Joje nustatyta daugiausiai naujų Lietuvos faunai uodų trūklių rūšių. Vienintelė gentis, kuri šioje upėje išsiskyrė kaip eudominantinė buvo *Microtendipes*. Šios genties atstovai aptinkami dugno nuosėdose ir samanose, todėl šios genties atstovai indikuoja organika

praturtintus vandens telkinius (Andersen ir kt. 2013). Remiantis tuo, Plaštakos upė atlieka svarbų vaidmenį išsaugant ir palaikant uodų trūklių bendrijas.

Trečioje vietoje pagal nustatytų uodų trūklių genčių ir antroje vietoje pagal individų skaičių buvo Dubingos upė. Dubingoje buvo daugiausiai dažnai sutinkamų ir dominantinių uodų trūklių taksonų. Kaip ir Plaštakos upėje, Dubingoje vienintelė gentis, kuri išsiskyrė kaip eudominantinė buvo *Microtendipes*. Tai gali atspindėti palankias sąlygas įvairioms uodų trūklių bendrijoms formuotis šioje upėje.

Ketvirtoje vietoje pagal nustatytų uodų trūklių genčių ir trečioje pagal surinktų individų skaičių buvo Kiaunos upė. Joje, kaip ir Luknelės upėje, vienos genties – *Ablabesmyia* – atstovai buvo labai dažnai sutinkami ($F > 50\%$). Palyginus su kitomis tirtomis upėmis, Kiaunoje nustatyta daugiausiai eudominantinių uodų trūklių genčių (*Ablabesmyia* ir *Microtendipes*).

Penktoje vietoje pagal nustatytų uodų trūklių genčių skaičių ir mažiausią individų skaičių išsiskyrė Skerdyksnos upė. Šioje upėje kaip eudominantai išsiskyrė tik vienos genties – *Procladius* – atstovai. Šios genties atstovai aptinkami organinėse nuosėdose, todėl jie indikuoja gausų vandenyje susikaupusių organinių medžiagų kiekį (Andersen ir kt. 2013).

Šeštoje vietoje pagal nustatytų genčių skaičių ir penktoje pagal individų skaičių buvo Šešuolos upė. Nors genčių šioje upėje nustatyta mažiausiai, Šešuola išsiskyrė didžiausia uodų trūklių įvairove pagal Shannon-Wiener ir Simpsono įvairovės indeksus. Palyginus su kitomis tirtomis upėmis, Šešuoloje buvo daugiausiai subdominantinių uodų trūklių genčių ir nustatyta viena eudominantinė gentis – *Ablabesmyia*. Visa tai rodo, kad nors nustatytas uodų trūklių genčių skaičius šioje upėje buvo mažiausias, upė atlieka svarbų vaidmenį uodų trūklių įvairovės išsaugojime ir palaikyme ir sukuria tinkamas sąlygas įvairių taksonų uodams trūkliams vystytis ir gyventi.

Atsižvelgiant į tai, kad tradicinė Chironomidae identifikacija pagal morfologinius požymius yra sudėtinga, imli laikui ir reikalauja aukštos kvalifikacijos specialistų, vis dažniau taikomi molekuliniai metodai, tokie kaip COI geno sekų analizė (da Silva ir Wiedenbrug, 2014; Chimeno ir kt., 2023). Šiame tyrime, derinant morfologinę uodų trūklių identifikaciją ir COI geno fragmento analizę, nustatyta, kad molekuliniai duomenys patvirtino aukštą morfologinės identifikacijos tikslumą – iš 109 analizuotų Chironomidae individų buvo nustatytos 56 uodų trūklių rūšys, o identifikavimo neatitikimai išryškėjo vos dviejų taksonų atveju – *Ablabesmyia longistyla* ir *Clinotanypus nervosus*. Ypač sudėtinga taksonomiškai laikoma *Ablabesmyia* gentis, kurios rūšys – *A. longistyla*, *A. monilis* (Linnaeus, 1758) ir *A. phatta* (Egger, 1864) – neretai painiojamos. Tuo tarpu *C. nervosus*

individai, pasižymintys ryškiomis morfologinėmis savybėmis, paprastai yra lengviau identifikuojami rūšies lygmeniu. Abiejų rūšių atstovai šiame tyrime buvo teisingai identifikuoti pagal morfologinius analizuotų individų požymius, o jų COI sekos atitiko GenBank duomenų bazėje pateiktas sekas. Vis dėlto, vidurūšiniai COI sekų skirtumai ($> 2\%$) *A. longistyla* ir *C. nervosus* grupėse gali rodyti genetinį heterogeniškumą, t. y. galimą daugiau nei vienos genetinės linijos buvimą. Nors GMYC ir bPTP rūšių atskyrimo metodų analizės šių grupių atstovų neišskyrė į atskiras rūšis, toks skirtumas gali būti susijęs su ankstyva genetinė divergencija arba kriptine rūšių įvairove. Alternatyviai, neatmetama, kad genetiniai neatitikimai galėjo atsirasti dėl sekų klaidų duomenų bazėse ar neatitikimų tarp morfologinių ir molekulinų požymių.

Nors dauguma rūšių pasižymėjo aiškia genetinė diferenciacija, *Chironomus cingulatus* – *Chironomus piger* ir *Procladius culiciformis* – *Procladius pectinatus* rūšys nebuvo aiškiai atskirtos. Tai galėjo lemti neseniai įvykusi divergencija, nevysiškas linijų rūšiavimas arba hibridizacija. Be to, tam įtakos galėjo turėti mitochondrinė introgresija arba ribota COI geno skiriamoji geba. Tokie atvejai parodo, kad tikslesniam rūšių ribų nustatymui būtina taikyti kelių genetinių žymenų ir morfologinių požymių integraciją.

Taikant rūšių atskyrimo analizės metodus nustatyta, kad atstumu pagrįsti algoritmai yra tinkamesni rūšių nustatymui nei medžiu pagrįsti metodai. Konkrečiai, ABGD ir ASAP analizės pateikė patikimesnius rūšių atskyrimo modelius, tuo tarpu GMYC ir bPTP dažniau sujungė gentis ar aukštesnius taksonus, o ne aiškiai atskyrė atskiras rūšis. Tokie rezultatai gali būti susiję su palyginti mažu tiriamosios imties dydžiu, t. y. sąlyga, kuriai esant, gali pagerėti kai kurių metodų efektyvumas (Dellicour ir Flot, 2015; Dellicour ir Flot, 2018). Panašiai kaip ir šių tyrimų metu, Song ir kt. (2018) nustatė ABGD metodo efektyvumą, analizuojant *Polypedilum* genties COI geno sekų duomenų rinkinį.

Tačiau, atstumu pagrįsti metodai turi reikšmingų apribojimų, nes juose nėra universalios genetinės ribos, taikytinos visiems taksonams (Yang ir Rannala, 2017). Genetiniai skirtumai tiek rūšių viduje, tiek tarp rūšių gali skirtis įvairiose taksonominėse grupėse, todėl sudėtinga nustatyti vieną universalią ribą rūšių atskyrimui. Tai rodo, kad atstumu pagrįstus metodus būtina papildyti alternatyviais metodais. Integruojant kelias analitines sistemas galima padidinti rūšių priskyrimo tikslumą ir patikimumą, todėl geriau įvertinama rūšių įvairovė ir atskyrimas gentyje ar taksonominėje grupėje. Kitas atstumais pagrįstų metodų trūkumas – jų algoritmuose neatsižvelgiama į evoliucinius ryšius (Kapli ir kt., 2017).

Tuo tarpu, medžių pagrįsti metodai, tokie kaip GMYC ir bPTP, atsižvelgia į evoliucinius ryšius ir šakų ilgio pasiskirstymą, todėl tam tikrais atvejais jie gali būti patikimesni (Song ir kt., 2018). Šiems metodams nėra fiksuotos genetinės ribos, todėl jie leidžia nustatyti rūšių ribas pagal filogenetinius ryšius, kas suteikia gilesnių įžvalgų apie evoliucijos dėsningumus.

Tarp gautų tyrimo rezultatų vienas prieštaringai įvertintas buvo susijęs su rūšių priskyrimu pošeimiams. Pagal didžiausio tikėtimumo kladogramą *Stenochironomus gibbus* rūšis buvo priskirta Orthocladiinae pošeimiui, nors ši rūšis formuoja savo atskirą šaką. Toks išsidėstymas gali atspindėti monofiletišką genties pobūdį (Zheng ir kt., 2022). Kitas prieštaraavimus keliantis atvejis pastebėtas Pentaneurini triboje (Tanypodinae pošeimyje), kur trys rūšys – *Larsia atrocincta*, *Conchapelopia melanops* ir *Ablabesmyia longistyla* – buvo sugrupuotos tarp Orthocladiinae ir Prodiamesinae pošeimių. Šį neįprastą išsidėstymą būtų galima paaiškinti glaudžiu Tanypodinae ir Prodiamesinae pošeimių filogenetiniu giminingumu (Zheng ir kt., 2021). Panašus rezultatas gautas ir analizuojant *Paraphaenocladus* sp. rūšį, kuri, nors ir priklauso Orthocladiinae pošeimiui, buvo įterpta tarp Prodiamesinae ir Tanypodinae pošeimių, kas gali rodyti galimus filogenetinius ryšius tarp šių pošeimių.

Šie molekulinės analizės ir rūšių atskyrimo metodų rezultatai pabrėžia sudėtingas ir neišspręstas problemas, susijusias su Chironomidae šeimos filogeneze ir evoliucija. Kaip parodė šis ir panašūs tyrimai (da Silva ir kt., 2023), išlieka reikšmingų iššūkių, susijusių su rūšių koncepcijomis ir dabartinių filogenetinių metodų apribojimais. Siekiant įveikti šias problemas ir pagerinti rūšių atskyrimą, į ateities tyrimus reikėtų įtraukti didesnės imties mėginius, suaugusių uodų trūklių morfologinę analizę ir papildomus genetinius žymenis, tokius kaip 28S rRNA. Be to, kelių lokusų ir koalescencijos pagrindu veikiančių metodų integracija galėtų padėti geriau suprasti evoliucinius ryšius ir išspręsti taksonominius grupės neaiškumus.

Nemetrinės daugiamačių skalių analizės (NMDS) rezultatai, esant neaukštai streso vertei, leido vizualiai palyginti uodų trūklių kompleksus tarp užtvenktų ir neužtvenktų upių. Tyrimo metu, dvejus metus analizuojant tris užtvenktas ir tris neužtvenktas upes nustatyta, kad uodų trūklių bendrijos šiose upėse persidengia. Tai galėjo lemti tai, kad dauguma užtvankų šiose upėse buvo įrengtos prieš daugelį metų, o remiantis ankstesnių tyrimų rezultatais (Schmid, 1992; Bredenhand ir Samways, 2009; Rosin ir kt., 2009; Brandimarte ir kt., 2016; Wu ir kt., 2019), uodų trūklių įvairovė užtvanktose upėse kinta priklausomai nuo atstumo nuo užtvankos – dažniausiai mažiausia

įvairovė būna netoli užtvankos, tačiau laikui bėgant bendrijos gali dalinai atsistatyti. Todėl galima daryti prielaidą, kad tarp užtvenktų ir neužtvenktų upių uodų trūklių kompleksai galėjo supanašėti dėl natūralių procesų ir pakankamai ilgo laiko tarpo nuo užtvankų įrengimo. Tačiau, išplėtus NMDS analizę ir į ją įtraukus tirtų upių ekologinius faktorius ir tyrimų vietų savybes, 2022 metų duomenimis, Chironomidae kompleksai užtvenktose ir neužtvenktose upėse skyrėsi. Tuo tarpu ta pati analizė su 2021 metų ir 2022 metų duomenimis parodė, kad užtvenktose ir neužtvenktose upėse uodų trūklių kompleksai tik iš dalies sutapo.

Užtvenktose upėse vidutiniškai nustatytos 28 uodų trūklių gentys ir surinkta 1 613 individų, o neužtvenktose – 33 gentys ir 2 152 individai. Nors kai kurie GLMM ir db-RDA analizės modeliai parodė statistiškai reikšmingą teigiamą užtvankų poveikį uodų trūklių įvairovei bei gausumui, kiti modeliai reikšmingumo neparodė. Panašūs rezultatai gauti ir kituose tyrimuose. Pavyzdžiui, Pietų Afrikos Eerste upėje (Bredenhand ir Samways, 2009) žemiau užtvankos nustatytas beveik visiškas Ephemeroptera, Plecoptera ir Trichoptera išnykimas ir smarkiai padidėjęs Chironomidae gausumas. Nors dauguma kitų tyrimų (Schmid, 1992; Rosin ir kt., 2009; Brandimarte ir kt., 2016; Wu ir kt., 2019) rodo, kad užtvenktose upėse uodų trūklių bendrijų įvairovė ir gausumas yra mažesni nei neužtvenktose, Eerste upės tyrimas parodė, kad net ir viena užtvanka gali radikaliai pakeisti ekosistemos struktūrą, išstumdama jautrias grupes (EPT) ir sudaryti sąlygas tolerantiškesnių taksonų atstovams, tokiems kaip Chironomidae, dominuoti. Analizuojant upes Lietuvoje, nustatytus skirtumus tarp užtvenktų ir neužtvenktų upių galėjo nulemti tai, kad buvo analizuota genčių, o ne rūšių įvairovė, kuri, kaip nurodo Lencioni ir kt. (2012), gali riboti rezultatus apie Chironomidae bendrijų struktūrą. Be to, kaip nustatė Schmid (1992) ir Bredenhand & Samways (2009), užtvankų poveikis uodų trūklių bendrijoms tostant nuo užtvankos žymiai sumažėja. Kadangi šio tyrimo metu buvo vertintos tiek artimos, tiek toliau nuo užtvankų esančios vietos, tai galėjo turėti įtakos gautiems rezultatams.

Tiriant uodų trūklių genčių pasiskirstymą tarp užtvenktų ir neužtvenktų upių, Pirsono χ^2 testas parodė, kad reikšmingai skiriasi *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanytus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, *Macropelopia*, *Paratendipes* ir *Prodiamesa* genčių atstovų gausumas. *Ablabesmyia*, *Cricotopus* bei *Macropelopia* genčių atstovai buvo gausesni neužtvenktose nei užtvenktose upėse. *Ablabesmyia* genties atstovai buvo reikšmingai gausesni neužtvenktoje Luknelės upėje nei užtvenktoje Skerdyksnos. Nors tam tikrų uodų trūklių pošeimių atstovai gali indikuoti aukštą vandens kokybę,

tačiau, pavyzdžiui, Portugalijoje atlikti tyrimai rodo, kad *Ablabesmyia* genties atstovai yra paplitę žemo pH vandenyje (de Bisthoven ir kt., 2005). Tuo tarpu kiti atlikti bioindikatoriniai tyrimai rodo, kad *Ablabesmyia*, *Cricotopus* ir *Macropelopia* genčių atstovai toleruoja organika ir druskomis užterštą vandenį (Arimoro, 2011; Lencioni ir kt., 2012; Cortelezzi ir kt., 2020; Czechowski ir kt., 2020; Shahidi-Hakak ir kt., 2022). Remiantis Andersen ir kt. (2013), *Ablabesmyia*, *Cricotopus* ir *Macropelopia* atstovai yra eurytopai – aptinkami beveik visose gėlo vandens buveinėse, nepriklausomai nuo jų ekologinės būklės, todėl jų gausumu remtis vertinant ekologinę būklę nėra pakankama.

Užtvenktose upėse reikšmingai gausesni buvo *Clinotanypus* ir *Glyptotendipes* genčių atstovai. *Clinotanypus* genties atstovai buvo reikšmingai gausesni užtvenktoje Skerdyksnos nei neužtvenktoje Luknelės upėje. Tuo tarpu *Glyptotendipes* buvo reikšmingai gausesni užtvenktoje Dubingos nei neužtvenktoje Kiaunos upėje. Nors *Clinotanypus* genties atstovai susiję su švariais vandens telkiniais, Arimoro (2011) atlikti bioindikatoriniai tyrimai parodė, kad šios genties atstovai gali indikuoti organika užterštą vandenį. Tuo tarpu, nors ir statistiškai nereikšmingai, bet didesnis *Clinotanypus* genties individų skaičius buvo neužtvenktoje Plaštakos upėje nei užtvenktoje Šešuoloje. Nors išsamių duomenų apie *Glyptotendipes* genties bioindikatorinę reikšmę nėra, tačiau remiantis Andersen ir kt. (2013), šios genties atstovai yra eurytopai. *Chironomus*, *Paratendipes* ir *Prodiamesa* genčių atstovai buvo reikšmingai gausesni Skerdyksnos upėje nei Luknelės. Nors ir statistiškai nepatikimai, tačiau šių trijų genčių pasiskirstymas kitose dviejose upių porose (užtvenkta ir neužtvenkta upės) buvo priešingas. Todėl užtvankų įtakos įvertinimas šių genčių pasiskirstymui negalimas.

Šių tyrimų metu nustatyta, kad kelios kraštovaizdžio kategorijos turėjo statistiškai reikšmingą poveikį uodų trūklių bendrijų struktūros formavimuisi. Rezultatai parodė, kad didžiausia įvairovė buvo nustatyta tose tyrimų vietose, kur upės tekėjo pro miškus ir pievas; ganyklas ir pievas; kaimus, dirbamus laukus ir pievas; kaimus, dirbamus laukus ir ganyklas, o didžiausias individų gausumas – kur upės tekėjo pro miškus ir dirbamus laukus; kaimus, dirbamus laukus ir pievas. Tai išryškina miškų, ganyklų, kaimų ir ypač pievų bei dirbamų laukų (pastarosios dvi buvo keturiose iš šešių kraštovaizdžio kategorijų) svarbą Chironomidae bendrijų struktūros formavimuisi tirtose upėse. Miško ir ganyklų įtaką uodų trūklių bendrijų sudėčiai dviejų upių pakrantėse Brazilijoje anksčiau tyrė Sonoda ir kt. (2018). Jie nustatė, kad trijų dominuojančių Chironomidae genčių atstovų tankis buvo žymiai didesnis ruožuose su ganyklomis, nei miškinguose ruožuose. Tokie rezultatai

grindžiami tuo, kad galbūt ruožai su ganyklomis buvo labiau praturtinti maisto medžiagomis. Kito tyrimo metu buvo vertinamas uodų trūklių genčių ir individų skaičius upeliuose, kurie teka pro mažai žmogaus paveiktus plotus, dirbamus laukus ir ganyklas (Saito ir Fonseca-Gessner, 2014). Nustatyta, kad nei viena iš analizuotų kraštovaizdžių reikšmingos įtakos neturėjo, tačiau pastebėtos didesnės vidutinės gausumo ir turtingumo vertės upeliuose, kurie tekėjo pro ganyklas. Kitame tyrime buvo vertinamos trys skirtingos kraštovaizdžio zonos palei upės vagą Argentinoje, kurios atspindi skirtingus žmogaus veiklos poveikio tipus: dirbami laukai, urbanizuotos teritorijos ir pramonės veiklos paveiktos teritorijos (Cortese ir kt., 2019). Nustatyta, kad didžiausias uodų trūklių gausumas ir taksonominė įvairovė buvo tose upės vietose, kurios paveiktos dirbamų laukų ir urbanizuotų teritorijų. Be to, rezultatai parodė aiškų skirtumą tarp teritorijų, paveiktų urbanizuoto-žemės ūkio ir urbanizuoto-pramoninio poveikio. Kitame tyrime, atliktame Brazilijoje, buvo vertintas dirbamų laukų, urbanizuotų teritorijų ir ganyklų poveikis uodų trūklių bendrijoms (Martins ir kt., 2021). Nors šie kraštovaizdžiai buvo analizuojamos kaip nepriklausomi kintamieji pagal jų procentinę dalį upės baseine, nustatyta, kad visos trys turėjo reikšmingą poveikį uodų trūklių bendrijoms. Maxwell ir kt. (2021) tyrime buvo vertinamos uodų trūklių bendrijos upeliuose, tekančiuose per miško ir pievos pereinamąją zoną Brazilijos pietuose. Nustatyta, kad tiek miško, tiek pievos buveinės reikšmingai veikia uodų trūklių bendrijų struktūrą, o pereinamose zonose pastebimas unikalus bendrijų modelis, kuriam įtaką daro abi šios buveinės. Apibendrinant galima teigti, kad skirtingi kraštovaizdžiai pro kuriuos teka upės – nuo natūralių miškų ir pereinamųjų pievų iki intensyviai naudojamų dirbamų laukų, ganyklų bei urbanizuotų teritorijų – turi reikšmingą ir dažnai kompleksinę poveikį uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui. Šių kraštovaizdžių įtaka skiriasi priklausomai nuo vietinių sąlygų bei antropogeninės įtakos lygio, o jų sąveika gali suformuoti unikalias uodų trūklių bendrijas, kurios svarbios upių ekosistemoms bei gali būti vertingos bioindikaciniais tikslais.

Šių tyrimų metu nustatyta, kad kelios substrato kategorijos turėjo statistiškai reikšmingą poveikį uodų trūklių bendrijų struktūros formavimuisi. Reikšmingai didesnė uodų trūklių įvairovė buvo nustatyta ten, kur tyrimų vietose upių substratas turėjo smėlio, akmenų ir smulkios organinės medžiagos; smėlio, gargždo, riedulių, stambios ir smulkios organinės medžiagos. Reikšmingai didesnis uodų trūklių gausumas buvo ten, kur tyrimų vietose upių substratas turėjo smėlio, akmenų ir smulkios organinės medžiagos; smėlio, žvyro ir stambios organinės medžiagos; smėlio, žvyro,

žvirgždo, gargždo, akmenų, stambios ir smulkios organinės medžiagos; smėlio, žvyro, žvirgždo, gargždo ir smulkios organinės medžiagos; smėlio, gargždo, riedulių, stambios ir smulkios organinės medžiagos. Pastebima tendencija, kad šiose substrato kategorijose vyravo smėlis, smulki organinė medžiaga bei stambesnės granuliuotinės sudėties substrato dalelės, kas leidžia manyti, kad toks substratas itin svarbus uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui tirtose upėse. Neorganinio substrato granuliuotinės sudėties įtaka uodų trūklių rūšių įvairovei buvo nustatyta tyrimuose Lenkijoje (Leszczyńska ir kt., 2019). Bendrai, kad upės dugno substratas reikšmingai lemia uodų trūklių įvairovę ir gausumą parodyta keliuose skirtinguose tyrimuose (Armitage ir kt., 1995; Orendt, 2000; Scheibler ir kt., 2014; Karaouzas ir Płociennik, 2016; Mauad ir kt., 2017; Leszczyńska ir kt., 2019; Hamache ir kt., 2021; Leszczyńska ir kt., 2021; Čerba ir kt., 2022; Čerba ir kt., 2023, Głowacki ir kt., 2023), o kiti detalesni tyrimai atskleidžia ir skirtingų taksonominių grupių uodų trūklių sąsajas su skirtingo tipo upės dugno substratu (Pinder, 1980; Beauger ir kt., 2006; Scheibler ir kt., 2014; Cortelezzi ir kt., 2020). Upės substratas svarbus sudarant sąlygas kauptis maisto medžiagoms (perifitonui) ir priklausomai nuo granuliuotinės sudėties, suformuoja tinkamo dydžio buveines naudojamas kaip slėptuvės (Beauger ir kt., 2006). Pavyzdžiui, Brazilijoje analizuojant skirtingų upės dugno substratų (akmenų, lapų sąnašų, akmenų ir lapų sąnašų bei smėlio) įtaka uodų trūklių bendrųjų sudėčiai nustatyta, kad mėginiuose, paimtuose iš smėlingo substrato, uodų trūklių gausumas ir taksonominė įvairovė buvo mažesni, palyginti su kitais tirtais substratais (König ir Santos, 2013). Tuo tarpu lapų sąnašose bei mišriuose akmenų ir lapų sąnašų substratuose, kurie užtikrina geresnes priedangos sąlygas ir yra turtingesni organine medžiaga, uodų trūklių gausumas buvo didesnis. Be to, kai kurie tyrimai rodo, kad uodų trūklių rūšių pasiskirstymas substrate gali keistis ir priklausomai nuo sezono – pavasarį didesnis rūšių turtingumas nustatomas stambesnės granuliuotinės sudėties substrate, o vasarą – smėlyje (Grzybkowska ir Witczak, 1990). Tai patvirtina, kad upės dugno substrato sudėtis yra vienas svarbiausių veiksnių, lemiančių uodų trūklių bendrųjų struktūrą, įvairovę ir pasiskirstymą skirtingose buveinėse. Vis dėlto, siekiant išsamiau suprasti Lietuvoje gyvenančių uodų trūklių skirtingų taksonų sąsajas su įvairiais substrato tipais, reikalingi tolimesni, į šiuos aspektus orientuoti tyrimai.

Šių tyrimų metu analizuotų upių gylis skyrėsi tarp mėginių ėmimo vietų, o vidutinė gylio reikšmė siekė 33 cm. Įvertinus gylio poveikį uodų trūklių bendrųjų struktūrai nustatyta, kad didesniame gylyje jų įvairovė buvo didesnė, o mažesniame – mažesnė. Kad gylis turi reikšmingos įtakos uodų trūklių

įvairovei nustatyta ir kituose tyrimuose: Kinijoje (Chen ir kt., 2014), Graikijoje (Karaouzas ir Płóciennik, 2016), Brazilijoje (Mugnai ir kt., 2019) ir Lenkijoje (Kornijów ir kt., 2021; Głowacki ir kt., 2023). Įprastai, uodų trūklių atstovai yra gausesni ir pasižymi didesne įvairove seklesnėse upės vietose. Mugnai ir kt. (2019) nustatė, kad Chironomidae įvairovė, vertinant pagal Shannon-Wiener (H') ir Simpsono (1-D) įvairovės indeksus, buvo didžiausia seklausiame (viršutiniame) vandens sluoksnyje ir mažėjo gilėjant. Šio tyrimo metu dviejose tiriamose vietose nustatyta, kad 10 cm gylyje aptiktos 17 genčių ir 115 individų, 25 cm gylyje – 11 genčių ir 104 individai, o 45 cm gylyje – tik keturios gentys ir 17 individų. Taip pat pastebėta, kad skirtingose tyrimų vietose, esant tam pačiam gyliui, Chironomidae gausumas skyrėsi, o skirtingi taksonai dominavo skirtinguose upės gyliuose. Kadangi Dubingos, Kiaunos, Luknelės, Plaštakos, Skerdyksnos ir Šešuolos upės nepasižymėjo dideliu vidutiniu gyliu, tikėtina, kad tai galėjo lemti mažesnę Chironomidae įvairovę nei buvo pastebėta gilesniuose vandens telkiniuose kituose tyrimuose.

Kitas uodų trūklių įvairovei įtakos turintis faktorius yra vandenyje ištirpusio deguonies kiekis, kurio reikšmingumas nustatytas ne viename tyrime (Thienemann, 1954; Rossaro ir kt., 2006; Özkan ir kt., 2010; Leszczyńska ir kt., 2019; Mezgebu ir kt., 2019; Cortelezzi ir kt., 2020; Popović ir kt., 2022; Głowacki ir kt., 2023; Pero ir kt., 2023). Pavyzdžiui, Rossaro ir kt. (2006), Özkan ir kt. (2010) ir Mezgebu ir kt. (2019) gauti rezultatai rodo, kad uodų trūklių įvairovė yra reikšmingai didesnė esant didesniai vandenyje ištirpusio deguonies kiekiui. Tačiau šių tyrimų rezultatai rodo priešingą tendenciją – didėjant vandenyje ištirpusio deguonies kiekiui, uodų trūklių įvairovė reikšmingai mažėjo. Cortelezzi ir kt. (2020), Park ir kt. (2023), Hone ir Beneberu (2020) tyrimai parodė, kad mažėjant ištirpusio deguonies kiekiui vandenyje, kai kurių uodų trūklių, ypač priklausančių Chironominae pošeimiui, įvairovė gali didėti. Kadangi šių tyrimų metu dauguma nustatytų individų ir genčių taip pat priklausė pošeimiui Chironominae, kurių atstovai visose tirtose upėse buvo eudominantai, tai leistų paaiškinti, kodėl vandenyje ištirpęs deguonis darė neigiamą poveikį uodų trūklių bendrijų įvairovei, t. y. dominavus deguonies trūkumui atsparioms rūšims, didesnė deguonies koncentracija galėjo riboti jų gausą, taip mažindama bendrą įvairovę. Taip pat tyrimuose, kuriuose yra vertinami vandenyje ištirpusio deguonies kiekio ir temperatūros ryšiai, pastebima, kad žemesnė vandens temperatūra paprastai siejama su didesniu deguonies kiekiu vandenyje, kas atitinka fizikinius ir cheminius procesus. Atsižvelgiant į tai, kad šių tyrimų metu ištirpęs deguonis turėjo neigiamą poveikį uodų trūklių

įvairovei, dažnai buvo stebimas ir priešingas ryšys su temperatūra – ji turėjo teigiamą poveikį. Tai irgi leistų paaiškinti gautus rezultatus ir daryti prielaidą, kad tirtose upėse Chironomidae bendrijų struktūrą geriau galėtų atspindėti temperatūros faktorius, kuris buvo beveik statistiškai reikšmingas ($p = 0,06$).

Elektrinis laidumas – vandens gebėjimo praleisti elektros srovę dėl jame ištirpusių jonų matas – yra svarbus aplinkos kintamasis upėse, galintis turėti įtakos tam tikrų Chironomidae atstovų vystymuisi (Scheibler ir kt., 2014). Ankstesni tyrimai rodo, kad šis veiksnys upėse reikšmingai lemia uodų trūklių įvairovę ir pasiskirstymą (Panatta ir kt., 2007; Özkan ir kt., 2010; Leszczyńska ir kt., 2019; Mezgebu ir kt., 2019; Corteleezzi ir kt., 2020; Garay ir kt., 2020; Popović ir kt., 2022; Pero ir kt., 2023). Šio tyrimo rezultatai taip pat parodė, kad elektrinis laidumas yra vienas iš reikšmingų veiksnių, paaiškinančių uodų trūklių bendrijų struktūrą tirtose upėse. Tačiau nustatyta netipinė tendencija – didėjant elektriniam laidumui, reikšmingai didėjo uodų trūklių įvairovė. Literatūroje nėra vienareikšmių įrodymų, kad didesnis elektrinis laidumas visada yra susijęs su didesne Chironomidae įvairove. Tačiau kai kuriais atvejais jis gali reikšmingai teigiamai veikti tam tikrų taksonų pasiskirstymą upėse. Pavyzdžiui, tokios gentys kaip *Polypedilum* (Garay ir kt., 2020), *Cricotopus*, *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus* (Villamarín ir kt., 2021) ir *Chironomus* (Corteleezzi ir kt., 2020; Garay ir kt., 2020; Villamarín ir kt., 2021) susijusios su didesniu elektriniu laidumu. Nors šių tyrimų metu vandens elektrinio laidumo poveikis atskirų genčių pasiskirstymui nebuvo tiesiogiai vertintas, gausus kai kurių su aukštesniu elektriniu laidumu siejamų genčių, tokių kaip *Chironomus*, *Tanytarsus* ar *Polypedilum*, lervų aptikimas galėjo prisidėti prie stebėtos teigiamos bendros įvairovės tendencijos.

Pirsono koreliacijos analizė parodė, kad elektrinis laidumas reikšmingai teigiamai koreliuoja su bendru ištirpusių kietųjų medžiagų kiekiu (TDS). Tačiau šių dviejų veiksnių poveikis Chironomidae bendrijų struktūrai skyrėsi – didesnis elektrinis laidumas turėjo teigiamą, o TDS – neigiamą poveikį. Laboratoriniai tyrimai su *Chironomus tentans* rodo, kad padidėjęs TDS kiekis, dažnai būdingas įvairių nuotekų sudėčiai, gali neigiamai veikti šios rūšies individų augimą ir išgyvenamumą, priklausomai nuo specifinės jonų sudėties (Chapman ir kt., 2000). Šie duomenys leidžia manyti, kad kai kurie Chironomidae rūšių atstovai gali būti jautrūs aukštam TDS lygiui, o jų sumažėjimas gali atspindėti bendrijos įvairovės sumažėjimą. Atsižvelgiant į gautus rezultatus, būtina juos vertinti kritiškai, kadangi TDS poveikis priklauso ne tik nuo koncentracijos, bet ir nuo jonų sudėties bei kitų aplinkos sąlygų. Ateities tyrimuose vertėtų atlikti išsamesnę TDS įtakos Chironomidae bendrijoms analizę, įtraukiant skirtingus taksonus ir aplinkos scenarijus.

Be minėtų faktorių, reikšmingos įtakos uodų trūklių įvairovei ir pasiskirstymui turi vandens temperatūra ir pH (Rossaro ir kt., 2006; Özkan ir kt., 2010; Mezgebu ir kt., 2019; Cortelezzi ir kt., 2020; Popović ir kt., 2022). Vandens temperatūra turi reikšmingą įtaką Chironomidae lervoms – ji pagreitina jų augimą (Reynolds ir Benke, 2005) ir vystymąsi, padidina deguonies poreikį, taip pat gali paveikti jų elgesį bei išlikimą (Lencioni ir Bernabo, 2015). Temperatūros poveikis priklauso ir nuo lervos vystymosi stadijos. Jis gali kisti, kai temperatūra sąveikauja su kitais aplinkos veiksniais. Skirtingų Chironomidae pošeimių atstovai pasižymi skirtingu jautrumu vandens temperatūrai. Tyrimai rodo, kad Orthocladiinae, Diamesinae ir Podonominae pošeimių atstovai geriau prisitaikę gyventi vėsesniuose vandens telkiniuose, o Chironominae ir Tanypodinae – šiltesniuose, todėl jų įvairovė žemumų ar miestų upeliuose įprastai būna didesnė (Garay ir kt., 2020; Martel-Cea ir kt., 2021). Šių tyrimų metu panašios tendencijos pastebėtos ir analizuojant pošeimių genčių gausumą (tirtose upėse vidutinė vandens temperatūra siekė 18,2 °C, o šiuose šiltesniuose telkiniuose pagal genčių ir individų skaičių dominavo Chironominae, Orthocladiinae ir Tanypodinae pošeimiai). Nors, šių tyrimų metu temperatūros statistinis reikšmingumas nebuvo pasiektas tradicine $p < 0,05$ riba, bet gauta reikšmė ($p = 0,06$) leidžia manyti, kad temperatūra gali turėti įtakos nustatytų Chironomidae bendrijų struktūrai. Šylančio klimato kontekste išsamesni uodų trūklių ir vandens temperatūros sąsajų tyrimai Lietuvoje padėtų geriau suprasti šios vabzdžių grupės įvairovės bei pasiskirstymo pokyčius upių ekosistemose. Tuo tarpu pH, kuris tyrimų metu svyravo nuo 6,58 iki 8,88, statistiškai reikšmingo poveikio neparodė. Kadangi pH reikšmių diapazonas analizuotose upėse buvo gana siauras, o Chironomidae atstovai pasižymi plačia tolerancija pH pokyčiams (Orendt, 1999), tikėtina, kad tai galėjo lemti nereikšmingą pH poveikį uodų trūklių įvairovei.

Tai, kad analizuojant vos šešių Lietuvos upių Chironomidae įvairovę buvo nustatyta daugiau nei 50 % iki šiol žinomos šios šeimos faunos Lietuvoje, atskleidžia didelį šios dvisparnių grupės neištirtumą šalyje ir pabrėžia tolimesnių faunistinių tyrimų svarbą. Tiek šio, tiek kitų panašių tyrimų rezultatai rodo, kad Chironomidae filogenija ir sistematika vis dar kelia iššūkių. Vien morfologinė analizė nėra pakankama, norint tiksliai atspindėti šių vabzdžių filogenetinius ryšius, todėl būtina taikyti molekulinis metodus ir įtraukti platesnį genetinių žymenų spektrą. Tokie duomenys leistų tiksliau identifikuoti rūšis ir geriau suprasti jų evoliucinius ryšius. Šio disertacinio darbo rezultatai taip pat atskleidė ryšį tarp Chironomidae taksonominės įvairovės ir gausos bei įvairių aplinkos veiksnių, tokių kaip užtvėntumas,

vandenyje ištirpęs deguonis, gylis, substrato tipas, upės supantis kraštovaizdis ir kt. Šie rezultatai reikšmingai papildė žinias apie Chironomidae, kaip bioindikatorinės grupės, taikymą vertinant vandens telkinių ekologinę būklę Lietuvoje. Atsižvelgiant į tai, kad uodai trūkiai pasižymi itin plačia ekologine amplitude ir gebėjimu kolonizuoti įvairias buveines, būtina toliau sistemingai tirti skirtingus biotopus visoje šalyje. Tai leis ateityje sukaupti išsamius ir reprezentatyvius duomenis apie Chironomidae įvairovę bei pagerinti jų taikymą aplinkos būklės vertinimuose.

IŠVADOS

1. Tirtose upėse nustatytos 65 uodų trūklių (Diptera, Chironomidae) gentys ir 89 rūšys, iš kurių 12 genčių ir 37 rūšys yra naujos Lietuvos faunai. Taip pat, nustatyti trys eudominantiniai pošeimiai: Tanypodinae, Orthocladiinae ir Chironominae. Didžiausiu individų ir genčių skaičiumi išsiskyrė Luknelės upė. Didžiausia genčių įvairovė pasižymi Šešuolos ir Luknelės upės. Labai dažnų genčių nenustatyta. Nustatyta viena eudominantinė gentis *Ablabesmyia*.
2. Molekuliniiais tyrimais nustatytos 56 uodų trūklių rūšys. *Clinotanypus nervosus* ir *Ablabesmyia longistyla* rūšių grupės pasižymi dideliu genetiniu heterogeniškumu. Mažesni nei 2 % tarprūšiniai genetiniai atstumai buvo *Procladius* ir *Chironomus* gentyse. Rūšių atskyrimo metodais nustatyta nuo 28 iki 58 Chironomidae rūšių.
3. Iš šešių analizuotų upių, uodų trūklių įvairovė reikšmingai didesnė buvo Plaštakos, Šešuolos, Kiaunos ir Dubingos upėse, o reikšmingai didesniu gausumu pasižymėjo – Plaštakos ir Šešuolos upės.
4. Užtventkose upėse uodų trūklių taksonominė įvairovė didesnė nei neužtventkose upėse. *Ablabesmyia*, *Cricotopus* ir *Macropelopia* genčių atstovai reikšmingai dažniau aptinkami neužtventkose, o *Clinotanypus*, *Glyptotendipes*, *Chironomus*, *Paratendipes* ir *Prodiamesa* – užtventkose upėse. Individų gausumui užtvankos reikšmingos įtakos neturi.
5. Tirtose upėse Chironomidae įvairovė reikšmingai didėja, kai didėja upės gylis ir vandens elektrinis laidumas, o reikšmingai mažėja didėjant vandenyje ištirpusiam deguonies kiekiui. Chironomidae gausumas reikšmingai mažėja didėjant bendram ištirpusių kietųjų medžiagų kiekiui.
6. Upę supantis kraštovaizdis turi reikšmingą įtaką uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui. Reikšmingai didžiausia įvairovė nustatyta tyrimų vietose, kur upės teka pro mišrų kraštovaizdį, kurį formuoja pievos, dirbami laukai, miškai, ganyklos ir kaimai, o reikšmingai didžiausias gausumas – kur upės teka pro mišrų kraštovaizdį, formuojamą dirbamų laukų ir miškų.
7. Upių dugno substrato sudėtis turi reikšmingą įtaką uodų trūklių taksonominei įvairovei ir gausumui. Reikšmingai didesnė įvairovė nustatyta tyrimų vietose, kuriose vyrauja įvairialypis substratas, sudarytas iš mineralinių dalelių (smėlio, gargždo, akmenų ir riedulių) ir organinės medžiagos, o reikšmingai didesnis gausumas nustatytas – kur vyrauja įvairialypis substratas, sudarytas iš mineralinių dalelių (smėlio, žvyro, žvirgždo, gargždo, akmenų ir riedulių) ir organinės medžiagos.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

1. Adams, S. (1983). Cryptobiosis in Chironomidae (Diptera)–two decads on. *Antenna*, 8, 58–61.
2. Alfred, J.R.B. (1974). On the food of *Chironomus costatus* (Chironomidae: Diptera) from a shallow freshwater pond in South India. *Freshwater Biology*, 4(4), 337–342. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1974.tb00102.x>
3. Ali, A.; Stanley, B.H.; Majori, G. (1985). Daily Abundance Patterns of Pestiferous Chironomidae (Diptera) in an Urban Lakefront in Central Florida. *Environmental Entomology*, 14(6), 780–784. <https://doi.org/10.1093/ee/14.6.780>
4. Alsterberg, G. (1922). Die respiratorischen Mechanismen der Tubificiden: eine experimentell-physiologische Untersuchung auf ökologischer Grundlage. *Kungliga Fysiografiske sällskapets i Lund Handlingar*, 33, 1–175.
5. Andersen, T.; Cranston, P.; Elper, J. (2013). *The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic Region – Keys and diagnoses, 1*. Insect Systematic & Evolution: Lund; pp. 1–571.
6. Anderson, N.H.A. (1982). A survey of aquatic insects associated with wood debris in New Zealand Streams. *Mauri Ora*, 10, 21–33.
7. Anderson, N.H.A. (1989). Xylophagous chironomidae from oregon streams. *Aquatic Insects*, 11(1), 33–45. <https://doi.org/10.1080/01650428909361345>
8. Anderson, N.H.A.; Cummins, K.W. (1979). Influences of Diet on the Life Histories of Aquatic Insects. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36(3), 335–342. <https://doi.org/10.1139/f79-052>
9. Anderson, N.H.A.; Sedell, J.R. (1979). Detritus Processing by Macroinvertebrates in Stream Ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 24(1), 351–377. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.24.010179.002031>
10. Anderson, N.H.A.; Sedell, J.R.; Roberts, L.M.; Triska, F.J. (1978). The Role of Aquatic Invertebrates in Processing of Wood Debris in Coniferous Forest Streams. *American Midland Naturalist*, 100(1), 64. <https://doi.org/10.2307/2424778>
11. Arbačiauskas, K. *Bentoso makrobestuburiai*. Kn. Gyvūnijos monitoringo metodai, Arbačiauskas, K. Sud.; VU Ekologijos institutas: Vilnius, 2009; pp. 22–45.

12. Arimoro, F.O. (2011). Chironomidae community structure as bioindicator of water quality in Eriora River, Delta State, Nigeria. *Nigerian Journal of Science and Environment*, 10(3), 155–162. <https://doi.org/10.5987/UJ-NJSE.17.118.3>
13. Armitage, P.D. (1968). Some notes on the food of the chironomid larvae of a shallow woodland lake in South Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 5(1), 6–13.
14. Armitage, P.D.; Blackburn, J.H. (1985). Chironomidae in a Pennine stream system receiving mine drainage and organic enrichment. *Hydrobiologia*, 121(2), 165–172. <https://doi.org/10.1007/BF00008720>
15. Armitage, P.D.; Cranston, P.S.; Pinder, L.C.V. (1995). *The Chironomidae: The biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall: London; pp. 1–572.
16. Arthington, A.H.; Conrick, D.L.; Connell, D.W.; Outridge, P.M. (1982). *The ecology of a polluted urban creek*. Australian Water Resources Council Tech. Pap.: Canberra; pp. 1–225.
17. ASAP web (2024). Assemble Species by Automatic Partitioning <https://bioinfo.mnhn.fr/abi/public/asap/> (2024 rugpjūčio 21).
18. Ashe, P.; Murray, D.A.; Reiss, F. (1987). The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera). *Annales de Limnologie*, 23(1), 27–60. <https://doi.org/10.1051/limn/1987002>
19. Aukštaitijos nacionalinio parko ir Labanoro regioninio parko direkcija. (2025). <https://anp.lrv.lt/lt/> (2025 sausio 15).
20. Aukštaitijos saugomų teritorijų direkcija. (2025). <https://astd.lrv.lt/lt/> (2025 sausio 15).
21. Avesani, D.; Frizzera, D.; Lo Giudice, G.; Birtele, D.; Lencioni, V. (2024). Diptera Dwelling Aquatic and Terrestrial Habitats in an Alpine Floodplain (Amola Glacier, Italian Alps). *Insects*, 15(11), 904. <https://doi.org/10.3390/insects15110904>
22. Baker, A.S.; McLachlan, A.J. (1979). Food preferences of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia*, 62(3), 283–288. <https://doi.org/10.1007/BF00043546>
23. Baker, K.; Chadwick, M.A.; Kahar, R.; Sulaiman, Z.H.; Wahab, R.A. (2016). Fluvial biotopes influence macroinvertebrate biodiversity in South-East Asian tropical streams. *Ecosphere*, 7(12), e01479. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1479>
24. Banegas, B.P.; Rocha, L. (2023). *Chironomus calligraphus* Goeldi, 1905 (Diptera: Chironomidae) Larvae: Feeding Habits, Growth, and

- Maturation. *Neotropical Entomology*, 52, 431–441.
<https://doi.org/10.1007/s13744-023-01029-1>
25. Baranov, V.A. (2011). Preliminary Annotated Checklist of Non-Biting Midges (Diptera, Chironomidae) of Ukraine. *Ukrainska Entomofaunistika*, 2(1), 7–24.
 26. Beauger, A.; Lair, N.; Reyes-Marchant, P.; Peiry, J.-L. (2006). The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia*, 571, 63–76. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0217-x>
 27. Bendell-Young, L.; Chouinard, J.; Pick, F.R. (1994). Metal Concentrations in Chironomids in Relation to Peatland Geochemistry. *Archives Environmental Contamination and Toxicology*, 27, 186–194. <https://doi.org/10.1007/BF00214262>
 28. Benke, A.C.; Van Arsdall Jr., T.C.; Gillespie, D.M.; Parrish, F.K. (1984). Invertebrate Productivity in a Subtropical Blackwater River: The Importance of Habitat and Life History. *Ecological Monographs*, 54(1), 25–63. <https://doi.org/10.2307/1942455>
 29. Berg, K. (1938). *Studies on the bottom animals of Esrom lake*. Munksgaard: Copenhagen; pp. 1–273.
 30. Bervoets, L.; Baillieul, M.; Blust, R.; Verheyen, R. (1996). Evaluation of effluent toxicity and ambient toxicity in a polluted lowland river. *Environmental Pollution*, 91(3), 333–341. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(96\)80915-8](https://doi.org/10.1016/0269-7491(96)80915-8)
 31. Biasi, C.; Tonin, A.M.; Restello, R.M.; Hepp, L.U. (2013). The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. *Limnologia*, 43(6), 427–433. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.006>
 32. Bitušík, P.; Novikmec, M.; Svitok, M.; Hamerlík, L. (2024). New faunistic records of chironomids and phantom midges (Diptera, Chironomidae and Chaoboridae) from Ukraine indicate recent climatic refugia in the Eastern Carpathians. *ZooKeys*, 1211, 349–367. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1211.125436>
 33. Borkent, A. (1984). The systematics and phylogeny of the *Stenochironomus* complex (*Xestochironomus*, *Harrisius*, and *Stenochironomus*) (Diptera: Chironomidae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 116, 5–270. <https://doi.org/10.4039/entml116128fv>

34. Bouchard Jr., R.W.; Carrillo, M.A.; Kells, S.A.; Ferrington, Jr., L.C. (2006). Freeze tolerance in larvae of the winter-active *Diamesa mendotae* Muttkowski (Diptera: Chironomidae): a contrast to adult strategy for survival at low temperatures. *Hydrobiologia*, 568, 403–416. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0200-6>
35. Brandimarte, A.L.; Anaya, M.; Shimizu, G.Y. (2016). Impact of damming on the Chironomidae of the upper zone of a tropical run-of-the-river reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 402–411. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.16814>
36. Bredenhand, E.; Samways, M.J. (2009). Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 13, 297–307. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9173-2>
37. Brennan, A. (1981). Chironomus. *Biologist*, 28, 133–138.
38. Brennan, A.; McLachlan, A.J.; Wotton, R.S. (1978). Particulate material and midge larvae (Chironomidae: Diptera) in an upland river. *Hydrobiologia*, 59, 67–73. <https://doi.org/10.1007/BF00017606>
39. Bretschko, G. (1974). The chironomid fauna of a high-mountain lake (Vorderer Finstertaler See, Tyrol, Austria, 2237 m asl). *Entomologisk Tidskrift Supplement*, 95, 22–33.
40. Bryce, D.; Hobart, A. (1972). The Biology and Identification of the Larvae of the Chironomidae (Diptera). *Entomologist's Gaz*, 23, 175–217.
41. Brock, E.M. (1960). Mutualism Between the Midge *Cricotopus* and the Alga *Nostoc*. *Ecology*, 41(3), 474–483. <https://doi.org/10.2307/1933322>
42. Brooks, M.E.; Kristensen, K.; van Benthem, K.J.; Magnusson, A.; Berg, C.W.; Nielsen, A.; Skaug, H.J.; Maechler, M.; Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>
43. Brower, J.E., Zar, J.H. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. 2nd Edition. W.C. Brown Publishers: Dubuque; pp. 1–244. https://archive.org/details/fieldlaboratorym0000brow_n7t1/page/n3/mode/2up
44. Brues, C.T. (1924). Observations on Animal Life in the Thermal Waters of Yellowstone Park, with a Consideration of the Thermal Environment. *Proceedings of the American Academy of Arts and Sciences*, 59(15), 371–438. <https://doi.org/10.2307/20026104>
45. Brundin, L. (1949). *Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. Ein Beitrag zur Kenntnis der*

- bodenfaunistischen Charakterzüge Schwedischer oligotropher Seen*. Institute of Freshwater Research Report: Drottningholm, No 30; pp. 1–914.
46. Brundin, L. (1958). The bottom faunistical lake type system and its application to the southern hemisphere. Moreover a theory of glacial erosion as a factor of productivity in lakes and oceans. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 13(1), 288–297. <https://doi.org/10.1080/03680770.1956.11895408>
 47. Brunke, M. Besiedlung von Buhnenfeldern durch wirbellose Meio- und Makrofauna. In *Die Elbe – Gewässerökologische Bedeutung von Flussbettstrukturen*, Pusch, M.; Wilczek, S.; Schwartz, R.; Kozerski, H.; Fischer, H.; Brunke, M.; Engelhardt, C.; Shukhodolov, A.; Schulz, M., Eds.; Berichte des IGB: Berlin, 2004; pp. 171–196.
 48. Burghoff, D. (2021). Scientific Inkscape (1.1.1). Available online: <https://inkscape.org> (2024 gruodžio 15).
 49. Butakka, C.M.M.; Ragonha, F.H.; Train, S.; Pinha, G.D., Takeda, A.M. (2016). Chironomidae feeding habits in different habitats from a Neotropical floodplain: exploring patterns in aquatic food webs. *Brazilian Journal of Biology*, 76(1), 117–125. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14614>
 50. Butler, M.G. (1982). A 7-year life cycle for two *Chironomus* species in arctic Alaskan tundra ponds (Diptera: Chironomidae). *Canadian Journal of Zoology*, 60(1), 58–70. <https://doi.org/10.1139/z82-008>
 51. Calle-Martínez, D.; Casas, J.J. (2006). Chironomid species, stream classification, and water-quality assessment: the case of 2 Iberian Mediterranean mountain regions. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 465–476. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[465:CSSCAW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[465:CSSCAW]2.0.CO;2)
 52. Cantrell, M.A.; McLachlan, A.J. (1982). Habitat Duration and Dipteran Larvae in Tropical Rain Pools. *Oikos*, 38(3), 343. <https://doi.org/10.2307/3544674>
 53. Chapman, P.M.; Bailey, H.; Canaria, E. (2000). Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(1), 210–214. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190125>
 54. Chen, J.; Zhang, E.; Brooks, S.J.; Huang, X.; Wang, H.; Liu, J.; Chen, F. (2014). Relationships between chironomids and water depth in Bosten Lake, Xinjiang, northwest China. *Journal of Paleolimnology*, 51, 313–323. <https://doi.org/10.1007/s10933-013-9727-5>

55. Chimeno, C.; Hausmann, A.; Schmidt, S.; Raupach, M.J.; Doczkal, D.; Baranov, V.; Hübner, J.; Höcherl, A.; Albrecht, R.; Jaschhof, M.; Haszprunar, G.; Hebert, P.D.N. (2022). Peering into the Darkness: DNA Barcoding Reveals Surprisingly High Diversity of Unknown Species of Diptera (Insecta) in Germany. *Insects*, 13(1), 82. <https://doi.org/10.3390/insects13010082>
56. Chimeno, C.; Rulik, B.; Manfrin, A.; Kalinkat, G.; Hölker, F.; Baranov, V. (2023). Facing the infinity: tackling large samples of challenging Chironomidae (Diptera) with an integrative approach. *PeerJ*, 11, e15336. <https://doi.org/10.7717/peerj.15336>
57. Claassen, P.W. (1922). The larva of a chironomid (*Trissocladius equitans* n. sp.) which is parasitic upon a may-fly nymph (*Rithrogena* sp.). *University of Kansas Science Bulletin*, 14(16), 395–405.
58. Coe, R.L. (1950). Family Chironomidae. *Handbooks for the Identification of British Insects*, 9, 121–216.
59. Coffman, W.P. (1967). *Community structure and trophic relations in a small woodland stream Linesville Creek, Crawford County, Pennsylvania*. University of Pittsburgh.
60. Coffman, W.P. (1989). Factors that determine the species richness of lotic communities of Chironomidae. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica*, 3, 59–100.
61. Coffman, W.P.; Ferrington, Jr., L.C. Chironomidae. In *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 2nd ed., Merritt, R.W.; Cummins, K.W., Eds.; Kendall/Hunt Publishing Company: Dubuque, 1984; pp. 551–652.
62. Coler, B.G.; Kondratieff, B.C. (1989). Emergence of Chironomidae (Diptera) from a delta-swamp receiving thermal effluent. *Hydrobiologia*, 174, 67–77. <https://doi.org/10.1007/BF00006059>
63. Cortelezzi, A.; Simoy, M.V.; Siri, A.; Donato, M.; Cepeda, R.E.; Marinelli, C.B.; Berkunsky, I. (2020). New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators*, 117, 106619. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106619>
64. Cortese, B.; Zanutto Arpellino, J.P.; Paggi, A.C.; Rodrigues Capítulo, A. (2019). Chironomid genera distribution related to environmental characteristics of a highly impacted basin (Argentina, South America). *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 8087–8097. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04267-2>
65. Costa, C.; Teixeira, J.P. Biomonitoring. In *Encyclopedia of Toxicology (3rd edition)*, volume 1, Wexler, P. Ed.; Elsevier Inc. Academic Press:

- Oxford, 2014; pp. 483–484. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.01000-9>
66. Cowie, B. (1980). (Unpublished). *Community dynamics of the benthic fauna in a West Coast stream ecosystem*. University of Canterbury.
 67. Cranston, P.S. (1982). The metamorphosis of *Symposiocladius lignicola* (Kieffer) n. gen., n. comb., a wood-mining Chironomidae (Diptera). *Entomologica scandinavica*, 13, 419–429.
 68. Cranston, P.S. (1988). Aquatic xylophagous Orthoclaadiinae-systematics and ecology (Diptera: Chironomidae). *Spixiana*, 14, 143–154.
 69. Cranston, P.S. (2000). *Austrobrillia* Freeman: immature stages, and new species from the Neotropics. *Spixiana*, 23, 101–111.
 70. Cranston, P.S. (2006). A new genus and species of Chironominae (Diptera: Chironomidae) with wood-mining larvae. *Australian Journal of Entomology*, 45(3), 227–234. <https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.2006.00539.x>
 71. Cranston, P.S. Morphology. In *The Chironomidae*, Armitage, P.D.; Cranston, P.S.; Pinder, L.C.V., Eds.; Springer: Netherlands, 1995; pp. 11–30. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0715-0_2
 72. Cranston, P.S.; Edward, D.H.D. (1992). A systematic reappraisal of the Australian Aphroteniinae (Diptera: Chironomidae) with dating from vicariance biogeography. *Systematic Entomology*, 17(1), 41–54. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.1992.tb00319.x>
 73. Cranston, P.S.; Hardy, N.B.; Morse, G.E. (2012). A dated molecular phylogeny for the Chironomidae (Diptera). *Systematic Entomology*, 37(1), 172–188. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2011.00603.x>
 74. Cranston, P.S.; Hardwick, R.A. 1996. The immature stages and phylogeny of *imparipecten* freeman, an australian endemic genus of wood-mining chironomid (diptera). *Aquatic Insects*, 18(4), 193–207. <https://doi.org/10.1080/01650429609361623>
 75. Cranston, P.S.; Judd, D.D. (1987). *Metriocnemus* (Diptera: Chironomidae): An Ecological Survey and Description of a New Species. *Journal of the New York Entomological Society*, 95, 534–546.
 76. Cranston, P.S.; Kitching, R. The Chironomidae of Austro-oriental phytotelmata (plant-held waters): *Richea pandanifolia* Hook. f. In *Chironomids: From Genes to Ecosystems*, Cranston, P.S. Eds.; CSIRO: Australia, 1995; pp. 225–231.
 77. Cranston, P.S.; McKie, B. (2006). Aquatic wood—an insect perspective. In *Insect biodiversity and dead wood: proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology*; Grove, S.J.; Hanula,

- J.L., Eds.; US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station: NC, Asheville, 2006; 9, pp. 9–14.
78. Cranston, P.S.; Oliver, D.R.; Sæther, O.A. (1989). The adult males of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region -Keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica Supplement*, 34, 165–352.
 79. Cummins, K.W. (1973). Trophic Relations of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*, 18, 183–206.
<https://doi.org/10.1146/annurev.en.18.010173.001151>
 80. Cummins, K.W. (1974). Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience*, 24(11), 631–641. <https://doi.org/10.2307/1296676>
 81. Cummins, K.W.; Klug, M.J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10, 147–172.
 82. Czechowski, P.; Stevens, M.I.; Madden, C.; Weinstein, P. (2020). Steps towards a more efficient use of chironomids as bioindicators for freshwater bioassessment: Exploiting eDNA and other genetic tools. *Ecological Indicators*, 110, 105868.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105868>
 83. Czeuczuga, B.; Bobiatynska-Ksök, E. (1968). Ecological-Biological Aspects of the Parasitic Larvae *Cryptochironomus* ex. gr. *pararostratus* HARN. (Diptera: Chironomidae). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 53(4), 549–561.
<https://doi.org/10.1002/iroh.19680530404>
 84. Čerba, D.; Koh, M.; Ergović, V.; Mihaljević, Z.; Milošević, D.; Hamerlik, L. (2020). Chironomidae (Diptera) of Croatia with notes on the diversity and distribution in various habitat types. *Zootaxa*, 4780(2), 259–274. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4780.2.2>
 85. Čerba, D.; Koh, M.; Vlaičević, B.; Turković Čakalić, I.; Milošević, D.; Stojković Piperac, M. (2022). Diversity of Periphytic Chironomidae on Different Substrate Types in a Floodplain Aquatic Ecosystem. *Diversity*, 14(4), 264. <https://doi.org/10.3390/d14040264>
 86. Čerba, D.; Vlaičević, B.; Davidović, R.-A.; Koh, M.; Ergović, V.; Turković Čakalić, I. (2023). Chironomidae in shallow water bodies of a protected lowland freshwater floodplain ecosystem. *Science Progress*, 106(2). <https://doi.org/10.1177/00368504231172653>
 87. Da Silva, F.L.; Ekrem, T. (2016). Phylogenetic relationships of nonbiting midges in the subfamily Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) inferred from morphology. *Systematic Entomology*, 41(1), 73–92.
<https://doi.org/10.1111/syen.12141>

88. Da Silva, F.L.; Fonseca-Gessner, A.A.; Ekrem, T. (2014). A taxonomic revision of genus *Labrundinia* Fittkau, 1962 (Diptera: Chironomidae: Tanypodinae). *Zootaxa*, 3769(1), 001–185. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3769.1.1>
89. Da Silva, F.L.; Pinho, L.C.; Stur, E.; Nihei, S.S.; Ekrem, T. (2023). DNA barcodes provide insights into the diversity and biogeography of the non-biting midge *Polypedilum* (Diptera, Chironomidae) in South America. *Ecology and Evolution*, 13(10), e10602. <https://doi.org/10.1002/ece3.10602>
90. Da Silva, F.L.; Pinho, L.C.; Wiedenbrug, S.; Dantas, G.P.S.; Siri, A.; Andersen, T.; Trivinho-Strixino, S. Family Chironomidae. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*, Hamada, N., Thorp, J.H., Rogers, D.C., Eds.; Elsevier Academic Press: Amsterdam, 2018; pp. 661–700. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00031-7>
91. Da Silva, F.L.; Ruiz, S.; Bochini, G.; Moreira, D. (2008). Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2), 135–141.
92. Da Silva, F.L.; Wiedenbrug, S. (2014). Integrating DNA barcodes and morphology for species delimitation in the *Corynoneura* group (Diptera: Chironomidae: Orthocladiinae). *Bulletin of Entomological Research*, 104(1), 65–78. <https://doi.org/10.1017/S0007485313000515>
93. Darby, B.E. (1962). Midges associated with California rice fields, with special reference to their ecology (Diptera: Chironomidae). *Hilgardia*, 32, 1–206.
94. Davies, L.J.; Hawkes, H.A. (1981). Some effects of organic pollution on the distribution and seasonal incidence of Chironomidae in riffles in the River Cole. *Freshwater Biology*, 11(6), 549–559. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1981.tb01285.x>
95. De Bisthoven, L.J.; Gerhardt, A.; Soares, A.M.V.M. (2005). Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiologia*, 532, 181–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-1387-z>
96. De Souza, J.I.; Gleason, F.H.; Ansari, M.A.; López Lastra, C.C.; Garcia, J.J.; Pires-Zottarelli, C.L.A.; Marano, A.V. (2014). Fungal and oomycete parasites of Chironomidae, Ceratopogonidae and Simuliidae (Culicomorpha, Diptera). *Fungal Biology Reviews*, 28(1), 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2014.02.002>

97. Dejours, C. (1968). Le Lac Tchad et les Chironomides de sa partie Est. *Annales zoologici Fenici*, 5, 27–32.
98. Dejours, C. (1971). Recherches sur le cycle de développement de *Chironomus pulcher* (Diptera: Chironomidae). *The Canadian Entomologist*, 103(3), 465–470. <https://doi.org/10.4039/Ent103465-3>
99. Delettre, Y.R. (1978). Biologie et écologie de *Limnophyes pusillus* Eaton, 1875 (Diptera, Chironomidae) à Kerguelen. I–Présentation générale et étude des populations larvaires. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 15, 475–486.
100. Delettre, Y.R. (1988). Flux d'évaporation corporelle et résistance à la dessiccation chez les larves de quelques Chironomidae terrestres (Diptera) (Transpiration and drought tolerance in some terrestrial Chironomidae (Diptera)). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 25, 129–138.
101. Delettre, Y.R. (1992). Terrestrial Chironomidae: Contribution of local emergence to global aerial flow in a heterogeneous environment. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26, 269–271. <https://doi.org/10.1007/BF02255251>
102. Delettre, Y.R. (2000). Larvae of terrestrial Chironomidae (Diptera) colonize the vegetation layer during the rainy season. *Pedobiologia*, 44(5), 622–626. [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70076-1](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70076-1)
103. Delettre, Y.R. 2005. Short-range spatial patterning of terrestrial Chironomidae (Insecta: Diptera) and farmland heterogeneity. *Pedobiologia*, 49(1), 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.06.010>
104. Delettre, Y.R.; Bailliot, S. (1977). Sur la résistance des larves de Chironomidae Orthoclaadiinae à l'assèchement du sol. *Compte Rendus de l'Académie des Sciences, Série D*, 24, 1717–1719.
105. Dellicour, S.; Flot, J.-F. (2015). Delimiting Species-Poor Data Sets using Single Molecular Markers: A Study of Barcode Gaps, Haplowebs and GMYC. *Systematic Biology*, 64(6), 900–908. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syu130>
106. Dellicour, S.; Flot, J.-F. (2018). The hitchhiker's guide to single-locus species delimitation. *Molecular Ecology Resources*, 18, 1234–1246. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12908>
107. Dendy, J.S. (1973). Predation of chironomid eggs and larvae by *Nanocladius altenantherae* Dendy and Sublette (Diptera: Chironomidae: Orthoclaadiinae). *Entomological News*, 84, 91–95.

108. Derocles, S.A.P.; Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J.; Kitson, J.J.N.; Massol, F.; Pauvert, C.; Plantegenest, M.; Vacher, C.; Evans, D.M. (2018). Biomonitoring for the 21st Century: Integrating Next-Generation Sequencing Into Ecological Network Analysis in *Next Generation Biomonitoring: Part 1 Advances in Ecological Research* (Elsevier Ltd: Amsterdam, Netherlands); pp. 1–62.
<https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2017.12.001>
109. Desrosiers, M.; Gagnon, C.; Masson, S.; Martel, L.; Babut, M.P. (2008). Relationships among total recoverable and reactive metals and metalloid in St. Lawrence River sediment: Bioaccumulation by chironomids and implications for ecological risk assessment. *Science of The Total Environment*, 389(1), 101–114.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.019>
110. Drummond, A.J.; Rambaut, A. (2007). BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evolutionary Biology*, 7, 214.
<https://doi.org/10.1186/1471-2148-7-214>
111. Durska, E. (2001). Secondary succession of scuttle fly communities (*Diptera: Phoridae*) in moist pine forest in Białowieża Forest. *Fragmenta Faunistica*, 44(1), 79–128.
<https://doi.org/10.3161/00159301FF2001.44.1.079>
112. Dusoge, K. (1980). The occurrence and role of the predatory larvae of *Procladius* Skuse (Chironomidae, Diptera) in the benthos of Lake Sniardwy. *Ekologia Polska*, 28, 155–186.
113. Edward, D.H.D. (1968). Chironomidae in temporary freshwater. *Newsletter of the Australian Society for Limnology*, 6, 3–5.
114. Edwards, F.W. (1926). The phylogeny of nematocerous Diptera: a critical review of some recent suggestions. *Verhandlungen III, Internationalen Entomologen-Kongres, I*, 111–130.
115. Edwards, F.W. (1929). British Non-Biting Midges (Diptera, Chironomidae). *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, 77(2), 279–430. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1929.tb00692.x>
116. Ekrem, T.; Ashe, P.; Andersen, T.; Stur, E. Chapter 35. Chironomidae (non-biting midg-es). In *Manual of Afrotropical Diptera. Volume 2. Nematocerous Diptera and Lower Brachycera*, Kirk-Spriggs, A.H., Sinclair, B.J., Eds.; Suricata 5. South African National Biodiversity Institute: Pretoria, 2017; pp. 813–863.
117. Ekrem, T.; Stur, E.; Hebert, P.D.N. (2010). Females do count: Documenting Chironomidae (Diptera) species diversity using DNA

- barcoding. *Organisms Diversity & Evolution*, 10, 397–408.
<https://doi.org/10.1007/s13127-010-0034-y>
118. Elven, H.; Søli, G. (2016). Kunnskapsstatus for arts mangfoldet i Norge 2015. Artsdatabanken, Norge.
https://artsdatabanken.no/Files/16197/Kunnskapsstatus_for_arts_mangfoldet_i_Norge_2015_ (2025 kovo 10).
 119. Engels, S.; Medeiros, A.S.; Axford, Y.; Brooks, S.J.; Heiri, O.; Luoto, T.P.; Nazarova, L.; Porinchu, D.F.; Quinlan, R.; Self, A.E. (2019). Temperature change as a driver of spatial patterns and long-term trends in chironomid (Insecta: Diptera) diversity. *Global Change Biology*, 26, 1155–1169. <https://doi.org/10.1111/gcb.14862>
 120. Epler, J.H. (2001). *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina*. North Carolina Department of Environment and Natural Resources: Raleigh; pp. 1–526.
 121. Fend, S.V.; Carter, J.L. (1995). The Relationship of Habitat Characteristics to the Distribution of Chironomidae (Diptera) as Measured by Pupal Exuviae Collections in a Large River System. *Journal of Freshwater Ecology*, 10(4), 343–359.
<https://doi.org/10.1080/02705060.1995.9663457>
 122. Ferrington, Jr., L.C. (1992). Chironomid research at the University of Kansas. *Chironomus*, 4, 10–13.
 123. Ferrington, Jr., L.C. (2008). Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 447–455. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9130-1>
 124. Ferrington, Jr., L.C.; Crisp, N.H. (1989). Water chemistry characteristics of receiving streams and the occurrence of *Chironomus riparius* and other Chironomidae in Kansas. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica Fasc.*, 3, 115–126.
 125. Folmer, O.; Black, M.; Hoeh, W.; Lutz, R.; Vrijenhoek, R. (1994). DNA primers for amplification of mitochondrial Cytochrome C oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular marine biology and biotechnology*, 3(5), 294–299.
 126. Ford, J.B. (1962). The vertical distribution of Larval Chironomidae (Dipt.) in the mud of a stream. *Hydrobiologia*, 19, 262.
<https://doi.org/10.1007/BF00040383>
 127. Franquet, E. (1999). Chironomid assemblage of a Lower-Rhône dike field: relationships between substratum and biodiversity. *Hydrobiologia*, 397, 121–131. <https://doi.org/10.1023/A:1003681817806>

128. Gailiusis, B.; Jablonskis, J.; Kovalenkoviėnė, M. (2001). *Lietuvos upės: hidrografija ir nuotėkis*. Lietuvos energetikos institutas: Kaunas; pp. 1–792.
129. Galizzi, M.C.; Zilli, F.; Marchese, M. (2012). Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre*, 102(2), 117–121. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000200001>
130. Garay, G.N.R.; Paggi, A.C.; Scheibler, E.E. (2020). Chironomidae assemblages at different altitudes in Northwest Argentina: the role of local factors. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 92(2), e20190953. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190953>
131. Garbary, D.; Jamieson, M.; Taylor, B. (2009). Population ecology of the marine insect *Halocladus variabilis* (Diptera: Chironomidae) in the rocky intertidal zone of Nova Scotia, Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 376, 193–202. <https://doi.org/10.3354/meps07676>
132. Gasiūnas, I. The zoomacroenthos of the Kuršių Marios gulf. In *Kuršių Marios Gulf*, Jankevičius, K.; Gasiūnas, I.; Gediminas, A.; Gudelis, V.; Kublickas, A.; Maniukas, I.; Pergal: Vilnius, 1959; pp. 191–291.
133. Gasiūnas, I. Žuvų pašarų bazė ir kaip ją pagerinti. Kn. *Žuvininkystė Vidaus Vandenyse*. Vilnius, 1961; pp. 19–39.
134. Gastevičienė, N. (2022). *Vėlyvojo ledynmečio ir ankstyvojo holoceno klimato dinamikos ypatybės pietryčių Baltijos regione Chironomidae tyrimų duomenimis*. Vilniaus universitetas. <https://doi.org/10.15388/vu.thesis.290>
135. Gerecke, R.; Meisch, C.; Stoch, F.; Acri, F.; Franz, H. Eucronon-hypocronon ecotone and spring typology in the Alps of Berchtesgaden (Upper Bavaria, Germany). A study of microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae). In *Studies in crenobiology*, Botosaneanu, L., Ed.; Backhuys Publishers: Leiden, 1998; pp. 167–182.
136. GitHub. (2024). <https://github.com/Lau-Sta/Species-delimitation> (2024 spalio 16).
137. Głowacki, Ł.; Leszczyńska, J.; Grzybkowska, M.; Pyrzanowski, K.; Dukowska, M.; Przybylski, M. (2023). Determinants of chironomid species richness in mid-European temperate rivers – Environmental factors, regional influences, diversity, and seasons. *Ecological Indicators*, 147, 109838. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109838>

138. Godbout, L.; Hynes, H.B.N. (1982). The three dimensional distribution of the fauna in a single riffle in a stream in Ontario. *Hydrobiologia*, 97, 87–96. <https://doi.org/10.1007/BF00014962>
139. Goetghebuer, M.É.M. (1914). Contribution à l'étude des Chironomides de Belgique. *Imprimerie Médicale et Scientifique*.
140. Gordon, M.J.; Swan, B.K.; Paterson, C.G. (1978). *Baeoctenus bicolor* (Diptera: Chironomidae) Parasitic in Unionid Bivalve Molluscs, and Notes on Other Chironomid–Bivalve Associations. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(1), 154–157. <https://doi.org/10.1139/f78-023>
141. Goslee, S.C.; Urban, D.L. (2007). The ecodist Package for Dissimilarity-based Analysis of Ecological Data. *Journal of Statistical Software*, 22(7), 1–19. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i07>
142. Goulpeau, A.; Penel, B.; Maggia, M.-E.; Marchán, D.F.; Steinke, D.; Hedde, M.; Decaëns, T. (2022). OTU Delimitation with Earthworm DNA Barcodes: A Comparison of Methods. *Diversity*, 14(10), 866. <https://doi.org/10.3390/d14100866>
143. Grigelis, A. (1970). Dinamiki struktury populacji larw *Chironomus bathophilus* w jeziorze Dusja latem 1969. In *VIII zjazd hydrobiologów polskich w Białystoku*: Warszawa, pp. 43–44.
144. Grigelis, A. (1972). Dynamics and production of the larvae *Chironomus bathophilus* Kieff. in the lake Dusia. In *14th International Congress of entomology: Abstracts*; Cambera, pp. 205–206.
145. Grigelis, A. (1983). Ecology and Importance of the Chironomidae in the trophic structure and biocenosis of zoobenthos in lakes of the National Park of the Lithuanian SSR. *Memoirs of the American Entomological Society*, 34, 131–135.
146. Grigelis, A. (1990). Structure and fauna of bottom biocoenoses in Lithuania's reservoirs. 5. Ecology of Chironomidae larvae in different types of lakes. *Ekologija*, 4, 42–46.
147. Grigelis, A. Zoobenthos. In *Hydrobiological Research in the Baltic Countries. Part I. Rivers and Lakes*, Volskis, R. ed; UNESCO National Commissions of Estonia, Latvia, and Lithuania: Vilnius, 1999; pp. 325–362.
148. Grigelis, A.; Nainaitė, O.; Cukerzis, J.; Šeštokas, J. Vandens bestuburiai. Kn. *Lietuvos TSR Nacionalinis Parkas*, Giniūnas K. Ed.; Mokslas: Vilnius, 1981; pp. 73–78.

149. Grodhaus, G. (1976). Two Species of Phaenopsectra with Drought-Resistant Larvae (Diptera: Chironomidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 49(3), 405–418.
150. Grodhaus, G.; Rotramel, G.L. (1980). Immature stages of Polypedilum pedatum excelsius (Diptera, Chironomidae) from seasonally flooded tree-holes. *Acta Universitatis Carolinae-Biologica*, 1978(1-2) 69–76.
151. Grzybkowska, M.; Szczerkowska-Majchrzak, E.; Dukowska, M.; Leszczyńska, J.; Przybylski, M. (2016). *Ephemera danica* (Ephemeroptera: Ephemeridae) As a Resource for Two Commensals: Ciliated Protozoans (Sessilida) and Chironomids (Diptera). *Journal of Insect Science*, 16(1), 67. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iew050>
152. Grzybkowska, M.; Witczak, J. (1990). Distribution and production of Chironomidae (Diptera) in the lower course of the Grabia River (Central Poland). *Freshwater Biology*, 24(3), 519–531. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1990.tb00729.x>
153. Gullan, P.J.; Cranston, P.S. (2014). *The Insects: An Outline of Entomology*. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester; pp. 1–624.
154. Hayford, B.L.; Sublette, J.E.; Herrmann, S.J. (1995). Distribution of Chironomids (Diptera: Chironomidae) and Ceratopogonids (Diptera: Ceratopogonidae) along a Colorado Thermal Spring Effluent. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 68(2), 77–92.
155. Hall, T.A. (1999). A User-Friendly Biological Sequence Alignment Editor and Analysis Program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series*, 41, 95–98.
156. Hamache, C.; Płóciennik, M.; Saal, I.; Arab, A. (2021). The natural factors and anthropogenic stressors influence on *Chironomidae* communities of two north-African wadis. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 422(35), 1–9. <https://doi.org/10.1051/kmae/2021034>
157. Hammer, Q.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
158. Harper, P.P.; Cloutier, L. (1986). Spatial Structure of the Insect Community of a Small Dimictic Lake in the Laurentians (Québec). *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 71(5), 655–685. <https://doi.org/10.1002/iroh.19860710505>
159. Harrison, A.D. (1966). Recolonisation of a Rhodesian stream after drought. *Archiv für Hydrobiologie*, 62, 405–421.

160. Heinis, F.; Crommentuijn, T. (1989). The natural habitat of the deposit feeding chironomid larvae *Stictochironomus histrio* (Fabricius) and *Chironomus anthracinus* Zett. in relation to their responses to changing oxygen concentrations. *Acta Biologica Debricina Supplementum Oecologica Hungarica*, 3, 135–140.
161. Heinis, F.; Davids, C. (1993). Factors governing the spatial and temporal distribution of Chironomid larvae in the Maarsseveen lakes with special emphasis on the role of oxygen conditions. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27, 21–34. <https://doi.org/10.1007/BF02336926>
162. Heinis, F.; Van de Bund, W.J.; Davids, C. (1989). Avoidance of low oxygen and food concentrations by the larvae of *Tanytarsus* sp. *Acta Biologica Debricina Oecologica Hungarica*, 3, 141–145.
163. Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L.; Dorvillé, L.F.M. (2003). Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2), 269–281. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200012>
164. Hijmans, R. (2022). Geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.5-18. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=geosphere> (2025 kovo 12).
165. Hildrew, A.G.; Townsend, C.R.; Hasham, A. (1985). The predatory Chironomidae of an iron-rich stream: feeding ecology and food web structure. *Ecological Entomology*, 10(4), 403–413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1985.tb00738.x>
166. Hill, M.O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
167. Hinton, H.E. (1951). A new Chironomid from Africa, the larva of which can be dehydrated without injury. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 121(2), 371–380. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1951.tb00801.x>
168. Hinton, H.E. (1960a). A Fly Larva that tolerates Dehydration and Temperatures of -270° to $+102^{\circ}$ C. *Nature*, 188, 336–337.
169. Hinton, H.E. (1960b). Cryptobiosis in the larva of *Polypedilum vanderplanki* Hint. (Chironomidae). *Journal of Insect Physiology*, 5(3-4), 286–300. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(60\)90011-1](https://doi.org/10.1016/0022-1910(60)90011-1)
170. Hynes, J.D. (1975). Annual cycles of macro-invertebrates of a river in southern Ghana. *Freshwater Biology*, 5(1), 71–83. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1975.tb00122.x>

171. Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A., Liukko, U.M. (2019). *The 2019 Red List of Finnish Species*. Ympäristöministeriö and Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
172. Hodkinson, I.D.; Williams, K.A. (1980). Tube Formation and Distribution of *Chironomus Plumosus* L. (Diptera: Chironomidae) in a Eutrophic Woodland Pond. *Chironomidae*, 331–337. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-025889-8.50051-9>
173. Hoffmann, A.; Hering, D. (2000). Wood-Associated Macroinvertebrate Fauna in Central European Streams. *International Review of Hydrobiology*, 85(1), 25–48. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-2632\(200003\)85:1<25::AID-IROH25>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-2632(200003)85:1<25::AID-IROH25>3.0.CO;2-R)
174. Hone, M.; Beneberu, G. (2020). Physico-chemical and biological evaluation of Blue Nile River at Lake Tana, Ethiopia, in relation to discharge of tannery effluent. *Ethiopian Journal of Science and Technology*, 13(3), 185–195. <https://doi.org/10.4314/ejst.v13i3.2>
175. Hudson, P.L. (1987). Unusual larval habitats and life history of chironomid (Diptera) genera. *Entomologica Scandinavica Supplements*, 29, 369–373.
176. Illies, J.; Botosaneanu, L. (1963). Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique: Avec 18 figures dans le texte et en supplément. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 12(1), 1–57. <https://doi.org/10.1080/05384680.1963.11903811>
177. Yang, Z.; Rannala, B. (2017). Bayesian species identification under the multispecies coalescent provides significant improvements to DNA barcoding analyses. *Molecular Ecology*, 26(11), 3028–3036. <https://doi.org/10.1111/mec.14093>
178. Jablonskis, J.; Kovalenkoviėnė, M.; Tomkevičienė, A. (2007). Lietuvos upių ir upelių vagų tinklas. *Annales Geographicae*, 40(1), 46–56.
179. Janssens De Bisthoven, L.; Gerhardt, A. (2003). Chironomidae (Diptera, Nematocera) Fauna in Three Small Streams of Skania, Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment*, 83(1), 89–102. <https://doi.org/10.1023/A:1022494222666>
180. Johnson, R.K., Boström, B., Van De Bund, W. (1989). Interactions between *Chironomus plumosus* (L.) and the microbial community in surficial sediments of a shallow, eutrophic lake. *Limnology & Oceanography*, 34(6), 992–1003. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.6.0992>

181. Jolly, V.H.; Chapman, M.A. (1966). A preliminary biological study of the effects of pollution on Farmer's Creek and Cox's River, New South Wales. *Hydrobiologia*, 27, 160–192. <https://doi.org/10.1007/BF00161494>
182. Jónasson, P.M.; Kristiansen, J. (1967). Primary and Secondary Production in Lake Esrom. Growth of *Chironomus anthracinus* in Relation to Seasonal Cycles of Phytoplankton and Dissolved Oxygen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 52(2), 163–217. <https://doi.org/10.1002/iroh.19670520203>
183. Jones, R.E. (1974). The effects of size-selective predation and environmental variation on the distribution and abundance of a Chironomid, *Paraborniola tonnoiri* Freeman. *Australian Journal of Zoology*, 22(1), 71–89. <https://doi.org/10.1071/ZO9740071>
184. Kajak, Z. Role of Invertebrate Predators (Mainly *Procladius* sp.) in Benthos. In *Chironomidae: Ecology, Systematics, Cytology and Physiology*, Murray, D.A., Eds.; Pergamon Press: Oxford, 1980; pp. 339–348. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-025889-8.50052-0>
185. Kalugina, N.S. (1959). Changes in morphology and biology of chironomid larvae in relation to growth (Diptera, Chironomidae). *Trudy Vsesoyuznogo Gidrobiologicheskogo Obshchestva [proc. All-union Hydrobiol. Soc.]*, 9, 85–107.
186. Kangasniemi, B.J.; Oliver, D.R. (1983). Chironomidae (Diptera) Associated With *Myriophyllum spicatum* in Okanagan Valley Lakes, British Columbia. *The Canadian Entomologist*, 115(11), 1545–1546. <https://doi.org/10.4039/Ent1151545-11>
187. Kapli, P.; Lutteropp, S.; Zhang, J.; Kobert, K.; Pavlidis, P.; Stamatakis, A.; Flouri, T. (2017). Multi-rate Poisson tree processes for single-locus species delimitation under maximum likelihood and Markov chain Monte Carlo. *Bioinformatics*, 33(11), 1630–1638. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btx025>
188. Karaouzas, I.; Płóciennik, M. (2016). Spatial scale effects on Chironomidae diversity and distribution in a Mediterranean River Basin. *Hydrobiologia*, 767, 81–93. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2479-7>
189. Kaufman, M.G.; King, R.H. (1987). Colonization of wood substrates by the aquatic xylophage *Xylotopus par* (Diptera: Chironomidae) and a description of its life history. *Canadian Journal of Zoology*, 65(9), 2280–2286. <https://doi.org/10.1139/z87-345>
190. Kilkus, K.; Stonevičius, E. (2011). *Lietuvos vandenų geografija*. Vilniaus universitetas, Vilnius; pp. 1–184.

https://www.hkk.gf.vu.lt/publikacijos/2011_Lietuvos_vandenu_geografija.pdf (2024 lapkričio 12).

191. Kirk-Spriggs, A.H.; Ismay, J.W.; Ackland, M.; Roháček, J.; Mathis, W.N.; Foster, G.A.; Cranston, P.S.; Meier, R. (2001). Inter-tidal Diptera of southwestern Africa (Chironomidae, Canacidae, Chloropidae, Milichiidae, Tethinidae, Ephydriidae, Sphaeroceridae, Coelopidae, Sarcophagidae and Anthomyiidae). *Cimbebasia*, 17, 85–135.
192. Kirk-Spriggs, A.H.; Sinclair, B.J. (2017). *Manual of Afrotropical Diptera. Vol. 1. Introductory chapters and keys to Diptera families*. Suricata 4. South African National Biodiversity Institute: Pretoria; pp. 1–448.
193. Kolkwitz, R.; Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Inationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 2(1-2), 126–152. <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>
194. Kondo, S.; Hamashima, S.; Hashimoto, H. (1989). Life history and seasonal occurrence of *Pentapedilum tigrinum* Hashimoto associated with *Nymphoides indica* O. Kuntze in an irrigation reservoir. *Acta biologica Debrecina. Supplementum oecologica Hungarica*, 2, 237–245.
195. König, R.; Santos, S. (2013). Chironomidae (Insecta: Diptera) of different habitats and microhabitats of the Vacacaí-Mirim River microbasin, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85(3), 975–985. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013000300010>
196. Kornijów, R.; Pawlikowski, K.; Błędzki, L.A.; Drgas, A.; Piwosz, K.; Ameryk, A.; Całkiewicz, J. (2021). Co-occurrence and potential resource partitioning between oligochaetes and chironomid larvae in a sediment depth gradient. *Aquatic Sciences*, 83, 51. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00800-z>
197. Kranzfelder, P.; Anderson, A.M.; Egan, A.T.; Mazack, J.E.; Bouchard, R.W. Jr.; Rufer, M.M.; Ferrington, L.C. Jr. (2015). Use of Chironomidae (Diptera) Surface-Floating Pupal Exuviae as a Rapid Bioassessment Protocol for Water Bodies. *Journal of visualized experiments: JoVE*, (101), e52558. <https://doi.org/10.3791/52558>
198. Kranzfelder, P.; Ferrington, L.C. Jr. (2018). Chironomidae (Diptera) species diversity of estuaries across a land use gradient on the Caribbean coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1118–1134. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.31927>
199. Krosch, M.N.; Silva, F.L.; Ekrem, T.; Baker, A.M.; Bryant, L.M.; Stur, E.; Cranston, P.S. (2022). A new molecular phylogeny for the

- Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) places the Australian diversity in a global context. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 166, 107324. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2021.107324>
200. Kumar, S.; Stecher, G.; Li, M.; Knyaz, C.; Tamura, K. (2018). MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across Computing Platforms. *Molecular Biology and Evolution*, 35(6), 1547–1549. <https://doi.org/10.1093/molbev/msy096>
 201. Ladle, M., Bass, J.A.B. (1981). The ecology of a small chalk stream and its responses to drying during drought conditions. *Archiv für Hydrobiologie*, 90, 448–466.
 202. Lamberti, G.A., Moore, J.W., Resh, V.H., Rosenberg, D.M. Aquatic insects as primary consumers. In *The Ecology of Aquatic Insects*, Resh, V.H., Rosenberg, D.M., Eds.; Praeger: New York, USA, 1984; pp. 164–195.
 203. Langton, P.H. (1991). *A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae*. Privately published: Huntingdon; 1–386.
 204. Langton, P.H.; Pinder, L.C.V. (2007). *Keys to the adult male Chironomidae of Britain and Ireland, Vol 1 and 2*. Freshwater Biological Association: Ambleside; 64; pp. 1–239; pp. 1–168.
 205. Langton, P.H.; Visser, H. (2003). Chironomidae exuviae. A key to pupal exuviae of the West Palaearctic Region. ETI: University of Amsterdam, Amsterdam; CD-ROM.
 206. Lapinskaitė, J. Benthonic fauna of lake Žuvintas. In *The Reservation of Žuvintas*. Mintis: Vilnius, 1968; pp. 175–177.
 207. Lencioni, V.; Bernabò, P. (2015). Thermal survival limits of young and mature larvae of a cold stenothermal chironomid from the Alps (Diamesinae: *Pseudodiamesa branickii* [Nowicki, 1873]). *Insect Science*, 24(2), 314–324. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12278>
 208. Lencioni, V.; Cranston, P.S.; Makarchenko, E. (2018). Recent advances in the study of Chironomidae: An overview. *Journal of Limnology*, 77(s1), 1–6. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1865>
 209. Lencioni, V.; Marziali, L.; Rossaro, B. (2012). Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science*, 31(2), 525–541. <https://doi.org/10.1899/11-038.1>
 210. Leszczyńska, J.; Głowacki, Ł.; Grzybkowska, M.; Przybylski, M. (2021). Chironomid riverine assemblages at the regional temperate scale – compositional distance and species diversity. *The European Zoological Journal*, 88(1), 731–748. <https://doi.org/10.1080/24750263.2021.1926565>

211. Leszczyńska, J.; Grzybkowska, M.; Głowacki, Ł.; Dukowska, M. (2019). Environmental Variables Influencing Chironomid Assemblages (Diptera: Chironomidae) in Lowland Rivers of Central Poland. *Environmental Entomology*, 48(4), 988–997. <https://doi.org/10.1093/ee/nvz057>
212. Letovsky, E.; Myers, I.E.; Canepa, A.; McCabe, D.J. (2012). Differences between kick sampling techniques and short-term Hester-Dendy sampling for stream macroinvertebrates. *BIOS*, 83(2), 47–55. <https://doi.org/10.1893/0005-3155-83.2.47>
213. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija (2025). Lietuvos Respublikos upių, ežerų ir tvenkinių kadastras. <https://uetk.biip.lt/> (2025 sausio 15)
214. Lin, X.-L.; Stur, E.; Ekrem, T. (2018). DNA barcodes and morphology reveal unrecognized species in Chironomidae (Diptera). *Insect Systematics & Evolution*, 49, 329–398. <https://doi.org/10.1163/1876312X-00002172>
215. Lindegaard, C. (1992). Zoobenthos Ecology of Thingvallavatn: Vertical Distribution, Abundance, Population Dynamics and Production. *Oikos*, 64(1/2), 257–304. <https://doi.org/10.2307/3545055>
216. Lindegaard, C. Classification of water-bodies and pollutions. In *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*, Armitage, P.D., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V., Eds.; Chapman & Hall: London, 1995; pp. 385–404. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0715-0_15
217. Lindegaard-Petersen, C. (1971). An ecological investigation of the Chironomidae (Diptera) from a Danish lowland stream (Linding A). *Archiv für Hydrobiologie*, 69, 465–507.
218. Lundström, J.O.; Brodin, Y.; Schäfer, M.L.; Vinnersten, T.Z.P.; Östman, Ö. (2010). High species richness of Chironomidae (Diptera) in temporary flooded wetlands associated with high species turn-over rates. *Bulletin of Entomological Research*, 100(4), 433–444. <https://doi.org/10.1017/S0007485309990472>
219. Mackey, A.P. (1976a). Quantitative studies on the Chironomidae (Diptera) of the Rivers Thames and Kennet. I. The Acorus zone. *Archiv für Hydrobiologie*, 78, 240–276.
220. Mackey, A.P. (1976b). Quantitative studies on the Chironomidae (Diptera) of the Rivers Thames and Kennet. II. The Thames flint zone. *Archiv für Hydrobiologie*, 78, 310–318.
221. Mackey, A.P. (1977). Quantitative studies on the Chironomidae (Diptera) of the Rivers Thames and Kennet. III. The Nuphar zone. *Archiv für Hydrobiologie*, 79, 62–102.

222. Mackey, A.P. (1979). Trophic dependencies of some larval chironomidae (Diptera) and fish species in the River Thames. *Hydrobiologia*, 62, 241–247. <https://doi.org/10.1007/BF00043541>
223. Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing: Oxford; pp. 1–256.
224. Makarchenko, E.A.; Semenchko, A.A.; Palatov, D.M. (2022). Chironomids are commensals of the larvae and pupae of Blephariceridae and Simuliidae from the North Caucasus (Diptera: Chironomidae: Orthocladiinae). *Zootaxa*, 5141(4), 373–384. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5141.4.5>
225. Malloch, J.R. (1917). A Preliminary Classification of Diptera, Exclusive of Pupipara, Based Upon Larval and Pupal Characters, with Keys to Imagines in Certain Families. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 12(3), 1–4.
226. Martel-Cea, A.; Astorga, G.A.; Hernández, M.; Caputo, L.; Abarzúa, A.M. (2021). Modern chironomids (Diptera: Chironomidae) and the environmental variables that influence their distribution in the Araucanian lakes, south-central Chile. *Hydrobiologia*, 848, 2551–2568. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04575-0>
227. Martin, J. (1963). The cytology and arval morphology of the Victorian representatives of the subgenus *Kiefferulus* of the genus *Chironmus* (Diptera: Nematocera). *Australian Journal of Zoology*, 11(3), 301–322. <https://doi.org/10.1071/ZO9630301>
228. Martins, I.; Castro, D.M.P.; Macedo, D.R.; Hughes, R.M.; Callisto, M. (2021). Anthropogenic impacts influence the functional traits of Chironomidae (Diptera) assemblages in a neotropical savanna river basin. *Aquatic Ecology*, 55, 1081–1095. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09884-z>
229. Marziali, L.; Armanini, D.G.; Cazzola, M.; Erba, S.; Toppi, E.; Buffagni, A.; Rossaro, B. (2010). Responses of Chironomid larvae (insecta, Diptera) to ecological quality in Mediterranean river mesohabitats (South Italy). *River Research and Applications*, 26(8), 1036–1051. <https://doi.org/10.1002/rra.1303>
230. Marziali, L.; Pirola, N.; Schiavon, A.; Rossaro, B. (2024). Response of Chironomidae (Diptera) to DDT, Mercury, and Arsenic Legacy Pollution in Sediments of the Toce River (Northern Italy). *Insects*, 15(3), 148. <https://doi.org/10.3390/insects15030148>
231. Mauad, M.; Siri, A.; Donato, M. (2017). Does Type of Substratum Affects Chironomid Larvae Assemblage Composition? A Study in a

- River Catchment in Northern Patagonia, Argentina. *Neotropical Entomology*, 46, 18–28. <https://doi.org/10.1007/s13744-016-0429-3>
232. Maxwell, M.F.; Secretti, E.; Pires, M.M.; Kotzian, C.B. (2021). The relative importance of spatial and environmental processes in the assembly of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) communities along a transition landscape in southern Brazilian streams. *Limnology*, 22, 259–268. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00652-4>
 233. McLachlan, A.J. (1969). Substrate preferences and invasion behaviour exhibited by larvae of *Nilodorum brevibucca* Freeman (Chironomidae) under experimental conditions. *Hydrobiologia*, 33, 237–249. <https://doi.org/10.1007/BF00034924>
 234. McLachlan, A.J. (1977). Some Effects of Tube Shape on the Feeding of *Chironomus plumosus* L. (Diptera: Chironomidae). *The Journal of Animal Ecology*, 46(1), 139–146. <https://doi.org/10.2307/3952>
 235. McLachlan, A.J.; Brennan, A.; Wotton, R.S. (1978). Particle Size and Chironomid (Diptera) Food in an Upland River. *Oikos*, 31(2), 247–252. <https://doi.org/10.2307/3543569>
 236. McLachlan, A.J.; Cantrell, M.A. (1976). Sediment development and its influence on the distribution and tube structure of *Chironomus plumosus* L. (Chironomidae, Diptera) in a new damming. *Freshwater Biology*, 6(5), 437–443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1976.tb01632.x>
 237. Mendoza-Ramírez, B.H.; Páiz-Medina, L.; Salvatierra-Suárez, T.; Hernández, N.; Huete-Pérez, J.A. (2022). A survey of aquatic macroinvertebrates in a river from the dry corridor of Nicaragua using biological indices and DNA barcoding. *Ecology and Evolution*, 12(11), e9487. <https://doi.org/10.1002/ece3.9487>
 238. Merritt, R.W.; Cummins, K.W.; Berg, M.B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4th ed. Kendall Hunt Publishing Company: Dubuque; pp. 1–1158.
 239. Merritt, R.W.; Cummins, K.W.; Berg, M.B. (2019). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 5th ed. Kendall Hunt Publishing Company: Dubuque; pp. 1–1480.
 240. Merritt, R.W.; Dadd, R.H.; Walker, E.D. (1992). Feeding Behavior, Natural Food, and Nutritional Relationships of Larval Mosquitoes. *Annual Review of Entomology*, 37, 349–374. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.37.010192.002025>
 241. Mezgebu, A.; Lakew, A.; Lemma, B.; Beneberu, G. (2019). The potential use of chironomids (Insecta: Diptera) as bioindicators in streams and

- rivers around Sebeta, Ethiopia. *African Journal of Aquatic Science*, 44(4), 369–376. <https://doi.org/10.2989/16085914.2019.1650711>
242. Molineri, C.; Tejerina, E.G.; Torrejón, S.E.; Pero, E.J.I.; Hankel, G.E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*, 108, 105703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>
243. Moller Pillot, H.K.M. (2009). *Chironomidae larvae of the Netherlands and adjacent lowlands: biology and ecology of the Chironomini*. KNNV Publishing: Zeist; pp. 1–270.
244. Móra, A.; Kovács, T. (2009). Non-biting midges species (Diptera: Chironomidae) new and rare for the Lithuanian fauna. *New and Rare for Lithuania Insect Species*, 21, 135–137.
245. Morris, E.K.; Caruso, T.; Buscot, F.; Fischer, M.; Hancock, C.; Maier, T.S.; Meiners, T.; Müller, C.; Obermaier, E.; Prati, D.; Socher, S.A.; Sonnemann, I.; Wäschke, N.; Wubet, T.; Wurst, S.; Rillig, M.C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution*, 4(18), 3514–3524. <https://doi.org/10.1002/ece3.1155>
246. Mousavi, S.K.; Primicerio, R.; Amundsen, P. (2003). Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) communities along a gradient of heavy metal contamination in a subarctic watercourse. *The Science of The Total Environment*, 307(1-3), 93–110. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00465-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00465-5)
247. Mugnai, R.; Serpa-Filho, A.; Nessimian, J.L.; Kury, A.B.; Milesi, S.V. (2019). Morphological traits and vertical distribution of hyporheic chironomid larvae in Atlantic Forest streams. *Tropical Zoology*, 32(3), 119–134. <https://doi.org/10.1080/03946975.2019.1639034>
248. Murray, D.E., Ashe, P. (1981). A description of the adult female of *Buchonomyia thienemanni* Fittkau, with notes on its ecology and on the phylogenetic position of the subfamily Buchomyiinae (Diptera: Chironomidae). *Spixiana*, 4, 55–68.
249. Nagell, B.; Orrhage, L. (1981). On the structure and function of the ventral tubuli of some *Chironomus* larvae (Diptera, Nematocera). *Hydrobiologia*, 78, 11–16. <https://doi.org/10.1007/BF00011934>
250. National Library of Medicine (2024). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/> (2024 spatio 11).
251. Naumann, E. (1929). Einige neue Gesichtspunkte zur Systematik der Gewässertypen. *Archiv für Hydrobiologie*, 20, 191–198.

252. Neumann, D. (1961). Osmotische resistenz und osmoregulation aquatischer Chironomidenlarven. *Biologisches Zentralblatt*, 80, 693–715.
253. Nilsson, C. (1984). Filtrera – ett sätt att äta hos vatteninsekter. *Fauna och Flora*, 79, 227–238.
254. Noda H.; Miyazaki M.; Hashimoto H. (1986). Injury to rice leaves by chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Japanese journal of applied entomology and zoology*, 30(1), 66–68.
<https://doi.org/10.1303/jjaez.30.66>
255. Nolte, U. (1993). Egg masses of Chironomidae (Diptera). A review including new observations and a preliminary key. *Scandinavian Entomology Supplement*, 43, 1–75.
256. Nolte, U. From egg to imago in less than seven days: *Apedilum elachistus* (Chironomidae). In *Chironomids: from Genes to Ecosystems*, Cranston, P.S. Ed.; SCIRO: Australia, 1995; pp. 177–184.
257. Nunes, N.S.P.; Carvalho, E.M.D.; Nakagaki, J.M. (2020). Are chironomidae (diptera) good indicators of impact in lotic environments? *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 11(4), 113–125.
<https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0010>
258. Ocon, C.; Siri, A.; Altieri, P.; Donato, M. (2023). Functional feeding groups of Chironomidae (Diptera: Nematocera) and their spatial variation in an intermittent hill stream (Ventana Stream, Buenos Aires, Argentina). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 95(4), e20191316.
<https://doi.org/10.1590/0001-3765202320191316>
259. Odume, O.N.; Muller, W.J. (2011). Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(14-15), 929–938. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.063>
260. Oksanen, J.; Simpson, G.; Blanchet, F.; Kindt R.; Legendre, P.; Minchin, P.; O'Hara, R.; Solymos, P.; Stevens, M.; Szoecs, E.; Wagner, H.; Barbour, M.; Bedward, M.; Bolker, B.; Borcard, D.; Carvalho, G.; Chirico, M.; De Caceres, M.; Durand, S.; Evangelista, H.B.A.; FitzJohn, R.; Friendly, M.; Furneaux, B.; Hannigan, G.; Hill, M.F.; Lahti, L.; McGlinn, D.; McGlinn, M.H.; Cunha, E.R.; Smith, T.; Stier, A.; Ter Braak, C.J.F.; Weedon, J. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.6-4. (2022). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (2025 vasario 14).

261. Oliver, D.R. (1971). Life History of the Chironomidae. *Annals Review of Entomology*, 16, 211–230. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.16.010171.001235>
262. Oliver, D.R. (1984). Description of a new species of *Cricotopus* Van Der Wulp (Diptera: Chironomidae) associated with *Myriophyllum spicatum*. *The Canadian Entomologist*, 116(10), 1287–1292. <https://doi.org/10.4039/Ent1161287-10>
263. Oliver, D.R.; Sinclair, B.J. (1989). Madicolous Chironomidae (Diptera), with a review of *Metriocnemus hygropetricus* Kieffer. *Acta Biologica Debricina Oecologica Hungarica*, 2, 295–293.
264. Orendt, C. (1999). Chironomids as Bioindicators in Acidified Streams: A Contribution to the Acidity Tolerance of Chironomid Species with a Classification in Sensitivity Classes. *International Review of Hydrobiology*, 84(5), 439–449. <https://doi.org/10.1002/iroh.199900038>
265. Orendt, C. (2000). The Chironomid Communities of Woodland Springs and Spring Brooks, Severely Endangered and Impacted Ecosystems in a Lowland Region of Eastern Germany (Diptera: Chironomidae). *Journal of Insect Conservation*, 4, 79–91. <https://doi.org/10.1023/A:1009684015564>
266. Orendt, C. (2018). Results of 10 years sampling of Chironomidae from German lowland running waters differing in degradation. *Journal of Limnology*, 77(s1). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1790>
267. Orendt, C., Dettinger-Klemm, A., Spies, M. Bestimmungsschlüssel für die Larven der Chironomidae (Diptera) der Brackgewässer Deutschlands und angrenzender Gebiete. In *Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP). Berichte aus der Qualitätssicherungsstelle*, Schilling, P., Ed.; Umweltbundesamt: Germany, 2011; pp. 1–242.
268. Orendt, C.; Garcia, X.-F.; Janecek, B.; Michiels, S.; Otto, C.-J.; Müller, R. (2014). Faunistic overview of Chironomidae (Insecta: Diptera) in lowland running waters of north-east Germany (Brandenburg) based on 10- year EU-Water Framework Directive monitoring programme. *Lauterbornia*, 77, 37–62.
269. Özkan, N.; Moubayed-Breil, J.; Camur-Elipek, B. (2010). Ecological Analysis of Chironomid Larvae (Diptera, Chironomidae) in Ergene River Basin (Turkish Thrace). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10, 93–99. <https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0114>

270. Paasivirta, L. (2014). Checklist of the family Chironomidae (Diptera) of Finland. *ZooKeys*, 441, 63–90. <https://doi.org/10.3897/zookeys.441.7461>
271. Pakalniškis, S.; Bernotienė, R.; Lutovinovas, E.; Petrašiūnas, A.; Podėnas, S.; Rimšaitė, J.; Sæther, O.A.; Spungis, V. (2006). Checklist of Lithuanian Diptera. *New and Rare for Lithuania Insect Species*, 18, 16–154.
272. Panatta, Á.; Stenert, C.; dos Santos, E.M.; Maltchik, L. (2007). Diversity and Distribution of Chironomid Larvae in Wetlands in Southern Brazil. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 80(3), 229–242. [https://doi.org/10.2317/0022-8567\(2007\)80\[229:DADOCL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2317/0022-8567(2007)80[229:DADOCL]2.0.CO;2)
273. Pape, T.; Blagoderov, V.; Mostovski, M.B. Order Diptera Linnaeus, 1758. In *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*, Zhang, Z.Q., Ed.; Magnolia press, 2011; pp. 222–229. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3148.1.42>
274. Park, J.-W.; Park, K.; Kwak, I.-S. (2023). Surveillance spilled Chironomidae (Diptera) larvae from drinking water treatment plants in South Korea using morphogenetic species analysis and eDNA metabarcoding. *Science of The Total Environment*, 896, 165241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165241>
275. Parker, C.R.; Voshell, J.R. (1979). *Cardiocladius* (Diptera: Chironomidae) Larvae Ectoparasitic on Pupae of Hydropsychidae (Trichoptera). *Environmental Entomology*, 8(5), 808–809. <https://doi.org/10.1093/ee/8.5.808>
276. Parma, S.; Krebs, B.P.M. (1977). The distribution of Chironomid larvae in relation to Chloride concentration in a brackish water region of the Netherlands. *Hydrobiologia*, 52, 117–126. <https://doi.org/10.1007/BF02658088>
277. Pepinelli, M.; Siqueira, T.; Salles, F.F.; Shimbori, E.M. (2009). First report of Simuliidae and Chironomidae (Diptera) living on nymphs of *Lachlania* Hagen (Ephemeroptera: Oligoneuriidae) in South America. *Biota Neotropica*, 9(1), 245–247. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000100023>
278. Pereira, C.R.D.; Anderson, N.H.; Dudley, T. (1982). Gut analysis of aquatic insects from wood substrates. *Melandieria*, 39, 23–34.
279. Pero, E.J.I.; Torrejón, S.E.; Molineri, C. (2023). Effect of ecoregion and river type on neotropical Chironomidae (Diptera) from humid mountain to semiarid lowland: Chironomidae from Yungas and Chaco. *Revista De*

280. Pinder, L.C.V. (1986). Biology of Freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, 31, 1–23.
<https://doi.org/10.1146/annurev.en.31.010186.000245>
281. Pinder, L.C.V. Spatial Distribution of Chironomidae in an English Chalk Stream. In *Chironomidae Ecology, Systematics, Cytology and Physiology*, Murray D.A., Ed.; Pergamon Press: New York, 1980; pp. 153–161. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-025889-8.50028-3>
282. Pinder, L.C.V. The habitats of chironomid larvae. In *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*, Armitage, P.D., Cranston, P.S., Pinder, L.C.V., Eds.; Chapman & Hall: London, 1995; pp. 107–135.
https://doi.org/10.1007/978-94-011-0715-0_6
283. Pinder, L.C.V.; Farr, I.S. (1987). Biological surveillance of water quality – 3. The influence of organic enrichment on the macroinvertebrate fauna of small chalk streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 109(4), 619–637.
<https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/109/1987/619>
284. Pleskot, K.; Tóth, M.; Apolinarska, K. (2019). Distribution of subfossil chironomids (Diptera, Chironomidae) along a water depth gradient in the shallow Lake Spore, northern Poland: Distribution of chironomids along a water depth gradient. *Journal of Limnology*, 78(3).
<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2019.1916>
285. Pliūraitė, V. Macrobenthos. In *Hydrobiological Research in the Baltic Countries. Part I. Rivers and Lakes*, Volskis, R.; Ekologijos institutas: Vilnius, 1999; pp. 25–36.
286. Pliūraitė, V. (2000). Šventosios upės zooplanktonas ir makrozoobentosas. *Acta Hydrobiologica Lituanica*, 11, 169–180.
287. Pliūraitė, V. (2001a). Makrozoobentosos gausumo, biomasės ir rūšinės sudėties sezoninė kaita Merkio ir Šventosios upėse. *Ekologija*, 4, 16–30.
288. Pliūraitė, V. (2001b). The seasonal change of macrozoobenthos in the Merkys river in 1998. *Acta Zoologica Lituanica*, 11(1), 39–52.
289. Pliūraitė, V.; Kesminas, V. (2004). Species composition of macroinvertebrates in medium-sized Lithuanian rivers. *Acta Zoologica Lituanica*, 11(3), 10–25.
290. Płóciennik, M. (2009). Three species of Chironomidae (Diptera) new for the Polish fauna. *Lauterbornia*, 67, 107–111.
291. Płóciennik, M.; Antczak-Orlewska, O.; Boulaaba, S.; Skonieczka, M. (2015). First record of *Chironomus longistylus* (Diptera, Chironomidae) from Poland. *Lauterbornia*, 79, 37–41.

292. Plóciennik, M.; Skonieczka, M.; Antczak, O.; Siciński, J. (2018). Phenology of non-biting midges (Diptera Chironomidae) in peatland ponds, Central Poland. *Entomologica Fennica*, 29(2), 61–74. <https://doi.org/10.33338/ef.71014>
293. Pons, J.; Barraclough, T.G.; Gomez-Zurita, J.; Cardoso, A.; Duran, D.P.; Hazell, S.; Kamoun, S.; Sumlin, W.D.; Vogler, A.P. (2006). Sequence-Based Species Delimitation for the DNA Taxonomy of Undescribed Insects. *Systematic Biology*, 55(4), 595–609. <https://doi.org/10.1080/10635150600852011>
294. Popović, N.; Marinković, N.; Čerba, D.; Raković, M.; Đuknić, J.; Paunović, M. (2022). Diversity Patterns and Assemblage Structure of Non-Biting Midges (Diptera: Chironomidae) in Urban Waterbodies. *Diversity*, 14(3), 187. <https://doi.org/10.3390/d14030187>
295. Proulx, T.; Markman, K.D.; Lindberg, M.J. Introduction: The new science of meaning. In *The Psychology of Meaning*, Markman, K.D., Proulx, K.D., Lindberg, M.J., Eds.; Washington DC: American Psychological Association: 2013; pp. 3–14. <https://doi.org/10.1037/14040-001>
296. Provost, M.W.; Branch, N. (1959). Food of Chironomid Larvae in Polk County Lakes. *The Florida Entomologist*, 42(2), 49–62. <https://doi.org/10.2307/3492134>
297. Puillandre, N.; Brouillet, S.; Achaz, G. (2021). ASAP: assemble species by automatic partitioning. *Molecular Ecology Resources*, 21(2), 609–620. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13281>
298. Puillandre, N.; Lambert, A.; Brouillet, S.; Achaz, G. (2012). ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology*, 21(8), 1864–1877. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05239.x>
299. R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> (2024 spalio 11)
300. Ramos-Merchante, A.; Guareschi, S.; Ruiz-Delgado, C.; van Haaren, T.; Mellado-Díaz, A. (2018). First record of *Buchonomyia thienemanni* Fittkau, 1955 (Diptera, Chironomidae) from the north-eastern Iberian Peninsula (Zaragoza, Spain). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 62, 281–282.
301. Rasmussen, J.B. (1984). Comparison of gut contents and assimilation efficiency of fourth instar larvae of two coexisting chironomids, *Chironomus riparius* Meigen and *Glyptotendipes paripes* (Edwards).

- Canadian Journal of Zoology*, 62(2), 1022–1026.
<https://doi.org/10.1139/z84-145>
302. Rawal, D.; Prajapat, G.; Verma, H. (2019). Status of Chironomids (Diptera) as Potential Bioindicators. *International Journal of Advanced Scientific Research and Management*, 4(1), 154–156.
<https://doi.org/10.36282/IJASRM/4.1.2019.1135>
303. Rawer-Jost, C.; Böhmer, J.; Blank, J.; Rahmann, H. (2000). Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia*, 422/423, 225–232.
<https://doi.org/10.1023/A:1017078401734>
304. Rawson, D.S.; Moore, J.E. (1944). The Saline Lakes of Saskatchewan. *Canadian Journal of Research*, 22d(6), 141–201.
<https://doi.org/10.1139/cjr44d-011>
305. Reynolds, S.K.; Benke, A.C. (2005). Temperature-dependent growth rates of larval midges (Diptera: Chironomidae) from a southeastern U.S. stream. *Hydrobiologia*, 544, 69–75. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-8334-x>
306. Roback, S.S. (1969). Notes on the food Tanypodinae larvae. *Entomological News*, 80, 13–18.
307. Rosin, G.C.; Oliveira-Mangarotti, DP.; Takeda, AM.; Butakka, CMM. (2009). Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over an eight-year period. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2), 591–608. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300014>
308. Rossaro, B.; Boggero, A.; Lods-Crozet, B.; Free, G.; Lencioni, V.; Marziali, L.; Wolfram, G. (2012). A benthic quality index for European alpine lakes. *Fauna Norvegica*, 31, 95–107.
<https://doi.org/10.5324/fn.v31i0.1364>
309. Rossaro, B.; Lencioni, V.; Boggero, A.; Marziali, L. (2006). Chironomids from Southern Alpine Running Waters: Ecology, Biogeography. *Hydrobiologia*, 562, 231–246. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1813-x>
310. Ruginis, T. (2007). Environmental impacts on macroinvertebrate community in the Babrungas River, Lithuania. *Ekologija*, 53(3), 51–57.
311. Sæther, O.A. (1975). Nearctic chironomids as indicators of lake typology. In: SIL Proceedings, 1922-2010. 19, 3127–3133.
<https://doi.org/10.1080/03680770.1974.11896422>

312. Sæther, O.A. (1979). Underlying Synapomorphies and Anagenetic Analysis. *Zoologica Scripta*, 8(1-4), 305–312. <https://doi.org/10.1111/j.1463-6409.1979.tb00644.x>
313. Saether, O.A. (1980). Glossary of chironomid morphology terminology (Diptera: Chironomidae). *Entomological Scandinavica Supplement*, 14, 1–14.
314. Saether, O.A. (1990). Midges and the electronic Ouija board The phylogeny of the Hydrobaenus group (Chironomidae, Diptera) revised. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 28(2), 107–136. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.1990.tb00370.x>
315. Sæther, O.A. (2000). Phylogeny of the subfamilies of Chironomidae (Diptera). *Systematic Entomology*, 25(3), 393–403. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.2000.00111.x>
316. Saito, V.S.; Fonseca-Gessner, A.A. (2014). Taxonomic composition and feeding habits of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(1), 35–46. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100006>
317. Sanseverino, A.; Nessimian, J. (2008). The food of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) in submerged litter in a forest stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 20(1), 15–20.
318. Schartau, M.; Landry, M.R.; Armstrong, R.A. (2010). Density estimation of plankton size spectra: a reanalysis of IronEx II data. *Journal of Plankton Research*, 32(8), 1167–1184. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq072>
319. Scheibler, E.; Roig-Juñent, S.; Claps, M. (2014). Chironomid (Insecta: Diptera) assemblages along an Andean altitudinal gradient. *Aquatic Biology*, 20(2), 169–184. <https://doi.org/10.3354/ab00554>
320. Schiegg, K., 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience*, 7(3), 290–298. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682598>
321. Schmid, P.E. (1992). Community structure of larval Chironomidae (Diptera) in a backwater area of the River Danube. *Freshwater Biology*, 27(2), 151–167. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00530.x>
322. Sendstad, E.; Solem, J.O.; Aagaard, K. (1977). Studies of terrestrial chironomids (Diptera) from Spitsbergen. *Norwegian Journal of Entomology*, 24, 91–98.

323. Sephton, T.W. (1987). Some observations on the food of larvae of *Procladius bellus* (Diptera: Chironomidae). *Aquatic Insects*, 9(4), 195–202. <https://doi.org/10.1080/01650428709361296>
324. Serra, S.R.Q.; Cobo, F.; Graça, M.A.S.; Dolédec, S.; Feio, M.J. (2016). Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological Indicators*, 61(2), 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>
325. Serra, S.R.Q.; Graça, M.A.S.; Dolédec, S.; Feio, M.J. (2017). Chironomidae of the Holarctic region: a comparison of ecological and functional traits between North America and Europe. *Hydrobiologia*, 794, 273–285. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3102-x>
326. Shahidi-Hakak, F.; Amid-Motlagh, M.H.; Khosravani, M. (2022). A Quick Review of the Family Chironomidae (Order Diptera) with Effect on the Environment. *Journal of Advanced Immunopharmacology*, 2(2), e129263. <https://doi.org/10.5812/tms-129263>
327. SLU Swedish Species Information Centre (2024). Swedish Species Observation System. <https://www.artdatabanken.se/> (2024 spalio 11)
328. Smit, H.; Heinis, F.; Bijkerk, R.; Kerkum, F. (1992). *Lipiniella arenicola* (Chironomidae) compared with *Chironomus muratensis* and *Ch. nudiventris*: Distribution patterns related to depth and sediment characteristics, diet, and behavioural response to reduced oxygen concentrations. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26, 431–440. <https://doi.org/10.1007/BF02255272>
329. Song, C.; Lin, X.; Wang, Q.; Wang, X. (2018). DNA barcodes successfully delimit morphospecies in a superdiverse insect genus. *Zoologica Scripta*, 47(3), 311–324. <https://doi.org/10.1111/zsc.12284>
330. Sonoda, K.C.; Monteles, J.S.; Ferreira, A.; Gerhard, P. (2018). Chironomidae from Eastern Amazon: Understanding the differences of land-use on functional feeding groups: Chironomidae from Eastern Amazon. *Journal of Limnology*, 77(1), 196–202. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1799>
331. Stasiukynas, L.; Havelka, J.; Da Silva, F.L.; Torres-Jimenez, M.F.; Podėnas, S.; Lekoveckaitė, A. (2025). COI Insights into Diversity and Species Delimitation of Immature Stages of Non-Biting Midges (Diptera: Chironomidae). *Insects*, 16(2), 174. <https://doi.org/10.3390/insects16020174>
332. Stasiukynas, L.; Laurindo Da Silva, F.; Havelka, J.; Podėnas, S.; Lekoveckaitė, A. (2024). Chironomidae (Diptera) of the Šventoji and

- Žeimena sub-basins in Lithuania. *Biodiversity Data Journal*, 12, e130218. <https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e130218>
333. Stout, R.J.; Taft, W.H. (1985). Growth Patterns of a Chironomid Shredder on Fresh and Senescent Tag Alder Leaves in Two Michigan Streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 3(2), 147–153. <https://doi.org/10.1080/02705060.1985.9665103>
334. Strenzke, K. (1950a). Die Pflanzengewässer von *Scirpus silvaticus* und ihre Tierwelt. *Archiv für Hydrobiologie*, 44, 123–170.
335. Strenzke, K. (1950b). Systematik, Morphologie und Ökologie der terrestrischen Chironomiden. *Archiv für Hydrobiologie*, 18, 207–414.
336. Stur, E.; Ekrem, T. (2020). The Chironomidae (Diptera) of Svalbard and Jan Mayen. *Insects*, 11(3), 183. <https://doi.org/10.3390/insects11030183>
337. Tang, H.; Cheng, Q.; Krosch, M.N.; Cranston, P.S. (2022). Maritime midge radiations in the Pacific Ocean (Diptera: Chironomidae). *Systematic Entomology*, 48(1), 111–126. <https://doi.org/10.1111/syen.12565>
338. Tarwid, M. (1969). Analysis of the Contents of the Alimentary Tract of Predatory Pelopiinae Larvae (Chironomidae). *Ekologia Polska Series A*, 17, 125–131.
339. Tavares-Cromar, A.F.; Williams, D.D. (1997). Dietary overlap and coexistence of chironomid larvae in a detritus-based stream. *Hydrobiologia*, 354, 67–81. <https://doi.org/10.1023/A:1003011406218>
340. Thienemann, A. (1922). Die beiden Chironomusarten der Tiefenfauna der norddeutschen Seen. Ein hydrobiologisches Problem: Mit 3 Kurven-Figuren im Text. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 1(1), 108–143. <https://doi.org/10.1080/03680770.1923.11896454>
341. Thienemann, A. (1954). *Chironomus*. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. *Die Binnengewässer*, 20; pp. 1–834.
342. Timms, B.V. (1978). The benthos of seven lakes Tasmania. *Archiv für Hydrobiologie*, 84, 422–444.
343. Tokeshi, M. (1986). Resource Utilization, Overlap and Temporal Community Dynamics: A Null Model Analysis of an Epiphytic Chironomid Community. *The Journal of Animal Ecology*, 55(2), 491–506. <https://doi.org/10.2307/4733>
344. Tokeshi, M. (1993). On the evolution of commensalism in the Chironomidae. *Freshwater Biology*, 29(3), 481–489. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00782.x>

345. Tuxen, S.L. (1944). *The Hot Springs, their Animal Communities and their Zoogeographical Significance*. Zoology of Iceland: Copenhagen; pp. 1–216.
346. Valstybės duomenų agentūra. (2025). Oficialiosios statistikos portalas. <https://osp.stat.gov.lt/> (2025 sausio 15).
347. Valstybinė miškų tarnyba. (2025). Valstybinė miškų apskaita. <https://amvmt.lrv.lt/lt/atviri-duomenys-1/misku-statistikos-leidiniai/valstybine-misku-apskaita/> (2025 sausio 15).
348. Van Der Velde, G.; Hiddink, R. (1987). Chironomidae mining in *Nuphar lutea* (L.) Sm. (Nymphaeaceae). *Entomologica Scandinavica Supplements*, 29, 255–264.
349. Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
350. Vilenica, M.; Ergović, V.; Mihaljević, Z. (2018). Mayfly (Ephemeroptera) assemblages of a Pannonian lowland mountain, with first records of the parasite *Symbiocladius rhithrogenae* (Zavrel, 1924) (Diptera: Chironomidae). *Annales de limnologie*, 54, 31. <https://doi.org/10.1051/limn/2018023>
351. Villamarín, C.; Villamarín-Cortez, S.; Salcido, D.M.; Herrera-Madrid, M.; Ríos-Touma, B. (2021). Drivers of diversity and altitudinal distribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in the Ecuadorian Andes. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 113–126. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i1.40964>
352. Virbickas, J.; Pliūraitė, V. (2002). The species composition of macrozoobenthos in small Lithuanian rivers. *Acta Zoologica Lituanica*, 12(3), 254–264.
353. VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra. (2025). Lietuvos erdvinės informacijos portalas. <https://www.geoportal.lt/geoportal/> (2025 sausio 15).
354. Wallace, J.B.; Merritt, R.W. (1980). Filter-Feeding Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review Entomology*, 25, 103–132. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.25.010180.000535>
355. Wang, L.; Lv, X.; Li, J.; Tan, L.; Rizo, E.Z.; Han, B.-P. (2022). Species Diversity and Community Composition of Macroinvertebrates in Headwater Streams of Two Subtropical Neighboring Lowland Basins. *Diversity*, 14(5), 402. <https://doi.org/10.3390/d14050402>

356. Ward, A.F.; Williams, D.D. (1986). Longitudinal zonation and food of larval chironomids (Insecta: Diptera) along the course of a river in temperate Canada. *Ecography*, 9(1), 48–57. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1986.tb01190.x>
357. Ward, A.K.; Dahm, C.N.; Cummins, K.W. (1985). *Nostoc* (Cyanophyta) productivity in Oregon stream ecosystems: Invertebrate influences and differences between morphological types. *Journal of Phycology*, 21(2), 223–227. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1985.00223.x>
358. Wickham, H. (2016). Data analysis. In *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Cham: Springer International Publishing, pp. 189–201. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_9
359. Wiederholm, T. (1976). Chironomids as indicators of water quality in Swedish lakes. *Naturvardsverkets Limnologiska Undersokningar Information*, 10, 1–17.
360. Wiederholm, T. (1980). Use of Benthos in Lake Monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52, 537–547.
361. Wiederholm, T. (1983). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1. Larvae. *Entomologica Scandinavica Supplements*, 19, 1–457.
362. Wiederholm, T. (1989). The adult males of Orthoclaadiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – keys and diagnoses. *Entomologica Scandinavica Supplements*, 34.
363. Wiggins, G.B.; Mackay, R.J. (1978). Some Relationships between Systematics and Trophic Ecology in Nearctic Aquatic Insects, with Special Reference to Trichoptera. *Ecology*, 59(6), 1211–1220. <https://doi.org/10.2307/1938234>
364. Williams, D.D. (1981). The First Diets of Postemergent Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Alevins in a Quebec River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(7), 765–771. <https://doi.org/10.1139/f81-104>
365. Winterbourn, M.J. (1969). The distribution of algae and insects in hot spring thermal gradients at Waimangu, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 3(3), 459–465. <https://doi.org/10.1080/00288330.1969.9515311>
366. Wu, H.; Chen, J.; Xu, J.; Zeng, G.; Sang, L.; Liu, Q.; Yin, Z.; Dai, J.; Yin, D.; Liang, J.; Ye, S. (2019). Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production*, 221, 480–489. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.001>

367. Zhang, J.; Kapli, P.; Pavlidis, P.; Stamatakis, A. (2013). A general species delimitation method with applications to phylogenetic placements. *Bioinformatics*, 29(22), 2869–2876. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btt499>
368. Zheng, C.-G.; Liu, Z.; Zhao, Y.-M.; Wang, Y.; Bu, W.-J.; Wang, X.-H.; Lin, X.-L. (2022). First Report on Mitochondrial Gene Rearrangement in Non-Biting Midges, Revealing a Synapomorphy in *Stenochironomus* Kieffer (Diptera: Chironomidae). *Insects*, 13(2), 115. <https://doi.org/10.3390/insects13020115>
369. Zheng, C.-G.; Zhu, X.-X.; Yan, L.-P.; Yao, Y.; Bu, W.-J.; Wang, X.-H.; Lin, X.-L. (2021). First complete mitogenomes of Diamesinae, Orthocladiinae, Prodiamesinae, Tanypodinae (Diptera: Chironomidae) and their implication in phylogenetics. *PeerJ*, 9, e11294. <https://doi.org/10.7717/peerj.11294>
370. Žvinklienė, V. (2006). *Vandeny apsaugos politika Europos Sąjungoje ir Lietuvoje*. Mykolo Romerio universitetas. <https://talpykla.elaba.lt/elaba-fedora/objects/elaba:2175253/datastreams/MAIN/content>

PRIEDAI

1 lentelė. Informacija apie tirtų upių ekologinius duomenis 2022 metais. Gylis (cm, pH), vandenyje ištirpęs deguonis (Van. ištirpęs deguonis, %), temperatūra (Temp., °C), elektrinis laidumas (El. laidumas, $\mu\text{S}/\text{cm}$), druskingumas (Drusk., ppt) ir bendras ištirpusių kietųjų medžiagų kiekis (TDS, ppm/ppt).

Table 1. Information on the ecological parameters of the studied rivers in 2022: depth (cm), pH, dissolved oxygen (Van. ištirpęs deguonis, %), temperature (Temp., °C), conductivity (El. laidumas, $\mu\text{S}/\text{cm}$), salinity (Drusk., ppt), and total dissolved solids (TDS, ppm/ppt).

Data	Tyrimo vieta	Upė	Koordinatės (°N, °E)	Gylis (cm)	pH	Van. ištirpęs deguonis (%)	Temp. (°C)	El. laidumas ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Drusk. (ppt)	TDS (ppm/ppt)
05.23	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	19,5	8,62	110,0	15,1	339	0,17	170
	2		55.01566, 25.70399	27,0	8,27	90,9	15,6	341	0,17	171
	3		54.99247, 25.75461	16,0	8,25	79,0	20,5	324	0,16	162
	4		54.99089, 25.75910	10,5	8,88	108,0	15,5	337	0,17	169
05.23	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	46,0	8,17	91,8	19,6	494	0,25	247

	6		54.94653, 25.75817	39,5	8,47	98,6	16,2	526	0,27	263
	7		54.94748, 25.75989	69,0	8,56	112,4	16,3	524	0,26	262
	8		54.94574, 25.84367	14,0	7,67	68,8	19,6	648	0,34	324
05.23	9	Luknele	55.21364, 25.94224	41,0	8,07	92,3	13,7	230	0,11	115
	10		55.22279, 25.86793	17,0	8,23	102,7	17,1	265	0,13	133
	11		55.23914, 25.85406	12,0	8,54	111,9	16,3	271	0,13	135
	12		55.25000, 25.83959	20,0	8,30	104,5	15,4	295	0,15	148
05.23	13	Kiauna	55.24680, 25.97070	38,0	8,29	100,7	15,4	357	0,18	179
	14		55.26404, 25.94127	35,5	8,34	97,1	13,6	362	0,18	181
	15		55.29566, 25.89389	30,2	8,24	100,7	14,2	363	0,18	182
	16		55.30822, 25.88691	14,0	7,94	92,0	14,4	366	0,18	183

05.23	17	Plāstaka	55.30809, 25.03089	43,5	7,97	87,1	13,1	352	0,17	176
	18		55.31415, 25.06143	37,5	8,66	111,1	14,6	347	0,17	174
	19		55.33593, 25.03658	33,0	7,67	101,0	13,2	566	0,29	284
	20		55.27795, 24.98634	49,5	8,32	96,4	12,4	368	0,18	185
05.23	21	Šešuola	55.25282, 24.97802	34,5	8,1,	71,6	13,1	537	0,27	267
	22		55.25414, 24.97889	9,5	8,49	96,2	13,9	537	0,27	269
	23		55.18436, 24.94257	15,5	7,6,	78,8	13,6	377	0,19	190
	24		55.18236, 24.94111	28,0	7,64	36,4	12,1	362	0,18	183
06.06	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	22,0	8,41	104,8	19,7	334	0,17	167
	2		55.01566, 25.70399	29,0	8,07	95,3	19,3	331	0,16	166
	3		54.99247, 25.75461	14,5	8,59	113,6	16,7	333	0,16	166

	4		54.99089, 25.75910	12,0	8,26	103,5	16,4	324	0,16	163
	5		54.95236, 25.72185	40,0	7,97	80,7	21,0	436	0,22	218
06.06	6	Skerdyksna	54.94653, 25.75817	35,5	8,44	95,8	21,6	504	0,25	252
	8		54.94574, 25.84367	16,3	7,62	76,2	20,9	577	0,30	289
	9		55.21364, 25.94224	40,5	8,14	90,8	16,1	241	0,12	121
	10		55.22279, 25.86793	20,0	8,31	102,5	19,9	264	0,13	132
06.06	11	Luknelė	55.23914, 25.85406	14,0	8,57	112,6	20,2	267	0,13	133
	12		55.25000, 25.83959	20,3	8,32	103,3	19,2	294	0,16	147
	13		55.24680, 25.97070	45,5	8,19	100,5	18,6	346	0,18	172
06.06	14	Kiauna	55.26404, 25.94127	37,5	8,35	99,6	17,1	356	0,18	176
	15		55.29566, 25.89389	35,0	8,41	103,3	18,0	358	0,18	179

	16		55.30822, 25.88691	19,0	8,27	99,5	18,3	357	0,18	178
	17		55.30809, 25.03089	42,0	7,88	76,5	15,7	341	0,17	171
06.06	18	Plaštaka	55.31415, 25.06143	37,2	8,55	104,3	18,0	344	0,17	172
	19		55.33593, 25.03658	32,8	7,39	93,5	13,8	605	0,31	301
	20		55.27795, 24.98634	45,3	8,27	97,0	13,7	370	0,19	184
	21		55.25282, 24.97802	36,3	7,62	83,5	15,6	461	0,24	230
	22		55.25414, 24.97889	11,0	8,23	88,2	15,4	463	0,24	231
06.06	23	Šešuola	55.18436, 24.94257	10,8	7,61	81,4	16,2	370	0,18	185
	24		55.18236, 24.94111	30,0	6,96	24,8	15,0	357	0,17	178
	1		55.01419, 25.63790	22,0	8,23	99,1	19,5	336	0,17	168
06.20	2	Dubinga	55.01566, 25.70399	28,0	7,93	85,7	19,3	340	0,17	170

	3		54.99247, 25.75461	15,5	8,16	76,3	20,5	330	0,16	164
	4		54.99089, 25.75910	7,0	8,11	101,1	19,4	334	0,16	158
06.20	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	24,0	7,94	87,6	17,4	485	0,25	242
	6		54.94653, 25.75817	26,0	8,23	92,2	19,9	500	0,25	250
	7		54.94748, 25.75989	33,0	7,93	119,0	20,2	505	0,25	252
	8		54.94574, 25.84367	12,8	7,46	67,4	16,1	675	0,35	337
06.20	9	Luknelė	55.21364, 25.94224	42,0	7,76	89,9	15,2	240	0,11	120
	10		55.22279, 25.86793	24,0	7,85	91,1	17,9	262	0,13	131
	11		55.23914, 25.85406	14,5	8,16	99,2	19,0	263	0,13	132
	12		55.25000, 25.83959	20,0	7,76	88,7	17,5	292	0,15	147
06.20	13	Kiauna	55.24680, 25.97070	54,0	7,68	73,6	18,5	343	0,17	172

	14		55.26404, 25.94127	40,0	7,86	84,7	17,0	344	0,17	172
	15		55.29566, 25.89389	36,0	7,94	86,0	18,3	358	0,18	178
	16		55.30822, 25.88691	19,5	6,95	74,9	18,7	357	0,18	179
06.20	17	Plaštaka	55.30809, 25.03089	54,0	7,11	63,0	14,7	255	0,13	128
	18		55.31415, 25.06143	47,5	7,46	50,5	17,2	327	0,16	163
	19		55.33593, 25.03658	45,0	7,01	26,3	14,1	602	0,33	306
	20		55.27795, 24.98634	68,0	7,78	99,6	13,8	240	0,11	121
06.20	21	Šešuola	55.25282, 24.97802	42,0	7,09	59,8	13,3	293	0,15	147
	22		55.25414, 24.97889	24,0	7,93	95,5	15,7	242	0,25	248
	23		55.18436, 24.94257	13,0	7,45	80,0	18,2	370	0,18	184
	24		55.18236, 24.94111	31,0	6,86	17,9	16,6	350	0,17	175

07.04	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	31,0	7,82	59,5	23,9	360	0,18	180
	2		55.01566, 25.70399	34,0	7,73	66,3	22,9	364	0,18	178
	3		54.99247, 25.75461	32,0	8,03	88,5	25,0	350	0,16	170
	4		54.99089, 25.75910	0,0	7,86	78,8	22,6	360	0,18	181
07.04	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	29,0	7,71	76,6	21,9	476	0,24	237
	6		54.94653, 25.75817	37,8	8,08	85,7	23,2	479	0,23	239
	7		54.94748, 25.75989	32,0	7,26	23,3	23,2	485	0,24	242
	8		54.94574, 25.84367	35,0	7,47	63,1	18,8	685	0,34	347
07.04	9	Luknelė	55.21364, 25.94224	41,0	7,98	88,6	20,0	258	0,12	120
	10		55.22279, 25.86793	26,0	8,01	79,1	23,3	284	0,13	142
	11		55.23914, 25.85406	14,0	8,31	88,0	24,2	283	0,14	140

	12		55.25000, 25.83959	20,5	7,72	73,7	22,4	314	0,15	156
	13		55.24680, 25.97070	75,5	7,53	44,1	23,6	348	0,17	174
	14		55.26404, 25.94127	55,0	7,96	68,9	23,3	368	0,18	184
07.04	15	Kiauna	55.29566, 25.89389	51,0	8,19	73,7	25,2	370	0,18	185
	16		55.30822, 25.88691	36,5	7,99	72,7	25,0	370	0,18	185
	17		55.30809, 25.03089	60,0	7,31	25,5	21,9	368	0,17	185
	18		55.31415, 25.06143	62,5	7,12	22,6	22,8	361	0,17	180
07.04	19	Plaštaka	55.33593, 25.03658	28,0	7,11	26,3	18,8	605	0,30	302
	20		55.27795, 24.98634	11,0	8,22	97,1	21,2	381	0,19	191
	21		55.25282, 24.97802	34,0	7,43	19,3	20,5	536	0,27	269
07.04	22	Šešuola	55.25414, 24.97889	5,0	8,05	85,5	20,2	538	0,26	263

	23		55.18436, 24.94257	22,0	7,34	64,7	23,3	397	0,19	199
	24		55.18236, 24.94111	30,0	6,74	7,9	22,0	408	0,20	204
07.18	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	63,0	7,38	60,1	19,0	342	0,16	170
	2		55.01566, 25.70399	31,8	8,02	77,8	18,3	348	0,16	174
	3		54.99247, 25.75461	15,0	8,18	92,1	18,9	338	0,17	161
	4		54.99089, 25.75910	8,0	7,98	97,3	18,8	338	0,16	159
07.18	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	40,0	7,52	77,8	16,8	441	0,22	221
	6		54.94653, 25.75817	51,5	7,73	84,6	17,8	531	0,26	265
	7		54.94748, 25.75989	36,0	7,73	53,9	18,4	507	0,25	248
	8		54.94574, 25.84367	66,0	7,01	71,1	13,5	698	0,35	349
07.18	9	Luknelė	55.21364, 25.94224	47,0	7,13	85,9	14,4	237	0,11	119

	10		55.22279, 25.86793	31,0	7,25	75,2	17,8	279	0,13	140
	11		55.23914, 25.85406	16,5	7,41	87,6	19,4	277	0,14	139
	12		55.25000, 25.83959	22,0	7,57	80,5	18,3	306	0,15	153
07.18	13	Kiauna	55.24680, 25.97070	91,0	7,6,	41,6	18,0	342	0,17	171
	14		55.26404, 25.94127	70,5	7,87	67,3	17,3	358	0,17	175
	15		55.29566, 25.89389	61,0	6,94	62,5	18,8	365	0,17	182
	16		55.30822, 25.88691	49,5	7,48	62,7	19,2	366	0,18	183
07.18	17	Plaštaka	55.30809, 25.03089	60,0	7,00	49,0	16,2	356	0,18	178
	18		55.31415, 25.06143	62,0	7,40	30,8	18,1	355	0,17	178
	19		55.33593, 25.03658	42,0	7,30	29,5	14,3	622	0,30	311
	20		55.27795, 24.98634	9,8	7,54	96,4	15,3	373	0,18	187

07.18	21	Šešuola	55.25282, 24.97802	34,5	7,68	58,8	16,3	545	0,27	273
	22		55.25414, 24.97889	4,5	7,79	87,7	17,2	539	0,24	268
	23		55.18436, 24.94257	19,0	6,81	76,3	17,4	381	0,19	182
	24		55.18236, 24.94111	29,8	6,65	6,5	15,6	384	0,18	192
08.01	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	27,0	7,69	76,6	20,5	367	0,17	174
	2		55.01566, 25.70399	26,5	7,66	71,9	19,1	351	0,16	175
	3		54.99247, 25.75461	11,0	7,98	74,6	19,7	347	0,16	173
	4		54.99089, 25.75910	4,5	7,63	73,2	19,3	352	0,17	176
08.01	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	47,0	7,91	72,6	16,8	543	0,26	271
	6		54.94653, 25.75817	37,5	8,06	86,7	19,2	549	0,27	275
	7		54.94748, 25.75989	22,0	7,47	56,0	19,3	553	0,27	276

	8		54.94574, 25.84367	51,0	7,43	56,1	13,2	731	0,36	365
	9		55.21364, 25.94224	40,0	7,93	87,3	14,5	273	0,12	137
	10		55.22279, 25.86793	28,5	7,82	74,1	18,4	286	0,14	142
08.01	11	Luknelė	55.23914, 25.85406	12,0	8,21	84,9	20,7	281	0,13	140
	12		55.25000, 25.83959	20,0	8,05	83,1	19,9	311	0,15	156
	13		55.24680, 25.97070	80,0	7,48	43,6	19,2	363	0,17	182
	14		55.26404, 25.94127	61,0	7,79	76,3	18,2	371	0,17	185
08.01	15	Kiauna	55.29566, 25.89389	53,5	7,80	72,3	20,2	368	0,18	184
	16		55.30822, 25.88691	38,0	7,82	72,0	20,7	372	0,19	186
	17		55.30809, 25.03089	56,0	7,35	54,4	16,8	358	0,17	179
08.01	18	Plaštaka	55.31415, 25.06143	59,0	7,20	31,5	20,8	358	0,17	179

	19		55.33593, 25.03658	42,5	7,23	10,4	14,6	621	0,31	310
	20		55.27795, 24.98634	8,0	8,22	97,4	15,7	373	0,17	187
08.01	21	Šešuola	55.25282, 24.97802	32,0	7,71	55,1	17,1	585	0,29	292
	22		55.25414, 24.97889	26,0	8,37	88,6	17,9	577	0,28	289
	23		55.18436, 24.94257	16,0	7,47	76,0	17,1	389	0,18	194
	24		55.18236, 24.94111	26,5	6,58	7,3	15,8	436	0,21	215
08.15	1	Dubinga	55.01419, 25.63790	27,5	8,03	80,7	22,8	334	0,17	167
	2		55.01566, 25.70399	26,0	7,92	63,7	21,2	335	0,16	168
	3		54.99247, 25.75461	11,5	8,24	109,6	24,6	322	0,15	162
	4		54.99089, 25.75910	5,5	7,92	83,2	20,2	332	0,16	166
08.15	5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	50,5	8,04	72,3	18,9	554	0,28	277

	6		54.94653, 25.75817	32,5	8,20	78,4	23,4	549	0,27	274
	7		54.94748, 25.75989	27,5	7,99	95,2	23,9	547	0,27	273
	8		54.94574, 25.84367	75,5	7,60	48,2	15,8	735	0,37	367
08.15	9	Luknele	55.21364, 25.94224	36,0	7,88	83,7	15,0	264	0,12	132
	10		55.22279, 25.86793	18,0	7,74	61,5	17,5	284	0,14	142
	11		55.23914, 25.85406	36,0	7,78	38,8	19,1	281	0,14	141
	12		55.25000, 25.83959	23,0	7,99	73,8	20,8	302	0,14	151
08.15	13	Kiauna	55.24680, 25.97070	88,0	7,65	44,2	20,1	357	0,18	178
	14		55.26404, 25.94127	69,5	7,97	69,9	18,7	358	0,18	179
	15		55.29566, 25.89389	58,0	7,90	66,3	21,0	361	0,18	181
	16		55.30822, 25.88691	43,5	7,96	66,9	21,5	360	0,17	180

08.15	17	Plāštaka	55.30809, 25.03089	54,0	7,63	56,2	17,3	356	0,18	178
	18		55.31415, 25.06143	55,0	7,59	27,0	21,0	359	0,18	179
	19		55.33593, 25.03658	40,0	7,36	5,7	14,7	638	0,31	319
	20		55.27795, 24.98634	4,0	8,36	96,0	15,3	377	0,19	188
08.15	21	Šešuola	55.25282, 24.97802	31,0	7,68	67,8	17,4	595	0,30	298
	22		55.25414, 24.97889	24,5	8,44	78,9	18,3	584	0,29	292
	23		55.18436, 24.94257	11,0	7,35	36,3	14,0	487	0,24	243
	24		55.18236, 24.94111	25,0	6,95	12,8	15,2	378	0,18	189

2 lentelė. Analizuotų upių vietų substrato kategorijos, kur: A – akmenys, G – gargždas, R – rieduliai, S – smėlis, Sm – smulki organinė medžiaga, St – stambi organinė medžiaga, Ž – žvyras, Žv – žvirgždas ir kraštovaizdžio kategorijos, kur: D – dirbami laukai, G – ganykla, K – kaimas, M – miškas, m – miestas/ miestelis, P – pieva.

Table 2. Substrate categories of the analysed river sites, where: A – stones, G – gravel, R – boulders, S – sand, Sm – micro organic material, St – macro organic material, Ž – gravel, Žv – pebble, and environmental categories, where: D – agriculture, G – pasture, K – village, M – forest, m – urban area, P – meadow.

Tyrimo vieta	Upė	Koordinatės	Substrato kategorijos	Kraštovaizdžio kategorijos
1	Dubinga	55.01419, 25.63790	SŽSt	MKG
2		55.01566, 25.70399	SStSm	M
3		54.99247, 25.75461	SGRStSm	Mm
4		54.99089, 25.75910	SŽŽvGSm	Mm
5	Skerdyksna	54.95236, 25.72185	SRStSm	MKP
6		54.94653, 25.75817	StSm	mD
7		54.94748, 25.75989	SŽŽvStSm	mP
8		54.94574, 25.84367	SŽSm	D
9	Luknelė	55.21364, 25.94224	SŽŽvStSm	M
10		55.22279, 25.86793	SStSm	D
11		55.23914, 25.85406	SŽStSm	D
12		55.25000, 25.83959	SŽStSm	D
13	Kiauna	55.24680, 25.97070	SStSm	MK

14		55.26404, 25.94127	SStSm	MK
15		55.29566, 25.89389	SŽRSt	M
16		55.30822, 25.88691	StSm	KDG
17		55.30809, 25.03089	SRStSm	MD
18	Plāštaka	55.31415, 25.06143	SRStSm	DG
19		55.33593, 25.03658	StSm	P
20		55.27795, 24.98634	SRStSm	MP
21		55.25282, 24.97802	StSm	KDP
22	Šešuola	55.25414, 24.97889	SŽŽvGASStSm	MK
23		55.18436, 24.94257	SASm	D
24		55.18236, 24.94111	StSm	GP

3 lentelė. 2021-2022 metais nustatytų uodų trūklių pošeimų, tribų, genčių ir rūšių gausumas šešiose skirtingose Lietuvos upėse: Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, Šešuola.

Table 3. The abundance of non-biting midge subfamilies, tribes, genera, and species in six Lithuanian rivers: Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, Šešuola, between 2021 and 2022.

Taksonominės grupės	Dubinga	Kiauna	Luknelė	Plaštaka	Skerdyksna	Šešuola
Pošeimis Tanypodinae Skuse, 1889	355	470	787	262	361	241
Triba Anatopyniini Fittkau, 1962		1	1			
Gentis <i>Anatopynia</i> Johannsen, 1905		1	1			
<i>Anatopynia</i> sp.		1	1			
Triba Coelotanypodini Coffman, 1978	5	1	4	13	47	10
Gentis <i>Clinotanypus</i> Kieffer, 1913	5	1	4	13	47	10
<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen, 1818)	5	1	1	13	47	10
Triba Macropelopiini Zavřel, 1929		1	16	6		
Gentis <i>Apsectrotanypus</i> Fittkau, 1962			10			
<i>Apsectrotanypus</i> <i>trifascipennis</i> (Zetterstedt, 1838)			10			
Gentis <i>Macropelopia</i> Thienemann, 1916		1	6	2		
<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen, 1804) ²				2		
<i>Macropelopia notata</i> (Meigen, 1818)		1	6			

Gentis <i>Psectrotanypus</i> Kieffer, 1909				4		
<i>Psectrotanypus varius</i> (Fabricius, 1787)				4		
Triba Pentaneurini Hennig, 1950	123	249	492	85	55	120
Gentis <i>Ablabesmyia</i> Johannsen, 1905	119	206	412	75	38	94
<i>Ablabesmyia</i> (<i>Ablabesmyia</i>) <i>longistyla</i> Fittkau, 1962	32	2	87	8	5	4
<i>Ablabesmyia</i> (<i>Ablabesmyia</i>) <i>monilis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	3			
<i>Ablabesmyia</i> (<i>Ablabesmyia</i>) <i>phatta</i> (Egger, 1864)		1	15		1	
Gentis <i>Conchapelopia</i> Fittkau, 1957 ¹	4	39	73	10	16	26
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818) ²	3	36		3	8	
Gentis <i>Krenopelopia</i> Fittkau, 1962			2			
<i>Krenopelopia binotata</i> (Wiedemann, 1817)			2			
Gentis <i>Larsia</i> Fittkau, 1962 ¹		4	2			
<i>Larsia atrocincta</i> (Goetghebuer, 1942) ²		4	2			
Gentis <i>Zavrelimyia</i> Fittkau, 1962			5		1	
<i>Zavrelimyia melanura</i> (Meigen, 1804)			5		1	
Triba Procladiini Roback, 1971	84	68	54	81	153	34
Gentis <i>Procladius</i> Skuse, 1889	84	68	54	81	153	34
<i>Procladius</i> (<i>Holotanypus</i>) <i>crassinervis</i> (Zetterstedt, 1838) ²				4		

<i>Procladius (Holotanypus) culiciformis</i> (Linnaeus, 1767) ²					14	
<i>Procladius (Holotanypus) denticulatus</i> Sublette, 1964 ²		9		23		
<i>Procladius (Holotanypus) fuscus</i> Brundin, 1956 ²				4		
<i>Procladius (Holotanypus) pectinatus</i> (Kieffer, 1909) ²	3				4	
<i>Procladius</i> sp.	8					
Triba Tanypodini Skuse, 1889		2		2		4
Gentis <i>Tanypus</i> Meigen, 1803		2		2		4
<i>Tanypus (Tanypus) kraatzi</i> (Kieffer, 1912)						4
<i>Tanypus (Tanypus) vilipennis</i> (Kieffer, 1918)		1				
Pošeimis Diamesinae Kieffer, 1922	4		1		1	
Triba Diamesini Kieffer, 1922	4		1		1	
Gentis <i>Potthastia</i> Kieffer, 1922	4					
<i>Potthastia</i> sp.	4					
Gentis <i>Pseudodiamesa</i> Goetghebuer, 1939			1		1	
<i>Pseudodiamesa (Pachydiamesa) arctica</i> (Malloch, 1919)			1			
Pošeimis Prodiamesinae Sæther, 1976	85	41	15	9	3	30
Gentis <i>Monodiamesa</i> Kieffer, 1922	10		1	2		
<i>Monodiamesa bathyphila</i> (Kieffer, 1918)	10		1	2		
Gentis <i>Odontomesa</i> Pagast, 1947				7		

<i>Odontomesa fulva</i> (Kieffer, 1919)				7		
Gentis <i>Prodiamesa</i> Kieffer, 1906	69	41	13		3	30
<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen, 1818)	13	9	1		3	20
Pošeimis Orthoclaadiinae Kieffer, 1911	287	232	557	185	47	481
Gentis <i>Acricotopus</i> Kieffer, 1921 ¹				23		
<i>Acricotopus lucens</i> (Zetterstedt, 1850) ²				23		
Gentis <i>Brillia</i> Kieffer, 1913	1					
<i>Brillia</i> sp.	1					
Gentis <i>Chaetocladius</i> Kieffer, 1911				1	1	
<i>Chaetocladius</i> (<i>Chaetocladius</i>) <i>piger</i> (Goetghebuer, 1913) ²				1	1	
Gentis <i>Corynoneura</i> Winnertz, 1846	23	9	15	14	5	17
<i>Corynoneura</i> sp.	23	9	15	14	5	17
Gentis <i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	16		2		4	15
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>bicinctus</i> (Meigen, 1818)	1					
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>cylindraceus</i> (Kieffer, 1908) ²					1	
<i>Cricotopus</i> (<i>Cricotopus</i>) <i>festivellus</i> (Kieffer, 1906) ²	5					
<i>Cricotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>perniger</i> (Zetterstedt, 1850) ²					2	
<i>Cricotopus</i> sp.					1	
<i>Cricotopus</i> (<i>Isocladius</i>) <i>sylvestris</i> Fabricius, 1794	10					
Gentis <i>Epoicocladius</i> Sulc and Zavřel, 1924	3		1			

<i>Epoicocladius ephemerae</i> (Kieffer, 1924)			1			
Gentis <i>Eukiefferiella</i> Thienemann, 1926		1		2		
<i>Eukiefferiella</i> sp.		1		2		
Gentis <i>Heterotrissocladius</i> Spärck, 1923 ¹			4			
<i>Heterotrissocladius</i> <i>marcidus</i> (Walker, 1856) ²			4			
Gentis <i>Limnophyes</i> Eaton, 1875			1			
<i>Limnophyes minimus</i> (Meigen, 1818)			1			
Gentis <i>Metriocnemus</i> van der Wulp, 1874				1		
<i>Metriocnemus</i> (<i>Metriocnemus</i>) <i>eurynotus</i> (Holmgren, 1883)				1		
Gentis <i>Nanocladius</i> Kieffer, 1913					2	
<i>Nanocladius</i> (<i>Nanocladius</i>) <i>dichromus</i> (Kieffer, 1906)					2	
Gentis <i>Orthocladius</i> van der Wulp, 1874		4	5			64
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>decoratus</i> (Holmgren, 1869) ²						32
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>oblidens</i> (Walker, 1856) ²						32
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>) <i>rubicundus</i> (Meigen, 1818)			4			
Gentis <i>Paracladius</i> Hirvenoja, 1973		3		1		1
<i>Paracladius conversus</i> (Walker, 1856)				1		
Gentis <i>Parakiefferiella</i> Thienemann, 1936	15	9	7			3
<i>Parakiefferiella</i> sp.	15	9	7			3

Gentis <i>Parametriocnemus</i> Goetghebuer, 1932 ¹				3		
<i>Parametriocnemus</i> sp.				3		
Gentis <i>Paraphaenocladus</i> Thienemann, 1924 ¹			58			
<i>Paraphaenocladus</i> sp.			58			
Gentis <i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	91	3	5	2	2	
<i>Psectrocladius</i> (<i>Psectrocladius</i>) <i>limbatellus</i> (Holmgren, 1869) ²			1			
<i>Psectrocladius</i> (<i>Psectrocladius</i>) <i>psilopterus</i> Thienemann, 1906)					1	
<i>Psectrocladius</i> (<i>Psectrocladius</i>) <i>sordidellus</i> (Zetterstedt, 1838)		1		1		
Gentis <i>Rheocricotopus</i> Brundin, 1956 ¹			19			
<i>Rheocricotopus</i> (<i>Rheocricotopus</i>) <i>fuscipes</i> (Kieffer, 1909) ²			19			
Gentis <i>Synorthocladus</i> Thienemann, 1935	5			2		1
<i>Synorthocladus semivirens</i> (Kieffer, 1909)	5			2		1
Gentis <i>Thienemanniella</i> Kieffer, 1911 ¹			1	1		
<i>Thienemanniella</i> sp. ²			1	1		
Gentis <i>Zalutschia</i> Lipina, 1939	2		7			
<i>Zalutschia</i> sp.	2		7			
Pošeimis Chironominae Newman, 1834	1718	1392	1291	1199	750	448
Triba Chironomini Newman, 1834	503	213	82	392	192	98
Gentis <i>Chironomus</i> Meigen, 1803	38	29		85	59	12

<i>Chironomus (Chironomus) acidophilus</i> Keyl, 1960 ²				10		
<i>Chironomus (Chironomus) cingulatus</i> Meigen, 1830 ²	22					1
<i>Chironomus (Chironomus) curabilis</i> Belyanina, Sigareva and Loginova, 1990 ²				12		
<i>Chironomus (Chironomus) melanescens</i> Keyl, 1961 ²				21		
<i>Chironomus (Chironomus) melanotus</i> Keyl, 1961 ²					1	
<i>Chironomus (Chironomus) pallidivittatus</i> Malloch, 1915 ²				1		
<i>Chironomus (Chironomus) piger</i> Strenzke, 1959 ²	6	2			4	
<i>Chironomus (Chironomus) plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	2					1
<i>Chironomus (Chironomus) pseudothummi</i> Strenzke, 1959 ²				6		2
<i>Chironomus (Chironomus) riparius</i> Meigen, 1804				1		
<i>Chironomus (Chironomus) salinarius</i> Kieffer, 1915					6	
Gentis <i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921		2				
<i>Cladopelma</i> sp.		2				
Gentis <i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	8	4	4	6	2	
<i>Cryptochironomus albofasciatus</i> (Staeger, 1839) ²	2				1	
<i>Cryptochironomus obreptans</i> (Walker, 1856) ²	2			3		
<i>Cryptochironomus rostratus</i> Kieffer, 1921 ²		1				

Gentis <i>Cryptotendipes</i> Beck and Beck, 1969				4	1	
<i>Cryptotendipes</i> sp.				4	1	
Gentis <i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	1		15			
<i>Demicryptochironomus</i> (<i>Demicryptochironomus</i>) <i>vulneratus</i> (Zetterstedt, 1838)			15			
Gentis <i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913					3	3
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)					2	
<i>Dicrotendipes tritonus</i> Thienemann & Kieffer, 1916						3
Gentis <i>Einfeldia</i> Kieffer, 1924				1	1	17
<i>Einfeldia pagana</i> (Meigen, 1838)				1	1	17
Gentis <i>Endochironomus</i> Kieffer, 1918	2	5		9	2	8
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)		5				
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)	1				2	8
Gentis <i>Glyptotendipes</i> Kieffer, 1913	14					2
<i>Glyptotendipes</i> (<i>Phytotendipes</i>) <i>cauliginellus</i> (Kieffer, 1913)	5					
<i>Glyptotendipes</i> (<i>Phytotendipes</i>) <i>pallens</i> (Meigen, 1804)	1					
<i>Glyptotendipes</i> (<i>Trichotendipes</i>) <i>signatus</i> (Kieffer, 1909) ²	1					

Gentis <i>Harnischia</i> Kieffer, 1921			2	10		
<i>Harnischia fuscimanus</i> Kieffer, 1921				4		
Gentis <i>Microtendipes</i> Kieffer, 1915	238	152	39	158	63	10
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)	82	20	7	42	33	1
<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer, 1776)	88	24	11	11	27	2
<i>Microtendipes rydalensis</i> (Edwards, 1929) ²	40					
<i>Microtendipes</i> sp.			1			
<i>Microtendipes tarsalis</i> (Walker, 1856)	1	78	5	3		
Gentis <i>Parachironomus</i> Lenz, 1921					19	15
<i>Parachironomus vitiosus</i> (Goetghebuer, 1921)					19	15
Gentis <i>Paracladopelma</i> Harnisch, 1923	1			1	5	
<i>Paracladopelma camptolabis</i> (Kieffer, 1913)	1					
Gentis <i>Paratendipes</i> Kieffer, 1911	3	8		60	28	5
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1804)	3	6		60	9	3
Gentis <i>Polypedilum</i> Kieffer, 1912	167	10	17	58	4	21
<i>Polypedilum (Uresipedilum) convictum</i> (Walker, 1856)	4					
<i>Polypedilum (Uresipedilum) cultellatum</i> Goetghebuer, 1931 ²						9
<i>Polypedilum (Polypedilum) nubeculosum</i> (Meigen, 1804)	1					

<i>Polypedilum (Tripodura) pullum</i> (Zetterstedt, 1838) ²					1	
<i>Polypedilum (Tripodura) scalaenum</i> Schrank, 1803	137		1			
<i>Polypedilum (Pentapedilum) sordens</i> (Wulp, 1875)	3					
<i>Polypedilum</i> sp.			4			
Gentis <i>Synendotendipes</i> Grodhaus, 1987	9	1	1		3	5
<i>Synendotendipes impar</i> (Walker, 1856)						1
Gentis <i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919 ¹	8	1				
<i>Stenochironomus (Stenochironomus) gibbus</i> (Fabricius, 1794) ²	2	1				
Gentis <i>Stictochironomus</i> Kieffer, 1919		1	2		2	
<i>Stictochironomus</i> sp.		1	2		2	
Gentis <i>Tribelos</i> Townes, 1945	14					
<i>Tribelos intextus</i> (Walker, 1856)	14					
Gentis <i>Xenochironomus</i> Kieffer, 1921			2			
<i>Xenochironomus xenolabis</i> Kieffer, 1916			2			
Triba Tanytarsini Zavřel, 1917	195	95	78	146	28	58
Gentis <i>Cladotanytarsus</i> Kieffer, 1921	5	11	27	13		
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker, 1856)			7			
Gentis <i>Micropsectra</i> Kieffer, 1908	69		13	32	3	34
<i>Micropsectra apposita</i> (Walker, 1856) ²					1	

<i>Micropsectra contracta</i> Reiss, 1965						3
Gentis <i>Neozavrelia</i> Goetghebuer, 1941 ¹	7					
<i>Neozavrelia</i> sp.	7					
Gentis <i>Paratanytarsus</i> Thienemann and Bause, 1913	1	1	1		3	3
<i>Paratanytarsus</i> sp.	1	1	1		3	3
Gentis <i>Stempellina</i> Thienemann and Bause, 1913		1				
<i>Stempellina</i> sp.		1				
Gentis <i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1874	97	82	37	101	22	21
<i>Tanytarsus multipunctatus</i> Brundin, 1947 ²	41	13				
Gentis <i>Virgatanytarsus</i> Pinder, 1982 ¹	16					
<i>Virgatanytarsus</i> sp.	16					
Iš viso						
Gentys	32	29	37	35	28	25
Rūšys	42	28	35	34	31	23
Individai	2476	2137	2657	1663	1162	1201

¹ Naujos Lietuvos faunai uodų trūklių gentys;

² Naujos Lietuvos faunai uodų trūklių rūšys.

¹ New non-biting midges genera in the fauna of Lithuania;

² New non-biting midges species in the fauna of Lithuania.

4 lentelė. Tyrimų metu nustatytų uodų trūklių genčių trofinės grupės: detritofagai (De), plėšrūnai (Pl), algofagai (Al), fitofagai (Fi), ksilofagai (Ks), parazitai (Pr), komensalai (Ko)) ir būdingi mitybos būdai: rinkėjai (Ri), siurbikai (Si), filtruotojai (Fi), smulkintojai (Sm), gremžėjai (Gr), įvairi mityba (LM)).

Table 4. Trophic groups of non-biting midges genera identified during the study: detritophages (De), predators (Pl), algophages (Al), phytophages (Fi), xylophages (Ks), parasites (Pr), commensals (Ko) and typical feeding modes: collector-gatherers (Ri), engulfers/piercers (Si), collector-filterers (Fi), shredders (Sm), scrapers (Gr), flexible (LM).

Pošeimis	Gentis	Trofinės grupės	Mitybos būdai
Tanypodinae	<i>Ablabesmyia</i>	Al, De, Pl	Ri, Si
	<i>Anatopynia</i>	Pl	
	<i>Apsectrotanypus</i>	Pl	Si
	<i>Clinotanypus</i>	Pl	Si
	<i>Conchapelopia</i>	Pl	Si
	<i>Krenopelopia</i>	Pl	Si
	<i>Larsia</i>	Pl	Si
	<i>Macropelopia</i>	De, Pl	Si
	<i>Procladius</i>	Al, De, Pl	Ri, Si
	<i>Psectrotanypus</i>	Pl	Si
	<i>Tanypus</i>	Al, De, Pl	Si, Ri
	<i>Zavrelimyia</i>	Pl	Si
Diamesinae	<i>Potthastia</i>	Al	Ri, Gr
	<i>Pseudodiamesa</i>		Ri, Gr
Prodiamesinae	<i>Monodiamesa</i>		Ri
	<i>Odontomesa</i>		Ri, Fi
	<i>Prodiamesa</i>		Ri
Orthoclaadiinae	<i>Brillia</i>	De, Ks	Ri, Sm
	<i>Chaetocladius</i>	Ks	Ri
	<i>Corynoneura</i>	De	Ri
	<i>Cricotopus</i>	Al, De, Fi	Ri, Gr, Sm, Si
	<i>Epoicocladius</i>	Ko	Ri
	<i>Eukiefferiella</i>	De, Fi, Ks, Pl	Ri, Gr, Si
	<i>Heterotrissocladius</i>	De	Ri, Gr

	<i>Limnophyes</i>	Ks	Ri
	<i>Metriocnemus</i>	De, Pl	Ri, Si
	<i>Nanocladius</i>	De	Ri, Si
	<i>Orthocladius</i>	De, Ks	Ri, Sm
	<i>Paracladius</i>		Ri
	<i>Parakiefferiella</i>		Ri
	<i>Parametriocnemus</i>		Ri
	<i>Paraphaenocladius</i>	Ks	Ri
	<i>Psectrocladius</i>	Al, Fi	Ri, Sm
	<i>Rheocricotopus</i>	Fi, Pl	Ri, Sm, Si
	<i>Synorthocladius</i>	De	Ri, Gr
	<i>Thienemanniella</i>	Al	Ri
Chironominae	<i>Chironomus</i>	Al, De, Fi, Pl	Ri, Fi, Sm, Si, LM
	<i>Cladopelma</i>	De, Fi	Ri
	<i>Cladotanytarsus</i>	De	Ri, Fi
	<i>Cryptochironomus</i>	De, Pl	Ri, Si
	<i>Cryptotendipes</i>		LM
	<i>Demicryptochironomus</i>		Ri
	<i>Dicrotendipes</i>	De	Ri, Fi, Gr
	<i>Einfeldia</i>		Ri
	<i>Endochironomus</i>	Al, De, Fi, Pl	Ri, Fi, Sm, Si
	<i>Glyptotendipes</i>	Al, De, Fi, Ks, Pl	Ri, Fi, Sm, Si
	<i>Harnischia</i>	De	Ri, Gr, Sm
	<i>Micropsectra</i>	De	Ri, Si
	<i>Microtendipes</i>		Ri, Fi
	<i>Parachironomus</i>	Pl, Pr	Ri, Fi, Si
	<i>Paratanytarsus</i>	De	
	<i>Paratendipes</i>	De	Ri
	<i>Polypedilum</i>	Al, De, Fi, Ks, Pl	Ri, Fi, Sm, Si
	<i>Stempellina</i>	Al, De	Ri
	<i>Stenochironomus</i>	Fi, Ks	Ri, Sm
	<i>Stictochironomus</i>	Fi	Ri, Sm
	<i>Tanytarsus</i>	De, Fi	Ri, Fi, Gr
	<i>Tribelos</i>	Pl	Ri

<i>Xenochironomus</i>	Pl	Si
-----------------------	----	----

5 lentelė. Uodų trūklių genčių ir rūšių sąrašas, jų COI geno sekos kodas GenBank sistemoje bei sekų panašumas su BOLD ir GenBank sistemoje pateiktomis sekomis.

Table 5. Genera and species list of non-biting midges, their COI gene sequence code in GenBank and sequence similarity to sequences reported in BOLD and GenBank.

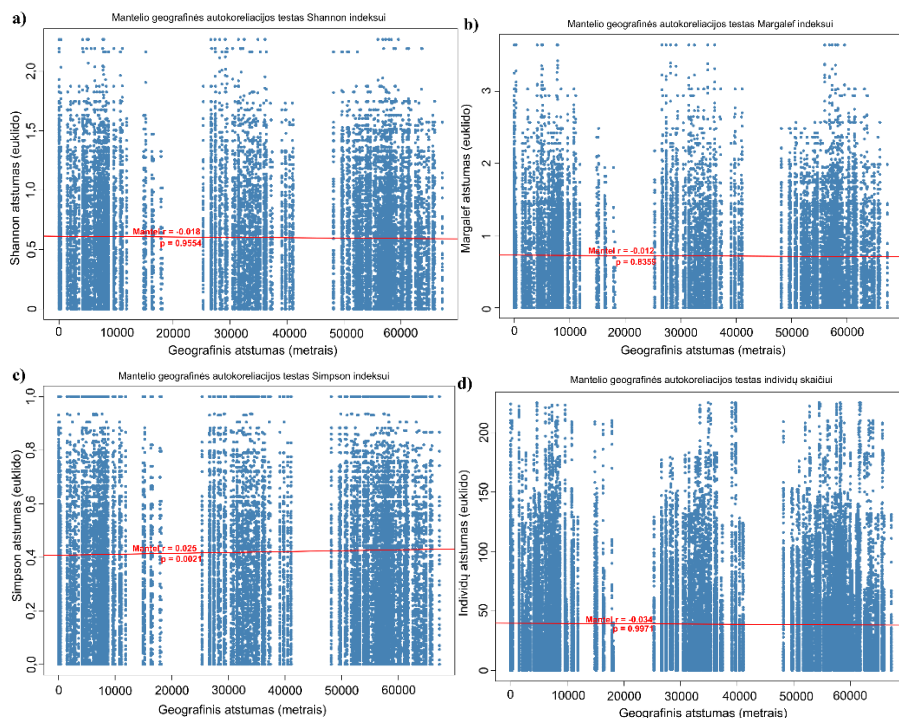
GenBank kodas	Rūšis/Gentis	Palyginamoji seka	Sekų panašumas (%)
PQ458064	<i>Paraphaenocladus</i> sp.	KR633609*	89,79
PQ458065	<i>Paraphaenocladus</i> sp.	KR633609*	89,61
PQ458066	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MT535040	98,01
PQ458067	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MT535040	98,02
PQ458068	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MZ627945	99,66
PQ458069	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MZ627945	99,67
PQ458070	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MZ659490	100,00
PQ458071	<i>Ablabesmyia longistyla</i>	MZ627945	99,67
PQ458072	<i>Acricotopus lucens</i>	MZ656236	99,22
PQ458073	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	MT534635	99,30
PQ458074	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	MW378342	99,69
PQ458075	<i>Chironomus acidophilus</i>	HQ105031	99,85
PQ458076	<i>Chironomus cingulatus</i>	MZ660424	100,00
PQ458077	<i>Chironomus cingulatus</i>	MZ660424	100,00
PQ458078	<i>Chironomus cingulatus</i>	MZ660424	100,00
PQ458079	<i>Chironomus cingulatus</i>	MZ660424	100,00
PQ458080	<i>Chironomus curabilis</i>	OP927448	99,85
PQ458081	<i>Chironomus curabilis</i>	OP927684	99,85
PQ458082	<i>Chironomus melanescens</i>	JN265100	100,00
PQ458083	<i>Chironomus melanotus</i>	MZ659620	99,85
PQ458084	<i>Chironomus</i> nr. <i>pseudothummi</i>	MZ658408	99,38
PQ458085	<i>Chironomus pallidivittatus</i>	MZ658873	99,53
PQ458086	<i>Chironomus piger</i>	MW448370	99,09

PQ458087	<i>Chironomus piger</i>	MW448370	99,23
PQ458088	<i>Chironomus pseudothummi aggregate</i>	MZ626996	100,00
PQ458089	<i>Clinotanypus nervosus</i>	MZ657158	99,85
PQ458090	<i>Clinotanypus nervosus</i>	MZ657158	100,00
PQ458091	<i>Clinotanypus nervosus</i>	OP948350	99,53
PQ458092	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	100,00
PQ458093	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	99,85
PQ458094	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	100,00
PQ458095	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	99,85
PQ458096	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	100,00
PQ458097	<i>Conchapelopia melanops</i>	MZ659979	100,00
PQ458098	<i>Cricotopus bicinctus</i>	OP927419	99,39
PQ458099	<i>Cricotopus sylvestris</i>	OP927558	100,00
PQ458100	<i>Cricotopus sp.</i>	KR624168*	92,56
PQ458101	<i>Cryptochironomus albofasciatus</i>	MT534706	100,00
PQ458102	<i>Cryptochironomus albofasciatus</i>	MT534706	99,85
PQ458103	<i>Cryptochironomus obreptans</i>	MZ657544	98,78
PQ458104	<i>Cryptochironomus rostratus</i>	MZ657228	99,85
PQ458105	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	MZ609503	99,69
PQ458106	<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	MZ609503	99,69
PQ458107	<i>Dicrotendipes tritomus</i>	MZ660815	99,54
PQ458108	<i>Einfeldia pagana</i>	MZ656670	99,85
PQ458109	<i>Einfeldia pagana</i>	MZ656670	99,70

PQ458110	<i>Endochironomus tendens</i>	JN016838	99,25
PQ458111	<i>Endochironomus tendens</i>	MZ659560	100,00
PQ458112	<i>Glyptotendipes cauliginellus</i>	OP927506	99,85
PQ458113	<i>Harnischia fuscimana</i>	MZ657834	99,85
PQ458114	<i>Larsia atrocincta</i>	MZ656379	100,00
PQ458115	<i>Larsia atrocincta</i>	MZ656379	100,00
PQ458116	<i>Micropsectra contracta</i>	AM398691	100,00
PQ458117	<i>Microtendipes chloris</i>	OP927570	99,85
PQ458118	<i>Microtendipes chloris</i>	OP927570	99,85
PQ458119	<i>Microtendipes chloris</i>	OP927570	99,69
PQ458120	<i>Microtendipes chloris</i>	OP927570	99,84
PQ458121	<i>Microtendipes chloris</i>	OP927570	99,85
PQ458122	<i>Microtendipes pedellus</i>	MT535305	99,39
PQ458123	<i>Microtendipes pedellus</i>	OP927583	99,54
PQ458124	<i>Microtendipes pedellus</i>	MT535305	99,22
PQ458125	<i>Microtendipes pedellus</i>	MZ626863	99,69
PQ458126	<i>Microtendipes pedellus</i>	MZ656320	99,68
PQ458127	<i>Microtendipes pedellus</i>	MZ623563	100,00
PQ458128	<i>Microtendipes rydalensis</i>	MZ660975	98,94
PQ458129	<i>Microtendipes</i> sp.	MZ626928*	88,77
PQ458130	<i>Monodiamesa bathyphila</i>	OQ469511*	90,06
PQ458131	<i>Monodiamesa bathyphila</i>	OQ469511*	90,06
PQ458132	<i>Nanocladius dichromus</i>	MZ658369	98,77
PQ458133	<i>Nanocladius dichromus</i>	MZ658369	99,08
PQ458134	<i>Odontomesa fulva</i>	**	
PQ458135	<i>Orthocladius oblidens</i>	OP927402	100,00
PQ458136	<i>Orthocladius oblidens</i>	OP927402	99,85
PQ458137	<i>Orthocladius oblidens</i>	OP927402	100,00
PQ458138	<i>Orthocladius rubicundus</i>	MZ657071	100,00
PQ458139	<i>Parachironomus vitiosus</i>	MZ660486	99,70

PQ458140	<i>Parachironomus vitiosus</i>	MZ660486	100,00
PQ458141	<i>Parachironomus vitiosus</i>	MZ660486	100,00
PQ458142	<i>Paratendipes albimanus</i>	MZ658729	99,08
PQ458143	<i>Paratendipes albimanus</i>	MZ658729	99,85
PQ458144	<i>Paratendipes albimanus</i>	MZ658729	100,00
PQ458145	<i>Paratendipes albimanus</i>	MZ658729	99,23
PQ458146	<i>Polypedilum convictum</i>	MG949873	100,00
PQ458147	<i>Polypedilum cultellatum</i>	OP927637	99,85
PQ458148	<i>Polypedilum scalaenum</i>	MT535323*	94,26
PQ458149	<i>Polypedilum scalaenum</i>	MT535323*	94,26
PQ458150	<i>Polypedilum</i> sp.	LC329215*	88,04
PQ458151	<i>Procladius crassinervis</i>	MW448375	100,00
PQ458152	<i>Procladius culiciformis</i>	OP927521	100,00
PQ458153	<i>Procladius culiciformis</i>	OP927521	100,00
PQ458154	<i>Procladius culiciformis</i>	MT535048	100,00
PQ458155	<i>Procladius denticulatus</i>	MZ657334*	92,81
PQ458156	<i>Procladius denticulatus</i>	MZ657334*	92,81
PQ458157	<i>Procladius denticulatus</i>	MZ657334*	92,81
PQ458158	<i>Procladius pectinatus</i>	OP927498	99,85
PQ458159	<i>Procladius</i> sp.	KR623475*	93,24
PQ458160	<i>Prodiamesa olivacea</i>	MZ657288	99,69
PQ458161	<i>Prodiamesa olivacea</i>	MZ657288	99,09
PQ458162	<i>Prodiamesa olivacea</i>	MZ658582	100,00
PQ458163	<i>Psectrotanypus varius</i>	MZ658785	99,70
PQ458164	<i>Stenochironomus gibbus</i>	MT535051	99,84
PQ458165	<i>Stenochironomus gibbus</i>	MT535051	99,85
PQ458166	<i>Synendotendipes impar</i>	MZ660925	99,54
PQ458167	<i>Virgatanytarsus</i> sp.	**	
PQ458168	<i>Tanytarsus multipunctatus</i>	MZ660697	99,84
PQ458169	<i>Tanytarsus multipunctatus</i>	MZ660697	100,00
PQ458170	<i>Tanytarsus multipunctatus</i>	MZ660697	100,00
PQ458171	<i>Tribelos intextus</i>	MZ656366	98,73
PQ458172	<i>Tribelos intextus</i>	MZ656366	98,74

- * sekos BOLD ir GenBank sistemoje identifikuotos iki genties taksonominio lygmens;
- ** pirma atstovo seka BOLD ir GenBank sistemoje.
- * sequences identified in BOLD and GenBank systems down to genus taxonomic level;
- ** BOLD and GenBank systems first representative sequence.



1 pav. Mantel testo rezultatai, vertinant ryšį tarp geografinių atstumų ir uodų trūklių įvairovės: a) Shannon-Wiener, b) Margalef, c) Simpson indeksai, bei gausumo: d) individų skaičius. Raudona linija nurodo Mantel koreliacijos koeficiento (r) ir p reikšmę (reikšmė statistiškai reikšminga, kai $p < 0,05$).

Fig. 1. Mantel test results showing the relationship between geographical distances and non-biting midge diversity: a) Shannon-Wiener, b) Margalef, c) Simpson indices, and abundance: d) number of specimens. The red line indicates the Mantel correlation coefficient (r) and the p-value (the value is statistically significant at $p < 0.05$).

SUMMARY

INTRODUCTION

Lithuania is characterized by a dense river network – there are approximately 29,000 watercourses in the country, with a total length of around 64,000 km. Of these, more than 23,000 are shorter than 3 km, while about 5,367 rivers are longer than 3 km or have a catchment area greater than 5 km². The sub-basins of the Šventoji and Žeimena rivers, located in eastern Lithuania, are among the most important hydrographic units in the region. The rivers of these basins – Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, and Šešuola – are situated within a 60 km radius in the central part of eastern Lithuania and flow through diverse land use areas, forming an important system for assessing the impact of both natural and anthropogenic factors on aquatic ecosystems.

Rivers play a crucial role in maintaining and preserving biodiversity. They provide habitats for a wide range of plants, fish, invertebrates, and other organism groups. The hydrological, physical, and chemical properties of rivers – such as water temperature, pH, substrate, dissolved oxygen, electrical conductivity, and salinity – directly influence the composition and functioning of biological communities within river ecosystems. Additionally, the habitats surrounding rivers – forests, meadows, agricultural lands, or urban areas – also shape the structure of these communities. Benthic macroinvertebrates living in rivers, including non-biting midges (Chironomidae), are particularly important due to their ecological plasticity and sensitivity to environmental changes.

Chironomids are one of the most important and widespread insect groups in aquatic ecosystems, characterized by high species diversity and abundance. Their larvae are found in almost all freshwater habitats, and some species are adapted to extreme environmental conditions, such as high water temperatures (hot springs) or low pH (acidic waters). Chironomids fulfil key ecological functions: they decompose organic matter, their predatory larvae regulate macroinvertebrate populations, and they serve as a food source for fish, birds, and other animals. Due to their adaptability to a wide range of environmental conditions, they are valuable bioindicators. While globally Chironomidae are extensively studied – from systematics and phylogeny to their ecological roles and applications in water quality assessment – research on this group in Lithuania remains fragmented. To date, only one comprehensive

paleoenvironmental study based on Chironomidae analysis has been conducted (Gastevičienė, 2022), along with a few species inventory surveys.

In Lithuania, no studies have been conducted to assess the influence of ecological, environmental, and damming-related factors on chironomid diversity and abundance in rivers. In the Baltic countries, studies on Chironomidae diversity and ecology are conducted very fragmentarily, which limits the applicability of this aquatic macroinvertebrate group in environmental assessments. This dissertation provides the first systematic evaluation of Chironomidae diversity and distribution in relation to habitat characteristics and environmental factors across six rivers in central eastern Lithuania. For the first time, chironomid community structure was analysed under varying environmental and hydrological conditions, taking into account whether rivers were dammed or free-flowing. The obtained results not only contribute to the faunistic data of Lithuania, but also enable the further use of Chironomidae as a bioindicator group in assessing the ecological status of rivers and their anthropogenic impacts.

OBJECTIVE AND MAIN TASKS OF THE STUDY

Aim of the research

To investigate the diversity and distribution of non-biting midges (Diptera, Chironomidae) in the Šventoji and Žeimenė river sub-basins and to assess the influence of environmental factors on their diversity and distribution.

To achieve this, the following objectives were set:

1. To determine the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae in the Dubingė, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, and Šešuola rivers.
2. To assess the taxonomic diversity of Chironomidae communities in the Šventoji and Žeimenė sub-basins using molecular identification methods.
3. To compare the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae communities among the analysed rivers.
4. To evaluate the impact of dams on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae.
5. To assess the influence of environmental variables – depth, pH, dissolved oxygen, salinity, electrical conductivity, and total dissolved solids – on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae.
6. To determine the impact of surrounding landscape on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae.

7. To investigate the effect of riverbed substrate composition on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae.

STATEMENTS TO BE DEFENDED

1. Dams influence non-biting midge (Chironomidae) communities and determine their taxonomic diversity.
2. Morphological analysis, combined with COI gene sequence analysis and molecular species delimitation methods, allows for a more accurate identification of Chironomidae taxa and their phylogenetic position.
3. The composition of Chironomidae communities in rivers is influenced by water characteristics (such as dissolved oxygen and total dissolved solids) and habitat features (including river identity, depth, damming status, substrate, and surrounding landscape).
4. Larvae of Chironomidae found in rivers exhibit a high diversity of trophic groups and feeding modes.

SCIENTIFIC NOVELTY OF THE STUDY

1. This is the first comprehensive study in the Baltic region to assess Chironomidae communities and their relationships with various river characteristics and environmental factors.
2. Twelve genera and thirty-seven Chironomidae species previously unrecorded in the Lithuanian fauna were identified.
3. For the first time in Lithuania, the impact of dams on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae was evaluated.
4. This study is the first in Lithuania to assess Chironomidae species diversity using COI gene sequence analysis and molecular species delimitation methods.
5. For the first time in Lithuania, a list of trophic groups and feeding modes of identified Chironomidae larvae was compiled during the Chironomidae study.
6. The results of the conducted study supplement waterbody monitoring research and enable the use of Chironomidae in ecological and zoological studies in Lithuania.

1. LITERATURE REVIEW

This chapter of the dissertation provides an overview of Lithuanian rivers, the Žeimena and Šventoji rivers sub-basins.

It presents the morphology and development of non-biting midge larvae, their phylogeny and systematics, developmental habitats, trophic groups, and feeding modes. In addition, the chapter discusses the ecological and bioindicative significance of non-biting midges in aquatic ecosystems. An overview of global and Lithuanian research on non-biting midges is also provided.

2. MATERIAL AND METHODS

2.2. Study site

The study was conducted and material collected in two rivers of Šventoji (Plaštaka and Šešuola) and four rivers of Žeimena (Dubinga, Kiauna, Luknelė, and Skerdyksna) sub-basins (**Fig. 1**). All six rivers are situated entirely within the territory of the Republic of Lithuania and are located within a 60 km radius in eastern Lithuania (**Fig. 1**) (Gailiusis et al., 2001; Jablonskis et al., 2007; Kilkus and Stonevičius, 2011; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Initially, around 200 Lithuanian rivers were considered as potential sites for the study. Following a detailed selection process based on the data from the Cadastre of Rivers, Lakes, and Ponds of the Republic of Lithuania (UETK), six rivers were selected. During the selection process, morphometric characteristic (length, catchment area, flow rate) as well as geographical location of the rivers were evaluated. The selected rivers for the study were the most similar in terms of their characteristics and took into account whether the river was dammed (Plaštaka, Luknelė, Kiauna) or undammed (Šešuola, Skerdyksna, Dubinga). Based on the morphometric characteristics of the rivers, their geographical location, and the factor of damming, all six rivers were grouped into three pairs: Dubinga and Kiauna, Skerdyksna and Luknelė, and Šešuola and Plaštaka.

Several of the studied rivers, or segments of their lengths, fall within protected areas: the rivers Plaštaka and Šešuola are located within the territory of the Anykščiai Regional Park Unit of the Aukštaitija Protected Areas Directorate; the rivers Dubinga and Skerdyksna are within the Asveja Regional Park Unit of the same directorate; and the rivers Kiauna and Luknelė flow through areas managed by the Aukštaitija National Park and Labanoras

Regional Park Directorate. These rivers flow through diverse types of habitats: natural and/or semi-natural forests, natural and/or semi-natural meadows, agriculture, and urbanised areas (Aukštaitijos saugomų teritorijų direkcija, 2025; Aukštaitijos nacionalinio parko ir Labanoro regioninio parko direkcija, 2025).

2.1.1. Dubinga

The Dubinga River originates from Asveja lake and is a right tributary of the Žeimena river. Dubinga belongs to the Nemunas river basin and the sub-basin of the Žeimena river. The river flows through the territory of the Švenčionys District Municipality. The river is 18.1 km long, with a catchment area of 405.9 km², and an average multiannual flow rate at the mouth of 4.01 m³/s (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025). For most of its length, the river flows through forested areas and separates the Asvejos and Pabradės Forest Districts, and it also passes through one natural lake, Lake Rėdžios. There are several villages along the river (Padubingė, Kurniškė, Vilkašiai, Kabakėlis, Traučiai), and the town of Pabradė is situated in its lower reaches. Several hydraulic structures are located in the lower reaches of the Dubinga, such as the earth dam (Hydraulic Structure Code (HSC): 12110320h0004), the overflow spillway (HSC: 12110320h0003), the Pabradė hydroelectric power plant (HPP) (HSC: 12110320h0001), and the Pabradė cardboard factory (HPP: 12110320h0002). These hydraulic engineering structures have formed the Pabradė Pond in the lower Dubinga River (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

In the Dubinga River, studies were conducted at four sampling sites (55.01419, 25.63790 (1); 55.01566, 25.70399 (2); 54.99247, 25.75461 (3); 54.99089, 25.75910 (4)). The first (1) study site is located approximately 2.2 km from the source of Dubinga (Lake Asveja) and lies within the territories of the Asvejos Regional Park (Asveja RP) and the village of Padubingė. The second (2) study site is located approximately 5.8 km downstream from the first one, or eight kilometres from the river source, and is situated below Lake Rėdžios in the village of Vilkašiai. The third (3) study site is located 7.7 km downstream or 15.7 km from the source of the Dubinga River and is in the Pabradė pond (a suburb of Pabradė), and more than 200 m away from the Pabradė HPP. The fourth (4) study site on the Dubinga River is in the town of Pabradė and is about 350 m downstream or 16 km from the source of the river, and 150 m below the Pabradė HEP. The distance from this study site to the

mouth of the river is 1.4 km (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.2. Skerdyksna

Skerdyksna is a left tributary of the Žeimenas River, belonging to the Nemunas river basin and the Žeimenas river sub-basin. The source of the Skerdyksna is in the Naujašilis Forest, and the river flows in the territory of the Švenčionys District Municipality. The river is 13.77 km long, with a catchment area of 42.2 km² and an average annual flow rate of 0.50 m³/s at the mouth. Most of the river is straightened and drained; it flows through agriculture and marshy areas, with only the lower reaches of the river remaining semi-natural and undrained. Two hydraulic structures have been built at Karkažiškės, such as the Karkažiškės earth dam (HSK: 12110370h0002) and the Karkažiškės overflow weir (HSK: 12110370h0001). These hydraulic structures have formed the Karkažiškės dam in the Skerdyksna river. The mouth of the Skerdyksna River falls within the Žeimenas Ichthyological Reserve, which is part of the Asveja Regional Park. Several villages (Gasparišiai, Puočiai, Skirlėnai, Zatiškės, Kločiūnai, Navasiolkos, Karkažiškė, and Burbiškė I) and a couple of homesteads (Kūniškė and Cegelnė) are located along the river (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

In the Skerdyksna River, studies were conducted at four sampling sites (54.95236, 25.72185 (5); 54.94653, 25.75817 (6); 54.94748, 25.75989 (7); 54.94574, 25.84367 (8)). The first (8) study site is located approximately 2.3 km from the source of the Skerdyksna River (Naujašilis Forest) and is in the village of Gasparišės. The second (7) site is located less than 6 km downstream from the first site, or approximately 8.3 km from the source of the river, and is located in the Karkažiškės pond in the village of Karkažiškės. The third (6) study site is located about 160 m downstream from the second one, or 8.46 km from the source of the Skerdyksna River, below the Karkažiškės HS, and only 40 m from the barrier. The fourth (5) study site is located in the village of Burbiškės I and is approximately 3.1 km downstream from the third study site, or 11.5 km from the source of the river, and 1.72 km from the mouth of the river (Žeimenas River) (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.3 Luknelė

Luknelė river belongs to the Nemunas river basin and the Žeimena river sub-basin. It flows through the territory of the Švenčionys District Municipality. The Luknelė is a right tributary of the Žeimena River, with its source at Lake Baltas. The length of the river is 13.6 km, with catchment area of 45.0 km², and the average multiannual water flow at the mouth is 0.54 m³/s. The entire river flows through the territories of Aukštaitija NP and Labanoras Regional Park. For most of its length, the river flows through forested areas, with several sections in small marshy areas. The river falls within three important protected areas: the Pažemys Landscape Reserve, the Luknelė Hydrographic Reserve, and the Žeimena Zoological-Botanical Reserve. The river flows through three lakes, Pastovėlis, Indrajai, and Luknelis. Although the Luknelė flows almost entirely through natural areas, the village of Paluknis is located next to Lake Luknelis, the village of Juodynėlis is located approximately 200 metres from the river banks and the village of Lukna is located just downstream of the Luknelis (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

In the Luknelė River, studies were conducted at four sites (55.21364, 25.94224 (9); 55.22279, 25.86793 (10); 55.23914, 25.85406 (11); 55.25000, 25.83959 (12)). The first study site (9) is located approximately 460 m from the mouth of the Luknelė River (Žeimena River), and approximately 12.1 km from the source (Lake Balto). This study site is in the territory of Aukštaitija NP, above the village of Lukna and below the Juodynėlis homestead. The second (10) study site is located approximately 7.3 km upstream or 4.8 km from the river source and below Lake Luknelis. This study site falls within the Labanoras RP and the Luknelė hydrographic reserve. The third (11) study site is located 2.3 km upstream from the second one, or 2.52 km from the source of the Luknelė River, and is located between Luknelis and Indrajai lakes, near the village of Paluknis. This research site falls within the territory of the Labanoras RP and the Luknelė Hydrographic, and Pažemio Landscape Reserves. The fourth (12) study site is located approximately 1.7 km upstream from the third one, or 820 m from the river source. It is located below Lake Pastovėlis and within the territories of the Labanoras RP and the Pažemis Landscape Reserve (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.4. Kiauna

The Kiauna River flows through the municipalities of Ignalina and Švenčionys districts. The Kiauna River is a right tributary of the Žeimena

River, belonging to the Nemunas River basin and the Žeimena River sub-basin, and its source is Lake Kiauna. The river is 17.9 km long, with a catchment area of 308.7 km², and an average annual flow rate at the mouth of the river of 2.95 m³/s. The entire river flows through the territories of Aukštaitija National Park and Labanoras Regional Park (Aukštaitija NP and Labanoras RP). Two protected areas have been established around the river: the Kiauna Landscape Reserve and the Pagilūtė Telmological Reserve. For most of its course, the river passes through forested areas and wetlands, as well as through two lakes (Gilūtas and Sekluotis). Several villages are located near the river – Pakiaunys, Stirninė, Naujasodis, Briedinė, Jakutiškis, Vasiuliškė, Žvirbliškė, Kūriniai, Pagilūtė, Kukliai, and Šakališkė (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

In the Kiauna River, studies were conducted at four study sites (55.24680, 25.97070 (13); 55.26404, 25.94127 (14); 55.29566, 25.89389 (15); 55.30822, 25.88691 (16)). The first study site (13) is located more than 1.7 km from the river mouth (Žeimena River) and approximately 15.6 km from the source (Lake Kiauna). The study site is in the territory of Aukštaitija NP, below Gliūtas and Sekluotis lakes, and below the village of Kukliai. The second (14) study site is located approximately 4.2 km upstream from the first one, or 11.4 km from the river source, and is located within the territory of Aukštaitija NP, and near the Pagilūtė Telmological Reserve, below the village of Kūriniai. The third (15) study site is located 8.7 km upstream from the second one, or 2.66 km from the source of the Kiauna River, and is located between the villages of Stirne and Briedinė, in the territory of the Aukštaitija NP, and the Kiauna Landscape Reserve. The fourth (16) study site is located approximately 1.8 km upstream or 865 m from the river source. The left bank of the river is Pakiaunys and the right bank is Kiauneliškis. The study site is located within the territory of Aukštaitija NP (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.5. Plaštaka

The Plaštaka River belongs to the Nemunas River basin and the Šventoji River sub-basin. Its source is in the village of Merečiškiai. The river flows through the municipalities of Anykščiai and Ukmergė districts. It is the right tributary of the Siesartis River. The length of the river is 18.3 km, with the catchment area of 88.3 km², and the average multiannual water flow at the mouth is 0.82 m³/s. Below Lake Karališkiai, the river's territory is part of the Plaštaka Hydrographic Reserve (Plaštaka HR) and is included in the European

wild fauna and natural environment protection under the Bern Convention. The river is also part of the hydrographic reserves where salmon are protected in Lithuania according to HELCOM, the Baltic Sea Fisheries Commission (IBSFC), and the Lithuanian Salmon Restoration and Protection Program. This territory is within the Anykščiai Regional Park (Anykščiai RP). The river flows through various territories and the upper reaches of the river are surrounded by agriculture from the villages of Merečiškiai to Plaštaka. Near the latter village, the river flows through two lakes (Plaštaka and Karališkiai). Below Lake Karališkiai, the natural and semi-natural areas of the Plaštaka River, which are protected and characterised by wooded and marshy areas, begin. There are seven villages (Merečiškiai, Vilkiškiai, Plaštaka, Pagojai, Avižieniai, Valai, Antatilčiai) and one homestead (Morkiškis) in the vicinity of the river (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

In the River Plaštaka, studies were conducted at four sites (55.30809, 25.03089 (17); 55.31415, 25.06143 (18); 55.33593, 25.03658 (19); 55.27795 24.98634 (20)). The first study site (20) is located approximately 1 km from the mouth of the Plaštaka River (Siesartis River) and approximately 15.6 km from the source (Merečiškės village). This study site is in the territory of the Plaštaka HD, with village Valai on the left bank, and Antatilčiai on the right. The second (17) and the first study site are located approximately 6.7 km upstream or 7.9 km from the river source. This study site is also located within the territory of the Plaštaka HD, further away from the Plaštaka on the left side of the river is Kliepšiai and on the right side of the river is Avižieniai. The third (18) study site is 2.9 km upstream from the second, or 5 km from the source of the Plaštaka. This site is the last site in the Plaštaka HD and is in the area of the village of Plaštaka below the Plaštaka and Karališkės lakes. The fourth (19) survey site is located approximately 4.8 km upstream from the third survey site, or 130 m from the river source. This study site is in the village of Merečiškės, in a floodplain and cultivated grassland (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.1.6. Šešuola

The source of the Šešuola River is Lake Šešuoliai. The river belongs to the Nemunas river basin and the Šventoji river sub-basin. Šešuola is located on the territory of Ukmergė district municipality and is a left tributary of Siesartis River. The length of the river is 15.6 km, the area of the river basin is 91.7 km², and the average multiannual water flow at the mouth is 0.65 m³/s. The upper reaches of the river are dammed at Šešuoliai Lake, and below the

dam the riverbed is straightened and reclaimed up to the village of Pašešuilė, passing through agriculture. Below the village of Pašešuilė, the river course is semi-natural and passes through various types of habitats, such as agriculture, forests and semi-natural areas. The Šešuola is dammed in two places – upstream, behind the Šešuolių lake, where hydraulic structures such as the Šešuolių earth dam (HSK: 12210951h0004) and the Šešuolių water surplus spillway (HSK: 12210951h0002), and in the lower reaches, in the village of Virkščiai, where hydraulic structures such as the Virkščiai I earth dam (HSK: 12210951h0003) and the Virkščiai I water overflow weir (HSK: 12210951h0001) are located. These hydraulic structures have formed Lake Šešuoliai and the Virkščių I pond in the Šešuola River. The lower reaches of the river are located below the Virkščiai I pond and fall within the territory of the Anykščiai RP. Several settlements are located near the river, including Šešuoliai, Dvarniniai, Aukštageris, Užupėnai, Pašešuilė, Mėgučiai, Lauzdonys, Rimeisiai, and Virkščiai (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2025).

Four sites were studied in the Šešuola River (55.25282, 24.97802 (21); 55.25414, 24.97889 (22); 55.18436, 24.94257 (23); 55.18236, 24.94111 (24)). The first study site (22) is located approximately 2.18 km from the mouth of the Šešuola River (the Siesartis River) and approximately 12.5 km from the source (Šešuoliai Lake). The first study site is in the village of Virkščiai, in the territory of Anykščiai RP, 164 m below the Virkščiai I dam. The second (21) study site is located less than 270 m upstream from the first site, or about 12.2 km from the river source, and is in Virkščių I dam, Virkščių village. The third (23) study site is located approximately 9.4 km upstream from the second site, or 2.8 km from the source of the Šešuola River, and is located below the Šešuoliai dam, from which the study site is just over 40 m away, in the village of Dvarniniai. The fourth (24) study site on the Šešuola River is located in the village of Dvarniniai, in the Šešuoliai Lake, approximately 240 m upstream from the third site, or 2.5 km from the river source, and is located just 200 m from the dam (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025).

2.2. Methodology for collecting the material

The study was conducted and material of non-biting midges larvae was collected in the years 2021 and 2022. During these two seasons, from May to September, the study material was collected regularly every two weeks.

To collect larvae of the family Chironomidae from rivers, a D-shaped frame was used, known as the D-shaped entomological handnet (**Fig. 2**). Its

mesh size of the net was one millimetre. This method of collecting benthic invertebrates has been used previously in other similar studies (Letovsky et al. 2012). Using the handnet, larval samples were collected from six rivers, each with four sites selected from upstream to downstream, for a total of 24 sampling locations. At each study site, a benthic sample was taken from a one-square-meter area that was randomly selected during the study by visually choosing a representative, yet not exceptional, location in the riverbed, in order to avoid bias and to reflect the overall habitat diversity. The D-frame handnet was placed on the riverbed in such a way that the straight edge of the frame (approximately 30 cm in length) was tightly aligned with the riverbed. Facing upstream, a sample of the riverbed substrate was collected using the "kick sampling" method (**Fig. 2**) (Letovsky et al., 2012). This involves standing in front of the net and vigorously stirring the bottom substrate with the feet, allowing the water current to carry the stirred-up organisms to the net. The sample of the river bottom substrate collected by the entomological handnet was carefully transferred into two-litre plastic sealable bags. The content of each bag was filled with 99 % propylene glycol to ensure that the entire sample was completely preserved.

During each benthic sampling, at each of the study sites, always in the same one-square-meter area where the benthic samples were taken, the river depth (cm) was measured using a Stabila T-NL spirit levelling rod, and in the year of the 2022 studies, water quality parameters were also assessed: Dissolved oxygen (%), pH, temperature (°C), conductivity (µS/cm), salinity (ppt) and total dissolved solids (ppm/ppt) (Engl. Total dissolved solids (TDS) (**Annex 1**). Additionally, based on the benthic macroinvertebrate monitoring methodology (Arbačiauskas et al., 2009), the river substrate was visually assessed at each study site where benthic samples were collected. The assessment recorded whether the following substrate types were visible on the riverbed: sand (S) (6 µm – 2 mm), gravel (Ž) (2 mm – 2 cm), pebble (Žv) (2 – 6 cm), sett (G) (6 – 20 cm), stones (A) (20 – 40 cm), boulders (R) (> 40 cm), micro organic material (Sm), and macro organic material (St) (**Annex 2**). In addition, each study site was evaluated – both visually and using data from the Lithuanian Spatial Information Portal (VšĮ Statybos sektoriaus vystymo agentūra, 2025) – to determine whether the river at the site flows through forest (M), agriculture (D), pasture (G), meadow (P), villages (K), or urban area (m) (**Annex 2**).

A total of 336 benthic samples were collected during the entire study period. After each collection, the samples were transported to the Zoological Research Laboratory of the Life Sciences Centre of Vilnius University. There,

each collected substrate sample was transferred from plastic bags to a sorting tray. Each sample was then examined under a Nikon SMZ445 microscope to extract the larvae of the Chironomidae family. These larvae were then placed in sealed plastic containers and preserved in 96 % ethanol.

Further analysis of Chironomidae larvae involved the preparation of permanent microscopic slides, with the larvae mounted in Euparal (Langton and Pinder, 2007). The larvae were photographed and further analysed using a Leica DCM6 microscope equipped with a Leica K3C camera and the Las X software. Chironomidae larvae were identified to the taxonomic level of genus or species by Laurynas Stasiukynas and Prof. Dr. Fabio Laurindo da Silva, based on morphological characteristics using the identification keys of Epler (2001), Orendt et al. (2011), and Andersen et al. (2013). Taxonomic names and classification of genera or species were assigned based on Andersen et al. (2013). The material collected during the studies is stored at the Life Sciences Centre of Vilnius University.

2.3. Ecological data

To determine the dominance of Chironomidae subfamilies and genera both across all studied rivers and individually for each of the six rivers, their relative proportion (%) in the community was evaluated based on taxon and individual abundance. A dominance index (D_i) was calculated to determine dominant subfamilies and genera (Durska, 2001):

$$D_i = n_i/N \times 100 \%$$

, where n_i is the abundance of taxon i in the community, N is the abundance of all members in the community.

The taxa were divided into four groups according to the dominance index (D_i):

- (1) eudominants – taxa with $> 15 \%$ of the community;
- (2) dominants – $5.1 - 15.0 \%$;
- (3) subdominants – $1.1 - 5.0 \%$;
- (4) minor taxa – $< 1.0 \%$.

To determine the rarity categories of non-biting midge species, the frequency of occurrence (F_i) was calculated. It was calculated for each genus both across all studied rivers collectively and separately for each of the six rivers. The frequency of occurrence (F_i) was calculated by using the formula (Brower and Zar, 1984):

$$F_i = j_i/k \times 100 \%$$

, where: j_i is the number of samples in which genus i was found, k is the total number of samples.

The identified genera are divided into four rarity categories based on their frequency of occurrence (F_i):

- (1) Very rare – < 2.0 %;
- (2) Rare – 2.0 – 10.0 %;
- (3) Common – 10.0 – 50.0 %;
- (4) Very common – > 50.0 %.

To compare and analyse the diversity of Chironomidae, Hill numbers were used, calculated using PAST 3.22 software (Hammer et al., 2001). The total number of genera in the community, richness, which corresponds to Hill's zero number, the number of genera in the sample and the relative abundance of specimens in each of these genera, Shannon-Wiener diversity index, which corresponds to Hill's number one, and the dominance of the genera in the community, Simpson's diversity index, which corresponds to Hill's number two, were all assessed (Hill, 1973). The Shannon-Wiener diversity index (Shannon_H') is sensitive to the presence of rare and abundant genera in a community (Morris et al., 2014). The Simpson Diversity Index (Simpson (1-D)) is sensitive to the dominance of certain genera and does not take rare genera into account, and indicates the probability that two specimens taken at random from the community belong to the same genus (Morris et al., 2014). To compare the richness of the number of genera with sensitivity to sample size, Margalef's diversity index was also calculated using PAST 3.22 software (Hammer et al., 2001) (Magurran, 2004). Along with the diversity indices, the abundance of taxa was also assessed, i.e. the total number of representatives of each taxon analysed.

To determine the trophic groups of chironomid genera, the classifications proposed by Armitage et al. (1995), da Silva et al. (2008), Sanseverino and Nessimian (2008), Merritt et al. (2008), Galizzi et al. (2012), and Merritt et al. (2019) were used. Feeding strategies were identified based on Armitage et al. (1995), Tavares-Cromar and Williams (1997), da Silva et al. (2008), Sanseverino and Nessimian (2008), Merritt et al. (2008), and Merritt et al. (2019). Considering that larval feeding habits vary depending on seasonality and food availability – both of which are influenced by environmental conditions and substrate type (Butakka et al., 2016) – as well as by

developmental stage, with early instar larvae (I–II instars) potentially feeding differently from mature ones (III–IV instars) (Baker and McLachlan, 1979; Banegas and Rocha, 2023), it was decided not to compare trophic groups or feeding strategies between the studied rivers. This decision is based on the understanding that assigning a trophic group or feeding strategy based on a single larval instar would be misleading and could distort the analysis of chironomid community structure.

2.4. Molecular analysis

Chironomidae larvae, characterised based on morphology, were also classified into distinct morphological groups. To confirm morphological identifications, a fragment of the mitochondrial DNA cytochrome c oxidase subunit I (COI) gene was analysed. A total of 200 Chironomidae specimens were randomly selected from the larvae representing the various morphological groups, ensuring that at least one specimen from each group was included.

DNA extraction from Chironomidae larvae was performed using the DNeasy Blood & Tissue Kit (Qiagen), following the manufacturer's instructions for the isolation of DNA from tissues. Samples were incubated overnight at 56 °C with protein kinase K.

Polymerase chain reaction (PCR) of the 658 bp partial sequences of the mitochondrial COI gene was performed using the primer pair LCO-1490 (5'-GTC AAC AAA TCA TAA AGA TAT TGG-3') and HCO-2198 (5'-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA- 3') (Folmer et al., 1994). PCR amplification was performed on a Mastercycler nexus thermocycler (Eppendorf). For the PCR reaction (30 µl), 1 sample was used with 1,5 µl each of LCO-1490 and HCO-2198 primers (0,5 µM), 15 µl of DreamTaq PCR Master Mix (Thermo Scientific), and 9 µl of nuclease-free water (Thermo Scientific). Thermal profile of COI fragment amplification: initial denaturation at 95 °C for 3 min (1 cycle), denaturation at 95 °C for 30 s, primer binding at 49 °C for 30 s, synthesis at 72 °C for 60 s (35 cycles), and final synthesis at 72 °C for 10 min (1 cycle).

To visualise the PCR products, horizontal electrophoresis was performed on a 1.5 % agarose (Thermo Scientific) gel with ethidium bromide (Carl Roth) using 1xTBE buffer (Thermo Scientific). A Fast Ruler Low Range marker (Thermo Scientific) was used to determine DNA fragment length and concentration. At the end of the electrophoresis time, the agarose gel with the separated fragments was photographed using the UVITEC gel documentation

and analysis system. The PCR products were purified using the GeneJet PCR Purification Kit (Thermo Scientific) and sequenced at Macrogen Europe BV (Amsterdam, The Netherlands). The same primers as for PCR were used for sequencing.

The DNA sequences of each sample were prepared for analysis using BIOEDIT 7.7.1 (Hall, 1999) and compared with other sequences using BLASTN (National Library of Medicine, 2024). All sequences have been submitted to the GenBank database (numbers: PQ458064-PQ458172).

2.5. Genetic distances and phylogenetic analysis

The sequences suitable for further analysis were grouped according to their morphological identification and BLAST results to assess genetic distances among individuals of the same species (intraspecific) and between different species (interspecific). Genetic distances were calculated as the proportion of differences (p-distances) using the software MEGA-X 10.2.6 (Kumar et al., 2018). During the initial data analysis, tests were conducted both with and without an outgroup (*Culicoides arakawae* Arakawa, 1910, GenBank accession number MH135788.1). Since the initial results showed that the outgroup had no effect on the topology of the phylogenetic trees, final analyses were performed using trees without the outgroup.

For the phylogenetic analysis in MEGA-X 10.2.6 (Kumar et al., 2018), the GTR + G + I substitution model was selected. An ultrametric tree was constructed using BEAST v1.10.4 (Drummond and Rambaut, 2007) by calculating a Maximum Clade Credibility (MCC) tree. This was done using an uncorrelated lognormal relaxed clock model with a mean of 1.0 and a standard deviation of 0.33, applying a birth-death model to simulate the evolutionary process, accounting for species diversification and extinction.

To explore possible evolutionary relationships among Chironomidae representatives, two Markov chain Monte Carlo (MCMC) chains were run, each for 100 million generations, with sampling every 1,000 generations. To ensure result reliability, the posterior trees obtained were combined using LogCombiner v1.10.4 (Drummond and Rambaut, 2007) after discarding the first 10 % of iterations as burn-in. The convergence and stability of the algorithm were assessed using Tracer v1.7.2 (Drummond and Rambaut, 2007).

To generate a representative evolutionary scenario, the combined posterior trees were summarized by determining the heights of the common ancestor nodes using TreeAnnotator v1.10.4 (Drummond and Rambaut,

2007). The final tree was visualized using the *baltic* v.0.2.2 library in Python3 (GitHub, 2024) for presentation of the results.

2.6. Species separation methods

Four species separation methods were used to distinguish the species of the family Chironomidae on the basis of the analysis of the DNA sequences obtained: the ASAP (Assemble Species by Automatic Partitioning) method (Puillandre et al., 2012), ABGD (Automatic Barcode Gap Discovery) (Puillandre et al., 2012), GMYC (Generalized Mixed Yule-Coalescent) (Pons et al., 2006) and bPTP (Bayesian implementation of the Poisson Tree Processes) (Zhang et al., 2013). These methods have been used in other similar studies (Dellicour and Flot, 2015; Goulpeau et al., 2022; Mendoza-Ramírez et al., 2022; da Silva et al., 2023).

ASAP is a distance-based approach that does not require a prior biological understanding of mid-species diversity. Partial COI sequences of Chironomidae samples were analysed using a graphical online version of ASAP with Kimura's two Parameter (K2P) model to calculate distances (ASAP web, 2024).

ABGD is also a distance-based method, which analyses the default minimum and maximum genetic distances or user-defined distances. The online version of ABGD (ASAP web, 2024) with the K2P (Kimura 2-parameter) model was used to calculate the default distance parameters.

The GMYC model is a phylogenetic tree analysis-based method applied to an ultra-parametric maximum likelihood (MCC) tree constructed as described above. Species-level panels were constructed and their robustness assessed using the SPLITS package in R4.4.0 software (R Core Team, 2024).

The bPTP model is another approach based on phylogenetic tree analysis, using a Newick-format tree constructed as described above. The tree was analysed on the bPTP web server (Zhang et al., 2013) using the default settings for all parameters except for the number of generations, which was set to 300 000.

2.7. Statistical analysis

Statistical analyses were conducted using PAST 3.22 (Hammer et al., 2001) and R 4.4.0 (R Core Team, 2024) software. These and Microsoft Excel software were used to create graphical representations of the data, with colours modified by Inkscape 1.1.1. vector drawing software (Burghoff, 2021).

Non-parametric statistical methods were used to analyse the Chironomidae data collected during the study, as the Shapiro-Wilk normality test showed that the distribution of non-biting midges collected in all rivers was not normal ($p < 0.05$) (Hammer et al., 2001).

To evaluate the sampling effort, species richness accumulation curves (PAST 3.22 (Hammer et al., 2001)) were generated for each of the analysed rivers. Communities whose curves reached the asymptote were considered to be a true reflection of the richness of non-biting midges genera in that river.

Non-metric multidimensional scaling (NMDS), using the Bray-Curtis similarity index (Hammer et al., 2001), was used to visualise differences in non-biting midges communities between the six surveyed dammed and undammed rivers. This was done using the PAST 3.22 software (Hammer et al., 2001). Using R 4.4.0 (R Core Team, 2024) software, the NMDS analysis was extended to include ecological and environmental factors, based on 2021-2022 and 2022 study data.

Pearson's chi-squared test (χ^2) was performed to compare the detection frequency of different non-biting midges genus in the six surveyed dammed and undammed rivers (sample ≥ 5). A statistically significant value is considered $p < 0.05$.

To assess whether the abundance and diversity of non-biting midges correlated with the geographical distances between the study sites, a Mantel test statistic (r) analysis was performed. The geographic distance matrix was constructed using the Geosphere v.1.5-18 package (Hijmans, 2022), and differences in abundance and diversity of non-biting midges were assessed using the Bray-Curtis index using the vegan v.2.6-6.1 package (Oksanen et al., 2022) in R4.4.0 software (R Core Team, 2024). To assess the significance of the correlation, the Mantel test (with 999 permutations) was performed using the ecodist v.2.1.3 package (Goslee and Urban, 2007). The Mantel test coefficient values range from -1 (strong negative correlation) to 1 (strong positive correlation).

The Pearson Correlation Coefficient (PCC) was calculated to assess the relationships between the ecological factors of the rivers studied: depth, pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, salinity, and total dissolved solids (TDS). Variables with a Pearson correlation coefficient greater than $|0.7|$ (strong correlation) were estimated separately in Generalized Linear Mixed Models (GLMM) and Distance-based Redundancy Analysis (db-RDA), thus avoiding multicollinearity of data. PCC was performed using R 4.4.0. software.

General linear mixed models (GLMMs) were used to determine what proportion of non-biting midges diversity (using Shannon-Wiener, Simpson and Margalef diversity indices) and abundance explained by the river ecological factors analysed (depth, pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, and TDS) and the characteristics of the study sites (rivers, damming, substrate categories, and environment categories). Since river ecological data were collected for one survey season, only data from the 2022 studies were used in the models. A total of 80 models were constructed for the analysis, with the response variables being: Simpson (1-D), Shannon_H', Margalef diversity indices, or number of specimens. Explanatory variables – the previously mentioned ecological factors of the rivers and, separately, the rivers, damming, environmental categories, and damming, as well as substrate categories and damming. The random variable is the date of the survey (date). Model structure: (*response variable* ~ *depth* + (*dissolved oxygen* or *pH*) + *temperature* + (*conductivity* or *TDS*) + (*river* / *damming* / *substrate categories* / *environmental categories*) (*date*). The models were analysed as follows: for *rivers*, the first explanatory variable was Skerdyksna; for *damming*, the first explanatory variable was dammed rivers; for *environmental categories*, the first explanatory variable was agriculture; and for *substrate categories*, the first explanatory variable was macro and micro organic material. Models were thus constructed for each response variable where only one of the study site characteristics differed. From each group of models for each response variable (20 models in total), one best model was selected, the one with the lowest Bayesian Information Criterion (BIC) value. The general linear mixed model analysis was performed using the glmmTMB function and the gaussian family in R4.4.0 software (R Core Team, 2024), with the vegan v.2.6-4 (Oksanen et al., 2022) and glmmTMB v.1.1.11 (Brooks et al., 2017) packages. The ggplot2 v.3.4.4 software package (R Core Team, 2024) (Wickham, 2016) was used to visually represent the results of the GLMM analysis.

To determine what proportion of the composition of identified chironomid genera can be explained by the analysed ecological factors of rivers (depth, dissolved oxygen, temperature, and conductivity) and by each of the site-specific characteristics (rivers, damming, substrate categories, and environmental categories), a distance-based redundancy analysis (db-RDA) was performed. Since the ecological data of the rivers were collected during a single research season, only the 2022 studies data were used. Based on Pearson's correlation coefficient, the results of the GLMM analysis, and the four site-specific characteristics, four db-RDA models were constructed:

- first model: *non-biting midges genera* ~ *rivers* + *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* (*date*) – when *rivers*, the first explanatory variable was Dubinga;
- second model: *non-biting midges genera* ~ *damming* + *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* (*date*) – with *damming*, the first explanatory variable was dammed rivers;
- third model: *non-biting midges genera* ~ *environmental categories* + *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* (*date*) – with *environmental categories*, the first explanatory variable was agriculture;
- fourth model: *non-biting midges genera* ~ *substrate category* + *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* (*date*) – with *substrate category*, the first explanatory variable was macro and micro organic material.

In all four db-RDA models, the response variable is the non-biting midges genera, the explanatory variable is river ecological factors and one characteristic of the study site, and the conditional variable is date. To determine the statistical significance of each model, an ANOVA analysis was performed (1001 permutations). The distance-based redundancy analysis (db-RDA) was conducted using the *dbrda* function and Bray-Curtis distances in the R 4.4.0 software (R Core Team, 2024), utilizing the *vegan* package v.2.6-4 (Oksanen et al., 2022). To visually present the db-RDA analysis results, the *ggplot2* package v.3.4.4 (Wickham, 2016) in R 4.4.0 software (R Core Team, 2024) was used.

3. RESULTS

3.1. Taxonomic diversity and abundance of non-biting midges

A total of 11,296 non-biting midges specimens belonging to five subfamilies, 65 genera, and 89 species were collected during benthic sampling (**Table 1**). Collected Chironomidae larvae were identified to the subfamily taxonomic level, while fourth-instar larvae were identified to the genus or species level based on their morphological characteristics and partial COI sequence analysis. 4,446 non-biting midges specimens were identified to the genus taxonomic level and 1,585 specimens to the species taxonomic level (**Annex 3**). During the study, 12 genera and 37 species of non-biting midges (Chironomidae) were identified, which are new to the fauna of Lithuania (**Annex 3**).

Based on Armitage et al. (1995), Tavares-Cromar and Williams (1997), da Silva et al. (2008), Sanseverino and Nessimian (2008), Merritt et al. (2008), Celeste Galizzi et al. (2012), and Merritt et al. (2019), the chironomid genera identified during the study were classified into seven trophic (feeding) groups: detritivores, predators, algivores, phytophages, xylophages, parasites, and commensals, as well as into six feeding strategy groups: gatherers, suckers, filterers, shredders, scrapers, and genera exhibiting multiple feeding strategies (**Annex 3**). A total of 27 genera were assigned to the detritivore group, 23 to the predator group, 12 to the algivore group, 12 to the phytophage group, nine to the xylophage group, and one genus each to the parasite and commensal groups (**Annex 3**). Regarding feeding strategies, among the chironomid genera identified in the study, 47 were classified as gatherers, 24 as suckers, 12 as shredders, 10 as filterers, nine as scrapers, and only two genera exhibited multiple feeding strategies (**Annex 3**).

The study revealed that the highest number of non-biting midges genera belonged to the subfamily Chironominae, with 28 genera identified (**Fig. 3**). The lowest number of genera belonged to the subfamily Diamesinae, with two genera identified. The second most numerous subfamily was Orthocladiinae, with 21 identified genera. Subfamily Tanypodinae was the third most numerous subfamily, with 12 genera identified. The fourth largest subfamily was Prodiamesinae, with three identified genera of non-biting midges.

In terms of number of specimens, the subfamilies Chironominae (6,798 specimens) and Tanypodinae (2,476 specimens) were the most abundant, together accounting for 82.10 % of all collected specimens. The subfamilies Prodiamesinae and Diamesinae were the least abundant, together accounting

for only 1.67 % of all collected specimens. Specimens belonging to the subfamily Orthoclaadiinae made up 15.57 % of all collected specimens (**Fig. 3**).

Of the genera found during this studies, the genus *Ablabesmyia* was the most abundant (944 specimens), accounting for 21.23 % of the specimens identified. The other genera with the highest number of specimens were: *Microtendipes* (660 specimens), *Procladius* (474 specimens), *Tanytarsus* (349 specimens), *Polypedilum* (279 specimens), *Chironomus* (223 specimens), *Conchapelopia* (168 specimens), *Prodiamesa* (156 specimens), *Micropsectra* (151 specimens), *Paratendipes* (104 specimens), and *Psectrocladius* (103 specimens). The genera with more than 100 specimens accounted for 81.22 % of the total number of specimens identified up to the taxonomic level of the genus (**Fig. 4**).

Among the genera identified during the study, *Ablabesmyia* was the most abundant, with 944 specimens, accounting for 21.23 % of all identified specimens. Other highly abundant genera included: *Microtendipes* (660 specimens), *Procladius* (474), *Tanytarsus* (349), *Polypedilum* (279), *Chironomus* (223), *Conchapelopia* (168), *Prodiamesa* (156), *Micropsectra* (151), *Paratendipes* (104), and *Psectrocladius* (103). Genera represented by more than 100 specimens made up 81.22 % of all specimens identified to the genus level (**Fig. 4**).

Genera with fewer specimens included *Corynoneura* (83), *Clinotanytus* (80), *Orthocladus* (73), *Paraphaenocladus* (58), *Cladotanytarsus* (56), *Cricotopus* (37), *Parachironomus* (34), *Parakiefferiella* (34), *Endochironomus* (26), *Synendotendipes* (24), *Cryptochironomus* (24), and *Acricotopus* (23). These accounted for 12.42 % of all identified specimens (**Fig. 4**).

Genera with fewer specimens included *Einfeldia* and *Rheocricotopus*, each represented by 19 specimens. Three genera – *Glyptotendipes*, *Demicryptochironomus*, and *Virgatanytarsus* – were each represented by 16 specimens. Meanwhile, *Tribelos* was represented by 14 specimens, *Monodiamesa* by 13, and *Harnischia* by 12. These genera together accounted for only 2.81 % of all specimens identified to the genus level (**Fig. 4**).

Additionally, nine specimens each were identified from the genera *Stenochironomus*, *Macropelopia*, *Paratanytarsus*, and *Zalutschia*. Eight specimens each were found in *Tanytus* and *Synorthocladus*; seven in *Odontomesa*, *Paracladopelma*, and *Neozavrelia*. Six specimens each were recorded for *Larsia*, *Zavrelimyia*, and *Dicrotendipes*, while five were found in *Stictochironomus*, *Cryptotendipes*, and *Paracladius*. Four individuals each

were identified from *Epoicocladius*, *Potthastia*, *Heterotrissocladius*, and *Psectrotanypus*. These low-abundance genera collectively accounted for just 2.74 % of all specimens identified to genus level (**Fig. 4**).

The least abundant genera were *Parametriocnemus* and *Eukiefferiella*, with only three specimens each. Two specimens each were identified from *Thienemanniella*, *Chaetocladius*, *Krenopelopia*, *Xenochironomus*, *Cladopelma*, *Pseudodiamesa*, *Anatopynia*, and *Nanocladius*. Finally, one specimen each was found from *Brillia*, *Stempellina*, *Metriocnemus*, and *Limnophyes*. These rarest genera represented only 0.58 % of all specimens identified to the genus level (**Fig. 4**).

3.2. Phylogenetic analysis of non-biting midges

Molecular genetic analyses were carried out to verify some of the non-biting midges collected from rivers and morphologically identified into distinct morphological groups. A total of 200 Chironomidae samples were used to analyse the mitochondrial DNA COI gene fragment, and the obtained sequences were compared with sequences available in BOLD and GenBank. In total, 109 sample sequences matched published sequences – with an accuracy of 88.04 – 94.26 % at the genus level and 98.01 – 100.00 % at the species level – and were assigned to 54 distinct taxa. The sequences of two specimens were published for the first time in the BOLD and GenBank databases (**Annex 5**).

After evaluating intraspecific genetic distances (p-distances), it was determined that the average distance among the analysed 27 species was 0.81 %, with values ranging from 0.00 % to 9.94 %. Intraspecific differences of less than 2 % were identified in 25 Chironomidae species: *Apsectrotanypus trifascipennis*, *Conchapelopia melanops*, *Larsia atrocincta*, *Procladius culiciformis*, *Procladius denticulatus*, *Monodiamesa bathyphila*, *Prodiamesa olivacea*, *Nanocladius dichromus*, *Orthocladius oblidens*, *Paraphaenocladius* sp., *Chironomus cingulatus*, *Chironomus curabilis*, *Chironomus piger*, *Cryptochironomus albofasciatus*, *Demicryptochironomus vulneratus*, *Einfeldia pagana*, *Endochironomus tendens*, *Microtendipes chloris*, *Microtendipes pedellus*, *Parachironomus vitiosus*, *Paratendipes albimanus*, *Polypedilum scalaenum*, *Stenochironomus gibbus*, *Tribelos intextus*, *Tanytarsus multipunctatus* (**Table 2**). Meanwhile, average intraspecific differences greater than 2 % were found in two species groups – *Clinotanypus nervosus* and *Ablabesmyia longistyla* (**Table 2**).

Interspecific genetic distances (p-distances) were calculated for seven genera in which two or more species were found. Average genetic distances were found to exceed 10 % for most species pairs (genera *Cricotopus*, *Orthocladius*, *Cryptochironomus*, *Microtendipes* and *Polypedilum*) (**Table 3**). The highest average genetic distance was found in the genus *Polypedilum* (14.45 %) and the lowest in the genus *Procladius* (7.80 %). Two species pairwise p-distances of ≤ 1 % were also found for *Chironomus cingulatus* – *Chironomus piger* (0.76 %) and *Procladius culiciformis* – *Procladius pectinatus* (0.22 %) (**Fig. 5**).

The phylogenetic analysis of Chironomidae species based on COI gene sequences showed that most species of the same genus formed shared clusters in the MCC phylogenetic tree (**Fig. 5**). Specifically, species belonging to the genera *Orthocladius*, *Cricotopus*, *Procladius*, and *Chironomus* formed distinct clusters. Similar results were obtained for *Microtendipes* (excluding *Microtendipes* sp.) and *Cryptochironomus* (excluding *Cryptochironomus rostratus*), while *Polypedilum* did not form distinct clusters (**Fig. 5**).

The ASAP species delimitation analysis identified 10 partitions based on the lowest ASAP score. The optimal ASAP partition divided the data into 58 groups (ASAP score: 4.0; $p < 0.05$) (**Fig. 5**). The second-best partition identified 56 groups (ASAP score: 5.0; $p < 0.05$). A graph of ASAP scores and threshold distances showed that partitions with a clustering distance of 0.02 (dc = 0.02) corresponded to 58 groups.

According to the ASAP method, the highest diversity among the subfamilies analysed was found in Chironominae, which accounted for 34 of the 58 isolated groups. This was followed by Tanypodinae with 13 groups, Orthocladiinae with eight groups, and Prodiamesinae with three groups (**Fig. 5**).

For the ABGD species delimitation analysis, the K2P model was applied, using a transition/transversion ratio of 2.0. The following parameters were used: $P_{\min} = 0.001$, $P_{\max} = 0.10$, 10 steps, and 20 distance distribution bins. This analysis divided the data into 55 groups at a K2P MinSlope value of 1.00, with a barcode gap distance of 0.045, and the initial partition determined by a preset maximum genetic distance of $p = 0.0599$ (**Fig. 5**).

According to the ABGD method, the greatest diversity was also observed in the Chironominae subfamily, which was divided into 31 groups. This was followed by Tanypodinae with 11 groups, Orthocladiinae with eight, and the least diverse was Prodiamesinae, with three groups (**Fig. 5**).

The single-threshold GMYC species delimitation analysis identified 29 maximum-likelihood entities (confidence interval = 22-41), including 28

maximum-likelihood (ML) clusters (confidence interval: 21-34) and one single entity. Analysis of the GMYC species separation model grouped 29 entities into genera and/or related clades (**Fig. 5**).

The bPTP species delimitation analysis, using the Bayesian method, identified 28 operational taxonomic units (OTUs) and generated two trees: one based on the maximum-likelihood (ML) method (24 OTUs), and the other a Bayesian tree (28 OTUs). The Bayesian tree was selected for comparison with other species delimitation methods, as it grouped the data into more OTUs (28) (**Fig. 5**). The topologies of both trees differed from the MEGA X phylogenetic tree and the ultrametric tree used in the GMYC analysis. Compared to GMYC, the bPTP analysis less frequently split closely related OTUs and tended to group sequences into genera or closely related clusters.

Each species delimitation method identified a different number of OTUs: ASAP – 58, ABGD – 55, GMYC – 29, and bPTP – 28 (**Fig. 5**). A comparison of all four species delimitation methods showed that only eight OTUs (14.29 % of all phylogenetic tree branches) were consistently identified by all methods. The ASAP and ABGD analyses had 52 OTUs in common, while the GMYC and bPTP analyses had 24 OTUs in common.

3.3. Comparison of non-biting midges communities in the studied rivers

Accumulation curves were constructed to determine in which of the six studied rivers the collected data reflected the genus-level richness of chironomids (**Fig. 6**). The analysis showed that in the Šešuola and Dubinga rivers, the number of genera reached an asymptote, indicating that a representative portion of chironomid diversity was collected in these rivers. In the Luknelė and Plaštaka rivers, the asymptote was nearly reached – additional data would not significantly change the number of genera. In contrast, the Kiauna and Skerdyksna rivers did not reach an asymptote, and their 95 % confidence intervals suggest that collecting more individuals would likely increase the total number of genera.

Calculating the number of non-biting midges larvae in each river analysed, the average number of non-biting midges larvae collected in each river was 1883 (SD $\pm$ 640). The highest abundance of non-biting midges larvae was found in the Luknelė River (2,657 specimens), while the lowest abundance was found in the Skerdyksna River (1,162 specimens) (**Fig. 7**). The abundance of non-biting midges was also high in Dubinga (2,476 specimens) and Kiauna (2,137 specimens), while the abundance was lower in Plaštaka (1,663 specimens) and Šešuola (1,201 specimens).

It was also found that, on average, 31 (SD $\pm$ 5) chironomid genera were identified in each of the studied rivers. The highest number – 37 genera – was recorded in the Luknelė River, while the lowest – 25 genera – was found in the Šešuola River (**Fig. 7**). In the other rivers, the number of chironomid genera was as follows: 28 in Skerdyksna, 29 in Kiauna, 32 in Dubinga, and 35 in Plaštaka (**Fig. 7**).

After calculating the number of chironomid genera, it was found that nearly one-third (32.31 %, 21 genera) of the Chironomidae genera identified during the study were recorded in only one river (**Fig. 8a**). Fifteen genera (23.08 % of all identified genera) were found in two rivers, nine genera (13.85 %) in three rivers. The smallest proportion – 4.62 % (three genera) – was shared among four rivers. Nine genera (13.85 %) were found in five rivers, while eight genera (12.31 %) were found in all six studied rivers (**Fig. 8a**). After removing from the list of identified Chironomidae genera those with only one to five specimens, it was found that the highest number of genera was recorded in two rivers (nine genera: *Parachironomus*, *Demicryptochironomus*, *Glyptotendipes*, *Harnischia*, *Stenochironomus*, *Zalutschia*, *Dicrotendipes*, *Larsia*, and *Zavrelimyia*) and in five rivers (nine genera: *Chironomus*, *Prodiamesa*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Psectrocladius*, *Endochironomus*, *Cryptochironomus*, *Synendotendipes*, and *Paratanytarsus*). The lowest number of genera (three genera: *Cladotanytarsus*, *Cricotopus*, and *Parakiefferiella*) was recorded in four rivers (**Fig. 8b**). In other rivers, seven Chironomidae genera (*Orthocladius*, *Einfeldia*, *Monodiamesa*, *Macropelopia*, *Synorthocladius*, *Tanytus*, and *Paracladopelma*) were found in three rivers, while eight genera (*Paraphaenocladius*, *Acricotopus*, *Rheocricotopus*, *Virgatanytarsus*, *Tribelos*, *Apsectrotanytus*, *Neozavrelia*, and *Odontomesa*) were recorded in one river, and another eight genera (*Ablabesmyia*, *Microtendipes*, *Procladius*, *Tanytarsus*, *Polypedilum*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, and *Clinotanypus*) were found in all six analysed rivers (**Fig. 8b**).

The values of the Shannon-Wiener (Shannon_H') and Simpson (Simpson (1-D)) diversity indices for the rivers studied showed that the highest diversity of non-biting midges genera was observed in the Šešuola River (Shannon_H' = 2.71; Simpson (1-D) = 0.91), and the lowest diversity was observed in the Luknelė River (Shannon_H' = 2.20; Simpson (1-D) = 0.75) (**Table 4**). In the rivers studied, the mean value of the Shannon-Wiener diversity index (Shannon_H') was 2.44 ($\pm$ 0.22), and the mean value of the Simpson diversity index (Simpson (1-D)) was 0.86 ($\pm$ 0.06). The Margalef diversity index values

showed that the highest diversity was found in the Luknelė River (Margalef = 5.32), and the lowest in the Šešuola River (Margalef = 3.92).

After calculating the frequency of occurrence (F, %) of chironomid genera, it was found that none of the studied rivers contained very frequently (> 50 %) occurring chironomid genera overall (**Fig. 9**). Across all studied rivers, most genera identified were very rarely encountered (48 genera), accounting for 75.83 % of all identified genera. The least common were frequently occurring genera (eight), which made up 12.31 %, while rarely occurring genera (nine) represented 13.85 % of the total number of genera. The highest number of very rarely (< 2 %) occurring chironomid genera was recorded in the Luknelė River (16 genera), and the lowest in the Šešuola River (eight genera) (**Fig. 9**). In other rivers, the number of very rarely occurring genera ranged from 14 (in Dubinga and Skerdyksna) to 15 (in Kiauna and Plaštaka). Rarely occurring genera (2–10 %) were most abundant in the Luknelė River (14 genera), and least abundant in the Kiauna River (eight genera) (**Fig. 9**). In the remaining rivers, nine rarely occurring genera were found in Plaštaka, and ten were recorded in Dubinga, Skerdyksna, and Šešuola. Frequently (10–50 %) occurring chironomid genera were most numerous in the Dubinga River (nine genera), and least numerous in the Skerdyksna River (four genera) (**Fig. 9**). In the other rivers, the number of frequently occurring genera ranged from five (Kiauna) to eight (Plaštaka). One very frequently (> 50 %) occurring genus was identified in two rivers: Kiauna and Luknelė (**Fig. 9**).

A total of 37 chironomid genera were identified as rarely, frequently and/or very frequently occurring either in individual rivers or across all studied rivers (**Fig. 10**). Across all rivers, the frequently occurring genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa*, and *Tanytarsus*. Rarely occurring genera included *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Endochironomus*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Psectrocladius*, and *Synendotendipes*.

In Dubinga, the frequently occurring chironomid genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Synendotendipes*, and *Tanytarsus*. Rare genera in this river included *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Stenochironomus*, and *Tribelos* (**Fig. 10**).

In Kiauna, only one genus – *Ablabesmyia* – was classified as very frequently occurring. Frequently occurring genera included *Corynoneura*,

Microtendipes, *Procladius*, *Prodiamesa*, and *Tanytarsus*. Rarely occurring genera were *Chironomus*, *Conchapelopia*, *Cryptochironomus*, *Parakiefferiella*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Psectrocladius*, and *Tanypus* (**Fig. 10**).

In Luknelë, only *Ablabesmyia* was identified as a very frequently occurring genus. Frequently occurring genera were *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Procladius*, *Prodiamesa*, and *Tanytarsus*. Rare genera in this river included *Apsectrotanypus*, *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Cryptochironomus*, *Demicryptochironomus*, *Macropelopia*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Parakiefferiella*, *Paraphaenocladius*, *Polypedilum*, *Psectrocladius*, *Xenochironomus*, and *Zavrelimyia* (**Fig. 10**).

In Plaštaka, frequently occurring chironomid genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Corynoneura*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, and *Tanytarsus*. Rarely occurring genera included *Acricotopus*, *Conchapelopia*, *Cryptochironomus*, *Cryptotendipes*, *Harnischia*, *Micropsectra*, *Paratendipes*, *Synorthocladius*, and *Tanypus* (**Fig. 10**).

In Skerdyksna, frequently occurring genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, and *Procladius*, while rarely occurring ones included *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Cryptochironomus*, *Dicrotendipes*, *Microtendipes*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Psectrocladius*, and *Tanytarsus* (**Fig. 10**).

In Šešuola, frequently occurring genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Procladius*, and *Tanytarsus*. Rare genera included *Cricotopus*, *Einfeldia*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Micropsectra*, *Microtendipes*, *Parachironomus*, *Polypedilum*, *Prodiamesa*, and *Synendotendipes* (**Fig. 10**).

Calculation of the dominance index (D, %) for each Chironomidae subfamily showed that, in total, three eudominant (Chironominae, D = 60.42 %, Orthocladiinae, D = 15.96 % and Tanypodinae, D = 22.00 %), one subdominant (Prodiamesinae, D = 1.56 %), and one subordinate (Diamesinae, D = 0.05%) subfamily were present in the rivers analysed (**Fig. 11**).

Calculating the dominance index (D, %) for each Chironomidae subfamily revealed that, across the rivers studied, there were three eudominant subfamilies (Chironominae, D = 60.42 %, Orthocladiinae, D = 15.96 %, and Tanypodinae, D = 22.00 %), one subdominant subfamily (Prodiamesinae, D = 1.56 %), and one minor subfamily (Diamesinae, D = 0.05 %) (**Fig. 11**).

The greatest number of eudominant subfamilies (three) was found in the Luknelë and Šešuola rivers, where the eudominant subfamilies were Chironominae, Orthocladiinae, and Tanypodinae (**Fig. 11**). Two eudominant

subfamilies were found in the Kiauna, Plaštaka, and Skerdyksna rivers, where the eudominant subfamilies were Chironominae and Tanypodinae (**Fig. 11**). One eudominant subfamily was found in Dubinga (Chironominae, $D = 70.15\%$).

Dominant subfamilies were found in three rivers: in Dubinga, where Orthocladiinae ($D = 11.72\%$) and Tanypodinae ($D = 14.50\%$) were dominant, and in Kiauna and Plaštaka, where Orthocladiinae was dominant ($D = 10.87\%$ and $D = 11.60\%$, respectively).

One subdominant subfamily (Prodiamesinae) was found in Dubinga ($D = 3.47\%$), Kiauna ($D = 1.92\%$), Šešuola ($D = 2.50\%$), and Skerdyksna, where Orthocladiinae was the subdominant subfamily ($D = 4.04\%$).

Two secondary subfamilies (Diamesinae and Prodiamesinae) were found in Luknelė ($D = 0.04$ and $D = 0.57$, respectively) and Skerdyksna ($D = 0.09$ and $D = 0.26$, respectively), while one secondary subfamily was found in Dubinga (Diamesinae, $D = 0.16$) and Plaštaka (Prodiamesinae, $D = 0.12$) (**Fig. 11**).

After calculating the dominance index (D , %) for each identified genus of the Chironomidae family, it was found that overall, in all rivers, the most numerous were genera of secondary non-biting midges (49 genera), which accounted for 75.38% of all genera identified during the study (**Fig. 12**). The highest number of secondary genera was identified in the Luknelė River (23 genera), and the lowest in the Šešuola River (seven genera). In the remaining rivers, there were 17 secondary genera each, which accounted for 26.15% of all identified genera (**Fig. 12**).

Overall, 10 subdominant genera of midges were distinguished in the rivers, making up 15.38% of all identified genera (**Fig. 12**). The highest number of subdominant genera was recorded in the Šešuola River (12 subdominant genera), and the lowest in the Skerdyksna River (five genera), while in other rivers the number of subdominant genera ranged from six (Kiauna) to 10 (Luknelė) (**Fig. 12**).

In total, five dominant genera were identified in the studied rivers (**Fig. 12**), and after calculating the dominance index for each river separately, it was found that the most dominant genera were in the Dubinga River (seven dominant genera), and the fewest in the Luknelė River (three genera) (**Fig. 12**).

In individual rivers and overall, across all studied rivers, a total of 31 eudominant, dominant, and/or subdominant Chironomidae genera were identified, which accounts for 47.69% of all identified genera (**Fig. 13**). Overall, in the studied rivers, only the genus *Ablabesmyia* ($D = 21.23\%$) stood

out as eudominant. The genera *Chironomus*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, and *Tanytarsus* were dominant across all rivers, while *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Paraphaenocladius*, *Paratendipes*, *Prodiamesa*, and *Psectrocladius* were subdominant (**Fig. 13**).

In the Dubinga River, only the genus *Microtendipes* was identified as eudominant ($D = 20.86\%$), while the genera *Ablabesmyia*, *Micropsectra*, *Polypedilum*, *Procladius*, *Prodiamesa*, *Psectrocladius*, and *Tanytarsus* were dominant. The genera *Chironomus*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, *Parakiefferiella*, *Synendotendipes*, *Tribelos*, and *Virgatanytarsus* were subdominant (**Fig. 13**).

In the Kiauna River, representatives of two genera, *Ablabesmyia* ($D = 29.43\%$) and *Microtendipes* ($D = 21.71\%$), stood out as eudominant. In this river, representatives of the genera *Conchapelopia*, *Procladius*, *Prodiamesa*, and *Tanytarsus* were dominant, while *Chironomus*, *Cladotanytarsus*, *Corynoneura*, *Parakiefferiella*, *Paratendipes*, and *Polypedilum* were subdominant (**Fig. 13**).

In the Luknelë River, only the genus *Ablabesmyia* was identified as eudominant ($D = 47.30\%$). The dominant genera in this river were *Conchapelopia*, *Paraphaenocladius*, and *Procladius*, while the subdominant genera were *Apsectrotanypus*, *Cladotanytarsus*, *Corynoneura*, *Demicryptochironomus*, *Micropsectra*, *Microtendipes*, *Polypedilum*, *Prodiamesa*, *Rheocricotopus*, and *Tanytarsus* (**Fig. 13**).

In the Plaštaka River, the only eudominant genus was *Microtendipes* ($D = 20.10\%$). The dominant genera were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Procladius*, and *Tanytarsus*, while the subdominant genera were *Acricotopus*, *Cladotanytarsus*, *Clinotanypus*, *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Endochironomus*, *Harnischia*, and *Micropsectra* (**Fig. 13**).

In the Skerdyksna River, only the genus *Procladius* was identified as eudominant. The dominant genera in this river were *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Microtendipes*, and *Paratendipes*, while the subdominant genera were *Conchapelopia*, *Corynoneura*, *Parachironomus*, *Paracladopelma*, and *Tanytarsus* (**Fig. 13**).

In the Šešuola River, only the genus *Ablabesmyia* was identified as eudominant ($D = 20.66\%$). The dominant genera in this river were *Conchapelopia*, *Micropsectra*, *Orthocladius*, *Procladius*, and *Prodiamesa*, while the subdominant genera were *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Corynoneura*,

Cricotopus, *Einfeldia*, *Endochironomus*, *Microtendipes*, *Parachironomus*, *Paratendipes*, *Polypedilum*, *Synendotendipes*, and *Tanytarsus* (**Fig. 13**).

3.4. Non-biting midges in dammed and undammed rivers

To assess the similarity of Chironomidae genera in six studied rivers over different years, a non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis was performed, with a stress value of 0.167 (the spatial visualization accurately reflects the real data) (**Fig. 14**). The analysis showed that the Chironomidae genus complexes did not clearly separate based on whether the studied rivers were dammed or undammed.

Extending the NMDS analysis to include ecological factors of the studied rivers collected in 2022 (depth, pH, dissolved oxygen in water, temperature, conductivity, TDS, and salinity), as well as site characteristics such as river substrate and surrounding environment categories, it was found that Chironomidae genus complexes differed between dammed and undammed rivers (**Fig. 15**).

Similarly, when the NMDS analysis included data collected during the 2021–2022 surveys on the ecological factors of the studied rivers – such as depth, pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, total dissolved solids (TDS), and salinity – as well as site characteristics like river substrate and surrounding environment categories, it was found that Chironomidae genera in dammed and undammed rivers partially overlapped (**Fig. 16**).

To determine whether the distribution of Chironomidae genera differed between pairs of dammed and undammed rivers, a Pearson χ^2 test was conducted. The results showed that, among all identified genera, only the distributions of *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Glyptotendipes*, *Paratendipes*, and *Prodiamesa* genera differed significantly between pairs of dammed and undammed rivers (**Fig. 17**). Between the undammed Luknelė River and the dammed Skerdyksna River, the distributions of *Ablabesmyia* ($\chi^2 = 15.88$, $df = 1$, $p < 0.001$) (**Fig. 17a**), *Chironomus* ($\chi^2 = 9.79$, $df = 1$, $p < 0.002$) (**Fig. 17b**), *Clinotanypus* ($\chi^2 = 7.05$, $df = 1$, $p < 0.008$) (**Fig. 17c**), and *Paratendipes* ($\chi^2 = 4.15$, $df = 1$, $p < 0.042$) (**Fig. 17e**) genera differed significantly. Between the Kiauna (undammed) and Dubinga (dammed) rivers, only the distribution of *Glyptotendipes* genus differed significantly ($\chi^2 = 4.15$, $df = 1$, $p < 0.042$) (**Fig. 17d**), while between the Plaštaka (undammed) and Šešuola (dammed) rivers, only the distribution of *Prodiamesa* genus differed significantly ($\chi^2 = 5.08$, $df = 1$, $p < 0.024$) (**Fig. 17f**).

In addition, a Pearson's χ^2 test was performed to determine whether the distribution of Chironomidae genera differed between dammed and undammed rivers overall. The results showed that, among all identified genera, only the distributions of *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, and *Macropelopia* genera differed significantly between pairs of dammed and undammed rivers (**Fig. 18**). Between undammed rivers (Luknelë, Kiauna, and Plaštaka) and dammed rivers (Skerdyksna, Dubinga, and Šešuola), the distributions of *Ablabesmyia* ($\chi^2 = 9.64$; df = 1; p = 0.002), *Clinotanypus* ($\chi^2 = 4.07$; df = 1; p = 0.04), *Cricotopus* ($\chi^2 = 4.61$; df = 1; p = 0.03), *Glyptotendipes* ($\chi^2 = 6.11$; df = 1; p = 0.01), and *Macropelopia* ($\chi^2 = 5.08$; df = 1; p = 0.02) genera differed significantly.

3.5. Effects of river ecological factors and study site characteristics on non-biting midges communities

The Mantel test, used to assess spatial autocorrelation, showed a statistically insignificant weak negative correlation between the geographic distances and the distance matrices of Chironomidae diversity and individual counts (Shannon_H' r = -0.018, p = 0.9554; Margalef r = -0.012, p = 0.8359; individual count r = -0.034, p = 0.9971), except for the Simpson diversity index, which showed a statistically significant weak positive correlation (Simpson (1-D) r = 0.025, p = 0.0021) (**Annex 4**).

Pearson correlation analysis revealed strong and statistically significant correlations among the following pairs of variables: pH and dissolved oxygen in water (Pearson correlation coefficient = 0.78, p < 0.0001), salinity and conductivity (Pearson correlation coefficient = 0.98, p < 0.0001), TDS and conductivity (Pearson correlation coefficient = 0.98, p < 0.0001), and TDS and salinity (Pearson correlation coefficient = 0.99, p < 0.0001) (**Fig. 19**). Due to the strong correlation, salinity was not included as a variable in subsequent GLMM and db-RDA analyses, and the variables pH and dissolved oxygen in water, as well as conductivity and TDS, were not used together in the GLMM models (**Fig. 19**).

To assess Chironomidae diversity using three diversity indices and abundance under different studied site characteristics (river, damming status, substrate categories, and environment categories) and river ecological factors (river depth, pH, dissolved oxygen concentration, temperature, conductivity, and TDS), a generalized linear mixed model (GLMM) analysis was performed.

In the GLMM analysis evaluating the study site characteristic – rivers, using the Simpson diversity index as the response variable (*Simpson (1-D) ~ depth + dissolved oxygen + temperature + TDS + rivers + (date)*, BIC = 159.4) it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by the studied rivers (coefficient values: 0.23 – Plaštaka (p = 0.04) and 0.28 – Šešuola (p = 0.02)) (**Fig. 20a, Table 5**). When evaluating rivers with the Shannon-Wiener diversity index as the response variable (*Shannon_H' ~ depth + pH + temperature + TDS + rivers + (date)*, BIC = 285.9) it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by the studied rivers (coefficient values: 0.37 – Kiauna (p = 0.02), 0.40 – Dubinga (p = 0.02), 0.43 – Plaštaka (p = 0.01) and 0.50 – Šešuola (p = 0.00)) (**Fig. 20b, Table 5**). When evaluating rivers with the Margalef diversity index as the response variable, two models with the same BIC value were obtained (*Margalef ~ depth + pH + temperature + conductivity + rivers + (date)*, BIC = 312.7 and *Margalef ~ depth + pH + temperature + TDS + rivers + (date)*, BIC = 312.7), and it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by the studied rivers (in the first model coefficient values: 0.42 – Kiauna (p = 0.02), 0.42 – Plaštaka (p = 0.01), 0.46 – Dubinga (p = 0.02) and 0.59 – Šešuola (p = 0.00); in the second model: 0.40 – Kiauna (p = 0.02), 0.40 – Plaštaka (p = 0.02), 0.44 – Dubinga (p = 0.02) and 0.58 – Šešuola (p = 0.00)) and depth (in both models coefficient value – 0.11 (p = 0.03)) (**Fig. 20c, Table 5**). When evaluating rivers with abundance as the response variable (*specimens ~ depth + dissolved oxygen + temperature + TDS + rivers + (date)*, BIC = 1638.7), it was found that a significant part of Chironomidae abundance is explained by the studied rivers (coefficient values: 21.34 – Plaštaka (p = 0.02) and 23.73 – Šešuola (p = 0.01)) (**Fig. 20e, Table 5**).

When evaluating the study site characteristic – damming, and using the Simpson diversity index as the response variable in the models (*Simpson (1-D) ~ depth + dissolved oxygen + temperature + TDS + damming + (date)*, BIC = 153.3), it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by dissolved oxygen (coefficient value -0.07 (p = 0.01)) (**Fig. 21a, Table 6**). When evaluating damming with abundance as the response variable (*specimens ~ depth + pH + temperature + TDS + damming + (date)*, BIC = 1629.7), it was found that a significant part of Chironomidae abundance is explained by TDS (coefficient value -5.60 (p = 0.03)) (**Fig. 21d, Table 6**). When the response variable in the models was the Shannon-Wiener diversity index (*Shannon_H' ~ depth + dissolved oxygen + temperature + TDS + damming + (date)*, BIC = 282.0) (**Fig. 21b, Table 6**) and Margalef diversity

index (*Margalef* ~ *depth* + *pH* + *temperature* + *TDS* + *damming* + (*date*), BIC = 308.7), no statistically significant results were obtained (**Fig. 21c, Table 6**).

In the generalized linear mixed models (GLMM) analysis evaluating the study site characteristics – damming and environmental categories, and using the Simpson diversity index as the response variable, two models with identical BIC values were obtained (*Simpson (1-D)* ~ *depth* + *pH* + *temperature* + *conductivity* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 181.5 and *Simpson (1-D)* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 181.5). It was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by environmental categories (in the first model coefficient values: 0.59 – GP (*p* = 0.00) and 0.78 – MP (*p* = 0.00), and in the second model: 0.60 – GP (*p* = 0.00) and 0.79 – MP (*p* = 0.00)) and damming (coefficient value -0.23 (*p* = 0.03) in both models) (**Fig. 22a, b, Table 7**). Using the Margalef diversity index as the response variable, two models with the same BIC value were also obtained (*Margalef* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *conductivity* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 353.3 and *Margalef* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *TDS* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 353.3). It was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by environmental categories (coefficient value 0.60 – KDP (*p* = 0.01) in both models) (**Fig. 22c, d, Table 7**). When evaluating damming and environmental categories using specimen count as the response variable (*specimens* ~ *depth* + *pH* + *temperature* + *TDS* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 1648.4), it was found that a significant part of Chironomidae abundance is explained by environmental categories (coefficient values: -42.45 – GP (*p* = 0.00), 37.57 – MD (*p* = 0.01), -35.47 – MP (*p* = 0.02), -25.24 – M (*p* = 0.04), and -27.73 – MKP (*p* = 0.02)) (**Fig. 22f, Table 7**). Using the Shannon-Wiener diversity index as the response variable (*Shannon_H'* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *TDS* + *damming* + *environmental categories* + (*date*), BIC = 332.9), no statistically significant results were obtained (**Fig. 22e, Table 7**).

Evaluating the study site characteristics – damming and substrate categories, and using the Simpson diversity index as the response variable (*Simpson (1-D)* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *TDS* + *damming* + *substrate categories* + (*date*), BIC = 198.9), it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by dissolved oxygen (coefficient value -0.07 (*p* = 0.02)) (**Fig. 23a, Table 8**). Using the Shannon-Wiener diversity index as the response variable (*Shannon_H'* ~ *depth* + *dissolved oxygen* + *temperature* + *TDS* + *damming* + *substrate categories* + (*date*), BIC

= 321.3), it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by substrate categories (coefficient values: 0.45 – SASm ($p = 0.03$) and 0.61 – SGRStSm ($p = 0.01$)) (**Fig. 23b, Table 8**). Using the Margalef diversity index as the response variable (*Margalef ~ depth + pH + temperature + TDS + damming + substrate categories + (date)*, BIC = 351.6), it was found that a significant part of Chironomidae diversity is explained by depth (coefficient value 0.11 ($p = 0.04$)) (**Fig. 23c, Table 8**). Using specimen count as the response variable, two models with identical BIC values were obtained (*specimens ~ depth + pH + temperature + TDS + damming + substrate categories + (date)*, BIC = 1641.0 and *specimens ~ depth + dissolved oxygen + temperature + TDS + damming + substrate categories + (date)*, BIC = 1641.0). It was found that a significant part of Chironomidae specimen count is explained by substrate categories (in the first model coefficient values: 58.95 – SASm ($p = 0.00$), 26.74 – SŽSt ($p = 0.02$), 37.16 – SŽŽvGASm ($p = 0.00$), 25.81 – SŽŽvGSm ($p = 0.03$), and 28.56 – SGRStSm ($p = 0.02$); in the second model: 59.26 – SASm ($p = 0.00$), 25.88 – SŽSt ($p = 0.03$), 36.44 – SŽŽvGASm ($p = 0.00$), 25.01 – SŽŽvGSm ($p = 0.04$), and 27.53 – SGRStSm ($p = 0.02$)) (**Fig. 23d, e, Table 8**).

Distance-based redundancy analysis (db-RDA) was performed to assess the influence of rivers, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midges genera. A statistically significant first model was obtained (*non-biting midges genera ~ rivers + depth + dissolved oxygen + temperature + conductivity (date)*) ($F = 2.00$; $p = 0.00$), in which, among the five analysed factors, only the Šešuola river had a statistically significant effect on non-biting midges genera ($F = 2.44$; $p = 0.00$) (**Fig. 24, Table 9**).

Performing distance-based redundancy analysis (db-RDA) to analyse the influence of damming, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, a statistically reliable second model was obtained (*non-biting midges genera ~ damming + depth + dissolved oxygen + temperature + conductivity (data)*) ($F = 2.24$; $p = 0.00$). Among the five analysed factors, three had a statistically significant effect on non-biting midge genera – damming ($F = 3.27$; $p = 0.00$), depth ($F = 2.95$; $p = 0.00$), and dissolved oxygen ($F = 1.89$; $p = 0.04$) (**Fig. 25**). Conductivity ($F = 1.63$; $p = 0.09$) and temperature ($F = 1.47$; $p = 0.12$) showed statistically insignificant effects on non-biting midge genera in this model (**Table 10**).

Performing db-RDA to analyse the influence of environmental categories, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, a statistically significant third model was obtained (*non-biting midges genera ~ environmental categories + depth + dissolved oxygen*

+ *temperature + conductivity (data)*) ($F = 1.76$; $p = 0.00$). Among the five analysed factors, only environmental categories had a statistically significant effect on non-biting midge genera ($F = 1.85$; $p = 0.00$) (**Fig. 26**). In this model, temperature ($F = 1.67$; $p = 0.06$), conductivity ($F = 1.63$; $p = 0.07$), dissolved oxygen ($F = 1.37$; $p = 0.17$), and depth ($F = 1.11$; $p = 0.34$) were statistically insignificant factors (**Table 11**).

Following db-RDA analysis examining the influence of substrate, depth, dissolved oxygen, conductivity, and temperature on non-biting midge genera, a statistically significant fourth model was obtained (*non-biting midges genera ~ substrate categories + depth + dissolved oxygen + temperature + conductivity (data)*) ($F = 2.04$; $p = 0.00$). Among the five analysed factors, two showed a statistically significant effect on non-biting midge genera – substrate categories ($F = 2.13$; $p = 0.00$) and conductivity ($F = 3.22$; $p = 0.00$) (**Fig. 27**). In this model, dissolved oxygen ($F = 1.66$; $p = 0.08$), depth ($F = 1.24$; $p = 0.25$), and temperature ($F = 1.15$; $p = 0.31$) had no statistically significant effect on non-biting midge genera (**Table 12**).

4. DISCUSSION

In 2021–2022, 89 species of non-biting midges (Chironomidae) were identified in six rivers with similar characteristics, located within the same region of Lithuania. These species constitute more than 50 % of all non-biting midges recorded in the country to date (Pakalniškis et al., 2006; Ruginis, 2007; Móra and Kovács, 2009). During this research, 37 non-biting midges species new to the Lithuanian fauna were identified (accounting for 41.57 % of all species found in the study), along with 12 genera recorded for the first time in Lithuania. Based on the results of this and previous research (Pakalniškis et al., 2006; Ruginis, 2007; Móra and Kovács, 2009), the current list of Chironomidae species in Lithuania should consist of 199 species.

Considering the number of non-biting midges species recorded in neighbouring countries, it can be assumed that the knowledge of this insect group in Lithuania is still limited. Currently, more than 190 Chironomidae genera and over 1,260 species are known in Europe (Paasivirta, 2014; Serra et al., 2016; Serra et al., 2017). For example, more than 165 genera and 780 species are known in Germany (Orendt, 2000; Brunke, 2004; Orendt et al., 2014; Orendt, 2018; Chimeno et al., 2022; Chimeno et al., 2023), over 420 species in Poland (Płóciennik, 2009; Płóciennik et al., 2015; Płóciennik et al., 2018; Leszczyńska et al., 2019; Pleskot et al., 2019; Głowacki et al., 2023), and around 340 species in Ukraine (Baranov, 2011; Bitušik et al., 2024). The Scandinavian Peninsula has some of the highest levels of Chironomidae research in Europe. According to data from Finland, over 780 species of non-biting midges are currently known there, several of which are included in the national Red List (Paasivirta, 2014; Engels et al., 2019; Hyvärinen et al., 2019). In Sweden, about 900 species are known (SLU Swedish Species Information Centre, 2024), and in Norway, more than 650 species (Elven and Søli, 2016; Stur and Ekrem, 2020). These species counts in neighbouring and nearby countries indicate that, with expanded research across more regions in Lithuania, significantly more species from the Chironomidae family could be identified.

Chironomidae play an important role in organic matter cycling and energy transfer due to their diverse feeding habits, feeding modes, life cycles, and because they serve as a food source for animals at higher trophic levels. Therefore, the trophic groups and feeding strategies of their larvae were identified (Sanseverino and Nessimian, 2008).

In this study, the majority of Chironomidae genera identified were detritivores, predators, algivores, and phytophages, while the most common

feeding modes were gathering, piercering/engulfing, filtering, and shredding. Gut content analyses show that the diet of detritivorous larvae is dominated by detritus, and these larvae are generally considered to employ gathering or filtering feeding modes (Armitage et al., 1995; Banegas and Rocha, 2023; Ocon et al., 2023). Detritivorous Chironomidae play a crucial role in decomposing detritus and recycling nutrients in aquatic ecosystems. Both detritivorous feeding and the gatherer mode were the most frequently observed among the Chironomidae taxa identified in this study. Similar findings – where detritivorous Chironomidae are more abundant than representatives of other trophic groups – have also been reported in other related studies (Tavares-Cromar and Williams, 1997; da Silva et al., 2008; Biasi et al., 2013; Nunes et al., 2020).

Predatory Chironomidae attack their prey and either ingest the whole body or parts of it (engulfers), or they break down tissues by sucking body fluids (piercers) (da Silva et al., 2008). The subfamily Tanypodinae is considered to include the largest number of predatory Chironomidae (Ocon et al., 2023), and they dominated most of the rivers in this study, with the exception of the Dubinga river. This suggests a sufficient availability of potential prey – other invertebrates – in these rivers. A study by Martins et al. (2021) in mountain streams showed that predatory Chironomidae were more abundant in river sections flowing through pastures, where sandy substrates predominated.

Chironomidae that feed on algae are considered algivores. Research shows that algae can constitute a major part of Chironomidae gut content (Butakka et al., 2016). Algae are typically consumed by scraping them from exposed surfaces, sediments, and submerged organic matter, or by filtering water (Armitage et al., 1995; da Silva et al., 2008; Ocon et al., 2023). Such feeding mode is common among representatives of many Chironomidae subfamilies (Armitage et al., 1995).

Phytophagous Chironomidae exhibit shredding and scraping feeding modes, as they gnaw, chew, and rasp plants, macrophytes, and submerged leaves (Armitage et al., 1995; da Silva et al., 2008). This type of feeding is characteristic of various representatives across Chironomidae subfamilies (Armitage et al., 1995).

Shredding is also characteristic of xylophagous Chironomidae, which burrow into submerged wood debris. Most of these Chironomidae belong to the subfamilies Orthoclaadiinae and Chironominae (Cranston, 2006). In this study, only a small number of xylophagous genera were recorded. They may

have been collected accidentally, as small wood fragments were included in the benthic samples.

Parasitic and commensal Chironomidae also accounted for a very small proportion. Representatives of the genus *Parachironomus*, which parasitize mollusks of the family Lymnaeidae, were classified in the parasitic trophic group (Tokeshi, 1993). Representatives of the genus *Epoicocladius* were classified in the commensal group. They are host-specific and live on the body surface of Ephemera mayfly nymphs. This “living space” is shared with another organism – the ciliate *Carchesium polypinum* (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1831 (Grzybkowska et al., 2016). Overall, both parasitic and commensal Chironomidae diversity is generally low (Armitage et al., 1995), which was reflected in the results of this study. As with xylophagous Chironomidae, these taxa may also have been collected incidentally.

Accumulation curves of genus abundance revealed that the rivers Šešuola, Dubinga, Luknelė, and Plaštaka were comprehensively surveyed during this study, whereas additional genera of non-biting midges may still be detected in the Kiauna and Skerdyksna rivers.

The study revealed that the subfamily Chironominae had the highest number of genera, with 28 identified, representing 44 % of all Chironominae genera known in Europe. The second most diverse was the subfamily Orthocladiinae, with 21 genera identified (27 % of all European Orthocladiinae genera). Twelve genera belonging to the subfamily Tanypodinae were recorded, corresponding to 30 % of the known genera in this subfamily in Europe. Three genera of the subfamily Prodiamesinae were identified, covering the entire known diversity of this subfamily in Europe (100 %). The lowest number of genera was found in the subfamily Diamesinae, with only two genera identified, representing 18 % of all European Diamesinae genera known (Paasivirta, 2014; Serra ir kt., 2016; Serra ir kt., 2017).

Among the six rivers, the subfamilies Chironominae, Tanypodinae, and Orthocladiinae were overall classified as eudominant: Chironominae in all rivers studied, Tanypodinae in all except Dubinga, and Orthocladiinae only in Luknelė and Šešuola. A similar pattern of subfamily dominance was observed in Argentina, where 18 rivers were analysed (Pero et al., 2023). In those cases, Chironominae and Orthocladiinae were most dominant, with Tanypodinae ranking third in terms of dominance. Likewise, in the rivers studied here, Chironominae exhibited the highest number of specimens, accounting for 60.18 % of all collected non-biting midges. This predominance of Chironominae was also observed in studies conducted in Germany

(Thienemann, 1954), as well as in Poland (Leszczyńska et al., 2019) and Croatia (Čerba et al., 2020), where Chironominae was the most numerous subfamily by specimen count. Orthocladiinae and Tanypodinae also showed relatively high specimen numbers, consistent with findings by Leszczyńska et al. (2019). Meanwhile, Čerba et al. (2020) reported relatively low numbers of Prodiamesinae, a pattern also confirmed in this study. In all six rivers – Šešuola, Dubinga, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, and Šešuola – only six specimens from the Diamesinae subfamily were recorded. This low occurrence is attributed to the limited diversity and narrow zoogeographical distribution of this subfamily (Ferrington, 2008; Andersen et al., 2013; Ekrem et al., 2017).

Representatives of the Orthocladiinae and Tanypodinae subfamilies – together accounting for 37.5 % of all collected Chironomidae larvae specimens—are typically associated with clean water bodies (Armitage et al., 1995; Cortelezzi et al., 2020; Molineri et al., 2020; Shahidi-Hakak et al., 2022). Among the genera from which more than 100 specimens were collected in this study, three belonged to Tanypodinae – *Conchapelopia*, *Procladius*, and *Ablabesmyia* – and one to Orthocladiinae: *Psectrocladius*. Of these, only *Ablabesmyia* representatives stood out as eudominants in the Luknelė, Kiauna, and Šešuola rivers and were very frequently encountered in Luknelė and Kiauna ($F = 64.29\%$ and $F = 53.57\%$, respectively). Both rivers flowed through natural or semi-natural habitats. This finding aligns with results from Odume and Muller (2011) in the Swartkops River, where *Ablabesmyia* species dominated in areas less affected by human activity.

According to GLMM analysis, the diversity and abundance of non-biting midges differed significantly among the analysed rivers. db-RDA analysis results, with Dubinga as the first explanatory variable, showed that the number of genera differed significantly only in the Šešuola river. Given that non-biting midges in the Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, and Šešuola rivers had not previously been studied, it is not possible to directly compare species abundance and taxonomic diversity data obtained in this study with earlier investigations. However, it is important to note that among the six rivers studied, Luknelė exhibited the highest number of non-biting midges genera and specimens, as well as the greatest diversity according to the Margalef diversity index. This river was one of two in which *Ablabesmyia* was frequently encountered ($F > 50\%$). All these results suggest that Luknelė may be particularly important for the conservation and maintenance of non-biting midges communities, with Chironomidae representatives playing a

significant ecological role in stabilizing food webs and maintaining ecosystem functionality.

The Plaštaka river ranked second in the number of non-biting midges genera and fourth in the number of specimens. It also yielded the highest number of non-biting midges species newly recorded for the Lithuanian fauna. The only genus that stood out as eudominant in this river was *Microtendipes*. Members of this genus are found in sediments and mosses and thus indicate accumulation of organic matter in the water (Andersen et al., 2013). This suggests that Plaštaka plays an important role in maintaining non-biting midges communities.

Dubinga ranked third in the number of genera and second in specimen count. It also had the highest number of frequently encountered and dominant non-biting midges taxa. As in the Plaštaka river, the only eudominant genus in Dubinga was *Microtendipes*. This may indicate that the environmental conditions in this river are favourable for the development of diverse Chironomidae communities.

The Kiauna river ranked fourth in terms of non-biting midges genera and third in specimen count. Like Luknelė, it had *Ablabesmyia* as a very frequently encountered genus ($F > 50\%$). Compared to the other rivers, Kiauna had the highest number of eudominant non-biting midges genera (*Ablabesmyia* and *Microtendipes*).

The Skerdyksna river ranked fifth in terms of the number of identified non-biting midges genera and had the lowest number of individuals. In this river, representatives of only one genus – *Procladius* – stood out as eudominants. Members of this genus are found in mud and thus indicate a high accumulation of organic matter in the water (Andersen et al., 2013).

The Šešuola river ranked sixth in the number of genera and fifth in specimen count. Although it had the fewest genera, Šešuola stood out with the highest non-biting midges diversity based on the Shannon-Wiener and Simpson diversity indices. Compared to the other rivers, Šešuola had the most subdominant non-biting midges genera and one eudominant genus – *Ablabesmyia*. This suggests that even with a lower genus count, the river plays an important role in maintaining and preserving Chironomidae diversity by providing suitable conditions for various midges taxa to develop and thrive.

Given that traditional Chironomidae identification based on morphological traits is complex, time-consuming, and requires highly qualified specialists, molecular methods such as COI gene sequence analysis are increasingly applied (da Silva ir Wiedenbrug, 2014; Chimeno et al., 2023). In this study, a combination of morphological identification and COI gene

fragment analysis showed that molecular data supported the high accuracy of morphological identification. Out of 109 analysed Chironomidae specimens, 56 non-biting midges species were identified, and discrepancies in identification occurred only in two cases – *Ablabesmyia longistyla* and *Clinotanypus nervosus*. The genus *Ablabesmyia* is considered especially taxonomically challenging, with species such as *A. longistyla*, *A. monilis* (Linnaeus, 1758), and *A. phatta* (Egger, 1864) often being confused. In contrast, *C. nervosus*, which has distinctive morphological features, is generally easier to identify at the species level. In this study, representatives of both species were correctly identified morphologically, and their COI sequences matched those found in the GenBank database. However, intraspecific COI sequence variation ($> 2\%$) within *A. longistyla* and *C. nervosus* may indicate genetic heterogeneity, i.e., the presence of more than one genetic lineage. Although GMYC and bPTP species delimitation methods did not separate these lineages into distinct species, such differences may reflect early genetic divergence or cryptic species diversity. Alternatively, discrepancies may have arisen due to sequencing errors in databases or mismatches between morphological and molecular traits.

Although most species showed clear genetic differentiation, *Chironomus cingulatus* – *Chironomus piger* and *Procladius culiciformis* – *Procladius pectinatus* were not clearly separated. This may be due to recent divergence, incomplete lineage sorting, or hybridization. Additionally, mitochondrial introgression or the limited resolution of the COI gene may also contribute. These cases demonstrate the need to integrate multiple genetic markers and morphological traits to achieve more accurate species delimitation.

Species delimitation analyses showed that distance-based algorithms were more suitable for species identification than tree-based methods. Specifically, ABGD and ASAP analyses provided more reliable species delimitation models, while GMYC and bPTP more frequently grouped genera or higher taxa rather than distinguishing individual species. These outcomes may be related to the relatively small sample size analysed – a condition under which some methods may perform better (Dellicour and Flot, 2015; Dellicour and Flot, 2018). Similar findings were reported by Song et al. (2018), who confirmed the effectiveness of the ABGD method when analysing COI gene sequences in the genus *Polypedilum*.

However, distance-based methods have significant limitations, as there is no universal genetic threshold applicable to all taxa (Yang and Rannala, 2018). Genetic differences within and between species can vary across taxonomic groups, making it difficult to define a single threshold for species

delimitation. This highlights the need to complement distance-based methods with alternative approaches. Integrating multiple analytical systems can increase the accuracy and reliability of species identification, thereby improving the assessment of species diversity and resolution within a genus or taxonomic group. Another drawback of distance-based methods is that their algorithms do not consider evolutionary relationships (Kapli et al., 2017).

In contrast, tree-based methods such as GMYC and bPTP take into account evolutionary relationships and branch length distributions, making them potentially more reliable in certain cases (Song et al., 2018). These methods do not rely on fixed genetic thresholds and instead determine species boundaries based on phylogenetic relationships, providing deeper insight into evolutionary patterns.

Among the results obtained in this study, one controversial finding involved subfamily assignment. Based on the maximum likelihood cladogram, the species *Stenochironomus gibbus* was assigned to the Orthocladiinae subfamily, even though it formed a distinct clade. This placement may reflect the monophyletic nature of the genus (Zheng et al., 2022). Another problematic case was observed in the tribe Pentaneurini (subfamily Tanypodinae), where three species – *Larsia atrocincta*, *Conchapelopia melanops*, and *Ablabesmyia longistyla* – were grouped between Orthocladiinae and Prodiamesinae subfamilies. This unusual positioning could be explained by the close phylogenetic relationship between Tanypodinae and Prodiamesinae (Zheng et al., 2021). A similar result was obtained in the analysis of *Paraphaenocladus* sp., which, although belonging to the Orthocladiinae subfamily, was placed between Prodiamesinae and Tanypodinae, possibly indicating phylogenetic links between these subfamilies.

These results from molecular analysis and species delimitation methods emphasize the complexity and unresolved issues in the phylogeny and evolution of the Chironomidae family. As demonstrated by this and other studies (da Silva et al., 2023), significant challenges remain regarding species concepts and the limitations of current phylogenetic approaches. To address these issues and improve species delimitation, future research should include larger sample sizes, morphological analyses of adult midges, and additional genetic markers such as 28S rRNA. Moreover, the integration of multilocus and coalescent-based methods could provide a better understanding of evolutionary relationships and help resolve taxonomic uncertainties in the group.

The results of non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis, with a low stress value, enabled a visual comparison of non-biting midges communities between dammed and undammed rivers. During this study, in which three dammed and three free-flowing rivers over two years were analysed, it was found that Chironomidae communities in these rivers overlap. This may be because most of the dams in these rivers were built many years ago. According to previous research (Schmid, 1992; Bredenhand and Samways, 2009; Rosin et al., 2009; Brandimarte et al., 2016; Wu et al., 2019), midges diversity in dammed rivers varies with distance from the dam – typically being lowest near the dam, with partial recovery of communities over time. Therefore, it is plausible that the midges communities in dammed and undammed rivers became more similar due to natural processes and the relatively long period since the dams were built. However, an extended NMDS analysis incorporating ecological factors and site characteristics from the studied rivers showed that, based on 2022 data, Chironomidae communities in dammed and undammed rivers differed. Meanwhile, the same analysis using 2021 and 2022 data together revealed only partial overlap of non-biting midges communities between the two river types.

In the dammed rivers, an average of 28 non-biting midges genera and 1,613 specimens were recorded, while in the undammed rivers, 33 genera and 2,152 specimens were recorded. Although some GLMM and db-RDA models showed a statistically significant positive impact of dams on midges diversity and abundance, other models did not show significant effects. Similar results have been reported in other studies. For example, in South Africa's Eerste River, nearly complete disappearance of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera was observed downstream of a dam, along with a significant increase in Chironomidae abundance (Bredenhand and Samways, 2009). While most studies indicate that midges diversity and abundance are lower in dammed rivers than in undammed ones (Schmid, 1992; Rosin et al., 2009; Brandimarte et al., 2016; Wu et al., 2019), this study showed that even a single dam can radically alter ecosystem structure by displacing sensitive groups (EPT) and creating conditions for more tolerant taxa, such as Chironomidae, to dominate. The differences observed between dammed and undammed rivers in Lithuania may be due to the fact that this study focused on genus-level, rather than species-level, diversity – which, as noted by Lencioni et al. (2012), may limit conclusions about Chironomidae community structure. Additionally, as Schmid (1992) and Bredenhand and Samways (2009) found, the impact of dams on midges communities decreases with distance from the

dam. Since this study included both sites near and farther from the dams, this may have influenced the results.

When examining the distribution of non-biting midges genera between dammed and undammed rivers, Pearson's χ^2 test showed significant differences in the abundance of the genera *Ablabesmyia*, *Chironomus*, *Clinotanypus*, *Cricotopus*, *Glyptotendipes*, *Macropelopia*, *Paratendipes*, and *Prodiamesa*. Representatives of *Ablabesmyia*, *Cricotopus*, and *Macropelopia* were more abundant in undammed than in dammed rivers. Specifically, *Ablabesmyia* was significantly more abundant in the undammed Luknelè river than in the dammed Skerdyksna. Although some non-biting midges subfamilies can indicate high water quality, studies in Portugal suggest that *Ablabesmyia* species are widespread in low-pH waters (de Bisthoven et al., 2005). On the other hand, other bioindicator studies show that representatives of *Ablabesmyia*, *Cricotopus*, and *Macropelopia* tolerate organic and saline water pollution (Arimoro, 2011; Lencioni et al., 2012; Cortelezzi et al., 2020; Czechowski et al., 2020; Shahidi-Hakak et al., 2022). According to Andersen et al. (2013), species from these genera are eurytopic – found in almost all freshwater habitats regardless of ecological condition – so their abundance alone is insufficient to assess ecological status.

In dammed rivers, *Clinotanypus* and *Glyptotendipes* were significantly more abundant. *Clinotanypus* was significantly more abundant in the dammed Skerdyksna river than in the undammed Luknelè. *Glyptotendipes* was significantly more abundant in the dammed Dubinga river than in the undammed Kiauna. Although *Clinotanypus* is generally associated with clean water, bioindicator studies by Arimoro (2011) suggest its representatives can tolerate organic pollution. Meanwhile, *Clinotanypus* specimens were also found more abundantly – though not statistically significantly – in the undammed Plaštaka river than in the dammed Šešuola. While there is limited data on the bioindicator value of *Glyptotendipes*, Andersen et al. (2013) consider them eurytopic. *Chironomus*, *Paratendipes*, and *Prodiamesa* were significantly more abundant in the Skerdyksna river than in Luknelè. However, their distribution in the other two river pairs (dammed vs. undammed) showed the opposite trend, so it is not possible to evaluate the effect of dams on the distribution of these genera.

This study found that several environmental categories had a statistically significant effect on the formation of non-biting midges community structures. The results showed that the highest diversity was observed at sampling sites where rivers flowed through forests and meadows; pastures and meadows; villages, agriculture, and meadows; and villages, agriculture, and

pastures. The highest specimen abundance was observed where rivers flowed through forests and agriculture, and villages, agriculture, and meadows. This highlights the importance of forests, pastures, villages, and particularly meadows and agriculture (the latter two being present in four of the six environmental categories) in shaping Chironomidae community structure in the studied rivers. The influence of forests and pastures on non-biting midges communities along two riverbanks in Brazil was previously studied by Sonoda et al. (2018). They found that the density of three dominant Chironomidae genera was significantly higher in pasture sections compared to forested ones. These results are thought to be due to greater nutrient enrichment in pasture zones. Another study assessed the number of non-biting midges genera and specimens in rivers flowing through minimally human-impacted areas, agriculture, and pastures (Saito & Fonseca-Gessner, 2014). It was determined that none of the analysed environments had a statistically significant influence, but higher average abundance and richness values were observed in rivers flowing through pastures. Another study in Argentina evaluated three different environmental zones along a river channel that reflect distinct types of human influence: agriculture, urbanized areas, and industrially impacted zones (Cortese et al., 2019). The highest abundance and taxonomic diversity of non-biting midges were observed in river sections affected by agricultural and urban environments. The study also showed a clear distinction between urban–agricultural and urban-industrial impact zones. In a study conducted in Brazil, the effects of agriculture, urban areas, and pastures on non-biting midges communities were evaluated (Martins et al., 2021). Although these environments were analysed as independent variables based on their percentage coverage in the river basin, it was found that all three had a significant impact on midges communities. In another study by Maxwell et al. (2021), non-biting midges communities in rivers flowing through forest-meadow transition zones in southern Brazil were analysed. It was found that both forest and meadow habitats significantly influenced community structure, and transitional zones exhibited unique community compositions influenced by both habitats. In summary, the different environments through which rivers flow – from natural forests and transitional meadows to intensively used agriculture, pastures, and urbanized areas – have a significant and often complex influence on non-biting midges diversity and distribution. The impact of these environments varies depending on local conditions and levels of anthropogenic influence, and their interactions may form unique midges communities that are ecologically valuable and useful for bioindication purposes.

This study also found that several substrate categories had a statistically significant effect on non-biting midges community structure. Significantly greater diversity was recorded at sites where the river substrate consisted of sand, stones, and micro organic material, and sand, gravel, boulders, macro and microrganic material. Specimen abundance was significantly higher where the substrate included combinations such as sand, stones, and micro organic material; sand, gravel, and macro organic material; and sand, gravel, pebbles, sett, stones, macro and micro organic material. The observed trend suggests that substrate categories dominated by sand, micro organic material, and larger-grained particles are particularly important for non-biting midges diversity and distribution in the studied rivers. The influence of inorganic substrate grain size composition on the diversity of non-biting midges species has been demonstrated in studies conducted in Poland (Leszczyńska et al., 2019). Overall, several different studies have shown that riverbed substrate significantly affects the diversity and abundance of non-biting midges (Armitage et al., 1995; Orendt, 2000; Scheibler et al., 2014; Karaouzas & Płociennik, 2016; Mauad et al., 2016; Leszczyńska et al., 2019; Hamache et al., 2021; Leszczyńska et al., 2021; Čerba et al., 2022; Čerba et al., 2023; Głowacki et al., 2023). More detailed studies have also revealed associations between different taxonomic groups of non-biting midges and various types of riverbed substrates (Pinder, 1980; Beauger et al., 2006; Scheibler et al., 2014; Cortelezzi et al., 2020). River substrate plays an important role in enabling the accumulation of food resources (such as periphyton) and, depending on its grain size composition, provides habitats of suitable size that serve as refuges (Beauger et al., 2006). For example, a study in Brazil analysing the impact of different riverbed substrates (stones, leaf litter, a combination of stones and leaf litter, and sand) on non-biting midges communities found that samples taken from sandy substrates had lower abundance and taxonomic diversity of non-biting midges compared to the other substrates (König and Santos, 2013). In contrast, leaf litter and mixed stone–leaf litter substrates, which offer better cover and are richer in organic matter, supported higher midges abundance. Furthermore, some studies indicate that the distribution of non-biting midges species within the substrate may vary seasonally, with higher species richness observed in coarser substrates during spring, and in sandy substrates during summer (Grzybkowska and Witzak, 1990). This confirms that riverbed substrate composition is one of the key factors shaping the structure, diversity, and distribution of non-biting midges communities across different habitats. Nevertheless, to gain a more comprehensive understanding of how different

non-biting midges taxa in Lithuania relate to various substrate types, further research specifically focused on these aspects is needed.

The depth of the rivers analysed during these studies varied between sampling locations, with an average depth of 33 cm. An assessment of the effect of depth on the structure of non-biting midges communities revealed that species diversity was greater at greater depths and lower at shallower depths. The significant influence of depth on non-biting midges diversity has also been confirmed in other studies conducted in China (Chen et al., 2014), Greece (Karaouzas and Plóciennik, 2016), Brazil (Mugnai et al., 2019), and Poland (Kornijów et al., 2021; Głowacki et al., 2023). Typically, non-biting midges are more abundant and diverse in shallower parts of rivers. For instance, Mugnai et al. (2019) found that Chironomidae diversity, as measured by Shannon-Wiener (H') and Simpson (1-D) indices, was highest in the shallowest (upper) water layers and declined with increasing depth. In this study, two sampling sites were analysed: at a depth of 10 cm, 17 genera and 115 specimens were recorded; at 25 cm, 11 genera and 104 specimens; and at 45 cm, only 4 genera and 17 specimens. It was also observed that at the same depth, Chironomidae abundance varied between sites, and different taxa dominated at different river depths. Since the Dubinga, Kiauna, Luknelė, Plaštaka, Skerdyksna, and Šešuola rivers had relatively low average depths, it is likely that this contributed to lower Chironomidae diversity compared to deeper water bodies examined in other studies. Another factor influencing non-biting midges diversity is the amount of dissolved oxygen, which has been shown to be significant in several studies (Thienemann, 1954; Rossaro et al., 2006; Özkan et al., 2010; Leszczyńska et al., 2019; Mezgebu et al., 2019; Cortelezzi et al., 2020; Popovic et al., 2022; Pero et al., 2023). For example, findings by Rossaro et al. (2006), Özkan et al. (2010), and Mezgebu et al. (2019) indicate that non-biting midges diversity increases significantly with higher levels of dissolved oxygen. However, the results of the current study revealed an opposite trend – as dissolved oxygen levels increased, non-biting midges diversity significantly decreased. Studies by Cortelezzi et al. (2020), Park et al. (2023), and Hone & Beneberu (2020) have shown that as dissolved oxygen levels decrease, the diversity of some non-biting midges groups, especially those belonging to the subfamily Chironominae, may increase. Given that the majority of specimens and genera identified in this study also belonged to the subfamily Chironominae, which were eudominant in all studied rivers, this could explain why dissolved oxygen had a negative effect on non-biting midges diversity. In other words, where species tolerant to low oxygen dominated, higher oxygen concentrations may have limited

their abundance, thus reducing overall diversity. Additionally, studies examining the relationship between dissolved oxygen and water temperature have observed that lower temperatures are generally associated with higher levels of dissolved oxygen, consistent with known physical and chemical processes. Considering that dissolved oxygen had a negative effect on non-biting midges diversity in this study, an opposite relationship was often observed with temperature – it tended to have a positive effect. This could further explain the results and suggests that, in the studied rivers, temperature may be a more accurate predictor of Chironomidae community structure. Indeed, its effect approached statistical significance ($p = 0.06$).

Conductivity – a measure of water’s ability to conduct an electric current due to the presence of dissolved ions – is an important environmental variable in rivers and can influence the development of certain Chironomidae representatives (Scheibler et al., 2014). Previous studies indicate that this factor significantly affects the diversity and distribution of non-biting midges in river ecosystems (Panatta et al., 2007; Özkan et al., 2010; Leszczyńska et al., 2019; Mezgebu et al., 2019; Cortelezzi et al., 2020; Garay et al., 2020; Popovic et al., 2022; Pero et al., 2023). The results of this study also demonstrated that conductivity was one of the significant factors explaining the structure of non-biting midges communities in the studied rivers. However, an atypical trend was observed – non-biting midges diversity increased significantly with rising conductivity. The literature does not consistently show that higher conductivity is always associated with greater Chironomidae diversity. Nonetheless, in some cases, it may positively influence the distribution of specific taxa in rivers. For example, genera such as *Polypedilum* (Garay et al., 2020), *Cricotopus*, *Rheotanytarsus*, and *Tanytarsus* (Villamarín et al., 2021), and *Chironomus* (Cortelezzi et al., 2020; Garay et al., 2020; Villamarín et al., 2021) have been linked to environments with higher conductivity. Although this study did not directly assess the effect of conductivity on the distribution of individual genera, the frequent occurrence of larvae from some of these genera may have contributed to the observed results.

Pearson correlation analysis showed that conductivity was significantly and positively correlated with total dissolved solids (TDS). However, the effects of these two variables on Chironomidae community structure differed – higher conductivity had a positive impact, whereas higher TDS had a negative effect. Laboratory studies on *Chironomus tentans* have demonstrated that elevated TDS levels – often characteristic of various wastewater compositions – can negatively affect the growth and survival of specimens,

depending on the specific ionic composition (Chapman et al., 2000). These findings suggest that some Chironomidae species may be sensitive to high TDS levels, and a reduction in their presence could be reflected in lower overall community diversity. Given these results, it is important to interpret them with caution, as the impact of TDS depends not only on its concentration but also on the specific ionic composition and other environmental conditions. Future research should include more detailed analyses of TDS effects on Chironomidae communities, incorporating different taxa and environmental scenarios.

In addition to the factors already discussed, water temperature and pH also play a significant role in determining the diversity and distribution of non-biting midges (Rossaro et al., 2006; Özkan et al., 2010; Mezgebu et al., 2019; Cortelezzi et al., 2020; Popovic et al., 2022). Water temperature has a notable effect on Chironomidae larvae – it accelerates their growth (Reynolds and Benke, 2005) and development, increases oxygen demand, and may influence their behavior and survival (Lencioni and Bernabò, 2015). The impact of temperature can also vary depending on the larval developmental stage and its interaction with other environmental factors. Representatives of different Chironomidae subfamilies exhibit varying sensitivities to water temperature. Studies show that subfamilies such as Orthocladiinae, Diamesinae, and Podonominae are better adapted to colder waters, whereas Chironominae and Tanypodinae tend to prefer warmer conditions, and thus are typically more diverse in lowland or urban rivers (Garay et al., 2020; Martel-Cea et al., 2021). Similar patterns were observed in this study when analyzing the abundance of genera within subfamilies. The average water temperature in the studied rivers was 18.2 °C, and in these relatively warm environments, the dominant subfamilies in terms of both genera and specimen numbers were Chironominae, Orthocladiinae, and Tanypodinae. Although temperature did not reach conventional statistical significance ($p < 0.05$), the result ($p = 0.06$) suggests that temperature may influence the structure of Chironomidae communities. In the context of a warming climate, more detailed research on the relationship between water temperature and non-biting midges in Lithuania would contribute to a better understanding of how this insect group's diversity and distribution might change within river ecosystems. Meanwhile, pH, which ranged from 6.58 to 8.88 in this study, did not show a statistically significant effect. Since the pH range in the analysed rivers was relatively narrow, and Chironomidae are known to tolerate a broad range of pH conditions (Orendt, 1999), this likely explains the negligible impact of pH on non-biting midges diversity in this case.

Non-biting midges are typically the dominant group of macroinvertebrates in river ecosystems (Popović et al., 2022). Due to their diverse feeding habits, trophic roles, life cycles, and function as a key food source for organisms at higher trophic levels, they play an important role in organic matter cycling and energy transfer (Sanseverino and Nessimian, 2008). In this study, the distribution of non-biting midges taxa representing different trophic groups and feeding modes was assessed across the sampled rivers. Particular attention was given to whether the rivers were dammed or free-flowing, the type of surrounding landscape, and the composition of the benthic substrate. Descriptive rather than analytical statistics were used in the data analysis. This approach was chosen due to the high variability in larval feeding behavior, which depends on seasonality and food availability – factors largely influenced by environmental conditions and substrate type (Butakka et al., 2016). Additionally, feeding habits vary across larval developmental stages: early instars (I–II) may feed differently from later instars (III–IV) (Baker and McLachlan, 1979; Banegas and Rocha, 2023). For these reasons, using the feeding behavior of a single developmental stage to represent the entire taxon would be misleading and could distort observed patterns in the structure of non-biting midges communities in rivers.

In this study, the majority of identified non-biting midges were classified as detritivores, predators, algophages, and phytophages. Based on feeding modes, they were categorized as collector-gatherers, engulfers/piercers, collector-filterers, and shredders. Gut content analyses have shown that detritivorous larvae primarily consume detritus and are typically characterized by collector-gatherer or collector-filterer feeding modes (Armitage et al., 1995; Banegas and Rocha, 2023; Ocon et al., 2023). Detritivorous non-biting midges play an important role in breaking down organic matter and recycling nutrients in rivers. Both detritivory and the gatherer feeding mode were the most frequently recorded among the non-biting midges observed in this study, aligning with previously documented feeding patterns in Chironomidae larvae. Other studies have also found detritivorous midges to be the most dominant trophic group in rivers (Tavares-Cromar and Williams, 1997; da Silva et al., 2008; Biasi et al., 2013; Nunes et al., 2020).

Predatory non-biting midges feed on live animal tissue – they either attack prey and consume all or part of the body (shredders) or break down tissues by sucking out body fluids (piercers) (da Silva et al., 2008). Predatory diet is most commonly associated with the subfamily Tanypodinae (Ocon et al., 2023), which was dominant in most of the studied rivers, except for the Dubinga. This indicates a sufficient availability of potential prey – other

invertebrates – in these systems. A study conducted by Martins et al. (2021) in mountain rivers showed that a higher proportion of predatory Chironomidae occurred in river sections flowing through pasturelands where sandy substrates predominated. These findings partly align with the current results, where the highest proportion of predators was found in substrate categories containing sand admixtures (e.g., SŽStSm, SRStSm, SsmSt). Contrary to the findings of the earlier study, the highest abundance of predators in this case was recorded in rivers flowing through forested rather than pastoral landscapes. Such differences may indicate that more natural, forested environments support greater diversity and abundance of other organisms (potential prey), thus providing more favourable conditions for the development and feeding of predatory non-biting midges.

Non-biting midges that feed on algae are referred to as algophages. Studies have shown that algae can comprise a substantial portion of their gut contents (Butakka et al., 2016). Algae are typically consumed by scraping them from exposed surfaces, sediments, or submerged organic matter, or by filtering them from the water (Armitage et al., 1995; Silva et al., 2008; Ocon et al., 2023). This diet is commonly observed across many Chironomidae subfamilies (Armitage et al., 1995).

Phytophagous non-biting midges were also abundant in this study. These larvae exhibit shredder and scraper feeding modes, feeding by gnawing, chewing, or rasping aquatic plants, macrophytes, and submerged leaves (Armitage et al., 1995; Silva et al., 2008). This type of diet is likewise characteristic of various Chironomidae subfamilies (Armitage et al., 1995).

Xylophagous non-biting midges, which bore into submerged woody debris and shred it as part of their diet, also fall under the shredder feeding mode. These larvae are mainly found within the Orthoclaadiinae and Chironominae subfamilies (Cranston, 2006). In the present study, xylophagous individuals represented only a small proportion of the identified larvae. They may have been collected incidentally, as small wood fragments were present in some benthic samples.

Only a very small number of parasitic and commensal non-biting midges were recorded. Representatives of the genus *Parachironomus*, which parasitize molluscs of the family Lymnaeidae, were classified as belonging to the parasitic trophic group (Tokeshi, 1993). Commensal midges included members of the genus *Epoicocladus*, which are host-specific and reside on the surface of mayfly nymphs from the genus *Ephemera*. These non-biting midges share their "habitat" with other organisms such as the protozoan *Carchesium polypinum* (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1831 (Grzybkowska et

al., 2016). Overall, the diversity of both parasitic and commensal midges is relatively low (Armitage et al., 1995), a pattern reflected in the results of this study. Similar to the xylophagous forms, these larvae may have been collected by chance.

The fact that the analysis of Chironomidae diversity in just six rivers in Lithuania revealed more than 50% of the country's currently known fauna of this dipteran family highlights how underexplored this group remains and underscores the importance of further faunistic research. The results of this and similar studies indicate that Chironomidae phylogeny and systematics continue to pose significant challenges. Morphological analysis alone is insufficient to accurately reflect the phylogenetic relationships of these insects; therefore, it is essential to apply molecular methods and incorporate a broader range of genetic markers. Such data would allow for more precise species identification and a better understanding of their evolutionary relationships. The findings of this dissertation also revealed links between Chironomidae taxonomic diversity and abundance and various environmental factors, such as damming, dissolved oxygen levels, depth, substrate type, surrounding landscape, and others. These results significantly contribute to the understanding and application of Chironomidae as a bioindicator group for assessing the ecological status of water bodies in Lithuania. Given that Chironomidae exhibit an exceptionally wide ecological amplitude and the ability to colonize various habitats, it is crucial to continue systematic investigations across different biotopes throughout the country. This will enable the future compilation of comprehensive and representative data on Chironomidae diversity and improve their application in environmental quality assessments.

CONCLUSIONS

1. A total of 65 Chironomidae (Diptera) genera and 89 species were identified in the studied rivers, of which 12 genera and 37 species are newly recorded for the Lithuanian fauna. Three eudominant subfamilies were identified: Tanypodinae, Orthoclaadiinae, and Chironominae. The Luknelė River had the highest number of individuals and genera. The highest genus diversity was recorded in the Šešuola and Luknelė rivers. No genera were classified as very frequent, and only one eudominant genus, *Ablabesmyia*, was recorded.
2. Molecular studies identified 56 Chironomidae species. The species groups *Clinotanypus nervosus* and *Ablabesmyia longistyla* exhibited high genetic heterogeneity. Interspecific genetic distances below 2 % were found in the genera *Procladius* and *Chironomus*. Depending on the species delimitation method applied, between 28 and 58 Chironomidae species were identified.
3. Of the six rivers analysed, Chironomidae diversity was significantly higher in the Plaštaka, Šešuola, Kiauna, and Dubinga rivers, with significantly higher abundance observed in the Plaštaka and Šešuola rivers.
4. Taxonomic diversity of Chironomidae was greater in dammed rivers compared to undammed ones. Representatives of the genera *Ablabesmyia*, *Cricotopus*, and *Macropelopia* were significantly more frequent in undammed rivers, while *Clinotanypus*, *Glyptotendipes*, *Chironomus*, *Paratendipes*, and *Prodiamesa* were more common in dammed rivers. Dams did not have a statistically significant effect on Chironomidae abundance.
5. In the studied rivers, Chironomidae diversity increased significantly with increasing river depth and electrical conductivity, and decreased significantly with higher levels of dissolved oxygen. Chironomidae abundance significantly declined with an increase in total dissolved solids.
6. The landscape surrounding a river has a significant impact on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae. Significantly higher diversity was observed at study sites where rivers flowed through a mixed landscape composed of meadows, agriculture, forests, pastures, and villages, while significantly higher abundance was recorded where rivers flowed through a mixed landscape formed by agriculture and forests.
7. The composition of the riverbed substrate has a significant influence on the taxonomic diversity and abundance of Chironomidae. Significantly

higher diversity was observed at study sites with a heterogeneous substrate composed of mineral particles (sand, sett, stones, and boulders) and organic matter, while significantly higher abundance was recorded where the substrate was heterogeneous and composed of mineral particles (sand, gravel, pebbles, sett, stones, and boulders) and organic matter.

PADĖKA

Už pasitikėjimą, vertingus patarimus, skirtą laiką ir pagalbą esu labai dėkingas darbo vadovui Prof. Dr. Sigitui Podėnui. Jūsų pasitikėjimas, kad galiu imtis šio sudėtingo tyrimo, mane įkvėpė ir paskatino siekti užsibrėžto tikslo.

Taip pat nuoširdžiai dėkoju savo darbo patarėjui Prof. Dr. Fabio Laurindo da Silva. Esu labai dėkingas, kad manęs nepažinodamas ir žinodamas, kad dar neturiu patirties dirbant su uodais trūkiais, sutikote būti mano darbo patarėju. Jūsų suteikta pagalba kiekviename disertacinio darbo rengimo iššūkyje leido ne tik sėkmingai įgyvendinti tyrimą, bet ir giliau pažinti Chironomidae pasaulį.

Nuoširdžiai dėkoju kolegoms Dr. Jekaterinai Havelkai, Dr. Maria Fernanda Torres Jimenez bei Dr. Giedriui Trakimui už bendradarbiavimą, vertingus patarimus ir pagalbą. Ypač dėkoju Dr. Jekaterinai Havelkai už supažindinimą su molekuliniiais tyrimo metodais, mokymą juos taikyti bei analizuoti gautus duomenis. Taip pat esu labai dėkingas Dr. Maria Fernanda Torres Jimenez už pagalbą mokantis Python ir R programavimo kalbų, kurios buvo svarbios statistinei analizei ir duomenų vizualizacijai.

Esu labai dėkingas kolegei Dr. Inai Gorban už visokeriopą pagalbą bei moralinį palaikymą visą doktorantūros studijų laikotarpį.

Šis darbas nebūtų buvęs įmanomas be Dr. Aistės Lekoveckaitės visapusiškos pagalbos ir palaikymo, taip pat – draugų pagalbos renkant tyrimų medžiagą. Ypač dėkoju draugui Aivarui Šidlai. Galiausiai, nuoširdžiai dėkoju visai savo šeimai.

PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

1. Stasiukynas, L.; da Silva, F. L.; Havelka, J.; Podėnas, S.; Lekoveckaitė, A., 2024. Chironomidae (Diptera) of the Šventoji and Žeimena sub-basins in Lithuania. *Biodiversity Data Journal* 12: e130218; <https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e130218>.
2. Stasiukynas, L.; Havelka, J.; da Silva, F. L.; Torres Jimenez, M. F.; Podėnas, S.; Lekoveckaitė, A., 2025. COI Insights into Diversity and Species Delimitation of Immature Stages of Non-Biting Midges (Diptera: Chironomidae). *Insects*, 16(2): 174; <https://doi.org/10.3390/insects16020174>.

KONFERENCIJOS

1. Stasiukynas, L. (2022) „Damming impact on the environment and diversity and ecology of aquatic non-biting midges (Chironomidae)“. DBU The Status Seminar, Osnabriukas, Vokietija.
2. Stasiukynas, L.; Podėnas, S.; da Silva, F. L. (2022) „Brief review: impact of dams on non-biting midges (Diptera: Chironomidae) diversity and ecology in the rivers of the Šventoji and Žeimeną sub-basins (Lithuania)“ The 21st International Symposium on Chironomidae, nuotolinė konferencija.
3. Stasiukynas, L.; Podėnas, S.; da Silva, F. L. (2024) „Impact of dams on Chironomidae (Diptera) communities: a study of diversity in Lithuania's Šventoji and Žeimeną sub-basins“ 22nd International Symposium on Chironomidae, Nišas, Serbija.

MOKSLINĖS STAŽUOTĖS

2022.08.20-2023.02.28 – mokslinė stažuotė „Užtvankų poveikis aplinkai ir uodų trūklių (Chironomidae) įvairovei bei ekologijai“, Leibnico gėlųjų vandenų ekologijos ir vidaus vandenų žuvininkystės institute (Vokietija), stažuotės vadovė: Prof. Dr. Sonja Jähnig, stažuotės patarėjas: Dr. Alain Maasri. Stažuotė pagal Vokietijos aplinkosaugos fondo (Deutsche Bundesstiftung Umwelt) „MOE“ stipendijų programą.

GYVENIMO APRAŠYMAS

Vardas, Pavardė: Laurynas Stasiukynas

Gimimo data: 1994-06-29

El. paštas: laurynas.stasiukynas@gmc.vu.lt

Išsilavinimas

2020 – 2024, doktorantūros studijos – zoologija, Gyvybės Mokslų Centras, Vilniaus Universitetas, Vilnius, Lietuva.

2017 – 2019, magistrantūros studijos – biologinė įvairovė, Gyvybės Mokslų Centras, Vilniaus Universitetas, Vilnius, Lietuva.

2013 – 2017, bakalauro studijos – biologija, Gyvybės Mokslų Centras, Vilniaus Universitetas, Vilnius, Lietuva.

Darbo patirtis

2024 iki dabar – jaunesnysis mokslo darbuotojas, Gyvybės mokslų centras, Vilniaus universitetas.

2018 iki dabar – Lietuvos zoologijos sodų patikrinimo komisijos narys.

2018 iki 2021 – vyriausiasis specialistas, Aplinkos apsaugos agentūra.

Mokymai, seminarai

2024 – mokymai „Chironomids in Ecotoxicology“. Nišas, Serbija.

2024 – mokymai „Morpho & Molecular ID“. Nišas, Serbija.

2024 – mokymai „Numerical Ecology in R“. Nišas, Serbija.

2022 – nuotolinis seminaras „Elsevier Author Workshop. How to write and publish a scientific article?“.

2021 – seminaras „Paraiška mokslo dotacijai: kaip priversti skeptiką šypsotis“. Vilnius, Lietuva.

2021 – mokymai „LaTeX“. Vilnius, Lietuva.

2021 – mokymai „R įvadas“. Vilnius, Lietuva.

2020 – mokymai „Praktiniai mokymai apie projektų rengimą“. Vilnius, Lietuva.

2020 – mokymai „Atvirosios prieigos kompetencijų tobulinimas, taikant žaidimo metodą“. Vilnius, Lietuva.

Mokslinės publikacijos

Dvi publikacijos „Web of Science“ duomenų bazės leidiniuose – žurnaluose „Biodiversity data journal“ ir „Insects“.

Mokslinės konferencijos

Kaip dalyvis ir/ar klausytojas dalyvavau mokslinėse konferencijose Lietuvoje, Serbijoje, Vokietijoje, Japonijoje (nuotolinė).

UŽRAŠAMS

UŽRAŠAMS

Vilniaus universiteto leidykla
Saulėtekio al. 9, III rūmai, LT-10222 Vilnius
El. p. info@leidykla.vu.lt, www.leidykla.vu.lt
bookshop.vu.lt, journals.vu.lt
Tiražas 15 egz.