



**VILNIAUS UNIVERSITETAS  
ŠIAULIŲ AKADEMIJA**

**MAGISTRANTŪROS STUDIJŲ PROGRAMA**  
Gamtinių sistemų valdymas

**GEDIMINAS PETRĖNAS**

**Magistro darbas**

**KADMĮ INDIKUOJANČIŲ GĖLAVANDENIŲ TITNAGDUMBLIŲ  
EKSPERIMENTINIS TYRIMAS**

Darbo vadovas: lekt. dr. Martynas Kazlauskas

Šiauliai, 2022

**PATVIRTINIMAS apie parengto darbo  
savarankiškumą**

**CONFIRMATION**

<b>Vardas, pavardė</b> <i>Name, Surname</i>	<b>Gediminas Petrėnas</b>
<b>Darbo pavadinimas</b> <i>Thesis topic</i>	Kadmį indikuojančių gėlavandenių titnagdumblių eksperimentinis tyrimas <i>Experimental Study of Cadmium - indicating Freshwater diatoms</i>

Patvirtinu, įteikiamas darbas yra atliktas mano paties ir nėra pateiktas kitam kursui šiame ar ankstesniuose semestruose; nebuvo naudotas kitoje mokslo ir (ar) studijų įtaigoje Lietuvoje ir užsienyje; nenaudojau šaltinių, kurie nėra nurodyti darbe ir pateikiau visą panaudotos literatūros sąrašą.

Šiame darbe tiesiogiai ar netiesiogiai panaudotos kitų šaltinių citatos yra pažymėtos literatūros nuorodose.

*I confirm that I am the author of submitted paper, which has been prepared independently and has never been presented for any other course or used in another educational institution, neither in Lithuania, or abroad. I also provide a full bibliographical list which indicates all the sources that were used to prepare this assignment and contains no un-used sources.*

*Quotes from other sources directly or indirectly used in this thesis, are indicated in literature references.*



**Aš, Gediminas Petrėnas, pateikdama šį darbą, patvirtinu  
I Gediminas Petrėnas, by submitting this paper confirma**

**PATVIRTINIMAS APIE ATSAKOMYBĘ UŽ LIETUVIŲ KALBOS  
TAISYKLINGUMĄ ATLIKTAME DARBE**

Patvirtinu lietuvių kalbos taisyklumą atliktame darbe.

2022-05-23

Gediminas Petrėnas

## TURINYS

ĮVADAS .....	4
1. TITNAGDUMBLIŲ VERTĖ UPIŲ VANDENS KOKYBĖS BIOINDIKACIJOJE .....	6
1.1. Upių taršos sunkiaisiais metalais problemos .....	6
1.2. Sunkiųjų metalų toksiškumas, kadmis .....	8
1.3. Bioindikacijos esmė ir jų vieta aplinkos tyrimuose .....	10
1.4. Titnagdumbliai ir jų nauda metalų bioindikacijoje .....	12
1.5. Titnagdumblių reakcija į sunkiuosius metalus .....	14
2. TYRIMŲ OBJEKTAS .....	18
2.1. Šimšos upės charakteristika .....	18
2.2. Mėginių paėmimo vietos Šimšos upėje .....	20
2.3. Titnagdumbliai ir jų nauda vertinant kadmio toksiškumą .....	21
3. TYRIMO METODAI .....	25
3.1. Titnagdumblių mėginio paėmimas nuo substrato .....	25
3.2. Titnagdumblių atsparumo kadmiui eksperimentas .....	26
3.3. Anijonų koncentracijos ir elektrinio laidžio gamtiniame vandenyje nustatymas .....	29
3.4. Taikomi statistikos metodai .....	31
4. KADMĮ INDIKUOJANČIŲ TITNAGDUMBLIŲ EKSPERMENTO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS .....	35
4.1. Titnagdumblių rūšys, tankis ir jo kaita konteineriuose su skirtinga kadmio koncentracija 35	
4.2. Fizikiniai ir cheminiai parametrai eksperimentinėje terpėje .....	40
4.3. Titnagdumblių deformacijos ir jų pasiskirstymas auginimo terpėse .....	42
4.4. Indikuojančių kadmį (Cd) titnagdumblių rinkiniai .....	47
4.5. Vandens ekosistemų gerinimo rekomendacijos .....	50
IŠVADOS .....	52
SANTRAUKA .....	53
SUMMARY .....	54
LITERATŪRA .....	56
PRIEDAI .....	66

## IVADAS

Biologinis monitoringas yra sistemingas junginių matavimas bei ląstelių pokyčių nustatymas gyvuose organizmuose, siekiant nustatyti arba įvertinti galimai pavojingą cheminių medžiagų poveikį (Romanach et al., 2021). Biologinis monitoringas turi daugybę privalumų ir laikomas vertinga priemone, papildančia cheminius - fizikinius aplinkos monitoringo metodus. Mokslininkai tradiciškai atlikdami cheminius aplinkos tyrimus, tiesiogiai matuoja ir fizinius aplinkos parametrus pvz., aplinkos temperatūrą, druskingumą, biogenines medžiagas, teršalus, apšviestumą ir dujų koncentraciją, o naudojant bioindikatorius, biota naudojama vertinant cheminių teršalų bendrą poveikį žmogui, gamtai bei buveinių pokyčius laikui bėgant.

Bioindikacija pagal titnagdumblius taikoma daugelyje šalių Europoje (Kelly et al., 1998; Prygiel et al., 1999), Šiaurės Amerikoje (Stevenson, Pan., 1999; Lowe, Pan., 1996), Pietų Amerikoje – (Lobo et al., 1996; Loez, Topalian., 1999), (Australijoje - Chessman et al., 1999; John., 2000), Azijoje - (Lobo et al., 1995; Rothfritz et al., 1997), Afrikoje - (Schoeman., 1979; Gasse et al., 1995) ir kt. Tyrimų metodika aprašyta ir taikymui Lietuvoje (LAND 54-2003). Taikant ir plėtojant biologinį monitoringą, gaunamos geresnės žinios apie cheminių medžiagų poveikį gyviesiems organizmams ir tuo pačiu metu užtikrinama geresnė visuomenės sveikatos ir aplinkos apsauga. Taigi bioindikatorių naudojimas iš esmės skiriasi nuo klasikinių aplinkos kokybės metodų ir teikia daug privalumų. Pirma, bioindikatoriai prideda laiko komponentą, atitinkantį organizmo gyvenimo trukmę ar buvimo tam tikroje sistemoje laiką, leidžiantį integruoti esamas, praities ar būsimas aplinkos sąlygas. Priešingai, daugelis cheminių ir fizikinių matavimų apibūdina tik sąlygas mėginių ėmimo metu, padidindami tikimybę, kad momentiniai teršalų pikai liks praleisti, neužfiksuoti. Be to, teršalų koncentracija gali būti labai maža, o norint ją nustatyti, reikia atlikti brangiai kainuojančią cheminę analizę, naudojant labai jautrias technologijas, spektrometrinę analizę ir panašiai. Nustačius, mokslininkai privalo susieti bet kokią galimą biologinį atsaką su šiais teršalų pėdsakais, kartais tokių sąsajų nėra net žinoma, o biologiškai reikšmingą teršalų lygį bioindikatorių tolerancijos diapazonas fiksuoja, kad ir koks mažas teršalų lygis bebūtų.

Tvariam vandens ekosistemų valdymui reikalingas patikimas toksiškų sunkiųjų metalų koncentracijos mažinimas upėse. Atliekant standartizuotas laboratorines ekotoksikologines procedūras, tam tikro sunkiojo metalo bandymų rezultatai paverčiami vandens kokybės kriterijų vertėmis, kurias aplinkos agentūros naudoja nustatydami teisiškai įgyvendinamas vandens kokybės gaires. Šie standartiniai ekotoksikologiniai bandymai paprastai skirti įvertinti sunkiojo metalo, kurio koncentracija yra pastovi per tam tikrą laiką, poveikį. Deja, tokie dizainai gerai neatspindi aplinkos taršos realybėje, nes tarša yra nepastovi ir koncentracija kinta laike. Kadangi laiko intervalai su padidėjusia koncentracija yra trumpi, apskaičiuoti nuotekų leidimų ribas iš

koncentracijų vidurkių, per tam tikrą laiką, gali būti nepakankamai saugūs vandens ekosistemos stabilumo atžvilgiu (Diamond et al., 2006).

Šiame darbe aprašomo tyrimo esmė - titnagdumblių reakcijos į skirtingas kadmio koncentracijas bei jautrių ir tolerantiškų rūšių nustatymas. Tyrime gautos naujos žinios leidžia realybėje nustatyti, pavojingą šių teršalų koncentraciją pagal titnagdumblius nepaisant to, kad laike ji nepastovi.

Tyrimai šioje kryptyje yra vykdomi, S. Morin et al., (2007) laboratorinėse sąlygose augino titnagdumblius ir tyrė titnagdumblių išorinius pokyčius veikiant skirtingomis kadmio koncentracijomis. Autoriai kaip išskirtinai naudingą kadmio bioindikacijai pripažino *Nitzshia palea* (Grunow) Smith. T. Bere et al., (2011), padarė panašias išvadas pridėdami ir *Achnantheidium minutissimum* (Kutzing) Czarnecki. Dauguma titnagdumblių rodikliais pagrįstų pasaulinių indeksų, įprastai naudojamų kasdieniniame upių biologiniame stebėjime, nėra pakankamai tikslūs, kad įgalintų diagnozuoti toksinę taršą. Šios rūšies taršos ir toksiškų medžiagų, tokių kaip metalai, sąveika, kuri yra įprasta gamtoje, neįrodyta dabartiniiais indeksais (Morin et al., 2008). Taigi, siekiant pagerinti titnagdumblių pagrindu atliekamą šių teršalų biologinį monitoringą, reikia atsižvelgti į tokias prioritetines medžiagas kaip metalai. Ankstesnių tyrimų duomenys apie sunkiųjų metalų toksiškumą gėlavandenių titnagdumblių bendrijoms rodo, kad morfologiniai požymiai gali būti informatyvūs tiriant ryšį tarp metalų taršos ir organizmo reakcijos. Kadangi morfologiniai titnagdumblių sutrikimai nėra siejami tik su metalų tarša, reikia atlikti tolimesnius tyrimus, siekiant standartizuoti tų biologinių požymių naudojimą ir į juos atsižvelgti atliekant biologinius stebėjimus.

Tikimasi, kad šiuo tyrimu gautos žinios leis realybėje nustatyti kai kurių teršalų apytikslių koncentracijų pagal titnagdumblius nepaisant to, kad laike ji kinta (pranašumas prieš momentinius matavimus). Šio bandymo metodinė patirtis ir rezultatai, prisidės prie tolimesnių tyrimų nustatant indikatorines vertes titnagdumbliams, kitų sunkiųjų metalų atžvilgiu. Galima perspektyva aplinkosaugoje, aplinkos taršos kontrolės taikymui pvz., kadmio taršos kontrolei iš valymo įrenginių išleistuvų.

**Tikslas** - Nustatyti kadmio poveikį titnagdumbliams, bei jų pritaikymą vandens taršai kadmiu įvertinti.

#### **Uždaviniai:**

1. Nustatyti titnagdumblių gausumą, esant skirtingoms kadmio koncentracijoms vandenyje.
2. Ištirti titnagdumblių frustulės deformacijų tipus ir dažnumą, veikiant skirtingoms kadmio koncentracijoms.
3. Eksperimentiniu būdu, nustatyti tolerantiškas ir jautrias kadmiui titnagdumblių rūšis.

# 1. TITNAGDUMBLIŲ VERTĖ UPIŲ VANDENS KOKYBĖS BIOINDIKACIJOJE

## 1.1. Upių taršos sunkiaisiais metalais problemos

Šiais laikais vandens kokybės blogėjimas tapo prakeiksmu visame pasaulyje, ypač besivystančiose šalyse (Liu et al., 2012). Remiantis 2020 m. pasaulinės sveikatos organizacijos ataskaita, maždaug 500 mln. žmonių neturėjo saugaus vandens tiekimo (Pasaulio Sveikatos Organizacija (PSO), 1998), o remiantis 2017 m. PSO pranešimų duomenimis, pasaulyje mažiausiai 2 milijardai žmonių naudojami ekskrementais užteršto geriamojo vandens šaltiniu, įskaitant neapdorotą paviršinį vandenį iš ežerų, tvenkinių, upių ir upelių. Vandens tarša sunkiaisiais metalais tapo pasauline problema. Sunkieji metalai yra nesunaikinami ir dauguma jų turi toksišką poveikį vandens organizmams, gyvūnams ir žmonėms. Tarp aplinkos teršalų ypač didelį susirūpinimą kelia metalai, nes jie yra mažiau matomi, jų poveikis ekosistemai yra intensyvus, turi toksinį poveikį ir kaupiasi vandens ekosistemose, gyvųjų organizmų audiniuose ir organuose. Sunkieji metalai užteršia paviršinį ir požeminį vandenį, todėl pablogėja geriamojo ir drėkinamojo vandens kokybė ir gali patekti į žmonių mitybos grandinę, o tai kelia pavojų žmonių sveikatai.

Upės yra svarbiausi gėlo vandens ištekliai pasaulyje, tačiau spartėjantis žmogaus vystymasis, industrializacija ir gyventojų skaičiaus augimas kelia nerimą vandens išteklių kokybei, kiekiui ir prieigai prie jų. Toksiškos cheminės medžiagos ir sunkieji metalai patenka į upes per pramoninę ir antropogeninę miestų gyvenviečių veiklą aplink upes, kur tarša galimai patenka iš drenuojamųjų dirbamų laukų. Ogunfowokan ir kt. (2012) teigė, kad teršalų patenkančių į vandens ekosistemas rūšims didelę įtaką daro įvairi antropogeninė veikla, vykstanti aplinkinėse dirbamose žemėse.

Pagrindiniai antropogeniniai taršos sunkiaisiais metalais šaltiniai yra gavybos ir metalų lydymo pramonės veikla, nevalytų ir iš dalies išvalytų nuotekų šalinimas, įvairių pramonės šakų išleidžiami metalo chelatai ir be atodairiškas sunkiųjų metalų turinčių trąšų ir pesticidų naudojimas žemės ūkiuose (Varol, 2012). Yra žinoma, kad kai kurie metalai, įskaitant chromą, šviną, kadmį, arseną ir gyvsidabrį, yra labai toksiški žmonėms ir vandens gyvūnams, be genotoksinių kancerogenų, sukelia kepenų ir inkstų problemas (Varol, 2012). Kiti sunkieji metalai tokie kaip: varis, geležis, cinkas, manganas ir kobaltas yra esminiai elementai, kurie labai mažomis koncentracijomis atlieka svarbų vaidmenį biologiniame metabolizme (Nacionalinis visuomenės sveikatos centras., 2020). Dėmesys sutelkiamas į sunkiųjų metalų buvimą aplinkoje, visų pirma tai susiję su jų toksiškumu ir padidintu pavojumi žmonių gyvybei, taip pat dėl jų paplitimo gali paspartėti aplinkos degradacija ir sutrikdyti visų aplinkos komponentų, įskaitant žmones ir

gyvūnus, biochemines funkcijas. Nguyen ir kiti (2005), pabrėžė, kad metalų koncentracijos ežero paviršinėse nuosėdose labai kinta ir, kad zooplanktone Zn kiekis yra didelis, o tai yra įrodymas, kad metalai keliauja mitybos grandine. Įvairūs sunkiųjų metalų kiekiai gali būti randami visur gamtoje: dirvožemyje, vandenyje, nuosėdose, augaluose bei gyvūnų organizmuose. A. Dube et al., (2000) pažymi, kad sunkieji metalai yra iš tokių teršalų, kurie kartą patekę į aplinką vienu konkrečiu būdu, gali išplisti į įvairius aplinkos komponentus (vandenį, augalus, gyvūnus), chemiškai bei fiziškai sąveikaudami su gamtiniais junginiais, kurie keičia metalų būvio formas aplinkoje.

Švino (Pb) rekomenduojama didžiausia leistina koncentracija geriamajame vandenyje yra 0,01 mg/l, PSO šviną apibrėžia kaip potencialiai pavojingą daugeliui gyvybės formų, jis laikomas toksišku ir gana lengvai prieinamu vandens organizmams net jo esant mažoms koncentracijoms. O. Aladesanmmi ir kiti, (2014) tirdama sunkiųjų metalų koncentraciją afrikiniuose šamuose bei keliamą riziką jų sveikatai pabrėžia, kad mažos švino koncentracijos veikia žuvis neigiamai, nes ant žiaunų ir visame kūne susidaro sukresėjusios gleivės, dėl kurių žuvis miršta uždusdamos. PSO duomenimis švinas yra pavojingas žmonėms ir gali sukelti elgesio pokyčius bei pabloginti IQ testų rezultatus. A. Ogunfowokan ir kiti (2010) tirdami upės vandenį pastebėjo, kad Pb turinčios kietosios dalelės susidaro deginant benziną su švinu, koroduoja švino turinčioms medžiagoms ir deginant statybines bei elektronikos atliekas, kurių likučiai nuplaunami į upes.

Chromo (Cr) kritinė leistina norma yra 0,03 mg/l PSO ir Jungtinių Amerikos Valstijų aplinkos apsaugos agentūra (USEPA) rekomenduoja geriamajam vandeniui. PSO praneša, kad Cr šaltiniai vandens mėginiuose dažniausiai būna dėl švino-chromo baterijų, spalvotų polietileno maišelių, išmestų plastikinių medžiagų ir tuščių dažų konteinerių atliekų. H. Jung ir kiti (2006) teigia, kad natūralūs Cr junginiai paprastai yra trivalentės būsenos ir jie veikia kaip mikroelementai žmonėms bei atlieka gyvybiškai svarbų vaidmenį lipidų ir cukrų metabolizme, bet aišku, maži jų kiekiai. Rekomenduojama chromo paros norma siekia 50 mikrogramų (medicinai. Lt., 2021).

Manganas (Mn) į vandens aplinką patenka daugiausia iš antropogeninių šaltinių, tokių kaip nuotekų dumblas, geležies ir plieno pramonės, komunalinių nuotekų, mineralų išgavimo ir perdirbimo. PSO gairėse (2011), Mn kiekis geriamajam vandeniui rekomenduojamas ne daugiau nei 0,4 mg/l. Kai kuriose šaltiniuose (Kabata, 2007) nurodyta, kad Mn buvimas vandenyje gali padidinti kitų metalų, ypač Cd, toksiškumą.

PSO (2011) duomenimis 0,01 mg/l Arseno (As) yra kritinė leistina norma geriamajame vandenyje. Dėl to bendruomenėms ir asmenims, kurie priklauso nuo šio nevalyto vandens, gali kilti raumenų silpnumo ir vėžio rizika. Šios vertės yra mažesnės už Kanadoje nustatytą 0,05 mg/l, gairę skirtą žuvininkystei ir vandens gyvūnijai apsaugoti, todėl negali neigiamai paveikti vandens ekosistemų (USEPA, 2022). T. Missimer ir kiti (2018) pastebi, kad galimi As šaltiniai yra

insekticidų, herbicidų likučiai. Neorganiniai As junginiai, tokie kaip natrio arsenitas, buvo plačiai naudojami kaip piktžolių naikintojas. Kitas šaltinis yra statybinių atliekų, pvz., dažų skardinių ir impregnuotos medienos deginimas. Arsenas naudojamas dažuose kaip antiseptikas ir priešgrybeliniuose medienos konservantuose, dėl savo baktericidinės galios ir gebėjimo apsaugoti medieną nuo irimo ir puvimo. Šių cheminių medžiagų turinčios atliekos ir likučiai gali sąveikauti su dirvožemiu ir su lietumi patekti į vandens ekosistemas. Trąšų įterpimas į dirbamą žemę aplink upes taip pat gali prisidėti prie padidėjusio As lygio. Trąšose, tokiose kaip superfosfatinės trąšos, daugiausia gaunamos iš fosfatų rūdų, ten yra daug įvairių priemaišų, įskaitant sunkiuosius metalus, tokius kaip As, Cr ir Cd (Brigden et al., 2002).

Didelis kiekis antropogeniškai susidarančių sunkiųjų metalų iš miestų, žemės ūkio teritorijų ir pramoninių objektų patenka į vandens aplinką, kur jie pernešami vandens srove ir kaupiasi nuosėdose, vėliau patenka į mitybinę grandinę (Varol et al., 2012). Dėl to kyla didelė ekologinė rizika pradedant nuo bentoso organizmų, žuvų ir galiausiai žmonių sveikatai. Vandens ekosistemų dugno nuosėdose antropogeniniu keliu patekę sunkieji metalai kaupiasi, tai yra vienas iš pagrindinių sunkiųjų metalų šaltinių vandens ekosistemose, o nuosėdų kokybė pripažinta svarbiu vandens taršos rodikliu (Censi et al., 2006). Nors kita vertus, sunkieji metalai nėra nuolat prisijungę prie nuosėdų ir gali išsiskirti į vandens storumę, kai keičiasi aplinkos sąlygos (pvz., temperatūra ir pH) arba kai nuosėdose atsiranda kitų fizinių ar biologinių trikdžių (Hashmi et al., 2013).

Aplinkos taršos rizikos vertinimas nustatant taršos šaltinius bei poveikį ekosistemoms ir ekosisteminėms paslaugoms yra labai svarbus ekosistemos stabilumo atžvilgiu. Sunkiųjų metalų ekologinė rizika skirtingiems individams taip pat pasireiškia skirtingai, ko mes nepastebime per gamintojus tuo trofinių lygmeniu pasireiškia kitos problemos, ligos žmonėms.

## **1.2. Sunkiųjų metalų toksiškumas, kadmis**

Sunkieji metalai yra vieni iš patvariausių ir ilgalaikį poveikį turinčių teršalų, kurie iš vienos ekologinės nišos keliauja į kitą, sukeldami ilgalaikes ir dažnai nenuspėjamas pasekmes. Toksiški sunkieji metalai (pvz. kadmis) bei tirpūs jų junginiai yra labiausiai pavojingi gyviesiems organizmams, didesnės jų koncentracijos gali sąlygoti organizmų augimo ir vystymosi nukrypimus, pažeisti reprodukcinę funkcijas.

Sunkiesiems metalams priskiriami cheminiai elementai, kurių atominis svoris didesnis nei 40 am. m. vnt. Sunkiesiems metalams priskiriama daug mikroelementų, kurių nedideli kiekiai yra būtini gyviesiems organizmams, tačiau didesnės jų koncentracijos gali sąlygoti augimo ir vystymosi nukrypimus, pažeisti reprodukcinę organizmų funkcijas bei pasireikšti kancerogenišku ar mutagenišku poveikiu.



Sunkiųjų metalų poveikis organizmui priklauso ne tik nuo jų koncentracijos aplinkoje, bet ir nuo jų tarpusavio santykio, migracinės formos ir kiek jų pasisavinama. E. Meers ir kt. (2004) nurodo, kad metalo biologinis prieinamumas yra pagrindinis veiksnys lemiantis jo toksiškumą. Kalbama apie biologiškai prieinamą metalo formą, kuri gali būti įsisavinta organizmo ir dalyvauti jo metabolizmo mechanizme. T. Crommentuijn et. al. (1994) išskiria tris svarbiausius parametrus lemiančius metalo biologinį prieinamumą – tai aplinkos, metalo bei paties organizmo savybės. Vertinant sunkiųjų metalų toksiškumą, reikia suprasti, kad sunkieji metalai savaime nėra toksiški, t.y. metalas tampa toksiškas tada, kai jo koncentracija organizme viršija tam tikrą ribą – slenkstį (dozė, kuri sukelia efektą). Reikia nepamiršti, kad kai kurie elementai (mikroelementai) organizmuose atlieka esmines funkcijas. Tokiems mikroelementams priskiriami Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni ir Zn.

Viena iš dažniausių toksiškumo priežasčių yra sunkiojo metalo metabolizmas panašus į svarbaus elemento metabolizmą. Kadmio jonai ( $Cd^{2+}$ ) į ląstelę lengvai patenka per kalcio kanalus dėka panašaus molekulių dydžio ir krūvio. Sferinis atitikmuo leidžia kadmio jonams dalyvauti biologiniuose procesuose kaip ir  $Ca^{2+}$ , todėl kadmio gali pakeisti kalcio jonus. Lipidų sąveika su deguonies radikalais vadinama lipidų peroksidacija ir prasideda nuo arachidoninės rūgšties. Tai viena iš labiausiai paplitusių nesočių membranos riebalų rūgščių, kurios sąveikauja su visais laisvaisiais deguonies radikalais susidarant riebalų rūgšties radikalui. Šis radikalas reaguoja su  $O_2$  ir taip susidaro laisvas riebalų rūgšties radikalas (LOO), kuris sukelia grandininę kitų membranos lipidų peroksidaciją. Lipidų peroksidacijai būdingos grandininės reakcijos. Lipidų peroksidacijos rodiklis yra membranose susikaupusio malono dialdehido (MDA) kiekis. Lipidų peroksidacijos žalingas poveikis nesiriboja membranų pažeidimu. Jos kenksmingumą ląstelei didina tai, kad vandenyje tirpūs peroksidacijos produktai difunduoja į kitas ląstelės dalis ir sukelia antrines pažeidimus. Jie veikia kaip endogeniniai tvirtikliai sudarantys tiltelius baltymų ir nukleorūgščių molekulėse. Aldehidai sukelia baltymų agregaciją, sudaro aduktus su DNR (tai lemia mutacijas ir pakitusią genų raišką), slopina baltymų funkcijas. Bendras lipidų peroksidacijos ir antrinių efektų poveikis lemia aterosklerozę, hemolizinę anemiją, iš dalies – išemijos ir reperfuzijos pažeidimus. I. Sodienė (2011) nurodo jog sunkieji metalai (Hg, Cd, ar Pb), patekę į organizmą, kaupiasi ir ardo baltymų disulfidinius ryšius (suardoma baltymų tretinė bei ketvirtinė struktūros), todėl baltymai pamažu denatūruojami, netenka organizmams gyvybiškai svarbių biologinių funkcijų.

Kadmis (Cd). Gamtoje randamas mineraluose kartu su cinku. Kadmis atsiranda dirvožemyje nedideliais kiekiais natūraliu būdu dūlant mineralams. Vidutinis bendras kadmio kiekis dirvožemiuose yra tarp 0,07 ir 1,1 mg/kg. Foninis kadmio kiekis Lietuvos dirvožemyje neviršija 0,2 mg/kg, o didesni jo kiekiai sietini su antropogenine veikla (Sodienė, 2011).

Kadmis plačiai naudojamas galvanizacijai (dangoms), kaip dažų pigmentas, baterijoms bei yra šalutinis cinko ir švino kalnakasybos ir lydymo produktas. Kadmis pasižymi ypač dideliu kancerogeniškumu ir mutageniškumu. Žmogaus arba gyvūnų organizmuose kaupiasi per maistą ir pašarus, su fermentais sudaro kompleksus, mažina kraujyje deguonies, fosforo, kalcio ir geležies koncentraciją. Sukelia sunkius kaulų, inkstų, plaučių ir kepenų pakitimus.

Kadmis būdamas judrus lengvai kaupiasi daugelio dirvožemyje bei vandenyje gyvenančių bestuburių minkštuosiuose audiniuose. Neretai kadmio kiekiai dirvožemio organizmuose gali būti iki 4 kartų didesni nei dirvožemyje ar augaluose (Eitminavičiūtė, 2002). Pasak R. Juozaitytės (2006), didesnis kadmio kiekis toksiškai veikia upių ekosistemas, o mažesnės šio metalo koncentracijos gali stimuliuoti dirvožemio mikroorganizmų biomasę ir jų metabolinį aktyvumą. Didėjant kadmio jonų koncentracijoms, nustatomas vandens mikrobiologinio indikatorius mažėjimas (Morin, 2007), kadmis toksiškai veikia mikroorganizmų metabolinius procesus, bei biomasės augimą. Išmatuoti toksinį kadmio poveikį yra sunku, kadangi organizmų tolerancija kadmiumi yra skirtinga.

### **1.3. Bioindikacijos esmė ir jų vieta aplinkos tyrimuose**

Suprantant biologinių indikatorių veikimo principą, verta prisiminti, kad devynioliktame amžiuje anglių kasyba tapo gyvybiškai svarbia pramonės šaka, nes garo varikliai ir geležinkeliai vis labiau plito. Nors naujos technologijos leido kasti vis giliau, kalnakasiai buvo veikiami vis pavojingesnės darbo aplinkos ir dažnai tapdavo sprogimų ir nuodingų dujų aukomis. Anglies monoksidas yra ypač mirtinos dujos, nes yra ne tik bekvapės ir bespalvės, bet ir lengvesnės už orą ir labai degios. Jis taip pat gali greitai kauptis kūne, todėl buvo būtina rasti būdų, kaip greitai aptikti jo buvimą ore. Netrukus buvo nustatyta, kad kanarėlė iš karto parodys kančios požymius esant anglies monoksidui ir mirs gerokai anksčiau, nei žmogus pradės jausti apsinuodijimo anglies monoksidu padarinius (The gale review, 2020). Dėl mažos plaučių talpos ir vienakryptės plaučių ventiliacijos sistemos šie paukščiai buvo labiau pažeidžiami mažos anglies monoksido ir metano dujų koncentracijos nei šachtose dirbančių žmonių. Dar 1986 metais ūmus šių paukščių jautrumas buvo biologinis, nesaugių sąlygų Jungtinės Karalystės požeminėse anglių kasyklose rodiklis (Holt, Miller, 2010). Kadangi susirūpinimas žmonių sveikata ir toliau lemia biologinių rodiklių kūrimą ir taikymą, ekosistemų funkcijų praradimas (pvz., švarus oras, geriamasis vanduo, augalų apdulintojai) vis labiau sutelkia mūsų dėmesį į natūralių ekosistemų sveikatą ir jų stabilumą. Visos rūšys (ar rūšių rinkiniai) toleruoja ribotą cheminių, fizinių ir biologinių sąlygų diapazoną, kuriais galima įvertinti aplinkos kokybę (Holt, Miller, 2010). Kuo daugiau gamtoje mes pažystame individų ir jų reikšmę ekosistemoms tuo daugiau galime atsakyti apie tų ekosistemų būklę, o biologiniai indikatoriai gali mus informuoti apie ekosistemų būklę bei jų stabilumą.

Bioindikatoriai apima biologinius procesus, rūšis ar bendrijas ir yra naudojami aplinkos kokybei bei jos kintamumui, laikui bėgant, įvertinti. Aplinkos pokyčiai dažnai siejami su antropogeniniais trikdžiais (pvz., tarša, žemės naudojimo pokyčiai) arba natūraliais stresoriais (pvz., sausra, vėlyvas pavasario užšalimas), nors antropogeniniai stresoriai yra pagrindinis bioindikacinių tyrimų akcentas. Bioindikatorių rūšys efektyviai parodo aplinkos būklę, nes jos vidutiniškai toleruoja aplinkos kintamumą. Priešingai, retos rūšys (ar rūšių rinkiniai), kurių tolerancija yra siaura, dažnai yra per jautrios aplinkos pokyčiams arba su jomis susiduriama per retai, kad atspindėtų bendrą biotinį atsaką. Taip pat visur esančios rūšys (arba rūšių rinkiniai), kurių tolerancija labai didelė, yra mažiau jautrios aplinkos pokyčiams (Carignan, Villard, 2002). Bioindikatorių naudojimas neapsiriboja viena rūšimi, kuri gali būti ribota kintančios aplinkos ir individų diapazono tolerancijos taršai. Ištiesos bendrijos, apimančios platų aplinkos tolerancijos diapazoną, gali būti biologiniai rodikliai ir pateikti daug duomenų, leidžiančių įvertinti aplinkos būklę taikant „biotinio indekso“ arba „daugiametrinį“ metodą (Hawkins et. al., 2021).

Bioindikatorių naudojimo pranašumas yra jų gebėjimas parodyti netiesioginį teršalų poveikį biotai, kai daugelis fizinių ar cheminių matavimų to negali padaryti. Na tarkime, kad vamzdžiu, patenkančios į ežerą fosforo turinčios nuotekos, neigiamai paveiks ekosistemą. Fosforas paprastai riboja pirminę produkciją gėlo vandens ekosistemose, todėl galime numanyti, kad padidėjusi fosforo koncentracija padidins kai kurių rūšių augimą ir dauginimąsi, tačiau cheminiai matavimai gali tiksliai neatspindėti rūšių įvairovės sumažėjimo arba to kaip dėl konkurencinės atskirties gali sumažėti kitų rūšių augimas ir dauginimasis. Metalai, be kitų teršalų, kaupiasi biologiniuose organizmuose, todėl metalų koncentracija didėja mitybos grandinėje. Taigi teršalų lygiai aukštesniuose trofiniuose lygiuose gali būti nepakankamai reprezentuojami fiziniiais ar cheminiais matavimais (Holt, Miller, 2010).

Atsižvelgiant į tūkstančius stebėtinų medžiagų ir veiksnių, mokslininkai dabar supranta, kad pati biota yra geriausias ekosistemų atsako į trikdžius ar stresoriaus buvimą prognozuotojas. Nors išties individų naudojimas gali būti informatyvus, problemų gali kilti ypač specifinėse buveinėse. Pavyzdžiui vidutiniame atogrąžų miške viename hektare gali būti apie 300 medžių rūšių, o įvertinti kiekvienos rūšies reakciją į trikdymą greičiausiai būtų neįmanoma. Be to, aiškų biologinės indikacijos signalą gali užgožti per didelis skirtingų rūšių atsakų skaičius (pvz., kai kurių rūšių skaičius gali padidėti, o kitų mažėti). Šiais atvejais siekdami integruoti visus tiesioginius ir netiesioginius trikdymo padarinius, mokslininkai, norėdami paaiškinti tiriamos ekosistemos kaitos priežastį, sutelkia dėmesį tik į biotas ar atskiras rūšis. Dėl šio siauresnio požiūrio stebėjimas tampa biologiškai aktualesnis ir ekonomiškėsnis. Be to bendra cheminių ir fizinių matavimų problema yra ta, kad jie supaprastina sudėtingą atsaką, būdingą šioms rūšių turtingoms buveinėms.

Bioindikatoriai priklauso nuo sudėtingų ekosistemų ir naudoja reprezentatyvų arba apibendrintą atsaką, kad perteiktų dinamišką aplinkos būklės vaizdą (Hawkins et. al., 2021).

Dažniausiai biologinių rodiklių trūkumus, aiškiai užgožia jų teikiama nauda. Norint įvertinti konkrečios ekosistemos būklę, bioindikatoriai gali būti naudojami įvairiais masteliais – nuo ląstelių iki ekosistemos lygio. Jie sujungia informaciją iš biologinių, fizinių ir cheminių mūsų pasaulio komponentų, kurie pasireiškia kaip individo tinkamumo, individų tankio, bendrijų sudėties ir ekosistemų procesų pokyčiai. Žvelgiant iš valdymo perspektyvos, bioindikatoriai informuoja mus apie mūsų veiksmus, apie tai, kas yra ir kas nėra biologiškai tvaru.

#### **1.4. Titnagdumbliai ir jų nauda metalų bioindikacijoje**

Titnagdumbliai yra vienaląsčiai dumbliai, kiekviena ląstelė apsupta silicio dioksido apvalkalo. Titnagdumblų šarveliai (frustulės) turi gražias ir akiai patrauklias formas, bei keletą labai svarbių panaudojimo būdų. Manoma, kad 20% deguonies, kuriuo kvėpuojame, gamina titnagdumbliai fotosintezės būdu (Cohan et al., 2021), ir jie maitina didžiąją dalį individų vandens ekosistemose, tiek gėluose vandenyse tiek vandenynuose. Nors „Diatoms of North America“ internetinėje svetainėje titnagdumbliams suteikiama didesnė „garbė“ ir pranešama, kad deguonies kuriuo kvėpuojame jie pagamina 50%, tai galime pastebėti, kad pasaulio mokslo bendruomenė neturi vienareikšmės nuomonės. Dėl vieno dauguma sutinka, - jie yra svarbūs ekologiniai indikatoriai. Titnagdumbliai naudojami įvairiais praktiniais tikslais ekologiniame vertinime, visoje Europoje, Šiaurės Amerikoje ir Afrikoje. Europoje - (Kelly et al., 1998; Prygiel et al., 1999), Šiaurės Amerikoje - (Stevenson, Pan., 1999; Lowe, Pan., 1996), Pietų Amerikoje – (Lobo et al., 1996; Loez, Topalian., 1999), Australijoje – (Chessman et al., 1999; John., 2000), Azijoje - (Lobo et al., 1995; Rothfritz et al., 1997), Afrika - (Schoeman., 1979; Gasse et al., 1995) ir kt. Dauguma tyrėjų nustatydami vandens telkinių taršą naudoja jau egzistuojančius vandens užterštumo pagal titnagdumblius indeksus, kuriuose įtraukiama santykinė rūšių gausa, rūšies jautrumas ar tolerancija aplinkos sąlygoms ekosistemoje. Titnagdumblų jautrumas ir tolerancija gali nurodyti daugelį aplinkos savybių, tokių kaip eutrofikacija, organinė tarša, sunkieji metalai, druskingumas, pH (Karthikeyan, 2015). Plačiai naudojami vandens taršos indeksai: „The taxonomic and autecological analysis“ – (Descy, 1979); „Saprobity index“ (organinei taršai išmatuoti) – (Sladeček, 1986); IPS – „Specific pollution sensitivity index“ – (Coste, 1987); „pH Clases“ – (Hakansson, 1993); „Trophic diatom indices (TDI)“ – (Kelly, Whitton, 1995); „Pollution tolerant taxa (PT)“ – (Kelly, Whitton, 1995). Ir daug kitų (Karthikeyan, 2015). Galime išvelgti, kad dauguma egzistuojančių indeksų atspindi indikacinių bendrijų buvimą ar nebuvimą ir duoda prielaidą aplinkos sąlygoms nustatyti. Vandens kokybė nustatoma pagal: a) fitoplanktono rūšinę

sudėtį, išskiriant ekologiškai apibrėžtas rūšis pagal jų indikatorines savybes; b) kiekvienos rūšies pasitaikymo dažnumą; c) ląstelių skaičių ir biomasę.

Pagal B. Dwivedi ir G. Pandey (2002), titnagdumbliai yra labai tinkami organizmai toksiškų medžiagų poveikiui, vandens aplinkoje nustatyti, nes bet koks poveikis žemesniam maisto grandinės lygiui taip pat turės įtakos aukštesniam lygiui. Atitinkamų dumblių gausa rodo taršą. Pasak A. Palmer (1969), svarus vanduo sąlygotų didelę jame gyvenančių organizmų įvairovę, o užterštas - tik kelis organizmus, turinčius viena ar kelias dominuojančias formas. Dumbliai turi labai trumpą gyvenimo ciklą ir greitą dauginimąsi, todėl jie yra labiausiai, tiesiogiai paveikiami fizinių bei cheminių aplinkos taršos veiksnių. Dumblių rūšys, kurios vystosi, tam tikroje vietovėje priklauso nuo įvairių aplinkos veiksnių: druskingumo, temperatūros, pH, vandens tėkmės, šėšelio, substrato, vandens cheminės sudėties ir kt. Titnagdumblių (fitoperifitono) surinkimas yra ekonomiškai efektyvus stebėjimo įrankis, mėginių ėmimas paprastas ir nebrangus, nevertinant laiko kaštų, o vertinant vandens ekosistemų būklę reikia mažai asmenų bei cheminių reagentų, atpažįstant specifines titnagdumblių rūšis, galime nustatyti vandens kokybę įvairiose vietose.

Bentosinių titnagdumblių tyrimas rekomenduojamas, pagal Vandens politikos direktyvas Europos Parlamentas (2000). Jie laikomi raktiniais organizmais, pagal kuriuos galima atlikti ekologinę vandens analizę. Mokymo kursai, vertinant vandens taršą pagal titnagdumblių įvairovę, buvo taikomi daugiau nei dešimtmetį Europos šalyse (Austrijoje, Šveicarijoje, Vokietijoje, Belgijoje, Prancūzijoje, Lenkijoje, Suomijoje, Liuksemburge, Jungtinėje Karalystėje, Ispanijoje, Portugalijoje, Italijoje).

Upėms tinkamų indeksų bei titnagdumblių monitoringas Jungtinėje Karalystėje buvo pradėtas 1989 m. suformavus nacionalinei upių institucijai. Miesto nuotekų valymas ES direktyvoje reikalauja nustatyti upes, kurios yra pažeidžiamos eutrofikacijos. Sukurtas „diatominis“ indeksas, šį indeksą naudojo „Aplinkos agentūra“ Anglijoje, paviršinio vandens monitoringui nuo 1994 m. iki 1997 m. M. Kelly (2003). Vandens kokybės nurodymai dėl įprastinio upių ir ežerų bentosinių titnagdumblių mėginių ėmimo ir ruošimo Lietuvoje, informacija teikia Lietuvos aplinkos ministerija LST EN 13946., (2014).

Titnagdumblių indeksai gali parodyti konkrečias ar bendras aplinkos sąlygas, bet dažniausiai vartojami indeksai yra organinės vandens taršos rodikliai (Palmer, 1969; Sladeček, 1986; Descy, 1979; Lange – Bertalot, 1979; Watanabe et al., 1986; Coste et al., 1991; Whiton, Kelly 1995). Indeksai dažniausiai nustatomi išsamiau daugelio rūšių apibūdinimu bei rūšies prisitaikymo prie kintančios aplinkos. J. Prygel (1991) naudojo 1550 rūšių nustatant indikatorinius indeksus, kita vertus arba jie gali būti supaprastinti tik identifikuojant gentis arba kelias naudojamas rūšis, kurios nurodo kintančias aplinkos sąlygas (Rumeau Coste, 1988 ir Round, 1993).

Indikatoriniai titnagdumblių sąrašai susiję su kai kuriais svarbiais ekologiniais kintamaisiais, tokiais kaip: druskingumas, organinė tarša, azoto metabolizmo tipai, pH, deguonies pokytis vandenyje, buvo paskelbti Van Dam et al., (1994). „Titnagdumblių“ indeksai per pastaruosius dešimtmečius įgijo didelį populiarumą visame pasaulyje kaip priemonė, užtikrinanti integruotą vandens kokybės atspindį, kuris gali būti vandens valdymo sprendimo pagrindas.

Nustatant indikatorius pagal jau egzistuojančius indeksus rūšims susidurdavome su problema, indikatorinių verčių paieškoje atskiriems individams, nes nevisoms titnagdumblių rūšims buvo sukurti indikaciniai dydžiai, o dauguma indikacinių verčių tekdavo ieškoti skirtinguose moksliniuose straipsniuose į kuriuos būdavo įtraukiamos naujos rūšies indikatorinės vertės papildančios senąsias. Šiai dienai, jei mėginys buvo apskaičiuotas teisingai, duomenys gali būti suvesti į kompiuterinę duomenų bazę "OMNIDIA" (Cristobal et al., 2020), iš kurios galima atlikti kelis skaičiavimus naudojant konkrečią lygtį, pagal skirtingų rūšių pasirinktiną sąrašą ir ekologinių duomenų statistikos sąrašą. Indikatorinės vertės bei rūšių sąrašai papildomi kas metus, tai labai patogiu nes viskas yra vienoje vietoje, bet reikėtų pridurti, kad programa yra mokama ir šiai dienai nėra sukurtų indikatorinių dydžių toksiškumui tirti pagal skirtingus sunkiuosius metalus, tai visgi dar yra daug vietos tobulėti.

Vieną iš naujovių verta būtų paminėti „YOLO“ algoritmą, kuris pastaruoju metu sėkmingai integruojamas į automatinio individų atpažinimo sistemas, šis algoritmas praktiškai gali būti perrašomas bet kuria programavimo kalba (Cristobal et al., 2020). Algoritmas automatiškai atpažįsta skirtingus individus, prieš tai sukuriant duomenų bazę, kurioje nurodome skirtingus individus nuotraukų formoje, nemažiau kaip 300 nuotraukų vienam individui, nors kaip rašo G. Cristobal et al., (2020), didesnis kiekis nuotraukų duomenų bazėje, didesnis tikslumas atpažįstant rūšis. Lietuvoje, Klaipėdos universitete mokslininkų grupė A. Gelzinis ir kt. (2012) išleistame straipsnyje „*P. minimum* ląstelių aptikimas fitoplanktono nuotraukose“ taip pat naudojo algoritmą automatiniam atpažinimui. Problemos sprendimui buvo sukurta nauja technika, apjungianti apskritų objektų aptikimą, stochastinį optimizavimą ir vaizdo segmentavimą. Sukurti algoritmai buvo išbandyti naudojant 114 1280×960 pikselių dydžio vaizdų įrašytą spalvota kamera. Iš viso nuotraukose buvo 2088 objektai, reprezentuojantys *P. minimum*. Algoritmai sugebėjo aptikti 93,25% objektų. Rezultatai buvo gana džiuginantys ir gali būti taikomi ateityje kuriant algoritmus, skirtus automatizuotam objektų klasifikavimui į klases, atstovaujančias skirtingoms fitoplanktono rūšims (Gelzinis et al., 2012).

### **1.5. Titnagdumblių reakcija į sunkiuosius metalus**

Titnagdumbliai gali greičiau reaguoti į aplinkos pokyčius nei daugialąsčiai organizmai (Ferreira da Silva et al., 2009). Greitas individo reagavimas yra dėl trumpo titnagdumblių

gyvenimo trukmės. Paprastai titnagdumbliai gyvena kelias dienas, o kai kurios rūšys, kaip ir daugelis kitų organizmų, yra labai jautrios ekologiniams pokyčiams. Dėl to jie yra labai svarbus organizmas, kurį reikia stebėti, stebint vandens aplinkos pokyčius. Daugelis metalais užterštų upių tyrimų parodė, kad titnagdumbliai reaguoja į aplinkos būklės blogėjimą, ne tik bendrijos lygmeniu, keisdami dominuojančias titnagdumblių rūšis ir jų įvairovę, bet ir morfologiškai, atsirandant titnagdumblių frustulių pažeidimams, kitaip tariant, atsirandant deformacijų.

Kadmis (Cd) yra toksiškas sunkusis metalas, tačiau elementas taip pat naudojamas kaip alternatyva cinkui (Zn), o cinkas naudojamas titnagdumbliuose kaip kofaktorius anglies fiksacijoje (Stanley, 2021). Autoriai mano, kad toksiškas metalas tapo prieinamas biologiniam panaudojimui titnagdumblių evoliucijos laikotarpiu ir kad kadmio sulfidai taip pat dažnai būna kartu su Zn sulfidais, jie abu yra labai atsparūs oro sąlygoms (Stanley, 2021). Na iš pirmo žvilgsnio titnagdumbliai galėtų būti vandens detoksikacijos priemonė, bet žinant kad tai pirmoji produkcija ekosistemoje metalas niekur nedingsta, o nusėda aukštesnėje mitybos grandinėje. Titnagdumblių panaudojimas valymo įrenginiuose būtų kaip ir gera perspektyva, bet vis dar yra daug žinių trūkumo bei spragų apie nuotekų valymą panaudojant titnagdumblius. Viena iš tokių spragų yra ta kad reikalinga daugiau rūšių bandant pašalinti teršalus, nes nerasta nei viena rūšis, kuri galėtų toleruoti visus sunkiuosius metalus. Galiausiai reikia išbandyti šį procesą pilno masto bioreaktoriuose, tokiuose kaip uždari tvenkiniai, nes įvairios fizinės ir cheminės sąlygos, pvz., temperatūra, sezonai, terpės pH, ištirpęs deguonis, šviesos periodai ir kt., yra gyvybiškai svarbus vaidmuo biologiniame sunkiųjų metalų skaidyme, kurį sunku nustatyti ar kontroliuoti, todėl tai sudėtinga, bet įmanoma (Marella, 2020). Šioje vietoje norima pabrėžti, kad skirtingų metalų užterštumo vietose vyrauja skirtingos titnagdumblių rūšys, kurios ir detoksikuoja vietos ekosistemą, bet taikant valymo įrenginiuose ir valant visas sunkiųjų metalų grupes susiduriama su problema, kad toje ekosistemoje prisitaikys ir konkuruos tik kelios titnagdumblių rūšis, kurios dienos pabaigoje detoksikuos tik vieną ar kelias metalų grupes, o tokios vienos rūšies kuri sugebėtų panaudoti visus metalus gyvybiniais procesams palaikyti, nėra.

Mažomis koncentracijomis mikroelementai, tokie kaip varis (Cu), nikelis (Ni), cinkas (Zn), svarbūs tiek prokariotų, tiek eukariotų medžiagų apykaitos procese. Didelės šių elementų koncentracijos yra labai toksiškos ir gali sukelti mirtį. Kadmis (Cd), švinas (Pb) ir gyvsidabris (Hg), kurie yra kita sunkiųjų metalų klasė, taip pat yra labai svarbūs ir toksiški gyviems organizmams, todėl yra nepageidaujami vandens telkiniuose net esant labai mažai koncentracijai (Gadd, 1993).

X. Chen ir kt. (2014) tyrė labai užterštą miesto ežerą (Pietų Kinija), siekiant atsekti eutrofikacijos ir sunkiųjų metalų užterštumo istoriją. Dominuojančios metalų grupės buvo Cd, Pb ir Zn, o didžiausią įtaką titnagdumblių gausumui turėjo metalų bei maistinių medžiagų poveikis.

Rūšių pagausėjimas (pvz., *N. Palea*, *A. minutissimum*), gali toleruoti tiek maistinių medžiagų pagausėjimą vandens ekosistemose, tiek metalų, buvo susiję su nuolatinio maistinių medžiagų ir metalų tarša ežere ir čia šios rūšys laikomos tolerantiškomis sunkiesiems metalams (Chen et al., 2014). Nors kita vertus *Nitzschia palea* (Kutzing) Smith rūšies dominavimas rodo maistinių medžiagų gausą (Kelly 2000). Kinijoje atliktuose tyrimuose apie rūšių deformacijas užsiminta nebuvo kaip kiti autoriai nurodo, kad padidėjęs sunkiųjų metalų kiekis tiesiogiai veikia titnagdumblių frustulės deformuodami jas. Tyrimą kurį atliko S. Kim Tiam ir kt. (2018), eksperimento metu buvo tiriama kadmio bioakumuliacija, titnagdumblių augimas, fotosintezės efektyvumas, vožtuvų deformacija ir genetinė raiška. Kadmio poveikis turėjo reikšmingą poveikį bioakumuliacijai, augimui, frustulių deformacijoms. Deformacijų tekų nukrypimas (iš centrinės padėties) buvo žymiai dažnesni teršiant kadmiumu, lyginant su kontroliniu konteneriu. Molekuliniai atsakai buvo susiję su kadmio kiekiu, atsižvelgiant į paveiktų genų skaičių, atsako intensyvumą ir stebėjimų dažnumą. Genus, dalyvaujančius reguliuojant mitochondrijų metabolizmą, fotosintezę, oksidacinį stresą ir silicio dioksido metabolizmą, paveikė kadmio (Kim Tiam et al., 2018). Galime pastebėti, kad kartais galima padaryti ir klaidingas išvadas nustatant indikatorius, metalų atpažinimui ar maistinių medžiagų perteklių vandens ekosistemoje, vertinant vandens kokybę pagal titnagdumblių indikacines rūšis verta ieškoti ir tos rūšies atstovų deformacijų.

Manoma, kad sunkieji metalai stabdo ląstelių metabolizmą, kitaip tariant, sukuriama mažiau biomasės bei pačios ląstelės (titnagdumbliai) neužauga iki standartinio dydžio. S. Morin ir kt. (2008) tyrinėjo Riou-Mort upės (Prancūzija) dumblių bendrijas, gaunančias sunkiųjų metalų teršalų (kadmio ir cinkas), ir nustatė, kad mažų titnagdumblių gausu esant didžiulei metalų koncentracijai. Tarp sunkiesiems metalams atsparių rūšių buvo: *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, Schiller, *Fragilaria gracilis* Ostrup, *Gomphonema parvulum* Kutzing, *Nitzschia palea* (Kutzing) Smith, *Nitzschia sociabilis* Hustedt, *Pinnularia parvulissima* Kramer ir *Surirella angusta* Kutzing. Priešingai, *Cyclotella meneghiniana* Kutzing, *Navicula gregaria* Donkin, *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg, *Melosira varians* Agardh ir *Nitzschia dissipata* (Kutzing.) Rabenh, buvo jautrūs metalams. Kita vertus, Hirst et al. (2002) nustatė, kad rūšių turtingumas ir įvairovė nėra reikšmingai susijusi su metalų koncentracija vandens telkiniuose ir užterštų karjerų veikla Jungtinėje Karalystėje. Tyrimas panašumų turėjo ir D. Jonge et al. (2008) pranešė apie koreliacijos trūkumą tarp fitoperifitoninių titnagdumblių rūšių parametrų (rūšies turtingumo, Šenono indekso ir skirtingų titnagdumblių indeksų) ir vandens užterštumo sunkiaisiais metalais (Zn, Cd, As, ir Pb). Kiti tyrimai parodė mišrų fitoperifitoninių titnagdumblių rūšių atsaką į sunkiųjų metalų sukeltą stresą. Pavyzdžiui, Medley ir Clements (1998) pranešė apie žymiai mažesnę rūšių įvairovę, bet ne ląstelių tankį, rūšių turtingumą ir dominuojančių rūšių gausą Zn užterštose vietose Kolorado Uolinių kalnų upeliuose (JAV). Hill ir



kt. (2000) nesusiejo rūšių turtingumo su metalų koncentracija kalnų upelyje atliktame tyrime, užterštame sunkiaisiais metalais.

Fitoperifitoninių titnagdumblių parametrai (ląstelių tankis, biomasė, santykinio gausumo procentas, rūšių turtingumas, Šenono indeksas ir kt.) yra visame pasaulyje naudojami sunkiųjų metalų užterštumo vandens telkiniuose stebėjimui, tačiau iš to kas buvo minima anksčiau aišku, kad šių parametrų nepakanka upių ekosistemos užterštumui sunkiaisiais metalais įvertinti. Taigi, atsižvelgiant į šiuos faktus atrodo reikia įtraukti kitus parametrus, kurie būtų paprasti, mažiau laiko reikalaujantys, patikimesni ir svarbiausia, gali būti naudojami ir priimtini visame pasaulyje.

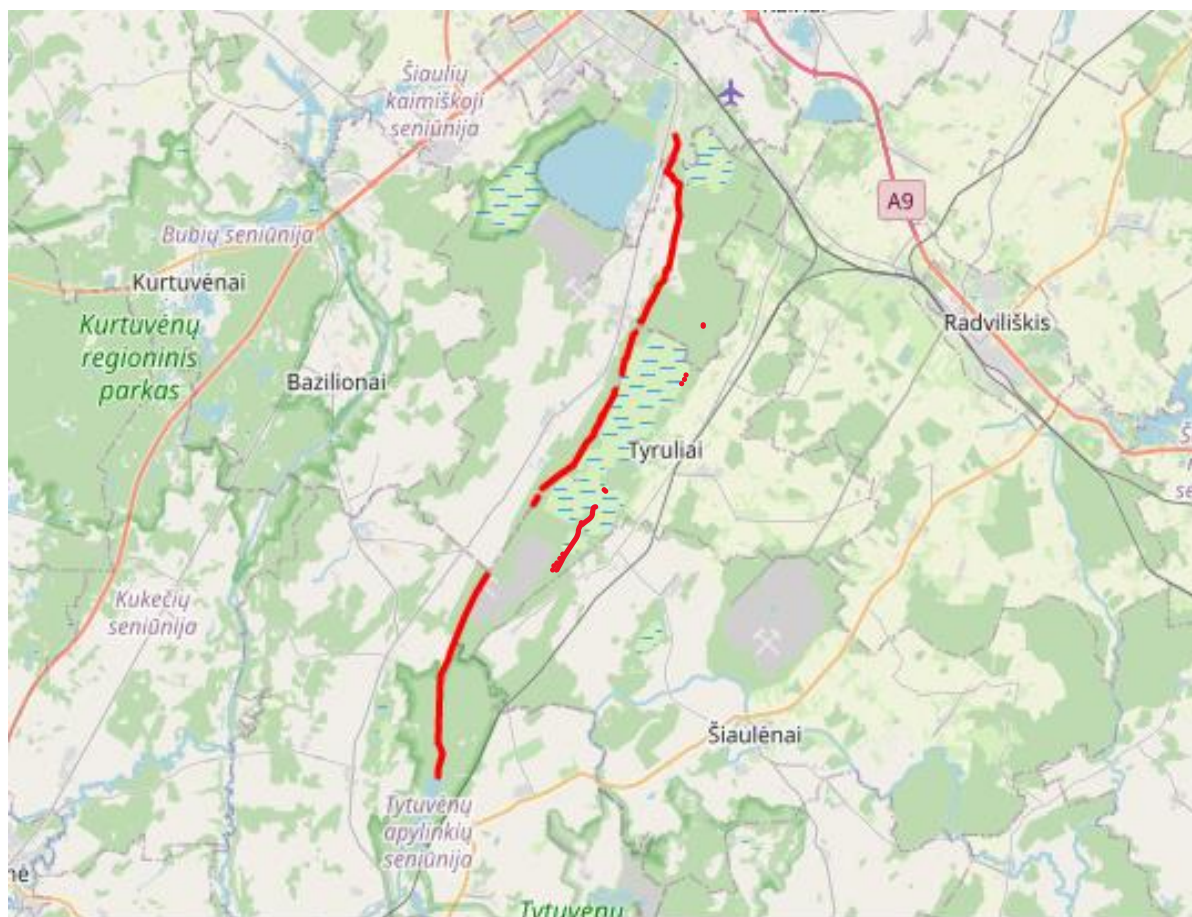
Na turbūt ir taip aišku, kad titnagdumbliai naudoja sudėtingus gynybos mechanizmus, kurie apima metalų pašalinimą, detoksikaciją. Titnagdumbliai gamina antioksidacinius junginius, tokius kaip polinesočiosios riebalų rūgštys, terpenai ir pigmentai, pvz., fukoksantinas, siekiant kontroliuoti sunkiųjų metalų detoksikaciją, įsisavinimą, transportavimą ir kaupimąsi (Marella, 2020; Fu et al., 2015). Fotosintetiniai pigmentai, tokie kaip chlorofilas a, b, c, yra paveikti sunkiųjų metalų toksiškumo, kurį atsveria titnagdumbliai, padidindami pigmento gamybą. Taršai tolerantiški ir jautrūs titnagdumbliai skirtingai reaguoja į sunkiųjų metalų taršą. Sunkiuosius metalus tolerantiški titnagdumbliai *Thalassiosira pseudonana* Cleve, gali gaminti daug antioksidantų, fitochelatinų, palyginti su taršai jautrių titnagdumblių *Ditylum birghtwellii* (West) Grunow (Marella, 2020). Vario ir cinko toksiškumas gali sukelti oksidacinį stresą, ląstelės reaguoja padidindamos savo paviršiaus plotą ir šiurkštumą, o tai padeda variui absorbuotis. (Rijstenbil et al., 1994 ). Taip pat gali pasikeisti ląstelių reprodukcija, kaip gynybos mechanizmas nuo sunkiųjų metalų sukeliama streso (Rijstenbil ir Gerringa, 2002).

Pastebima, kad sunkiųjų metalų adsorbicijai titnagdumbliuose įtakos turi keli veiksniai, tokie kaip metalo koncentracija, biomasės kiekis, temperatūra, pH ir kt., na bet kokiu atveju prisitaikiusios titnagdumblių rūšys sugeba konkuruoti užterštoje ekosistemoje ir nesvarbu kokie tai sunkieji metalai bebūtų, skiriasi tik rūšinė įvairovė ir dominuojančių rūšių rinkiniai.

## 2. TYRIMŲ OBJEKTAS

### 2.1. Šimšos upės charakteristika

Šimša – upė Lietuvoje, Šiauliuose, Šiaulių, Radviliškio ir Kelmės rajonuose. Išteka iš Tyrulių pelkės tarp Žuvininkų kaimo ir Talšos ežero ir teka visą laiką į pietus, iš pradžių melioracijos grioviu tarp Šiaulių miesto Šimšės ir Zoknių rajonų, toliau Šimšės kanalu tarp Piktmiškio ir Margių, pro Bačiūnus, Lingailių miško pakraščiu pro Rėkyvą ir Einoraičius, Dukto miško pakraščiu pro Širvučius, Tyrulių pelkės pakraščiu pro Pakapę, Šiaulių ir Radviliškio rajonų, toliau Radviliškio ir Kelmės rajonų ribą, pro Kiaunorius, toliau natūralia vaga ir Užpelkių botaniniame-zoologiniame draustinyje įteka į Gauštvinio ežerą. Upės ilgis 28 km, baseino plotas 130 km<sup>2</sup>. Visa upės vaga reguliuota, tiesi. Vagos plotis 6–12 m, gylis 0,5–1,8 metro. Vidutinis nuolydis 0,49 m/km. Vidutinis debitas žiotyse 0,78 m<sup>3</sup>/s. Žemupys priklauso Tytuvėnų regioniniam parkui (1 pav.).



1 pav. Šimšos upė, pažymėta raudona linija (Gamtos katalogas, 2021)

Į minėtą Šimšos upę vanduo patenka iš durpyno sausinamųjų kanalų. Tyrulio pelkė turi didžiausia rytų Žemaitijoje pelkėguolį, kuris kartu su Rėkyvos pelke sudaro pelkinį kompleksą, esantį tarp Dubysos, Nevėžio ir Mūšos baseinų. Šis pelkinis kompleksas – unikali biofiltracinė

Dubysos –Nevėžio vandenskyrinė teritorija. Sausinant Tyrulio pelkę buvo iškasta 46 km magistralinių sausavimo kanalų, kurie surenka vandenį iš mažesnių durpyną sausinančių kanalų (Šiaulių hidroprojektas, 2015).

1 lentelė

**Šimšos upės hidrocheminiai parametrai (Aplinkos apsaugos agentūra )**

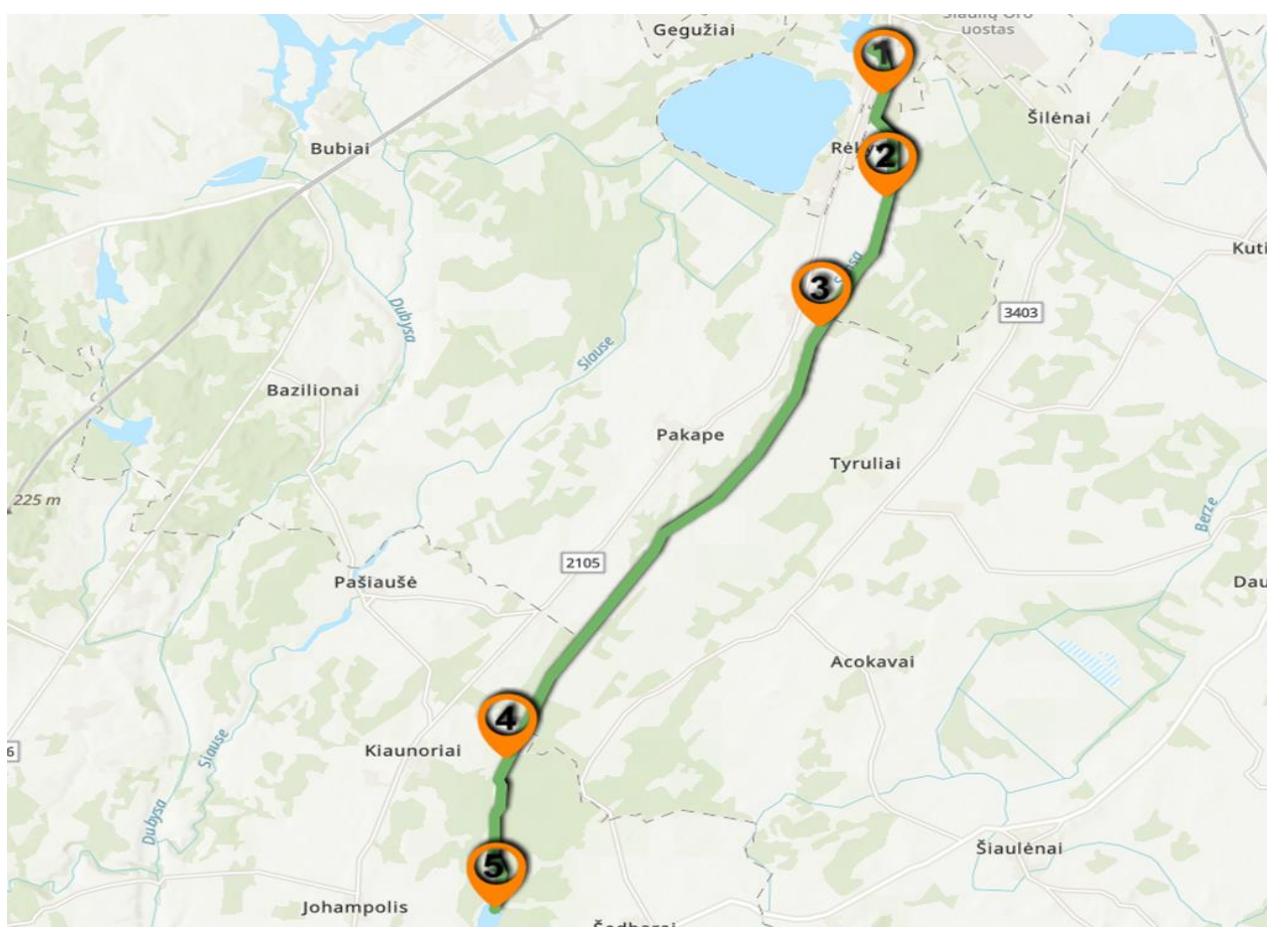
Telkinys	Tyrimų data	Debitas	Srovės greitis	Vandens temperatūra	Suspenduotos (skendinčios) medžiagos	Šarmingumas	Deguo- nis ištirpę- s	pH
		m <sup>3</sup> /s	m/s	C	mg/l	mmol/l	mg/l O <sub>2</sub>	pH
Šimša	20/02/2017	0,171	0,203	1,2	4,7	4,4	7,32	7,75
Šimša	18/04/2017	0,362	0,193	6,3	3	4,4	7,52	8,12
Šimša	26/07/2017	0,237	0,168	17,8	12	6	4,69	7,7
Šimša	02/10/2017	0,461	0,207	11,3	1,5	5,4	7,27	7,68
Telkinys	Tyrimų data	Visumi- nis organinis anglingumas	Savitasi- s elektrinis laidis	Biocheminis deguonies suvartojimas per 7 paras	Amonio azotas	Nitritų azotas	Nitratų azotas	Azot- as mine- ralini- s
		mg/l C	mikroS/cm	mg/l O <sub>2</sub>	mg/l N	mg/l N	mg/l N	mg/l
Šimša	20/02/2017	24,5	612	2,1	0,29	0,014	1,93	2,234
Šimša	18/04/2017	25,5	542	2	0,047	0,014	4,08	4,141
Šimša	26/07/2017	24,8	634	2,5	0,054	0,007	0,243	0,304
Šimša	02/10/2017	8,51	652	2,8	0,058	0,042	2,07	2,17
Telkinio pavadinimas	Tyrimų data	Azotas bendras	Fosfatų fosforas	Fosforas bendras	Chemini- s deguonies suvartojimas (bichromati- nė oksidacija)			
		mg/l	mg/l P	mg/l	mg/l O <sub>2</sub>			
Šimša	20/02/2017	3,02	0,019	0,059	62			
Šimša	18/04/2017	4,64	0,031	0,043	64			
Šimša	26/07/2017	0,775	0,048	0,11	63			
Šimša	02/10/2017	3,87	0,026	0,044	54			

Pagal Aplinkos apsaugos agentūros duomenis Šimšos ekologinė būklė yra gera. Švariose upėse titnagdumblių įvairovė būna kur kas didesnė negu užterštose, priklausomai nuo taršos pobūdžio gali įsivyrėti viena ar kelios rūšys individų kurioms taršos sąlygos yra palankios daugintis. Tyrimui reikalingas platesnis spektras titnagdumblių, kad galėtumėm nustatyti tikslus

titnagdumblių rinkinius indikuojančius kadmio toksiškumą, todėl reikalinga didelė rūšių įvairovė. Hydrocheminiai parametrai pateikti 1 lentelėje, paskutiniai hydrocheminiai matavimai atlikti 2017 metais, kuriuos teikia Lietuvos aplinkos apsaugos agentūra.

## 2.2. Mėginių paėmimo vietos Šimšos upėje

Titnagdumblių ėminiai buvo paimti iš penkių upės vietų (2 pav.). Pirma vieta sodų bendrija, antra vieta, dviejų kilometrų atstumu nuo paskesnės vietos, aplink dirbami laukai, tikėtina papildomo azoto šaltinis upės ekosistemai. Trečia vieta, trijų kilometrų atstumu nuo paskesnės vietos. Esama teritorija Tyrulių botaninis zoologinis draustinis.



2 pav. Titnagdumblių ėminių vietos (Geoportal. lt, 2021 ). Vietų koordinatės: 1- platumą: 55.87133°, ilgumą: 23.34996°; 2 - platumą: 55.85759°, ilgumą: 23.35319°; 3 - platumą: 55.81564°, ilgumą: 23.32983°; 4 - platumą: 55.70190°, ilgumą: 23.21057°; 5 - platumą: 55.66309°, ilgumą: 23.20467°

Ketvirta vieta tai Tytuvėnų regioninis parkas, keturių kilometrų atstumu nuo paskesnės vietos ir penkta vieta tai Šimšos intakas į Gauštvinio ežerą, skiria trys kilometrai nuo paskesnės

vietos. Mėginiai iš šių vietų buvo paimti vasarą Birželio mėnesį. Antrame paveikslėlyje pavaizduotas upės ruožas žalia spalva, kuri nurodo švarų vandenį, turintį mažai maistinių medžiagų, duomenys pateikti Lietuvos aplinkos apsaugos agentūros internetiniame puslapyje, duomenų bazėje. Skirtingos Šimšos upės vietos buvo parinktos dėl to, kad tikėtina jog skirtingose vietose, kurias sudaro kintanti aplinka ir jos komponentai, gali turėti įtakos titnagdumblių rūšių įvairovei, kuomet didesnė rūšių įvairovė tuo didesnė tikimybė eksperimento metu atrinkti titnagdumblių rūšis indikuojančias kadmio užterštumą.

### **2.3. Titnagdumbliai ir jų nauda vertinant kadmio toksiškumą**

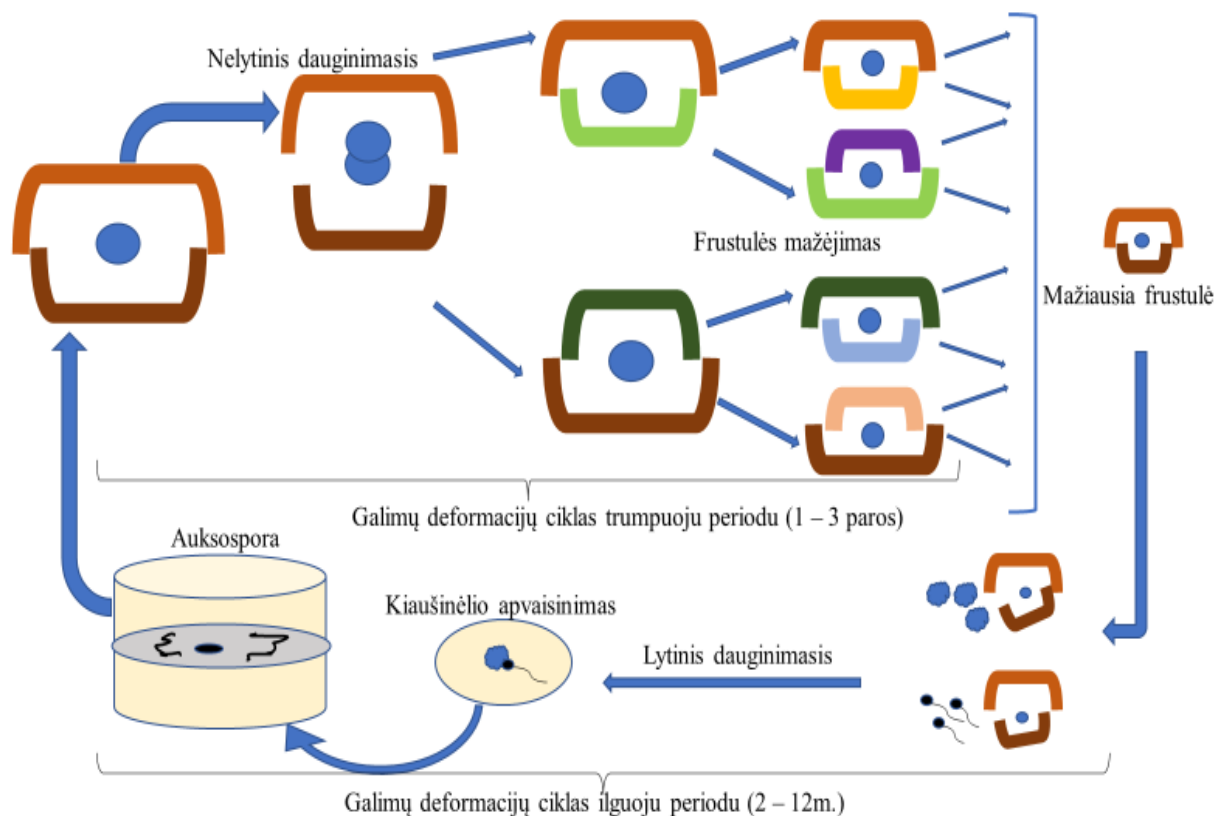
Titnagdumbliai yra fotosintezę atliekantys dumbliai, jie turi silicio skeletą (frustulę) ir randami beveik visose vandens ekosistemose, įskaitant gėlus ir jūros vandenį, dirvožemį, ir iš tikrųjų beveik visur, kur yra drėgmės. Titnagdumbliai yra nejudrūs arba gali tik ribotai judėti substratu, išskirdami gleivinę medžiagą išilgai plyšio formos griovelio, vadinamo siulę (raphe). Yra tiek bentoso, tiek planktinės formos. Titnagdumbliai sudaro endoplazmines cistas, kaupia aliejus, o ne krakmolą, turi dvišalę ląstelės sienelę ir tam tikru savo gyvenimo ciklo etapu išskiria silicio dioksidą. Titnagdumblių skersmuo arba ilgis paprastai yra 20 – 200 mikronų (Stevenson et al., 1999)

Titnagdumbliai skirstomi į dvi klases. Centradumbliai (*Centrophyceae*), kurių frustulių matricos išsidėsčiusios žiedo formoje ir yra radialiai simetriškos, ir plunksnadumbliai (*Pennatophyceae*), kurių frustulių šarveliai išsidėstę linijinę tvarka ir yra dvišalės simetrijos. Tekų šarvelio paviršius papuoštas poromis (areolėmis), ataugomis, spygliais, skiriamaisiais bruožais, būtent šie skeleto bruožai naudojami titnagdumbliams klasifikuoti ir apibūdinti. Kai ląstelė dalijasi, kiekviena nauja ląstelė skylant tekoms suformuoja naują teką ir per 10 – 20 minučių sukuria savo hipoteką; šis procesas gali vykti nuo vieno iki aštuonių kartų per dieną. Ištirpusio silicio dioksido prieinamumas riboja vegetatyvinio dauginimosi greitį, bet ir dėl to, kad šis dauginimasis laipsniškai sumažina vidutinį titnagdumblio frustulės dydį tam tikroje populiacijoje, yra tam tikra riba, kurią pasiekus būtina atkurti titnagdumblio frustulės dydį. Atkuriant ląstelės dydį gaminamos auktosporos, kurios yra skirtingos sienelės struktūros, neturinčios silicio šarvelių ir išsipučiančios iki didžiausio titnagdumblio dydžio ir tik tada auktospora sudaro pradinę ląstelę (Chessman et al., 1999).

Vandenyne titnagdumbliais minta, zooplanktonas. Zooplanktonas savo ruožtu maitina didesnius organizmus, pavyzdžiui, žuvis, todėl daugelio vandenyno gyvūnų išlikimas tiesiogiai arba netiesiogiai priklauso nuo titnagdumblių, o titnagdumbliai kaip ir visi autotrofai maitinasi, fotosintezės procese naudoja saulės energiją, kad gamintų cukrų maistui, energijai. Esant padidėjusiam maisto medžiagų kiekiui, vandens ekosistemose, tada prasideda masinis jų

vystymasis ir vienos ar kelių titnagdumblių rūšių dominavimas gali apibrėžti teršiančių medžiagų gausą.

Titnagdumbliai yra jautrūs teršalams ir parodė, kad jie yra naudingi vertinant toksinių medžiagų, pvz., metalų poveikį. Kadmio toksiškumo tyrimuose buvo tiriama titnagdumblių rinkinių atsakas į metalo taršą (pvz., Arini et al., 2012, Duong et al., 2008) šiuose tyrimuose buvo pateiktas kadmio poveikis titnagdumbliams struktūriniu ir funkciniu lygiu, nuo titnagdumblių rinkinių randamų substrate iki deformacijų, kaip ir kitų mokslininkų tyrimų rezultatai padeda vertinti šio tyrimo eigoje kylančius klausimus, bei randant jiems atsakymus. Apžvalginiam darbe apie metalų poveikį titnagdumbliams (Morin et al., 2012) pateikė keletą su titnagdumbliais susijusių biologinių apibūdinimų, kurie gali būti įdomūs ir vertingi stebint metalo užterštumą. Autoriai taip pat teigė, kad titnagdumblių deformacijų atsiradimas (deformuotos frustulės) buvo geri metalo taršos rodikliai. Kiti tyrimai taip pat patvirtina morfologinių deformacijų atspindį į metalus (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al.; 2008. Morin et al., 2006).

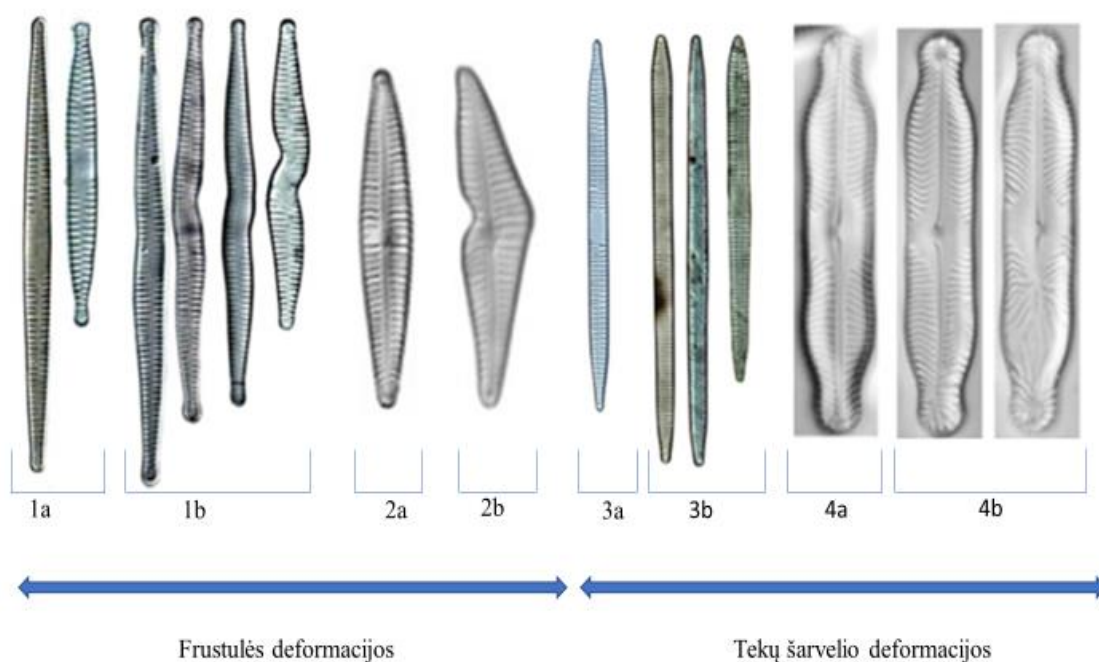


3 pav. Titnagdumblių nelytinio ir lytinio dauginimosi procesas ir deformacijų pernaša ilguoju ir trumpuoju periodu. Proceso pavyzdys sukurtas remiantis (Morin et al., 2007).

Nors deformacijų buvimas užterštoje aplinkoje laikomas geru streso požymiu, deformacijų aptikimas ir kiekybinis įvertinimas kartais gali būti sudėtingas, o ekologinio atspindžio paaiškinimas ne visada yra paprastas, pvz., apžvalginiam straipsnyje (Lavoie et al., 2017) aptarė tam tikrus neaiškumus, susijusius su deformacijų naudojimu atliekant biologinius vertinimus, ir

iškėlė keletą klausimų, pvz., "Ar deformacijos yra lygios skirtingoms rūšims? Ar visų tipų deformacijos yra lygios tai pačiai rūšiai? Kaip turėtų būti vertinamas individo išsigimimo sunkumas?" Remiantis tyrimais, kurie sėkmingai nustatė taršą naudojant deformacijas, galime teigti, kad šis biologinis žymuo turi didelį potencialą atskirti užterštumo sąlygas (Fernandez et al., 2018).

Geresnis titnagdumblių deformacijų ir jų reikšmės supratimas galėtų pagerinti šio biologinio indikatorius naudos potencialą. Visų pirma, rūšių polinkis į deformacijas kartu su tolerancija stresui yra potencialiai svarbūs aspektai, į kuriuos reikia atsižvelgti naudojant deformacijas ir rūšių rinkinius, kaip užteršimo rodiklius. Nustatytų vertinimo vienetų, arba griežtų apibrėžimų dėl deformacijų atskiroms rūšims dar nėra, todėl dažniausiai verta remtis tyrėjų pastebėjimais ir jų atradimais ieškant panašumų vertinant frustulių deformacijų pobūdžius, bei nuokrypius nuo standartinės rūšies frustulių sandaros.



4pav. Titnagdumblių deformacijos veikiant kadmiumui. a – sveika ląstelė; b – deformuota ląstelė. 1 - *Fragilaria capucina*; 2 - *Gomphonema gracile*; 3 - *Ulnaria ulna*; 4 - *Pinnularia mesolepta*. (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006).

Kadmio toksiškumui vertinti reiktu išskirti kelis deformacijų tipus. **Frustulės deformacijos** arba titnagdumblio asimetriškumas, frustulėje atsiradusios ataugos. Šie morfologiniai pakitimai geriausiai ir greičiausiai pastebimi. Šiai dienai dar sunku atsakyti apie frustulės deformacijų ryškumą, tai yra ar didėjanti kadmio koncentracija daranti ryškesnes deformacijas, nes pirmasis

morfologiškai pakitęs individas tai yra palikuonis atsiskyres nuo motininės ląstelės išlaikantis tą pačią pakitusią formą ir tik toksiškumo laikas veikiant individą sudaro ryškesnes deformacijas perduodant deformacijas palikuonims nelytiniu dauginimosi būdu, nes lytiniu dauginimosi būdu morfologiniai pakitimai būtų perduodami individams per ilgą laiką (2 – 12m.) (Morin et al., 2007) (3 pav.), todėl galime pastebėti didžiulį potencialą vertinant vandens užterštumą per pakankamai trumpą laikotarpį. **Tekų deformacijos** arba titnagdumblių silicio vožtuvu deformacijos, kai kuriais atvejais titnagdumblio ląstelės išorinė forma nekinta, pastebimi tik frustulės tekų pakitimai tai yra silicio šarvelių matricos netolygus išsidėstymas, kuris fiziškai pastebimas sunkiau, nors dažnu atvejų pakitęs titnagdumblio simetriškumas rodo pakitusį ir titnagdumblio šarvelio vožtuvų išsidėstymą.



### 3. TYRIMO METODAI

#### 3.1. Titnagdumblių mėginio paėmimas nuo substrato

Šie darbai buvo atliekami iš anksto pasiruošiose vietose (5 pav.). Darbų tikslas buvo upėje užauginti titnagdumblių kolonijas, kurios vėliau bus naudojamos eksperimentiniame tyrime.

Fitoperifitoninių titnagdumblių bendrijos mėginio paėmimas nuo kieto, dirbtinio substrato, gali būti vykdomas keliais būdais. Pirmas būdas: ieškoma vietos, kur vandens lygis būna pastovus ir ne gilesnis negu 30 cm. Imamas tiesiog iš dugno akmuo ar medžio gabalas, tada nuo jo šepetuku yra nuvalomas dumblas. Nuvalyto dumblo mėginiai yra surenkami į indą ir gabenami į laboratoriją tolesniam apdorojimui. Antruoju būdu yra specialiai įrengiamos vietos, kuriose turėtų nurenkami titnagdumbliai. Įrengiamos lentos vertikaliai vandens paviršiui iki dugno. Šis būdas geras tuo, kad jį galima naudoti ir gilesniuose vandens telkiniuose. Dumblas nuimamas tose vietose, kur bus reikiamas vandens gylis, tai yra ten, kur vanduo bus apsėmęs lentą iki 30 cm.



5 pav. Titnagdumblių paėmimo procedūra ir substratas: a) Substratas ištraukiamas iš upės, b) stiklinis substratas krepšyje

Šiam etapui buvo naudojamos stiklo plokštelės (30 cm x 40 cm), jos buvo merkiamos Šimšos upėje, atkarpoje nuo Rėkyvos ež. iki Gauštvinio ež., apšviestoje vietoje (5 vienetai). Upėje, Aplinkos apsaugos agentūros duomenimis, vandens ekologinė būklė yra gera, tokia labiausiai pageidaujama, nes tik tokioje upėje galima apimti pakankamą spektrą titnagdumblių rūšių laboratoriniams bandymams. Šis, kietas substratas buvo laikomos upėje penkias savaites (Morin et al., 2008). Skustuvu buvo nuvalomas substratas, titnagdumblių ėminiai buvo supilami į 2l taros indus su paruošta maistine medžiaga ir vežami į laboratoriją bandymams.

Bendras mėginių skaičius, keturi vienetai po 2l taroje laboratoriniams bandymams. Prie taros buvo pritvirtinamos etiketės, užrašomas mėginio numeris, telkinio pavadinimas, vieta ir data.

### 3.2. Titnagdumblių atsparumo kadmui eksperimentas

Kadmio poveikio fitoperifitoniniams titnagdumbliams eksperimentas buvo vykdomas auginant titnagdumblių kolonijos eksperimentiniame konteineryje, kurio talpa 10 l. Konteineris buvo užpildomas, modifikuotu „Woods Hole“ kultūrinės terpės tirpalu (Bere et al., 2011), kuriame yra reikalingų medžiagų dumblių auginimui (Gold et al., 2003).



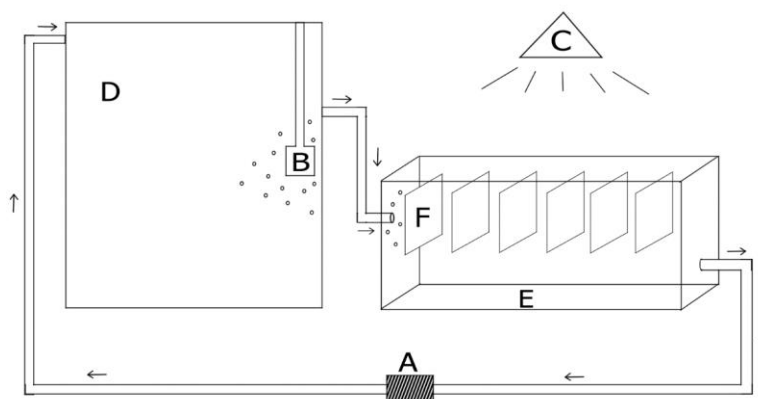
6 pav. Eksperimentiniai titnagdumblių auginimo konteineriai: a) dumblių auginimo konteineriai.  
b) dumbliais apaugęs substratas.

Taip pat buvo lašinamas natrio metasilikatas 2ml/1l., kas 2 dienas, kuris titnagdumbliams reikalingas silicio kiautų gamyboje. Naudojami tirpalai: pagaminimo receptas skirtas gėlavandenių dumblių auginimui - „Woods hole medium (WHM)“, kombinuoti mikroelementai, vitaminų mišinys, gamintojas „Varicon aqua“. Maistas pilamas į konteinerius kas dvi savaites po 5ml į 10 litrų išlaikant oligotrofinę sąlygas, paprastai tariant išlaikyti švarų vandenį atitinkančios Šimšos upės oligotrofinę vandens užterštumo zoną.

Eksperimentinį konteinerį sudaro pagrindinė talpa, aeratorius, siurbliukas, vandens tēkmei palaikyti ir keturi bandomieji konteineriai, su skirtingomis kadmio koncentracijomis, kuriuose buvo sudėti stikliniai substratai (6 pav., 7 pav.). Kiekviename eksperimentiniame konteineryje buvo po šešis stiklinius substratus, ant kurių bandymo metu buvo auginami titnagdumbliai. Palaikomas dienos ir nakties režimas 12 val./12 val.

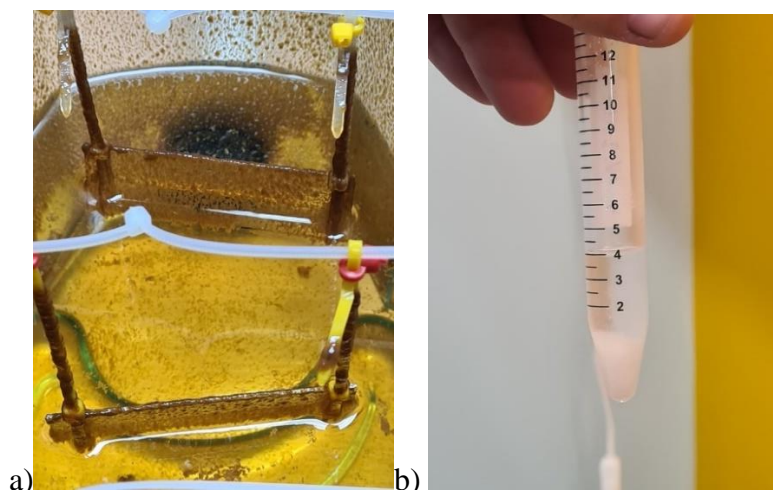
Eksperimentuojama buvo su 0,01 mg/l, 0,04 mg/l, 0,1 mg/l ir 0 mg/l kadmio chlorido tirpalu, išlaikant visuose pastovią nitratų, fosfatų, pH, ištirpusio deguonies koncentracijas ir vandens temperatūrą. Eksperimentiniuose konteineriuose buvo palaikomos panašios maistinės sąlygos kaip ir upėje iš kurios buvo paimti titnagdumblių ėminiai. Kadmio chlorido tirpalo paruošimas skirtingo užterštumo konteineriams sudaryti, naudojamas pasvėrimo ir atskiedimo metodas. Apskaičiavę

kadmio molinę masę, galėjome tiksliai pasverti reikiamą kiekį kadmio chlorido druskos bandymams.



7 pav. Modifikuotas eksperimentinis konteineris: A – vandens pompa, cirkuliacijai palaikyti, B – areatorius, ištirpusio deguonies gamybai, C – dirbtinis apšvietimas, D – pagrindinis konteineris iš kurio buvo atliekami cheminiai ir fiziniai matavimai, E – titnagdumblių auginimo konteineris, F – 2cm<sup>2</sup> pločio stiklinis substratas.

Eksperimentinis bandymas buvo atliekamas šešias savaites, o titnagdumblių pokyčiai tiriami kiekvieną savaitę t.y savaitės paskutinę dieną. Trečią bei penktą savaitę eksperimentiniuose konteineriuose buvo keičiamas vanduo.



8 pav. Titnagdumblių paruošimas tyrimams: a) substratas apaugęs dumbliais, b) išvalytas mėginys paruoštas mikroskopavimui.

Pirmos savaitės eksperimento titnagdumblių rūšinės įvairovės ir deformacijų fiksavimas pradedamas antroje eksperimento savaitėje. Ištraukiamas vienas stiklinis substratas jis nuvalomas su skutimosi peiliuku į 20ml., talpos mėgintuvėlį įpilama šiek tiek distiliuoto vandens, ne daugiau

negu puse mėgintuvėlio ir ląstelių konservavimui naudojamas 37% formaldehido tirpalas, 30% esamo ėminio. Esant poreikiui išvalyti titnagdumblių organėles, kad ryškiau matytume ląstelių deformacijos pažeidimus naudojome vandenilio peroksidą (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), (8pav). Mėginys centrifuguojamas 3 minutes, 3,5 tūkst. apsisukimų per minutę greičiu, kartojant procedūrą tris kartus, nupilant skaidrų vandenį ir papildant mėgintuvėlį distiliuotu vandeniu pagal poreikį. Tokiu būdu buvo gaunama didesnė titnagdumblių koncentracija ir stabdoma cheminė reakcija.

Prieš mikroskopavimą ant objekcinio stiklelio paviršiaus pipete užlašinamas lašas koncentruoto mėginio. Uždengiama dengiamuoju stikleliu atidžiai stebint, kad vandens laše nesusidarytų oro burbuliukų, o kad tiriamasis mėginys greit neišdžiūtų, praskiedžiamas glicerinu. Darbui buvo naudojami švarūs (objekcinis stiklelis yra švarus, jei ant jo vandens lašelis nesilaiko rutuliuku, o plonu sluoksniu pasklinda jo paviršiuje) 25x50 mm dydžio objektiniai ir 20x40 mm dydžio dengiamieji stikleliai. Mikroskopavimo darbams naudojamas „Zeiss - 46712“ mikroskopas. Mėginys tiriamas 400 ir 1000 kartų didinant mėginius. Peržiūrima sausuoju ir imersiniu objektyvu. Tyrinėjant mėginį imersiniu objektyvu, naudotas imersinis aliejus, kuris pagerina šviesos sulaikymą, tokiu būdu gauname ryškesnį ląstelės vaizdą (9 pav.). Atliekant tyrimus vadovautasi bendraisiais darbų saugos reikalavimais.

Titnagdumblių rūšys identifikuojamos naudojantis M. Kelly., (2000), Newcastle University titnagdumblių duomenų baze, Cambrige titnagdumblių atpažinimo vadovu (1990) ir daugelių internetinių prieigų pvz., „OMNIDIA“ .



9 pav. Titnagdumblių mikroskopavimas ir atpažinimas: a) *Craticula* genties titnagdumblis (didinant 400 kartų), b) *Navicula* genties titnagdumblis (didinant 630 kartų).

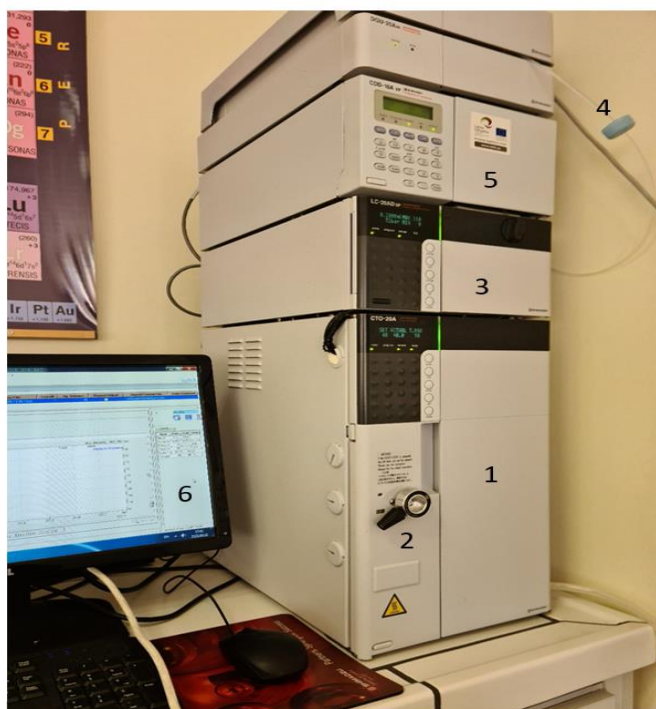
Kiekvieno ėminio rezultatus užrašėme į titnagdumblių išorinių pokyčių lentelę, pagal kurią, buvo sudaroma kadmio kiekiui nustatyti naudinga titnagdumblių seka. Nustatomi egzistuojantys titnagdumbliai, nustatomos visos sutinkamos titnagdumblių rūšys, skirtingo užterštumo

vandenyje. Nustatomos tolerantiškos kadmiui rūšys, lyginant gautus rezultatus skirtingo užterštumo konteineriuose.

Vandenyje esančių nitratų, fosfatų kiekiai tikrinami vieną kartą per savaitę „Shimadzu“ chromatografu. Vandens pH, ištirpusio deguonis koncentracija ir el. laidis buvo fiksuojami kas dieną. Eksperimentas iš viso buvo atliekamas šešias savaites. Naudojami įrankiai atitinkamiems dydžiams nustatyti, atitinkantys instrumentai – tai chromatografas, pH matuoklis „WTW“, termometrai, elektrinio laidžio matuoklis „WTW“.

### 3.3. Anijonų koncentracijos ir elektrinio laidžio gamtiniame vandenyje nustatymas

Anijonų koncentracijos nustatymui buvo naudojama skysčių chromatografo sistema *Chimadzu* jonų analizei, kurią sudaro kolonėlė užpildyta kietu sorbentu 2 mm× 150 mm, CTO-20A (1), rankinis injektorius (2), siurblys ir pagrindinis chromatografo valdymo įrenginys (3), kanalas su judria faze (4), elektrinio laidžio detektorius CDD-10A (5), kompiuteris su *LabSolution* programine įranga (6) (10 pav.).



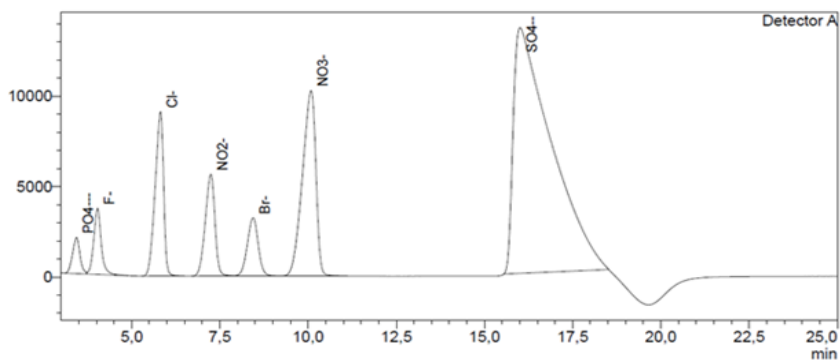
10 pav. Jonų chromatografas „Shimadzu“

Jonų chromatografo veikimo principo paaiškinimas - chromatografo kolonėlėje juda injektuota analizė judrios fazės pagalba, kuri sąveikauja su sorbentu. Esant skirtingoms cheminėms savybėms judri fazė ir sorbentas sąveikauja nevienodai, nes skiriasi jų sulaikymo laikas ir junginiai iš kolonėlės pasišalina skirtingu laiku. Elektrinio laidžio detektorius judrios fazės sudėtį, kuri išeina iš chromatografo ir paverčia ją elektriniu signalu. Judrios fazės sudėtis perduodama

duomenų apdorojimo programai „LabSolution“. Pagal aukščio ir ploto santykį braižoma chromatograma.

Anijonų koncentracija tyrėme šešias savaitės, po vieną karą į savaitę iš skirtingo užterštumo konteinerių, tai keturi tyrimai per savaitę. Vandens ėminiai buvo paimti po 60 ml., iš kiekvieno konteinerio, naudoti buvo 60 ml talpos stikliniai indai. Vandens paruošimui atliekant jonų chromatografija konteinerio vandeniui buvo atliekamas filtravimas, kietafazės ekstrakcijos įranga tam kad būtų pašalintos organinės medžiagos bei stambūs nešvarumai. Naudodami PE švirkštą be adatos, pritraukėme 10 ml tiriamo vandens, užmovėme ant jo cilindrinį membraninį filtrą. Palengva stumdami švirkšto stūmoklį, išfiltravome mėginį. Pirmus 10 ml išfiltravome į atliekas. Taip pašalinome medžiagas iš švirkšto ir membraninio filtro, kurios gali turėti įtakos mėginio analizei. 2 ml porciją nufiltravome į švarų cheminį buteliuką, praskalavę buteliuką vandens mėginiu, taip pat išpylėme į atliekas. Likusius 8 ml nufiltravome į jau praskalautą buteliuką. Tokių mėginių buvo paruošta 4 vnt.

Paruošti tirpalai 4 vnt., pritraukiant į švirkštą 0,5 ml vandens mėginio. Stebint, kad švirkšto viduje nebūtų oro burbuliukų. Lėtai įstumiami adata į injektorių. Švirkšto adata yra buku galu, kad stumiant švirkštą smailus galas nepradurtų injektoriaus viduje esančios jautrios membranos. Įstūmus visą švirkštą, lėtai suleidome ~0,2 ml mėginio tūrio. Į chromatografo kolonėlę pateko tik 10 µl tūris. Mėginio perteklius ir buvęs skystis ištekėjo į atliekas.



QuantitativeResult

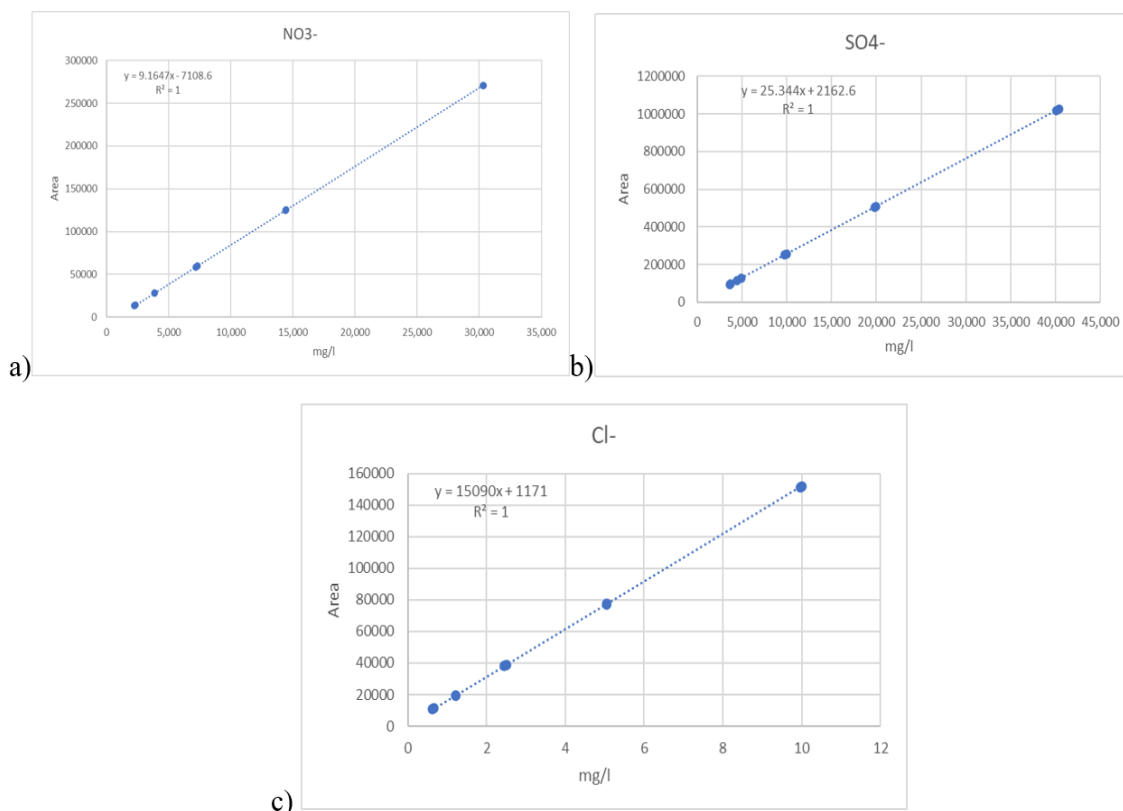
ID#	Name	Ret. Time	Area	Height	Conc.	Unit
1	PO4---	3.435	29399	1999	29.991	mg/L
2	F-	4.031	53976	3665	5.038	mg/L
3	Cl-	5.815	151577	9077	9.967	mg/L
4	NO2-	7.242	106341	5621	14.856	mg/L
5	Br-	8.441	68505	3216	10.030	mg/L
6	NO3-	10.083	270587	10240	30.300	mg/L
7	SO4--	16.008	1018870	13578	40.117	mg/L
Total			1699255	47397		

11 pav. Chromatograma ir lentelėje pažymėti anijonų kiekiai, tai vienas iš standartų skirtų kalibravimui.

Mėginio analizė truko 25 min. Kompiuterio ekrane galėjome stebėti kaip brėžiama chromatograma. Anijonų koncentracijai paskaičiuoti kompiuterinė programa sudaro kalibracines

kreives kurios buvo jau iš anksto paruoštos (12 pav.), anijono piko ploto priklausomybė nuo žinomos koncentracijos standartinio tirpalo ir apskaičiuoja anijonų koncentracijas. Duomenys buvo pateikiami chromatogramoje (11 pav.), kol vyko pirmoji analizė, pasiruošėme kitus mėginius. Gautus rezultatus pasiruošėme analizei.

Nustatant ištirpusių druskų (jonų) kiekiui atliekamas elektrinio laidžio matavimas (mikrosimensas) nuo to priklauso ir tiriamojo skysčio praskiedimu skaičius atliekant skysčių chromatografija. Taip pat nustatoma temperatūra, pH.



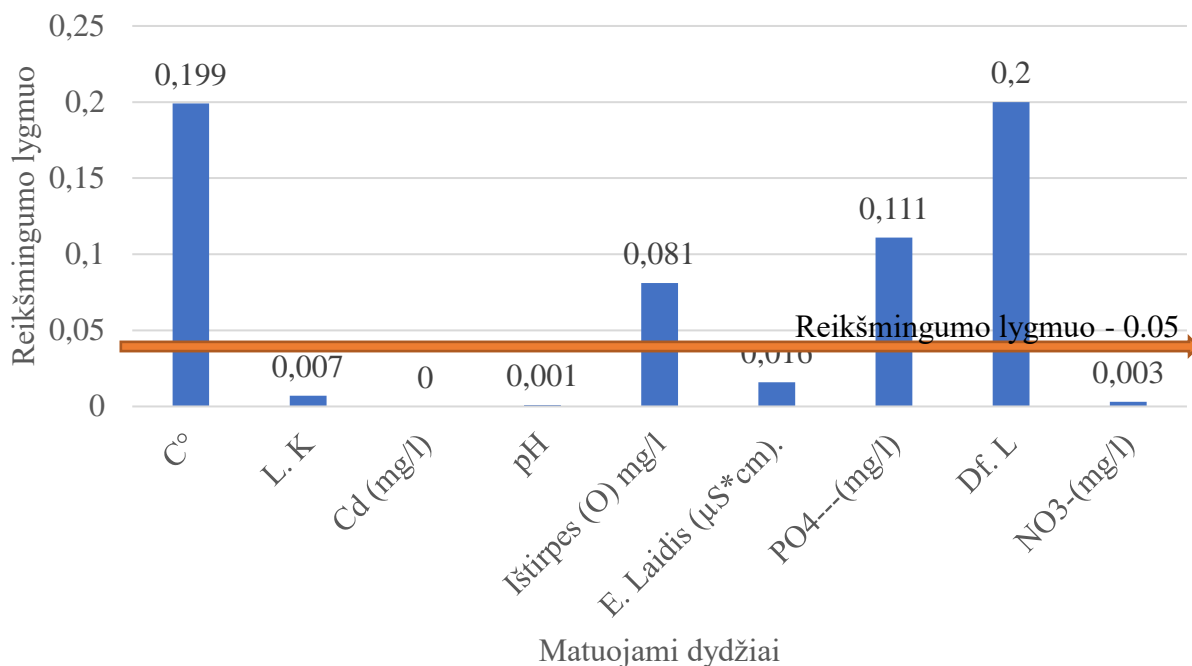
12 pav. Kalibracinės kreivės: a) NO<sub>3</sub><sup>-</sup> intervale 30,3 – 2,32; b) SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> intervale 40,11 – 3,75; c) Cl<sup>-</sup> intervale 9,96 – 0,66. (dydžiai mg/l)

Tyrimų duomenys buvo fiksuojami ir suvedami į bendra tyrimų fiksavimo lentelę, tyrimų duomenų masyvas pateiktas (1 priedas). ir analizuojami, tolimesniuose tyrimuose taikant statistinius metodus.

### 3.4. Taikomi statistikos metodai

Duomenų statistiniai analizei naudojome „EXCEL“ ir „SPSS“ duomenų skaičiuoklės. Duomenų vidurkius, standartinius nuokrypius, diagramų sudarymui naudojome „Excel“ programinę įrangą. Statistiniams vertinimams tokiems kaip Kolmogorovo Smirnovo testas ar Pirsono, Spirmano koreliacijai nustatyti naudojama „SPSS“ programinė įrangą.

Prieš atliekant lyginamąją statistiką turėjome patikrinti ar matuojamų dydžių kiekis pasiskirstęs pagal normalųjį skirstinį ( $\alpha=0,05$ ). Naudojome vienos imties Kolmogorovo, Smirnov testą (13 pav.).



13 pav. Skirtingų imčių reikšmingumo lygmenys pagal Kolmogorovo, Smirnov testą. L.K –ląstelių kiekis; Df. L – deformuotų ląstelių kiekis.

$\alpha=0,05$  – klaidos tikimybė

Tegul X – Matuojamasis dydis

H0:  $X \sim N$  (Matuojamasis dydis pasiskirstęs pagal normalųjį skirstinį)

H1:  $X \neq N$  (Matuojamasis dydis nėra pasiskirstęs pagal normalųjį skirstinį)

TAISYKLĖ:

Jei  $p < \alpha$ , tai tokiu atveju H0 atmetama

Jei  $p > \alpha$ , tai tokiu atveju H0 nėra pagrindo atmesti

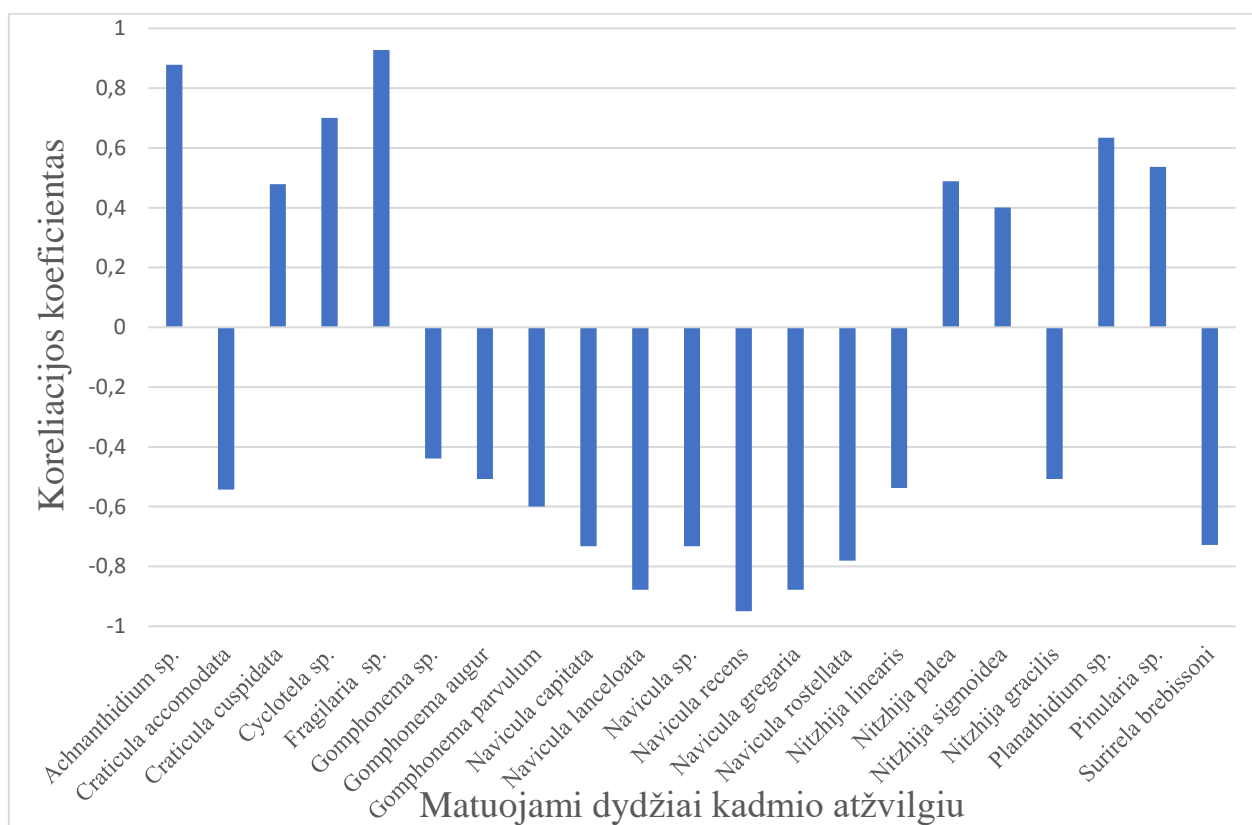
P= Matuojamasis dydis

Matuojamasis dydis  $> 0,05$ , vadinasi H0 nėra pagrindo atmesti. Tai rodo, jog duomenys yra pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį, todėl tolimesnius statistinius skaičiavimus galime atlikti remiantys parametrine statistika ir skaičiuoti Pirsono koreliaciją.

Matuojamasis dydis  $< 0,05$ , vadinasi H0 tokiu atveju atmetama. Tai rodo, jog duomenys nėra pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį, Kadangi duomenys nėra pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį, Pirsono koreliacijos skaičiuoti negalima. Skaičiuosime tik Spirmano. Pirsono koreliacijos koeficientas naudojamas kada abu kintamieji pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį,



nors vienas iš duomenų imčių nepasisirstęs pagal normalųjį skirstinį buvo skaičiuojama Spirmano koreliacija.



14 pav. Titnagdumblių koreliacijos ryšys su kadmio kiekiu, atrinkti individai turintys tik vidutinį bei stiprų ryšį, pavyzdys.

Taikydami Spirmano koreliacija nustatėme koreliacijos koeficientą skirtingiems kintamiesiems. Patikrintos hipotezės pavyzdys: Buvo iškelta hipotezė, kad kadmio koncentracija ir ląstelių skaitlingumas yra susiję kintamieji, bet atlikus statistinius skaičiavimus koreliacija pagal Spirmano metodą, buvo gautas 0,118 koreliacijos koeficientas kuris rodo labai silpną teigiamą ryši, kuo kadmio koncentracija didesnė tuo ir ląstelių kiekis didesnis. Patikrinome ar ryšys statistiškai reikšmingas ( $\alpha=0,05$ ).  $H_0:p=0$ ,  $H_\alpha:p\neq 0$

P-reikšmę lyginame su pasirinktu reikšmingumo lygmeniu:

TAISYKLĖ:

Jei  $p < \alpha$ , tai tokiu atveju  $H_0$  atmetama

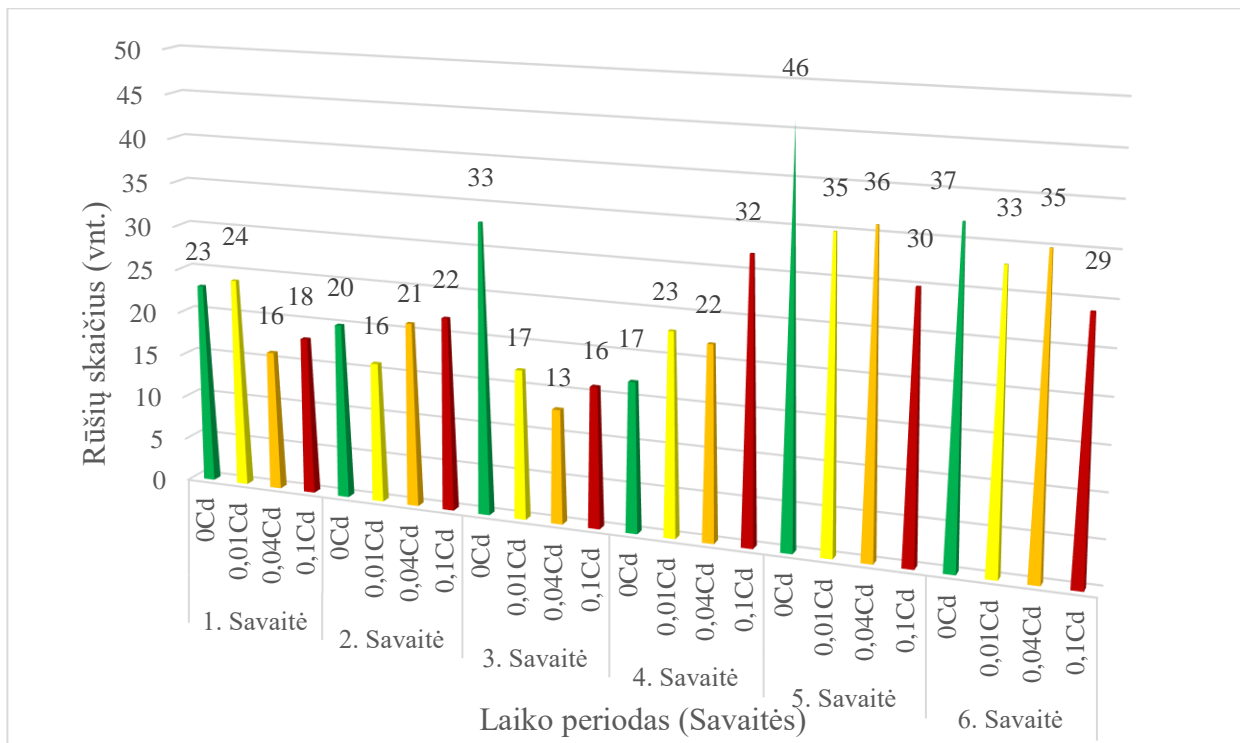
Jei  $p > \alpha$ , tai tokiu atveju  $H_0$  nėra pagrindo atmesti

$P=0,581397$

Kadangi  $P > \alpha$  ( $0,581397 > 0,05$ ), tai tokiu atveju  $H_0$  nėra pagrindo atmesti. Vadinasi, koreliacija tarp kintamųjų statistiškai nereikšminga, ir tokia išvada kad didėjant kadmio koncentracijai didėja ir ląstelių skaičius nėra teisinga ir statistiškai nereikšminga.

Pagal koreliacijos reikšmingumo koeficientą atrinkome tas rūšis kurios turėjo vidutinį arba stiprų ryšį su kadmio koncentracija (14 pav.). Atrinkus titnagdumblių rūšis galėjome nustatyti, kurie titnagdumbliai linkę išnykti didėjant kadmio koncentracijos kiekiui ir kuriems tokios užterštumo sąlygos tinka daugintis, tas rūšis pavadino indikuojančiomis.

Rūšių įvairovės pikai pastebėti 4, 5, 6 savaitėmis (15 pav.).



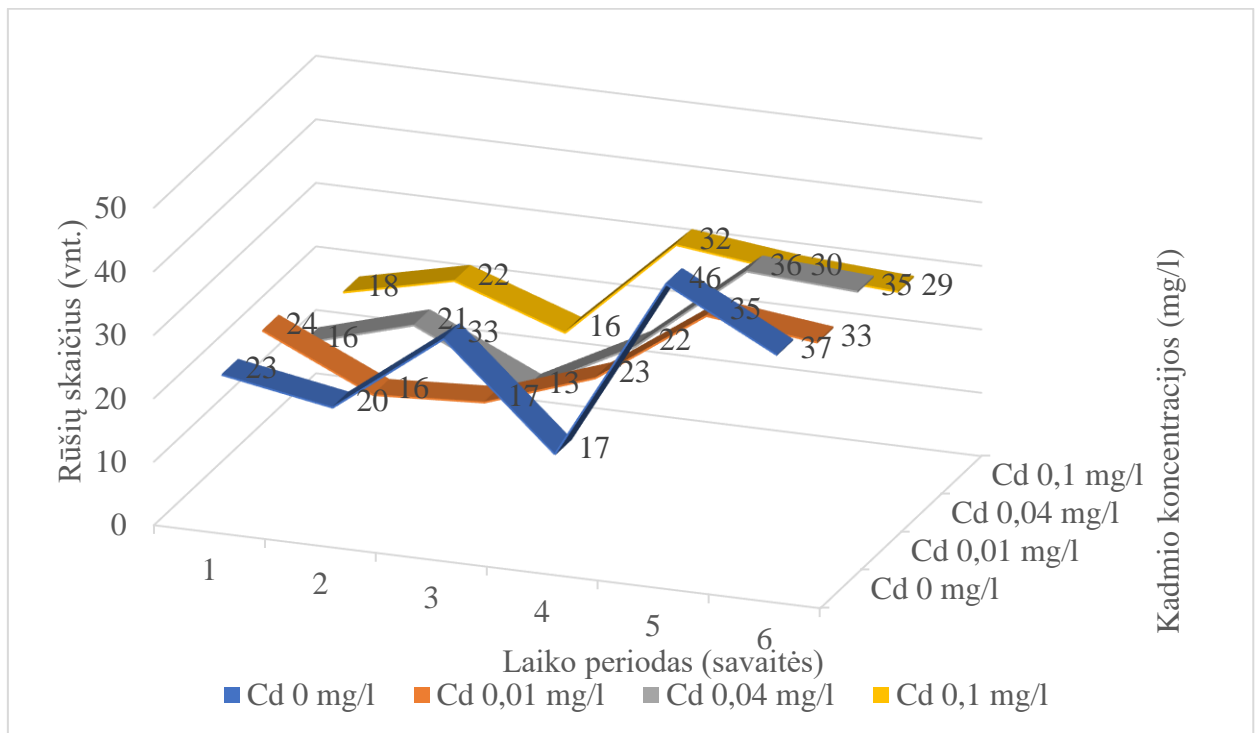
15 pav. Titnagdumblių rūšių skaitlingumo pokyčiai laiko intervale, pavyzdys. (Cd mg/l)

Statistiškai pasirinkome įvertinti tik tas savaites kuriuose rūšių skaitlingumas didžiausias, remiantis saprobiškumo indekso nustatymo metodika siūloma substratą upėje laikyti nemažiau penkių savaičių dėl titnagdumblių pakankamo skaitlingumo daryti kokias nors išvadas (Morin et al., 2008).

## 4. KADMĮ INDIKUOJANČIŲ TITNAGDUMBLIŲ EKSPERMENTO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

### 4.1. Titnagdumblių rūšys, tankis ir jo kaita konteineriuose su skirtinga kadmio koncentracija

Per visą tyrimo laiką, buvo rastos 87 titnagdumblių rūšys, atsižvelgę į determinacijos koeficiento reikšmę galime teigti kad regresijos modelio tinkamumu nereikia abejoti, nes  $r^2 > 0,25$  ir tiesinės regresijos modelis yra tinkamas. Titnagdumblių augimo pokyčiai lemia net 50% ( $r^2 = 0,509$ ) laikas (16 pav.).

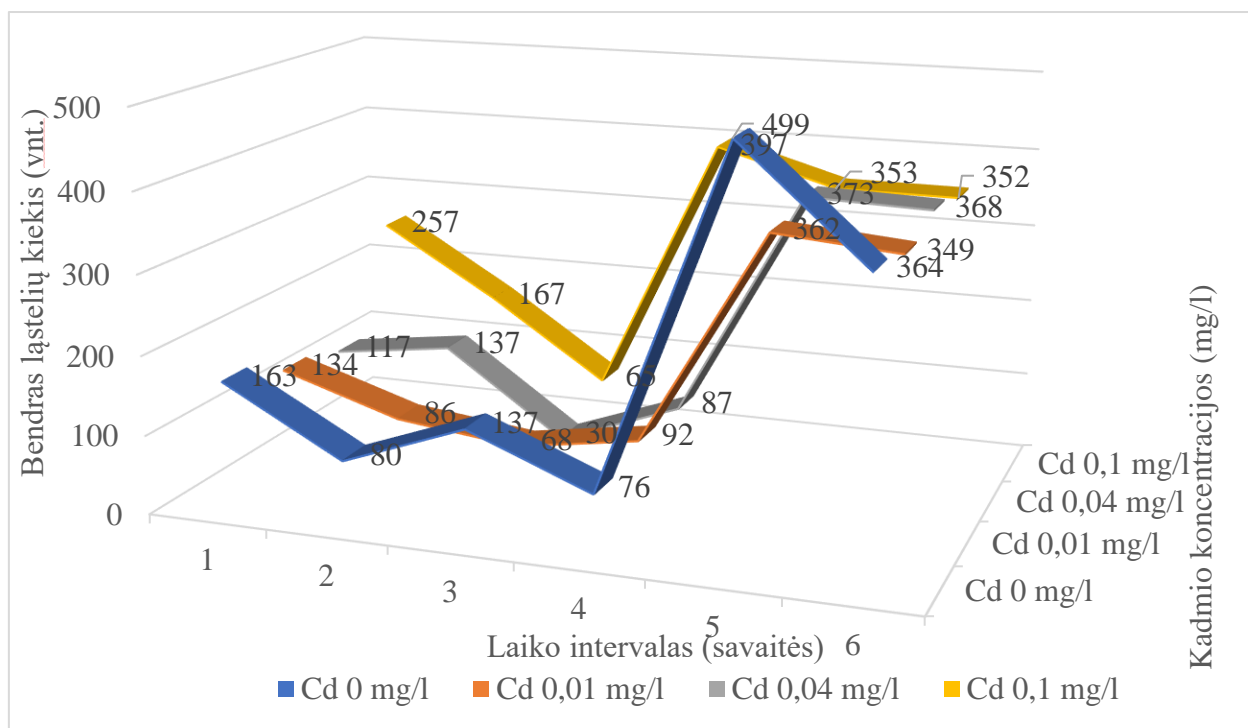


16 pav. Titnagdumblių rūšių skaitlingumo pokyčiai laiko intervale ( Cd mg/l).

Aiškinant rūšių skaitlingumo didėjimą, sunku būtų pasakyti kiek titnagdumblių supylėme į atskirus titnagdumblių auginimo konteinerius, bet tikrai, kad netolygiai ir tik atsitiktinumo dėka pirmose savaitėse prie substrato galėjo prikibti ir daugintis titnagdumbliai. Titnagdumbliai pasidalina vieną kartą per parą, priklausomai nuo rūšies ir dalinasi geometrine progresija, todėl bėgant laikui ir fiksuojama daugiau titnagdumblių rūšių, nes tikimybė nusėsti ant substrato didėja didėjant vienos ar kitos rūšies skaitlingumui. Lyginant skirtinguose konteineriuose augintų titnagdumblių spektrus, pastebėjome, kad kylant kadmio koncentracijai mažėja rūšių įvairovė ( $r^2 = 0,7$ ;  $p < 0,01$ ). Kontroliniame konteineryje, kuriame nebuvo kadmio, rūšių kiekis buvo didžiausias - 68 rūšys, atitinkamai keičiantis kadmio koncentracijai mažėjo rūšių skaitlingumas, 0,1cd mg/l – 59 rūšys, 0,04 cd mg/l – 55 rūšys, 0,1 cd mg/l – 52 titnagdumblių rūšys. Apie rūšių

mažėjimą kadmio taršoje praneša ir kiti autoriai (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006).

Titnagdumblių kiekis mėginiuose svyruoja nuo 30 iki 500 titnagdumblių, tai vėl vyrauja aiški tendencija, kad paskutinėse savaitėse tiek rūšių tiek ląstelių skaitlingumas didėja. Galime pastebėti (18 pav.), kad deformuotų titnagdumblių skaitlingumas mažėja, nes kai kurios rūšys linkusios prisitaikyti prie pakitusios aplinkos ir jos nesideformuoja, o kurios buvo linkusios deformuotis jų skaitlingumas mažėja, o mažėjant ląstelių skaičiui mažėja tikimybė aptikti ir deformuotų titnagdumblių, kitaip tariant sumažėja deformuotų ląstelių procentinė dalis.

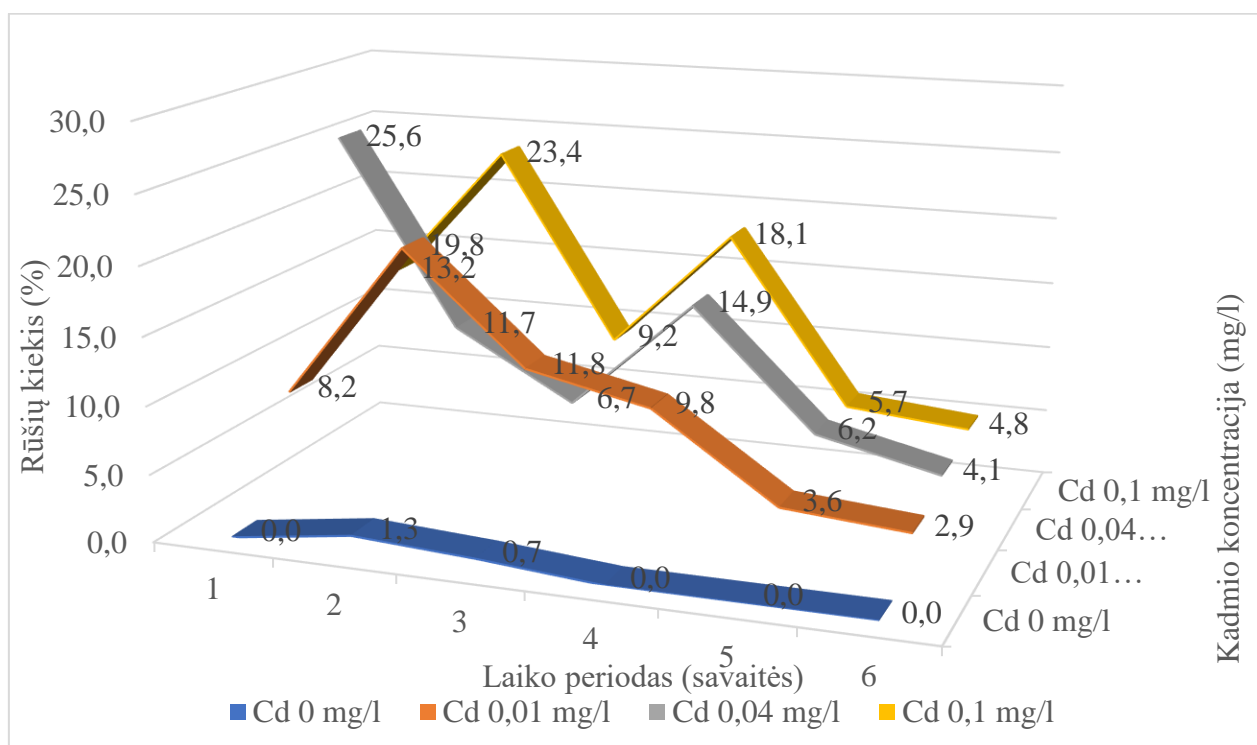


17 pav. Bendras titnagdumblių pasiskirstymas laiko intervale, skirtingo (Cd mg/l).

Kita vertus konkurencija irgi turi didžiulės įtakos tų rūšių kurių skaitlingumas mažėja, jas keičia kitos labiau prisitaikiusios prie pakitusios aplinkos, tai gali būti ir netiesiogiai veikiant kadmio taršai, ta prasme kadmio tiesiogiai veikia tas rūšis kurių skaitlingumas mažėja ir deformuojasi, o netiesiogiai kadmio veikiančios rūšys užima laisvą nišą ekosistemoje ir toliau dauginasi nukonkuruodamas kitas rūšis, bet kokių atvejų kadmio veikia visas rūšis, bet manome, kad vienas tiesiogiai kitas ne (17, 18 pav.).

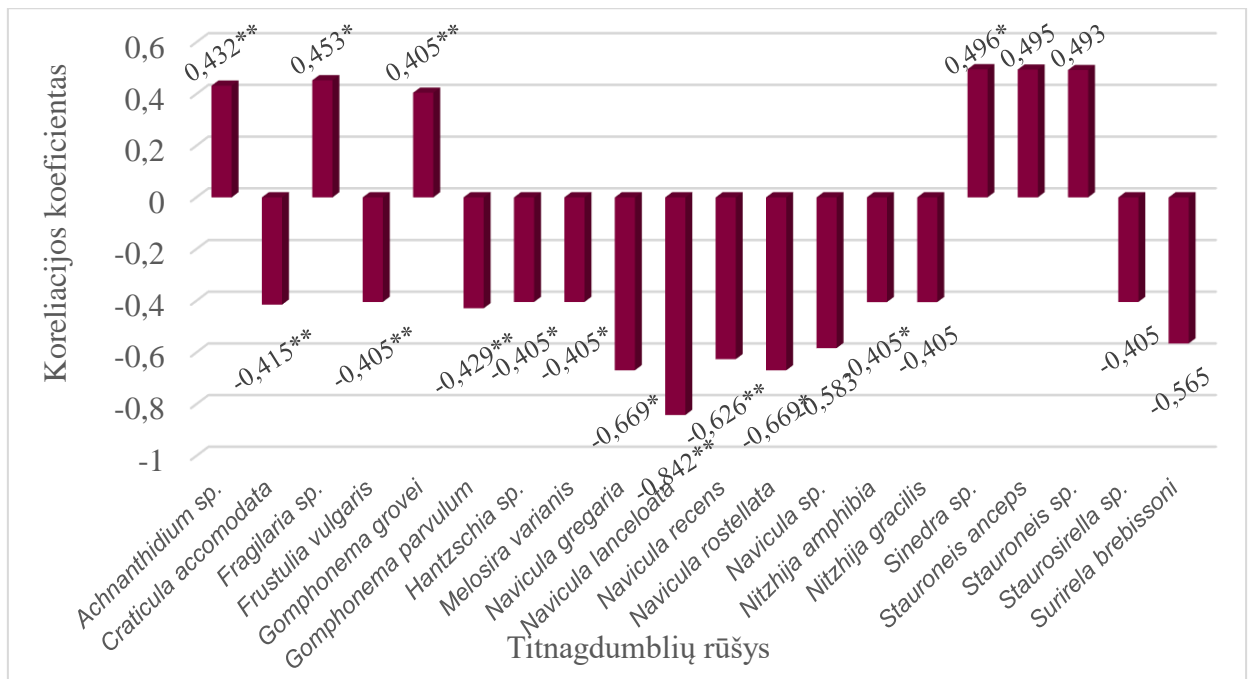
Eksperimento pradžioje, titnagdumblių vidutinis kiekis pirmą savaitę tarp skirtingo užterštumo substrato siekė  $168 \pm 62$  ląstelių po 1 savaitės kolonizacijos. Šie ląstelių kiekiai eksperimento metu padidėjo, iki vidutiniškai  $358 \pm 9$  ląstelių 6 savaitę. Statistiškai reikšmingi titnagdumblių ląstelių kiekio skirtumai ( $p = 0,000432$ ) buvo pastebėti tik po 5 savaičių inkubacijos, o ne kitomis mėginių ėmimo datomis. Po trijų tyrimo savaičių paaiškėjo labai mažas ląstelių vidutinis kiekis skirtingo užterštumo substratuose, vidutinis bendras ląstelių kiekis buvo tik  $75 \pm$

45 ląstelių. Aptinkamų titnagdumblių bendras kiekis svyravo nuo 671 ląstelių 1 savaitę iki 1433 ląstelių 6 savaitę.



18 pav. Bendras deformuotų ląstelių pasiskirstymas laiko intervale (Cd mg/l).

Kontroliniame konteineryje kuris nebuvo teršiamas kadmiumu, vyravo *Navicula* genties titnagdumbliai. Pagrindines *Navicula* rūšis *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg (15%), *Navicula gregaria* Donkin (8%), *Navicula rostelata* (Kutzing) Grunov (13%), *Navicula* genties titnagdumbliai dominavo visą tyrimo laiką bendroje titnagdumblių spektre, kontroliniame konteineryje. Kiti titnagdumbliai užėmė mažesnę dalį, neužterštoje dirbtinėje ekosistemoje buvo *Pinnularia sp.* Ehrenberg (5%), *Sinedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg (5%), *Gomphonema parvulum* (Kutzing) Kutzing (4%). *Navicula* genties titnagdumbliai aptinkami įvairiose vandens ekosistemose (Kelly., 2000; Bere et al., 2011), nors K. Szabo ir kiti (2005) tirdami Tisza upės titnagdumblius nurodė *Navicula lanceolata* kaip sunkiesiems metalams tolerantišką rūšį, bet tyrime kuri atliko S. Morin ir kiti (2008) augindami titnagdumblius dirbtinėje ekosistemoje pastebėjo, kad kadmiumu užterštoje ekosistemoje *Navicula* genties titnagdumblių kiekis linkęs sumažėti, tokios pat tendencijos atsispindi ir šio tyrimo rezultatuose, kad *Navicula* genties titnagdumblių skaitlingumas statistiškai reikšmingai mažėja didėjant kadmio koncentracijai ( $p < 0,05$ ) (19 pav.).

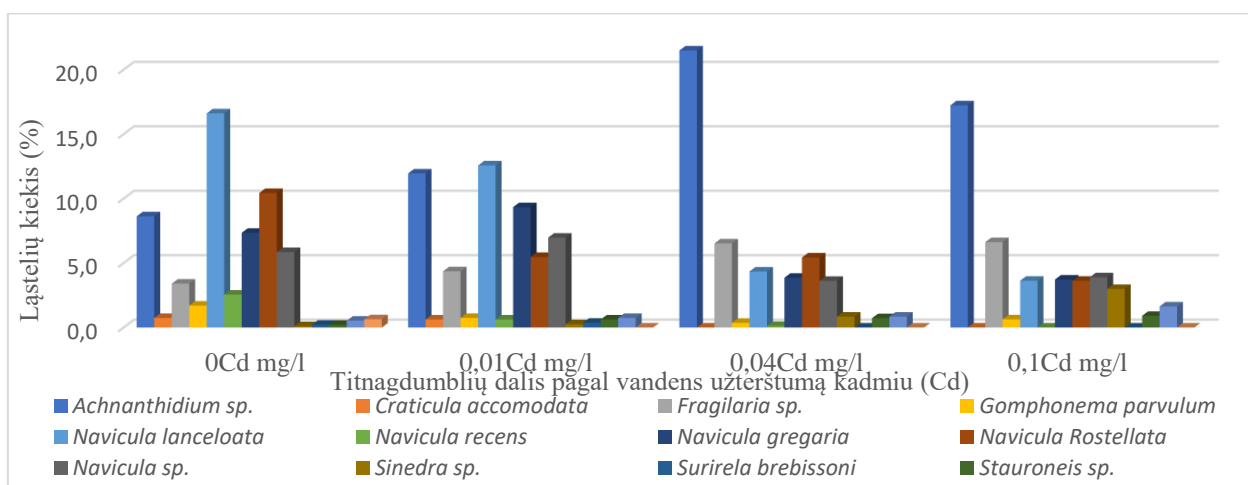


19 pav. Koreliacijos koeficiento interpretavimas tarp titnagdumblių gausumo pagal rūšis ir kadmio koncentracijos (Spirmano koreliacija): \* - koreliacijos reikšmingumo lygmuo 0,05, \*\* - koreliacijos reikšmingumo lygmuo 0,01.

Kadmiu užterštoje (0,01 mg/l) auginimo terpėje vyravo *Navicula* genties titnagdumbliai. Pagrindines dominuojančias *Navicula* rūšis išskyrėme tokias kaip *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg (15%), *Navicula gregaria* Donkin (8%), *Navicula rostelata* (Kutzing) Grunov (7%). *Navicula* genties titnagdumbliai dominavo visą tyrimo laiką bendroje titnagdumblių ekspozicijoje, kadmių užterštoje (0,01 mg/l) auginimo terpėje. Nedidelės taršos požymius titnagdumblių bendrijoje parodė *Nitzschia* sp. (4%) ir *Achnantheidum* sp. (5%) rūšies atsiradimas, jos dažniausiai apibrėžiamos kaip metalams tolerantiškos rūšys. A. Pocięcha ir kiti (2020) tyrinėdami rūdos kasyklų vandenį, kuris išteka į atviras vandens ekosistemas nurodė būtent tas rūšis *Achnantheidum minutissimum* (Kutzing) Czarnecki, *Nitzschia palea* (Grunov) Smith, kaip metalams tolerantiškomis, tą patį patvirtino ir S. Morin ir kiti (2008). Tyrimo metu pastebėta, kad *Achnantheidum* sp. titnagdumblių daugėja didėjant kadmio koncentracijai, nuo 4% - 10% skirtingo užterštumo konteneriuose (5 priedas).

Kadmių užterštoje (0,04 mg/l) auginimo terpėje rūšių skaitlingumas mažėja *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg (5%), *Navicula gregaria* Donkin (7%), *Navicula rostelata* (Kutzing) Grunov (11%), atitinkamai daugėja tolerantiškų kadmiumui rūšių *Achnantheidum* sp. (8%), visų savaičių bendroje ląstelių ekspozicijoje. Kadmių užterštoje (0,1 mg/l) auginimo terpėje, pagausėja *Achnantheidum* sp. (10%), *Nitzschia palea* (Grunow) Smith (4%) kuri vienareikšmiškai aptinkama daugiausia metalais užterštame vandens ekosistemose (EL–Kassas et al., 2016; Bere et

al., 2011). *Navicula* genties titnagdumblių santykinis gausumas buvo linkęs mažėti esant dideliame kadmio poveikiui, skirtingai nei *Achnantheridium* sp. ar *Nitzschia* sp. kurios buvo linkusios prisitaikyti ir daugintis labiausiai užterštoje dirbtinėje ekosistemoje. Eksperimento pabaigoje *Achnantheridium* sp., sudarė daugiau nei 22% titnagdumblių gausumo. Paskutiniųjų trijų savaičių, kada titnagdumblių rūšių skaitlingumas buvo didžiausias, pastebimas vieno rūšių prisitaikymas prie kintančių taršos sąlygų (pvz. *Achnantheridium* sp.). *Achnantheridium* sp., kontroliniame konteineryje sudarė 8,6 % ir kylant kadmio taršai rūšių skaitlingumas didėja, iki 17,2 % esant 0,1 mg/l kadmio. Atitinkamai, rūšys kurios nėra prisitaikiusios prie egzistuojančios taršos rūšių skaitlingumas mažėja (pvz. *Navicula lanceolata*) taip palikdamos laisvą vietą ekosistemoje kitoms labiau prisitaikiusioms rūšims (20 pav.).



20 pav. Titnagdumblių skaitlingumas skirtingo kadmio kiekio užterštumo terpėse.

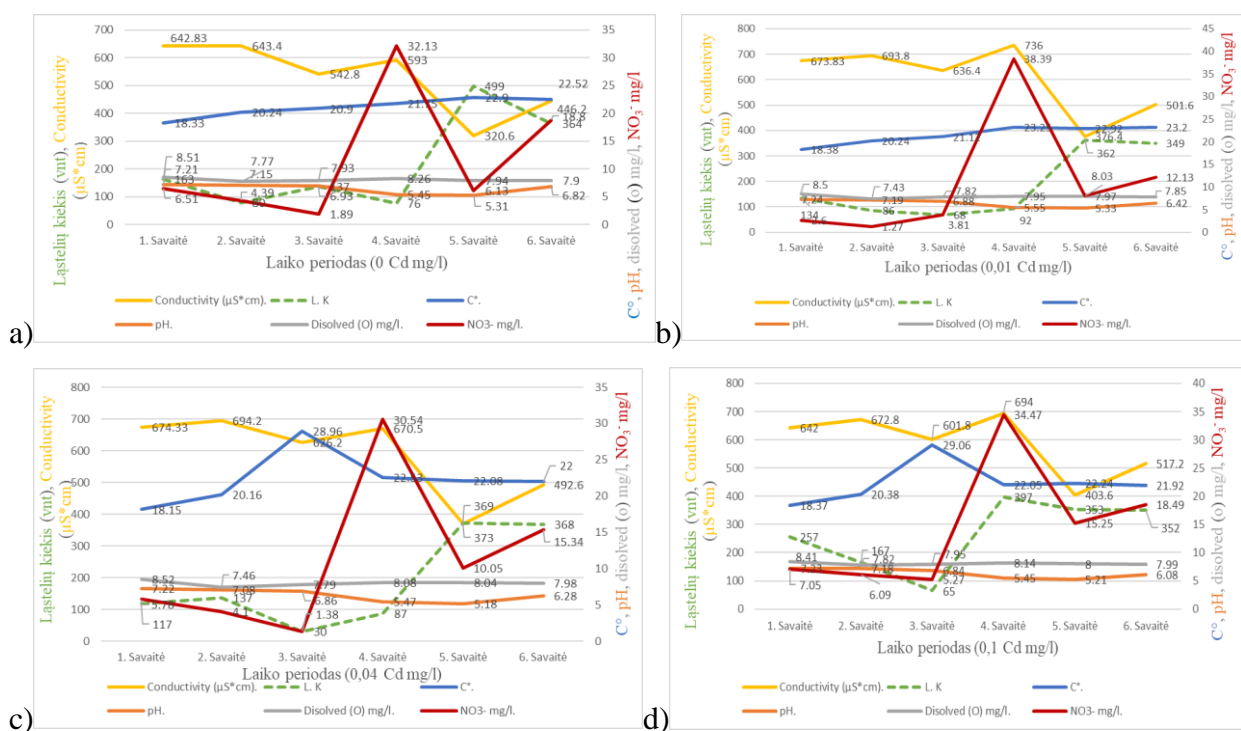
Kontroliniame mėginyje (be kadmio), viso tyrimo laikotarpiu aptikta  $1319 \pm 172$  ląstelių, esant 0,01 mg/l kadmio koncentracijai aptiktų ląstelių skaičius  $1091 \pm 181$ , atitinkamai esant 0,04 mg/l kadmio koncentracijai ląstelių skaičius  $1112 \pm 147$ , o esant 0,1 mg/l kadmio koncentracijai aptiktų ląstelių skaičius  $1591 \pm 128$ , titnagdumblių tankio didėjimas esant 0,1 mg/l kadmio koncentracijai pastebimas tik pirmomis 4 savaitėmis.

Tyrimo metu buvo nustatyta, kad pirmoje ir antroje savaitėje titnagdumblių daugiausia aptinkama labiausiai užterštame vandenyje, todėl viena iš hipotezių, kad kadmio stabdo ląstelių metabolizmą atmetama. Remiantis kitų mokslininkų darbais (Tiam, 2018), buvo pastebėta, kad normaliomis sąlygomis tai yra natūralioje upės ekosistemoje titnagdumbliai naudoja cinką fermentų gamyboje kurie pagreitina ląstelėje vykstančias reakcijas, bet jei cinkas nėra prieinamas gali naudoti ir kadmį (Stanley, 2021). Remiantis mūsų tyrimo rezultatais ir kitų tyrėjų pastebėjimais, galime teigti, kad titnagdumblių panaudojimas valymo įrenginiuose, kaip detoksikacijos priemonė surinkti kadmį galima, bet vienas didžiausių klausimų išlieka, ar tos rūšys

bus pajėgios prisitaikyti esant kitų sunkiųjų metalų taršoje. Šiems klausimams atsakyti reikalingi papildomi tyrimai.

#### 4.2. Fizikiniai ir cheminiai parametrai eksperimentinėje terpėje

Eksperimento metu skirtinguose konteineriuose vandens pH kito, bet skirtumas išliko nedidelis savaitės kontekste, tarp konteinerių (pH vidurkis  $7,23 \pm 0,01$  pirmą savaitę, pH vidurkis  $7,15 \pm 0,05$  antrą savaitę, pH vidurkis  $6,88 \pm 0,04$  trečią savaitę, pH vidurkis  $5,48 \pm 0,04$  ketvirtą savaitę, pH vidurkis  $5,26 \pm 0,07$  penktą savaitę ir šeštos savaitės pH vidurkis  $6,40 \pm 0,31$ ). Galime pastebėti, kad eksperimento pradžioje pH buvo neutralus, o 4, 5 savaitėmis terpė parūgštėjo ir tik 6 savaitėje pH pradėjo atsistatinėti, prailginus foto periodą (16/8).



21 pav. Fizikinių bei cheminių parametų pasiskirstymas laiko intervale skirtingo užterštumo kadmio konteineriuose (L.K – ląstelių kiekis, „conductivity“ – savitasis elektrinis laidis, „disolved (o)“ – ištirpusio deguonies kiekis). Fizikiniai ir cheminiai parametrai: a) kontrolinio konteinerio, b) kadmio užteršto (0,01 mg/l) konteinerio, c) kadmio užteršto (0,04 mg/l) konteinerio, d) kadmio užteršto (0,1 mg/l) konteinerio.

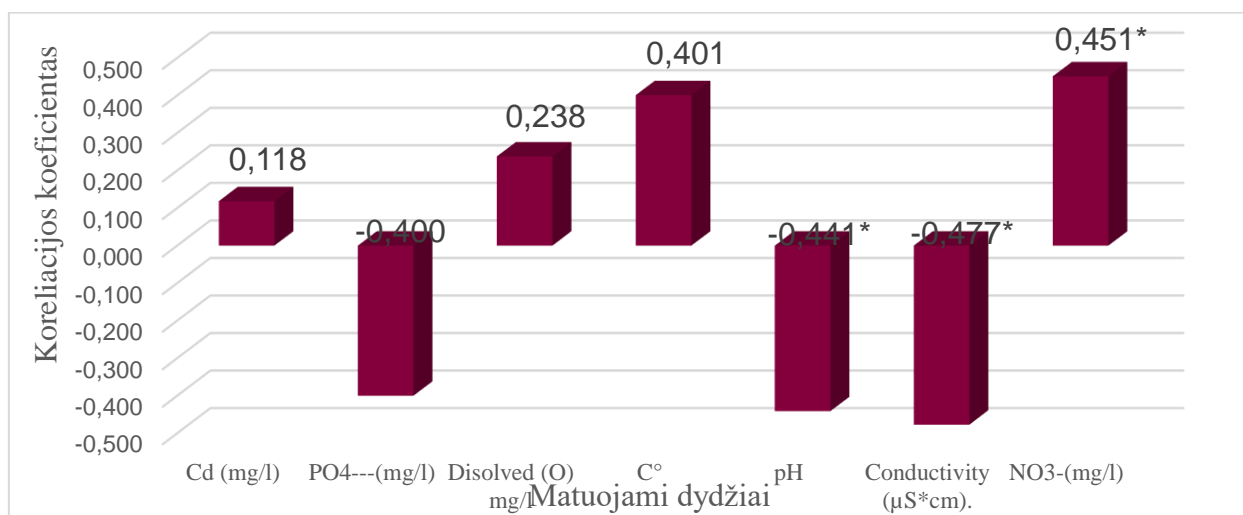
Aiškinant auginimo terpės parūgštėjimą konteineriuose, galime teigti apie padidėjusį nitrifikacijos aktyvumą. Nitrifikacija – tai nuoseklus amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) virtimas nitritais ( $\text{NO}_2^-$ ), o šių – nitratais ( $\text{NO}_3^-$ ) procesas. Amonio vartimą nitritais užtikrina *Nitrosomonas* genties autotrofinės bakterijos. Esant deguonies, šis procesas išreiškiamas formule:  $\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 \rightarrow \text{Nitrosomonas} \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ . Nitritų vartimą nitratais užtikrina *Nitrobacter* genties autotrofinės bakterijos,



taip pat esant deguonies, šis procesas išreiškiamas formule:  $\text{NO}_2^- + \text{O}_2 \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} \text{NO}_3^-$  (Lapinskas., 2008). Dėl vandenilio jonų susidarymo nitrifikacijos procese pastebima vandens rūgštėjimo tendencija, o tai rodo nitrifikacijos produkto, nitratų ( $\text{NO}_3^-$ ) kiekio padidėjimas (21 pav.).

Nitratų ( $\text{NO}_3^-$ ) pasiskirstymas laiko intervale pradedant nuo kontrolinio auginimo konteinerio, kuris nebuvo teršiamas kadmiu, vidurkis buvo nuo 1,89 (mg/l) iki 32,13 (mg/l), užteršto konteinerio kadmiu (0,01 mg/l) nitratų koncentracijos vidurkis buvo nuo 1,27 (mg/l) iki 38,39 (mg/l), užteršto kadmiu konteinerio (0,04 mg/l) - nuo 1,38 (mg/l) iki 30,54 (mg/l), užteršto konteinerio kadmiu (0,1 mg/l) nitratų vidurkis buvo nuo 5,27 (mg/l) iki 34,47 (mg/l). Didžiausi nitratų pikai pastebimi ketvirtoje savaitėje visose titnagdumblių auginimo terpėse, suaktyvėjus nitrifikacijos procesui. Didesnį maistinių medžiagų aktyvumą ( $\text{NO}_3^-$ ) galėjo lemti titnagdumblių išskirtas ( $\text{NH}_4^+$ ) išskirimas tamsos periodu (Kamp et al., 2011). Prailginus apšvietimo laiką keturiomis valandomis penktoje savaitėje pastebimas didesnis nitratų suvartojimas, kuris koreliuoja su titnagdumblių pagausėjimu. Atkreiptinas dėmesys į tai, kad maistinių medžiagų injekavimas į auginimo terpę buvo laikomasi maistinių medžiagų gamintojo rekomendacijomis išlaikant vandens oligotrofines sąlygas, o vanduo terpėje keičiamas kas dvi savaites, todėl galime daryti prielaidą, kad didžioji maistinių medžiagų dalis buvo išleidžiama keičiant vandenį ir negalėjo kauptis, o didesnę maistinių medžiagų aktyvumą lėmė titnagdumblių išskiriamas  $\text{NH}_4^+$ , kuris nitrifikacijos proceso metu virto į  $\text{NO}_3^-$ .

Ištirpusio deguonies koncentracija, visuose titnagdumblių auginimo konteineriuose buvo stabili, vidutinė vertė 8,00 mg/l ( $\pm 0,28$  mg/l).

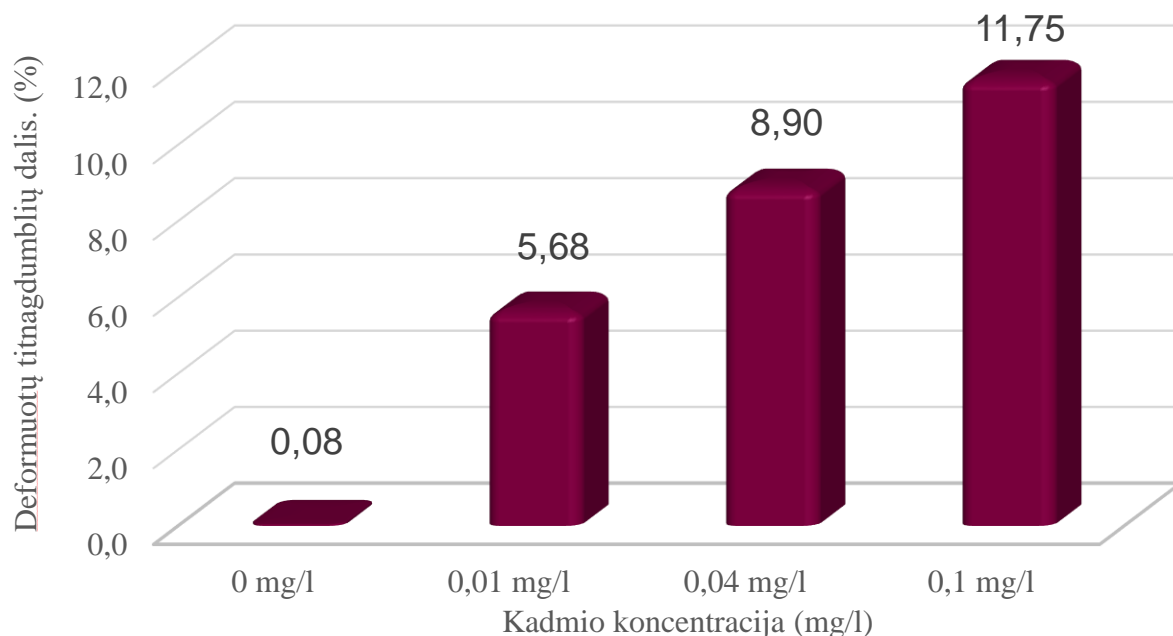


22 pav. Koreliacijos koeficiento interpretavimas tarp titnagdumblių kiekio ir fizikinių bei cheminių vandens parametru, viso tyrimo laiku. Taikoma Spirmano koreliacija, „conductivity“ – savitasis elektrinis laidis, „disolved (O)“ – ištirpusio deguonies kiekis, \* - koreliacijos reikšmingumo lygmuo 0,05).

Interpretuojant koreliacijos koeficiento tarp fizikinių bei cheminių vandens parametrų ir titnagdumblių kiekio, pastebime, kad titnagdumblių gausėjimui turi įtakos nitratai, nors koreliacija vidutinė, bet reikšmingumo lygmuo aukštas, vis dėlto nitratai, tai maistas titnagdumbliams. Interpretuojant pH ir elektrini laidį, tai egzistuoja atvirkštinė vidutinio stiprumo tiesinė priklausomybė, kuomet vanduo rūgštesnis ir ištirpusių druskų kiekis didesnis dirbtinėse vandens ekosistemose tuo titnagdumblių kiekis mažesnis (22 pav.).

#### 4.3. Titnagdumblių deformacijos ir jų pasiskirstymas auginimo terpėse

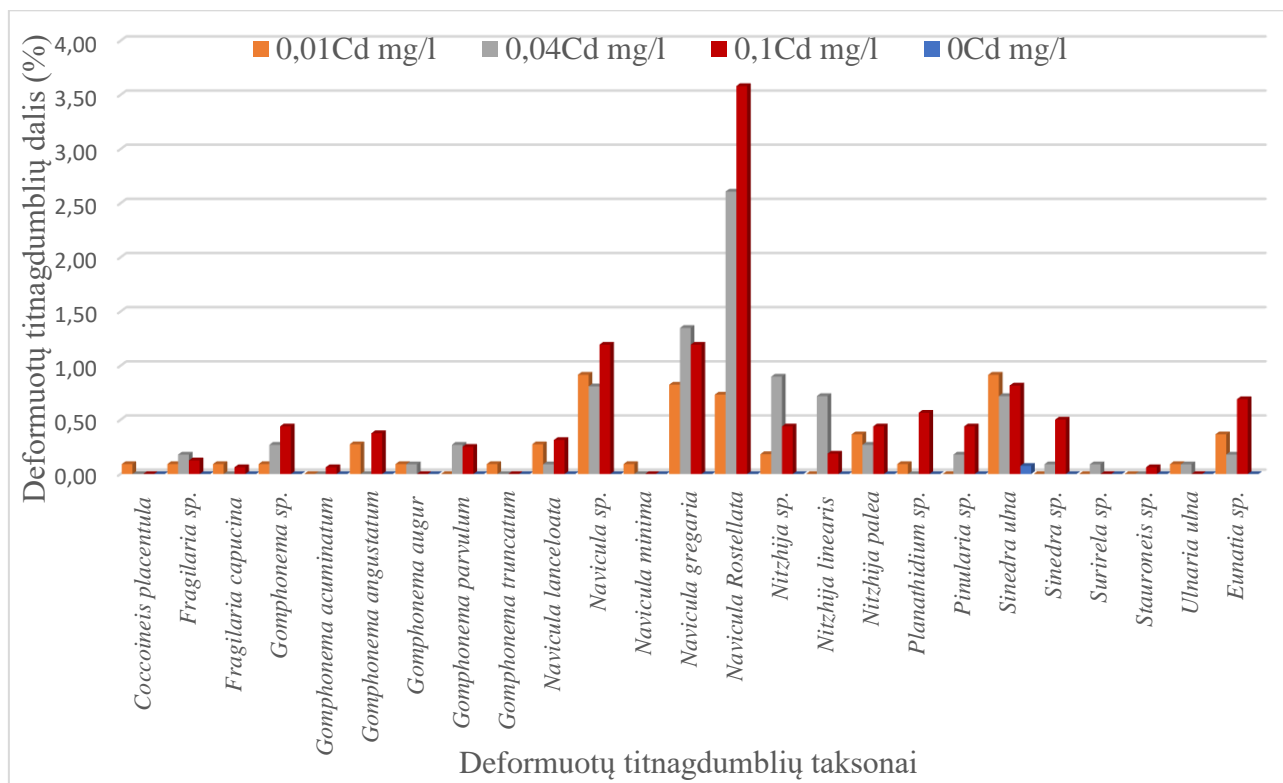
Tyrimo metu buvo aptikta 25 rūšys deformuotų titnagdumblių, kintant kadmio koncentracijai kinta ir deformuotų titnagdumblių skaitlingumas (23 pav.). Didėjant kadmio koncentracijai daugėja ir deformuotų ląstelių, o aiškinant atsiradusių deformuotų ląstelių kontroliniame auginimo konteineryje atsiradimą galimos dvi galimybės: pirma dėl grūsties substrate, kaip teigia S. Morin (2008) taip pat auginant titnagdumblius, buvo pastebėjusi deformacijų kontroliniame konteineryje, mūsų manymų deformacijos atsirado dėl mechaninių pažeidimų, nuvalant substratą, nes deformuotų buvo labai mažas procentas ir tik pirmose savaitėse kada titnagdumblių skaitlingumas mažiausias ir didelės grūsties substrate nebuvo pastebėta.



23 pav. Deformuotų ląstelių proporcija, per visą tyrimo laiką.

Iš visų nustatytų titnagdumblių tik 25 titnagdumblių rūšys turėjo morfologinių pakitimų (3 priedas). Dažniausias deformacijas parodė *Navicula* genties titnagdumbliai, *Navicula rostellata* 0,73% - 3,58 %, toliau sekė *Gomphonema* sp., nuo 0,09% - 0,44%, *Sinedra* sp., 0,09% - 0,5%, *Nichija* sp., 0,18% – 0,9% (24 pav.). Iš pirmo žvilgsnio, kai kuriais atvejais atrodytų, kad

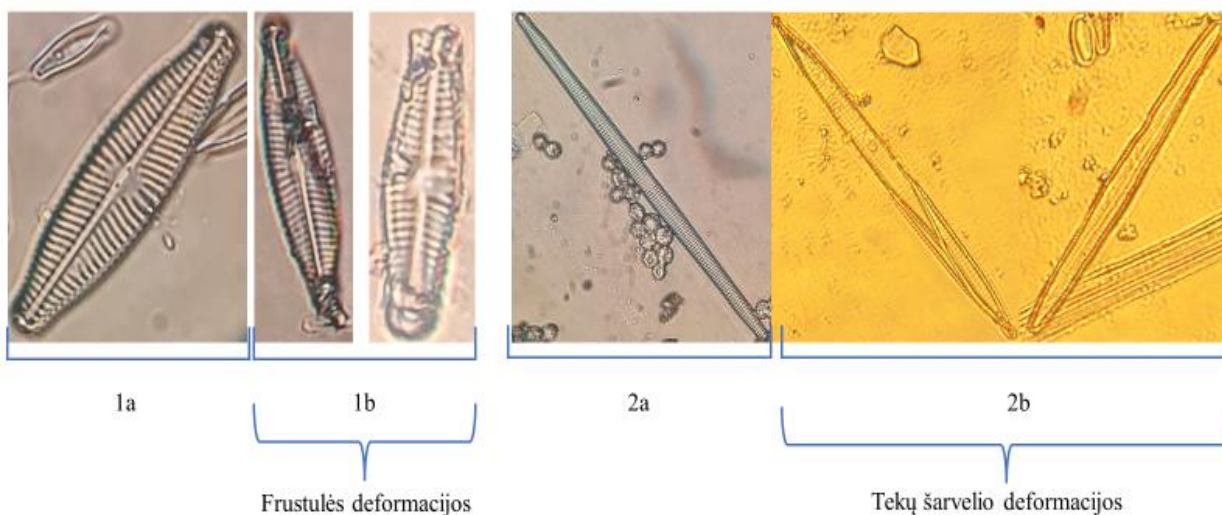
deformuotų titnagdumblių rasta daugiau mažiau užterštuose konteineriuose netolygiai, bet kaip minėta, rūšies skaitlingumo mažėjimas mažina tikimybę aptikti ir deformuotų titnagdumblių, kitaip tariant, mažesnis kiekis jautrių kadmio ląstelių substrate lygus mažesniai kiekiui aptiktų deformuotų titnagdumblių. Pastebėjome labai stiprią priklausomybę tarp kadmio kiekio ir deformacijų gausos kai kurių rūšių atveju (24 pav.).



24 pav. Deformuotų titnagdumblių dalis viso tyrimo laikotarpiu (Cd mg/l).

Kadangi deformuotų ląstelių dalis didėja didėjant kadmio koncentracijai, rodo, kad šiame eksperimentiniame tyrime kadmio yra deformuotų titnagdumblių sukėlėjas, be to, eksperimentiniuose įrenginiuose vanduo buvo parūgštėjęs (pH vidurkis 6,33), o tai padidina metalo biologinį prieinamumą (Bere et al., 2012). Deformacijų dažnumas titnagdumblių bendrijose buvo pastebėtas anksčiau aprašytuose stebėjimuose (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006), kurios dažniausiai buvo užterštos metalais, tokiais kaip Cd, Cu arba Zn (Falasco et al., 2020), tačiau čia užfiksuotų deformacijų procentas buvo panašus, palyginant su kitais tyrimais. T. Bere ir kiti (2011) augindami titnagdumblis laboratorinėse sąlygose, taip pat vandenį teršė kadmio, kurio koncentracija buvo 0,01 ir 0,1 mg/l ir vidutinis deformuotų ląstelių kiekis prie 0,01 mg/l kadmio siekė 2,4%, o šiame tyrime prie 0,01 mg/l kadmio - 5,6%. Lyginant, didžiausią kiekį kadmio 0,1 mg/l sudarė 12,36% deformacijų, mūsų tyrime - 11,75%. Visiškai kitokius duomenis pateikė S. Morin ir kiti (2007), taip pat augindami titnagdumblis laboratorinėse sąlygose ir vertindami kadmio toksiškumą titnagdumblių atžvilgiu. Tyrimo metu deformuotų ląstelių kiekis prie 0,01 mg/l kadmio siekė 11%, o pas mus, prie 0,01 mg/l kadmio

siekė 5,6%, o prie 0,1 mg/l sudarė 15,5% deformuotų titnagdumblių, pas mus 11,75%. Autorius kaip vieną iš deformacijų padidėjimo priežasčių įvardina didelį ląstelių skaitlingumą ir jų grūstį substrate, kita vertus šio autoriaus kontroliniame bandymų konteineryje, kur titnagdumbliai nebuvo teršiami kadmiu, vidutinis deformuotų ląstelių kiekis siekė 5%, o šiame tyrime - 0,08%. Dėmesį norėtumėme atkreipti į tai, kad deformacijų dažnis, svyruojantis nuo 0 iki 0,5 %, pagal Falasco et al. (2020), turėtų būti laikomas natūraliu, o didesni randami deformuotų ląstelių kiekiai gali būti laikomi įspėjamaisiais taršos signalais. Vienareikšmiškai galime teigti, kad titnagdumblių morfologiniai pakitimai (deformacijos), atsirado veikiant kadmio taršai, tai rodo egzistuojanti koreliacija tarp deformuotų titnagdumblių dažnio ir kadmio  $r_s = 0,658$ ,  $p < 0,01$ , o paskutiniųjų trijų savaičių tyrimo duomenimis, kada fiksuojama rūšinė įvairovė buvo didžiausia, koreliacijos koeficientas tarp deformuotų titnagdumblių dažnio ir kadmio buvo  $r_s = 0,761$ ,  $p < 0,01$  (6 priedas).



25 pav. Titnagdumblių deformacijos veikiant kadmiui. a – sveika ląstelė; b – deformuota ląstelė. 1 – *Navicula rostellata*, 2 - *Fragilaria* sp.

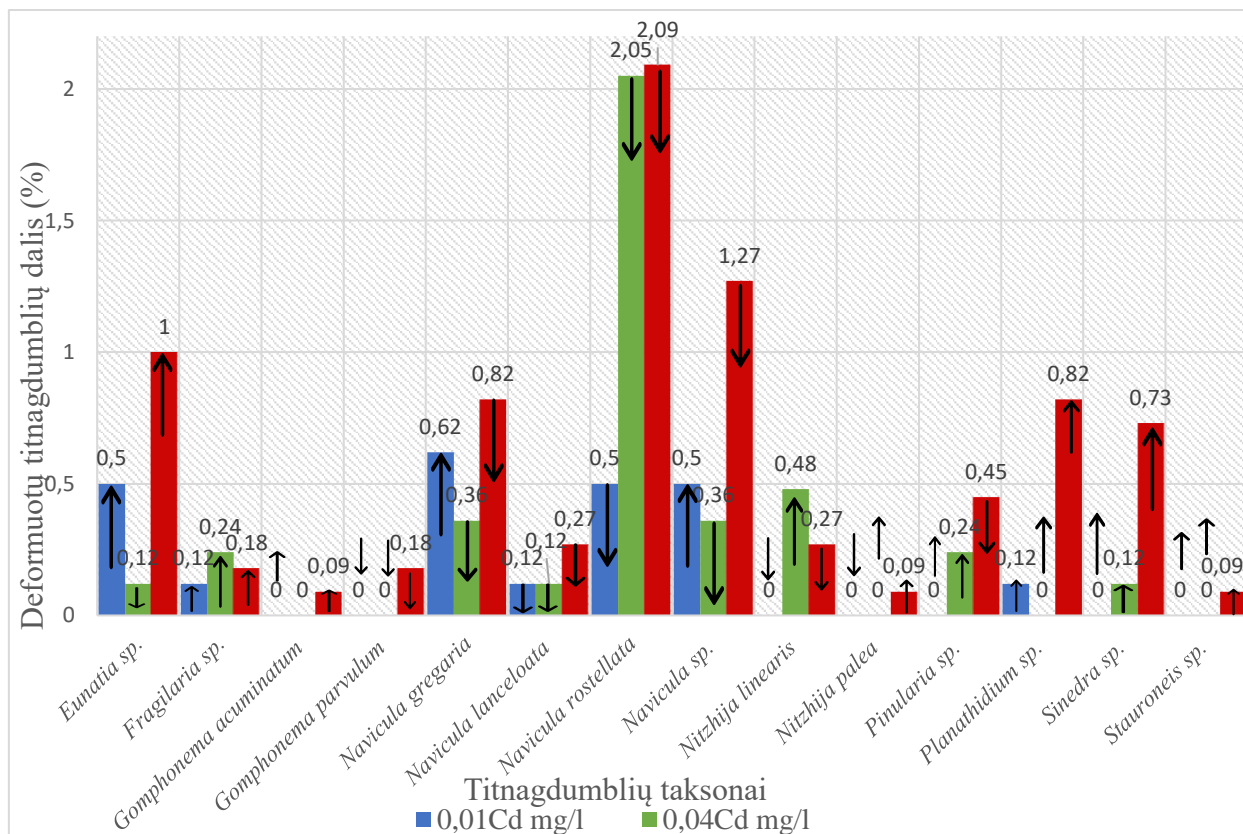
Titnagdumblių morfologinių pakitimų stebėseną atlikome šviesiniu mikroskopu. Atlikdami mikroskopavimo darbus, pastebėjome ir išskyrėme dviejų tipų morfologinius pakitimus (25 pav.). Pirmo tipo morfologiniai pakitimai kuriuos įvardinome „frustulės deformacijos“ pastebimi lengviausiai. Frustulės deformacijos - tai titnagdumblio hipotekos ir epitekos išsikraipymas. Galimos deformacijos: 1) ląstelės perlinkimas iš centrinės ašies, 2) titnagdumblio hipotekų susikraipymas (persislinkimas). Dažnu atveju titnagdumblių frustulės deformacijos pasireiškia kartu su frustulės tekų deformacijomis, tai yra titnagdumblio šarvelio matricos (frustulės vožtuvų deformacijos) nuokrypiai nuo standartinės ląstelės. Antro tipo deformacijos pastebimos sunkiau ir užima ilgesnį laiką jas analizuojant, deformacijas pavadiname tekų matricos deformacijomis, morfologiškai nekintant titnagdumblio išorinės frustulės daliai, kinta tik titnagdumblio tekų matricos išsidėstymas arba nuokrypis nuo standarto. Panašaus tipo deformacijas pastebėjo ir K.

Pandey ir kiti., (2017) vertindami Pietų Korėjos upių tekančias šalia pramoninių kompleksų ekologines būkles, papildomai išskirdami ir titnagdumblių organėlių deformacijas. Mūsų tyrimo atveju titnagdumblių organėlių deformacijų pokyčiai nebuvo tiriami. Panašaus tipo deformacijas pateikė ir kiti autoriai (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006), papildomai įtraukdami kaip vieną iš deformacijos formų padidėjusias ląsteles, tai yra nestandartinio dydžio ląstelės, bet neturinčias jokių kitų morfologinių pakitimų. Dažniausių atveju tokios deformacijos fiksuotos *Navicula* genties titnagdumbliuose, tokių pakitimų mūsų eksperimentinėse terpėse nebuvo pastebėta, bet ir vertinant titnagdumblio ląstelės dydį, be aptinkamų deformacijų būtų netikslu, nes nelabai aišku kurioje nelytinio dauginimosi stadijoje individas yra, nes nelytinio dauginimosi metu titnagdumblio ląstelė mažėja ir jos dydis automatiškai kinta. Vertindami titnagdumblių deformacijas ir jų tipus sunku, kartais neįmanoma buvo nustatyti mažų ląstelių deformacijos tipą, S. Kim Tiam ir kt. (2019) pabrėžia, kad mažų titnagdumblių (pvz. *Achnanthydium* sp.) deformacijos tipų nustatymui geriausia naudoti elektronų srauto mikroskopą, kad nepadarytumėm klaidingų išvadų ir galimų manipuliacijų, todėl vertinome tik bendras deformacijas, tiek frustulių deformacijas, tiek tekų šarvelio deformacijas, jas pateikėme tyrime kaip bendras deformacijas jų neišskirdami.

Deformacijų dažnumas didėja kylant kadmio koncentracijai, todėl buvo aktualu atrinkti tas titnagdumblių rūšis kuriose kadmio poveikis deformacijų formose matomas ryškiausiai ir sudarė didžiausią procentą per pastarąsias tris savaites. Viena iš daugiausiai deformacijų išreiškusių titnagdumblių rūšių - *Navicula rostellata*. Šis titnagdumblis morfologinius pakitimus parodė esant 0,01mg/l kadmio taršai ir deformacijų kiekis siekė 0,5% bendroje ląstelių ekspozicijoje, didėjant kadmio taršai daugėjo ir deformuotų ląstelių, esant 0,05mg/l kadmio siekė 2,05% deformuotų titnagdumblių bendroje ląstelių ekspozicijoje ir 0,1 mg/l kadmio siekė 2,09% titnagdumblių bendroje ekspozicijoje. Apie *Navicula rostellata* deformacijas nėra dar daug žinoma ir viena iš priežasčių, kad šis titnagdumblis dažniausiai aptinkamas oligotrofinių vandenų ekosistemose, tai yra tokių telkinių vandenys kurie yra geros būklės bei turintys mažai maistinių medžiagų (Barinova, Mamanazarova, 2021). Dažniausiai tyrėjų grupės renkasi ieškodami titnagdumblių deformacijų jau užterštuose vandens telkiniuose, kuriuose *Navicula rostellata* nėra vyraujanti rūšis arba jos visai nerasta tiriamųjų rūšių ekspozicijoje (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006). Šiek tiek apie *Navicula rostellata* deformacijas užsimenama E. Falaco ir kt. (2009) darbe, jie tirdami titnagdumblių morfologinius pakitimus kalnų upių ekosistemose ir pastebėjo, kad *Navicula* ir *Nizhija* genties titnagdumbliai sudarė didžiausią kieki deformuotų titnagdumblių bendroje rastų titnagdumblių įvairovėje, tarp *Navicula* genties titnagdumblių deformacijos pasireiškė ir *Navicula rostellata*. Kaip ir šiame tyrime dažniausiai deformacijos pasireiškė *Navicula* genties titnagdumbliams. Mūsų tyrimo duomenimis galime teigti, kad

didžiausią procentą deformacijų sudarantys titnagdumbliai parodė ląstelių mažėjimo tendencijas skirtingos kadmio taršos sąlygose (25 pav.).

Aptikome dviejų tipų deformacijas: frustulės deformacijos ir tekų matricos deformacijos, esant didesniems kadmio koncentracijoms jų dažnumas didėja - 0,1mg/l kadmio deformacijų 146 kartų daugiau negu kontroliniame mėginyje, o esant 0,04mg/l – 111 kartų ir esant 0,04mg/l – 71 kartų daugiau negu kontroliniame mėginyje. Šiuo tyrimu nustatyta, kad deformuotų ląstelių gausa priklauso nuo kadmio koncentracijos, didėjanti kadmio koncentracija atsispindi ląstelių deformacijų dažnume ( $r_s = 0,761$ ,  $p < 0,01$ ).



26 pav. Deformuotų titnagdumblių dalis paskutiniųjų trijų savaitių mėginiuose. Rodyklė nurodo rūšies dirbtinėje ekosistemoje dalies sumažėjimą arba padidėjimą lyginant su kontrole, nepažymėti stulpeliai rodykle, rodo deformacijų neužfiksavimą.

Eksperto metu nustatėme kai kurių titnagdumblių rūšių nykimo slenkstinius dydžius pagal kadmio koncentraciją. *Navicula gregaria*, *Nitzhija linearis* Smith, šių rūšių visumoje taip pat užfiksuotos deformacijos. *Navicula gregaria* biomasė pradėjo mažėti esant 0,04mg/l Cd, o *Nitzhija linearis* biomasės mažėjimas pastebėtas esant 0,1 mg/l Cd. *Nitzhija linearis* dažniausiai aptinkamas upėse turinčiose aukštą trofinį lygmenį, mažais kiekiais šie titnagdumbliai randami ir oligotrofiniuose vandenyse (Hofmas et al., 2017). Šie titnagdumbliai gali indikuoti organinę taršą, bet mūsų tyrime nustatyta, kad *Nitzhija linearis* esant 0,1mg/l Cd linkusi mažinti ląstelių biomasę užterštoje kadmio dirbtinėje ekosistemoje. A. Pociecha et al. (2020) tirdami upių ekosistemas

teršiamas kadmiu aptiko užterštuose vietose *Nitzhija linearis* titnagdumblių, bet vertindama statistiškai rūšies priklausomybę nuo kadmio gausos, nustatė tik labai silpną koreliaciją. Mūsų bandymo metu nustatėme taip pat mažą neigiamą koreliaciją tarp kadmio ir *Nitzhija linearis* kiekio ( $r_s = -0,122$ ,  $p=0,57$ ). Visiškai kitokie duomenys gauti tarp rūšies deformacijų dažnumo ir kadmio koncentracijos - ( $r_s = 0,425$ ,  $p<0,05$ ). Galime teigti, kad deformacijų susidarymas koreliuoja tarp kadmio kiekio ir rūšies, bet biomasės mažėjimo klausimas išlieka aktualus nes kitoms rūšims koreliacijos koeficientas yra mažas ir teigti, kad rūšies biomasės mažėjimui įtakos turi kadmio tarša statistiškai būtų neteisinga, todėl atrenkant indikuojančias taršą rūšis, atrinkome tik tuos titnagdumblius kurie statistiškai turi vidutinę ir stipresnę koreliacijas tarp rūšies ir kadmio taršos ( $r \geq 0,4$ ;  $r \geq -0,4$ ).

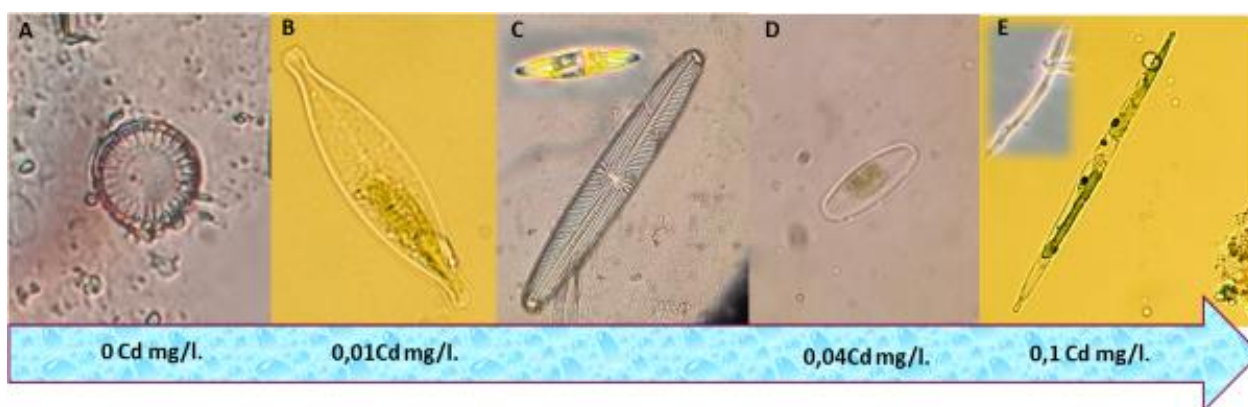
Tokios rūšys kaip *Fragilaria* sp., ir *Sinedra* sp., deformacijas nustatėme ir didėjant ląstelių skaitlingumui užterštame kadmių vandenyje, tos rūšys parodė teigiama vidutinio stiprumo koreliacija, tarp kadmio taršos ir rūšies gausėjimo. Remiantis X. Ran ir kiti (2015), pastebėjo, kad *Sinedra* genties titnagdumblis sugeba kaupti kadmį daugiau, nei kiti užterštuose ekosistemose gyvenantis titnagdumbliai ir gali būti panaudojamas kaip detoksikacijos priemonė šalinant kadmį iš vandens, o remiantis mūsų tyrimo rezultatais galime teigti, kad šis titnagdumblis sugeba prisitaikyti ir daugintis didėjant kadmio taršai ( $r^2 = 0,97$ ) ir gali būti geras indikatorius kuris atspindi užterštas kadmių ekosistemas, nors ir *Sinedra* sp., tiek *Fragilaria* sp., gali indikuoti eutrofikuos vandens telkinius, turinčius daug maistingų medžiagų (Lange-Bertalot et al., 2017) todėl priskiriant juos kadmio indikatoriais ir vertinant vandens ekosistemų taršą kadmiu, reikia atkreipti dėmesį ir į susidariusių deformuotų ląstelių procentą.

#### **4.4.Indikuojančių kadmį (Cd) titnagdumblių rinkiniai**

Pagal koreliacijos koeficientus tarp titnagdumblių rūšių individų gausumą ir kadmio koncentracijas atrinkome tas rūšis, kurios pasižymi vidutiniu ir stipriu ryšiu ir pasirinkome tik tas savaites kuriose rūšių įvairovė buvo didžiausia (4, 5, 6, savaitėmis užfiksuotas didžiausias rūšių skaitlingumas). Statistiškai pasirinkome įvertinti tik tas savaites kuriuose rūšių skaitlingumas didžiausias. Remiantys logika, kuo didesnė rūšių įvairovė tuo didesnė tikimybė atrinkti ir tiksliau įvertinti bei nustatyti indikatorines rūšis, bei jų rinkinius.

Pagal tolerantiškumą kadmio taršai, atrinkome titnagdumblių rūšis, nuo jautriausios rūšies iki labai tolerantiškos kadmio taršai (27 pav.). Raudona spalva pažymėta labai jautri rūšis netgi 0,01 kadmio mg/l., nėra aptinkama, o tai yra leistina norma į gamtinius vandenys, patvirtinta Lietuvos Respublikos aplinkos ministerijos., Nr. D1 – 236., (2003). *Cyclotella* sp., aptikimo slenkstis neturi viršyti 0,01mg/l Cd, ta pati patvirtino ir (Duong et al., 2008) nurodydami šia rūšį kaip jautrią kadmio taršai. *Craticula accomodata* Hustedt (27 pav. B) aptikimo riba yra 0,04mg/l

Cd, o tai yra leistina norma į gamtinius vandenys, patvirtinta Lietuvos Respublikos aplinkos ministerijos., Nr. D1 – 236., (2003). Nors *Craticula accomodata*, platus trofinio aptikimo diapazonas, nuo oligotrofinių iki distrofinių vandens ekosistemų (Lange-Bertalot et al., 2017), bet tyrimo metu aptikimo slenkstis nustatytas 0,04mg/l Cd. *Navicula* genties titnagdumbliai aptinkami visose kadmio užterštumo lygmenyse, bet didėjant kadmio koncentracijai mažėja ir aptinkamų titnagdumblių rūšių skaitlingumas, šie titnagdumbliai linkę deformuotis esant 0,01mg/l Cd. Apie *Navicula* titnagdumblių biomasės mažėjimą esant kadmio taršai praneša ir kiti autoriai (Duong et al., 2008; Morin et al., 2006). *Achnanidium* sp., rūšies skaitlingumas didžiausias užterštame kadmio vandenyje ir esant 0,1mg/l kadmio, rūšies skaitlingumas pradeda mažėti bendroje ląstelių spektre (27 pav. D), apie tolerantiškumą kadmio taršai praneša ir kiti tyrėjai savo darbuose (Olenici et al., 2018; Leinweber et al., 2015).



27 pav. Titnagdumblių tolerancija kadmiumui (Cd) intervale nuo 0mg/l – 0,1mg/l. A – *Cyclotella s.p.*; B – *Craticula s.p.*; C – *Navicula s.p.*; D - *Achnanidium s.p.*; E – *Fragilaria sp.*,

Viena iš tolerantiškiausių kadmiumui rūšių (27 pav. E) *Fragilaria s.p.*, šio titnagdumblio biomasės augimas stabilizavosi (4 lentelė) esant 0,1mg/l kadmio, sunku būtų teigti, jei kadmio koncentracija būtų didesnė ar ši rūšis sugebėtų išlikti ir konkuruoti, kita vertus tyrimą kurį atliko M. Javed ir kiti (1999), nustatė, kad esant 0,33mg/l kadmio vyravo *Fragilaria*, *Sinedra* genties titnagdumbliai, taip pat ir mūsų tyrimo metu *Fragilaria*, *Sinedra* genties titnagdumbliai buvo linkę daugintis esant didesnei kadmio taršai *Fragilaria* sp., ( $R^2=0,71$ ), *Sinedra* sp., ( $R^2=0,97$ ).

Eksperimento metu, nustatėme tolerantiškas bei jautrias kadmiumui titnagdumblių rūšis, bei tų rūšių indikuojančias vertes sunkiųjų metalų atžvilgiu (4 lentelė, 5 lentelė) ir pateikėme regresinius modelius prognozuojančius kadmio koncentraciją pagal konkrečių titnagdumblių rūšių dalį titnagdumblių spektre.



**Titnagdumblių pasiskirstymas kadmio užterštuose konteineriuose (lygtyje: y – kadmio kiekis, x – titnagdumblių dalis spektre, procentais)**

Koncentracija Rūšis	0 Cd mg/l	0,01 Cd mg/l	0,04Cd mg/l	0,1Cd mg/l	Tiesinės regresijos lygtis.	R <sup>2</sup>
	Visų dalis %	Visų dalis %	Visų dalis %	Visų dalis %		
<i>Achnanthidium sp.</i>	8,63	11,96	21,50	17,24	$y=0,0049x-0,0357$	0,38
<i>Craticula accomodata</i>	0,75	0,62	0,00	0,00	$y=-0,0946x+0,0699$	0,70
<i>Fragilaria sp.</i>	3,41	4,36	6,52	6,62	$y=0,0238x-0,0868$	0,71
<i>Gomphonema parvulum</i>	1,70	0,75	0,36	0,64	$y=-0,0428x+0,0744$	0,63
<i>Cyclotella sp.</i>	0,64	0,00	0,00	0,00	$y=-0,0781x+0,05$	0,30
<i>Navicula gregaria</i>	7,35	9,34	3,86	3,72	$y=-0,0128x+0,115$	0,61
<i>Navicula lanceolata</i>	16,61	12,58	4,35	3,63	$y=-0,006x+0,0937$	0,72
<i>Navicula recens</i>	2,56	0,62	0,12	0,00	$y=-0,0267x+0,0595$	0,49
<i>Navicula rostellata</i>	10,44	5,48	5,43	3,63	$y=-0,0117x+0,1109$	0,58
<i>Navicula sp.</i>	5,86	6,97	3,62	3,90	$y=-0,0206x+0,1422$	0,53
<i>Sinedra sp.</i>	0,11	0,25	0,85	2,99	$y=0,0334x+0,0024$	0,97
<i>Stauroneis anceps</i>	0,53	0,75	0,85	1,63	$y=0,0919x-0,0489$	0,96
<i>Stauroneis sp.</i>	0,21	0,62	0,72	0,91	$y=0,2188x-0,0417$	0,71
<i>Surirela brebissoni</i>	0,21	0,37	0,00	0,00	$y=-0,1863x+0,0645$	0,55

Atitinkamai pateikėme ir titnagdumblių deformacijų dažnumą (5 lentelė), kaip vieno individo deformacijų aptinkamumą bendroje ląstelių ekspozicijoje ir kaip to pačio individo sudarančias deformacijas tos pačios rūšies atžvilgiu išraiška procentais.

**Deformuotų titnagdumblių dalis pagal rūšį ir užterštumą kadmio**

Koncentracija Rūšis	0,01Cd	0,01Cd	0,04Cd	0,04Cd	0,1Cd	0,1Cd
	Dalis nuo visų konteinerių %	Rūšies deformuotų titnagdumblių dalis %	Dalis nuo visų konteinerių %	Rūšies deformuotų titnagdumblių dalis %	Dalis nuo visų konteinerių %	Deformuotų titnagdumblių dalis %
<i>Eunatia sp.</i>	0,5	9,52	0,12	9,09	1	13,58
<i>Fragilaria sp.</i>	0,12	2,86	0,24	3,7	0,18	2,74
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0	0	0	0	0,09	50
<i>Gomphonema parvulum</i>	0	0	0	0	0,18	28,57
<i>Navicula gregaria</i>	0,62	6,67	0,36	9,38	0,82	21,95
<i>Navicula lanceolata</i>	0,12	0,99	0,12	2,78	0,27	7,5

<i>Navicula rostellata</i>	0,5	9,09	2,05	37,78	2,09	57,5
<i>Navicula sp.</i>	0,5	7,14	0,36	10	1,27	32,56
<i>Nitzhija linearis</i>	0	0	0,48	14,29	0,27	23,08
<i>Nitzhija palea</i>	0	0	0	0	0,09	2,27
<i>Pinularia sp.</i>	0	0	0,24	4,88	0,45	13,89
<i>Planathidium sp.</i>	0,12	1,72	0	0	0,82	6,19
<i>Sinedra sp.</i>	0	0	0,12	14,29	0,73	24,24
<i>Stauroneis sp.</i>	0	0	0	0	0,09	10

Taikant šiuos (4 lentelė) regresinius modelius natūralioje ekosistemoje būtina atsižvelgti ir į deformacijų dažnį, nes deformacijų dažnis, svyruojantis nuo 0 iki 0,5 %, turėtų būti laikomas natūraliu (Falasco et al., 2020), o didesni randami deformuotų ląstelių kiekiai, viršijantis 0,5 % gali būti laikomi įspėjamaisiais taršos signalais. Tai reiškia, jei taikydami regresijos modelius nustatinėdami taršą kadmiu, pagal rastų rūšių įvairovę, neatkreipsime dėmesio į deformacijų dažnius, galime gauti neteisingas išvadas, nes skirtingos titnagdumblių rūšys atspindi netik kadmio, bet ir kitas ekologines sąlygas, tokias kaip, maistinių medžiagų perteklių vandens ekosistemoje. Pavyzdžiui, *Sinedra sp.*, tiek *Fragilaria sp.*, gali atspindėti eutrofikuos vandens telkinius, turinčius daug maistinių medžiagų (Lange-Bertalot et al., 2017), todėl priskiriant juos indikatoriams ir vertinant vandens ekosistemų taršą kadmiu reikia atkreipti dėmesį ir į susidariusių deformuotų ląstelių procentinę dalį. Remiantis tyrimais, kuriais sėkmingai nustatyta tarša pagal deformacijas, galime teigti, kad šis biologinis rodiklis turi didelį potencialą atskirti užterštumo lygius (Fernandez et al., 2018). Kiti autoriai taip pat teigė, kad titnagdumblių deformacijų atsiradimas (deformuotos frustulės) buvo geri metalo taršos rodikliai, jų tyrimai patvirtina morfologinį deformacijų atsaką į metalus (Kim Tiam et al., 2019; Duong et al., 2008; Morin et al., 2006).

Šiame darbe atskleidėme, kaip titnagdumblių rinkiniai gali būti panaudojami vertinant kadmio taršą. Stebėto poveikio patvirtinimas ir pritaikymas lauko tyrimuose, nustatant kadmio kiekį iš valymo įrenginių ar kitų ištekamųjų šaltinių išlieka aktuali tema tolesniems tyrimams.

#### 4.5. Vandens ekosistemų gerinimo rekomendacijos

Didelis kiekis antropogeniškai susidarančių sunkiųjų metalų iš miestų, žemės ūkio teritorijų ir pramoninių objektų patenka į vandens aplinką, kur jie pernešami vandens srove ir kaupiasi nuosėdose, taip vėliau patenka į mitybinę grandinę (Varol et al., 2012), todėl kyla didelė ekologinė rizika pradedant nuo bentoso organizmų, žuvų ir galiausiai žmonių sveikata. Tyrimu gautos papildomos naujos žinios leidžia realybėje nustatyti, pavojingą šių teršalų koncentraciją pagal titnagdumblius nepaisant to, kad laike ji nepastovi. Daugelis cheminių ir fizikinių matavimų apibūdina tik sąlygas mėginių ėmimo metu, padidindami tikimybę, kad momentiniai teršalų pikai

liks praleisti, neužfiksuoti, o biologiškai reikšmingą teršalų lygį bioindikatorių tolerancijos diapazonas fiksuoja, kad ir koks mažas teršalų lygis bebūtų. Norint sumažinti teršalų patekimo rizika į upių vandens ekosistemas siūlome šiame tyrime nustatytas rūšių indikuojančias vertes sunkiųjų metalų atžvilgiu, bei jų regresinius modelius taikyti valymo įrenginių išleistuvų taršos kontrolei, laikant indikatorinį substratą penkias savaites prie valymo įrenginių ištekamųjų į gamtinę aplinką vandens šaltinių. Šio modelio pritaikymas aplinkosaugoje sumažins galimybę korupcijos apraiškoms, neleisti teršalų sutartu laiku kada atliekami cheminiai vandens tyrimai ir panašiai. Papildomai sukuriama pajamos valstybės biudžetui. Tyrimai gali būti pritaikyti rizikos grupėje esantiems teršėjams arba kadmi naudojančioms įmonėms, sukuriama papildoma darbo vietos specialistams analizuojantiems taršos potencialą. Šio tyrimo rezultatų pritaikymas aplinkosaugos valdymo praktikoje sumažins sunkiojo metalo (kadmio) patekimą į vandens ekosistemas, bei pagerins ekosistemų paslaugų būklę. Tyrimo rezultatai buvo pristatomi jaunųjų tyrėjų tarptautinėje mokslinėje konferencijoje „Jaunasis tyrėjas išmaniajai visuomenei“ (7 priedas).

Tyrimo metu gautais rezultatais ir jų išvadamis teigiame, kad Lietuvos Respublikos aplinkos ministerijos., Nr. D1 – 236. 2006 m., nutarimu, dėl nuotekų tvarkymo ir prioritetinių pavojingų medžiagų didžiausios leidžiamos koncentracijos į gamtinę aplinką nurodo, 0,04mg/l kadmio leistiną normą į gamtinę aplinką yra per didelė nes mažina titnagdumblių biologinę įvairovę, (*Craticula accomodata*, *Ciclotella sp.*, *Surirela brebissoni* Hustedt) šių titnagdumblių rūšių skaitlingumas mažėja esant dabartinėms pavojingų medžiagų leistinoms normoms.

Tokios rūšys kaip *Fragilaria sp.*, ir *Sinedra sp.*, ląstelių skaitlingumas didėja didėjant kadmio koncentracijai, tos rūšys parodė teigiamą vidutinio stiprumo koreliaciją, tarp kadmio taršos ir rūšies gausėjimo. X. Ran ir kiti., (2015), pastebėjo, kad *Sinedra* genties titnagdumblis sugeba savyje kaupti kadmį daugiau nei kiti užterštuose ekosistemose gyvenantis titnagdumbliai ir gali būti panaudojamas kaip detoksikacijos priemonė šalinant kadmį iš užterštų vandens šaltinių. Remiantis kitų mokslininkų darbais (Tiam, 2018), buvo pastebėta, kad normaliomis sąlygomis, tai yra natūralioje upės ekosistemoje, titnagdumbliai naudoja cinką fermentų gamyboje kurie pagreitina ląstelėje vykstančias reakcijas, bet jei cinkas nėra prieinamas gali naudoti ir kadmį (Stanley, 2021). Remiantis mūsų tyrimo rezultatais ir kitų tyrėjų pastebėjimais, galime teigti, kad titnagdumblių panaudojimas valymo įrenginiuose, kaip detoksikacijos priemonė surinkti kadmį galima, bet vienas didžiausių klausimų išlieka, ar tos rūšys bus pajėgios prisitaikyti esant kitų sunkiųjų metalų taršoje. Šiems klausimams atsakyti reikalingi papildomi tyrimai. Šį tyrimą siūlėtumėme pakartoti ir patikrinti ar gauti rezultatai koreliuoja su ankstesnio tyrimo rezultatais bei stebėto poveikio patvirtinimas ir pritaikymas lauko tyrimuose, nustatant kadmio kiekį iš valymo įrenginių ar kitų ištekamųjų šaltinių.

## IŠVADOS

1. Didėjant kadmio koncentracijai vandenyje mažėja rūšių įvairovė ( $r^2 = 0,7$ ;  $p < 0,01$ ). Kontroliniame mėginyje be kadmio, buvo nustatyta 68 rūšys, atitinkamai keičiantis kadmio koncentracijai jų mažėja, nuo 59 rūšių esant 0,01 mg/l kadmio koncentracijai iki 52 esant 0,1 mg/l.
2. Kontroliniame mėginyje (be kadmio), viso tyrimo laikotarpiu aptikta  $1319 \pm 172$  ląstelių, esant 0,01 mg/l kadmio koncentracijai – mažiau -  $1091 \pm 181$ , esant 0,04 mg/l kadmio koncentracijai ląstelių skaičius  $1112 \pm 147$ , o esant 0,1 mg/l kadmio koncentracijai -  $1591 \pm 128$ .
3. Aptiktos dviejų tipų deformacijos: frustulės ir tekų šarvelio deformacijos; esant didesniems kadmio koncentracijoms jų dažnumas didėja - 0,1mg/l kadmio deformacijų 146 kartų daugiau negu kontroliniame mėginyje, esant 0,04mg/l – 111 kartų, o esant 0,01mg/l – 71 kartų.
4. Iš eksperimente naudotų rūšių 14 procentų rūšių gausumas patikimai ( $p < 0,05$ ) koreliavo su kadmio koncentracija vandenyje. Jautriausiomis kadmiui rūšimis laikytinos: *Navicula lanceolata* ( $r_s = -0,842$ ), *Navicula rostellata* ( $r_s = -0,699$ ), *Craticula acomodata* ( $r_s = -0,415$ ), o nejautriausiomis – *Achnanthydium sp.* ( $r_s = 0,432$ ), *Fragilaria sp.* ( $r_s = 0,453$ ), *Sinedra sp.* ( $r_s = 0,496$ ).

Gediminas Petrėnas

## Kadmį indikuojančių gėlavandenių titnagdumblių eksperimentinis tyrimas

### SANTRAUKA

Tyrimas atliekamas suprantant biologinio monitoringo reikšmę, biologinis stebėjimas turi daugybę pranašumų, ir laikomas vertinga priemone tiek ekologinei, tiek žmonių sveikatos priežiūrai. Plėtojant ir taikant biologinį monitoringą, gaunamos geresnės žinios apie cheminių medžiagų poveikį gyviems organizmams ir tuo pačiu metu užtikrinama geresnė visuomenės sveikatos ir aplinkos apsauga. Šis tyrimas yra naudingas, pripažįstant duomenų ir indeksų trūkumą titnagdumblių, kaip biologinių indikatorių platesniam taikymui, vandens taršos atžvilgiu.

Tikslas – nustatyti sunkiojo metalo - kadmio poveikį fitoperifitonimiams titnagdumbliams, vertinant skirtingų jų rūšių toleranciją bei somatinius pokyčius.

Pagrindinės veiklos tyrimo metu: 1) pasirinktoje, upės vietoje, užauginti titnagdumblių kolonijas ir jas perkelti į laboratorijoje paruoštus eksperimentinius konteinerius, 2) šešias savaites vykdomas eksperimentas konteineriuose su skirtingomis kadmio koncentracijomis, stebint titnagdumblių rūšinės sudėties pokyčius ir deformacijas. Tyrimo pagrindinis rezultatas - aprašoma titnagdumblių rūšių reakcija į kadmio koncentracijas vandenyje kokybiškai ir kiekybiškai.

Tyrimo metu nustatėme, kad kylant kadmio koncentracijai mažėja rūšių įvairovė ( $r^2 = 0,7$ ;  $p < 0,01$ ). Kontroliniame mėginyje be kadmio buvo 68 rūšys, atitinkamai keičiantis kadmio koncentracijai mažėja rūšių skaitlingumas, nuo 59 rūšių esant 0,01 mg/l kadmio koncentracijai iki 52 esant 0,1 mg/l. Aptikome dviejų tipų deformacijas: frustulės deformacijos ir tekų šarvelio deformacijos, esant didesnėms kadmio koncentracijoms jų dažnumas didėja - 0,1mg/l kadmio deformacijų 146 kartų daugiau negu kontroliniame mėginyje, o esant 0,04mg/l – 111 kartų ir esant 0,01mg/l – 71 kartų daugiau negu kontroliniame mėginyje. Dažniausias deformacijas parodė *Navicula* genties titnagdumbliai.

Eksperimento metu buvo nustatyta 14 procentų rūšių kurios parodė patikimą koreliaciją ( $p < 0,05$ ) su kadmio koncentracija, todėl jautriausiomis kadmiui rūšimis laikytinos: *Navicula lanceolata* ( $r_s = -0,842$ ), *Navicula rostellata* ( $r_s = -0,699$ ), *Craticula acomodata* ( $r_s = -0,415$ ), o nejautriausiomis – *Achnanthydium* sp. ( $r_s = 0,432$ ), *Fragilaria* sp. ( $r_s = 0,453$ ), *Sinedra* sp. ( $r_s = 0,496$ ). Šias titnagdumblių rūšis priskyrimė kadmį indikuojančiomis, atitinkamai sudaryti regresijos modeliai nurodo kadmio gausą užterštose dirbtinėse ekosistemose.

Šio bandymo metodinė patirtis ir rezultatai, prisidės prie tolimesnių tyrimų nustatant indikatorines vertes titnagdumbliams, bei atsiras galimybė taikyti biologinius indikatorius kadmio taršos kontrolei iš valymo įrenginių išleistuvų. Galima perspektyva aplinkosaugoje, aplinkos taršos kontrolės taikymui.

**Experimental study of cadmium - indicating freshwater diatoms**

**SUMMARY**

The study is carried out with an understanding of the importance of biological monitoring, biological observation has many advantages, and is considered a valuable tool for both ecological and human health care. The development and application of biological monitoring provide a better knowledge of the effects of chemicals on living organisms, while at the same time ensuring better protection of public health and the environment. Therefore, this study is useful in recognizing the lack of data and indices in terms of water pollution of flints as biological indicators for wider application. The aim is to determine the effect of heavy metal - cadmium on fitoperiphitonic diatoms, assessing the tolerance and somatic changes of their different species.

During the main activity study: 1) to grow colonies of diatoms in a selected, natural place of the river and transfer them to experimental containers prepared in the laboratory, 2) an experiment in containers with different concentrations of cadmium is carried out for six weeks, observing changes and deformations in the species composition of diatoms. The main result of the study is the description of the reaction of diatom species to cadmium concentrations in water qualitatively and quantitatively.

In the study we found that as cadmium concentrations rise, the diversity of species decreases ( $r^2 = 0.7$ ;  $p < 0.01$ ). In the cadmium-free control sample, there were 68 species, with a corresponding change in cadmium concentrations reducing the number of species, from 59 species at a cadmium concentration of 0,01 mg/l to 52 at 0,1 mg/l. We found two types of deformations: Frustule deformations and raphe deformations (at a higher cadmium concentration, their frequency increases - 0.1mg/l cadmium deformations 146 times more than in the control sample, and at 0.04mg/l – 111 times and at 0.01mg/l – 71 times more than in the control sample). The most common deformations were shown by diatoms of the genus *Navicula*.

In the experiment, 14 percent of the species were identified that showed a reliable correlation ( $p < 0.05$ ) with cadmium concentrations, so the most susceptible species to cadmium considered to be: *Navicula lanceolata* ( $r_s = -0.842$ ), *Navicula rostellata* ( $r_s = -0.699$ ), *Craticula acomodata* ( $r_s = -0.415$ ), and the most insensitive ones – *Achnantheidium* sp. ( $r_s = 0.432$ ), *Fragilaria* sp. ( $r_s = 0.453$ ), *Sinedra* sp. ( $r_s = 0.496$ ). We have classified these species of diatoms as cadmium-indictments, the regression models drawn up accordingly indicate the abundance of cadmium in contaminated artificial ecosystems.

The methodological experience and results of this test will contribute to further research in determining indicator values of diatoms, and it will be possible to apply biological indicators for

the control of cadmium pollution from the dischargers of treatment plants. Possible perspective in an environmental protection, application of an environmental pollution control.

## LITERATŪRA

1. Aladesanmi, O. T., Adeniyi, I. F., Adesiyun, I. M., 2014. Comparative assessment and source identification of heavy metals in selected fishpond water, sediment and fish tissues/organs in Osun State, Nigeria. *Journal of Health Pollution*, 4(7), 42-53. [žiūrėta: 2022 vasario 20 d.] <https://meridian.allenpress.com/jhp/article-abstract/4/7/42/67476>
2. Aplinkos apsaugos agentūra, Šimšos upės hidrocheminiai parametrai, 2021. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://adoc.archyvai.lt/>
3. Arini, A., Feurtet-Mazel, A., Maury-Brachet, R., Pokrovsky, O. S., Coste, M., 2012. Recovery potential of periphytic biofilms translocated in artificial streams after industrial contamination (Cd and Zn). *Ecotoxicology*, 21(5), 1403-1414. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10646-012-0894-3>
4. Barinova, S., Mamanazarova, K., 2021. Diatom algae-indicators of water quality in the lower Zarafshan river, Uzbekistan. *Water*, 13(3), 358. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.mdpi.com/980208>
5. Bere, T., Tundisi, J.G., 2011. The effects of substrate type on diatom – based multivariate water quality assessment in a tropical river. Lap Lambert: Academic publishing.
6. Brigden, K., Stringer, R., Santillo, D., 2002. Heavy metal and radionuclide contamination of fertilizer products and phosphogypsum waste produced by The Lebanese Chemical Company, Lebanon, 2002. Greenpeace Research Laboratories, Department of Biological Sciences, University of Exeter, Exeter EX4 4PS, UK. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. [https://www.greenpeace.to/publications/LCC\\_2002.pdf](https://www.greenpeace.to/publications/LCC_2002.pdf)
7. Carignan, V., Villard, M., 2002. Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental monitoring and assessment*. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.researchgate.net/journal/Environmental-Monitoring-and-Assessment-1573-2959>
8. Censi, P., Spoto, S. E., Saiano, F., Sprovieri, M., Mazzola, S., Nardone, G., Ottonello, D., 2006. Heavy metals in coastal water systems. A case study from the northwestern Gulf of Thailand. *Chemosphere*, 64(7), 1167-1176. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505013536?casa\\_token=GKmsJGBrhowAAAA:ulPmWKpAiyelZvO6j\\_d\\_NxODLcNTEqK\\_RaOUvTdQ2aX-Zvonj1NNumOc5\\_SGOvH8B6UTwaVE2VQ](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653505013536?casa_token=GKmsJGBrhowAAAA:ulPmWKpAiyelZvO6j_d_NxODLcNTEqK_RaOUvTdQ2aX-Zvonj1NNumOc5_SGOvH8B6UTwaVE2VQ)
9. Charles P. Hawkins, Daren M. Carlisle, in Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences., 2021. Biological Assessments of Aquatic Ecosystems. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128191668001006>



10. Chen, X., Li, C., McGowan, S., Yang, X., 2014. Diatom response to heavy metal pollution and nutrient enrichment in an urban lake: evidence from paleolimnology. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 50, No. 2, pp. 121-130). EDP Sciences. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.cambridge.org/core/journals/annales-de-limnologie-international-journal-of-limnology/article/diatom-response-to-heavy-metal-pollution-and-nutrient-enrichment-in-an-urban-lake-evidence-from-paleolimnology/1A0269119F2829F7A0EDD258E7511AFB>
11. Chessman, B., Gowns, I., Currey, J., Plunkett-Cole, N., 1999. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology*, 41(2), 317-331. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.1999.00433.x>
12. Chromas žmogaus organizme - medicinai. Lt. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://medicinai.lt/chromas-zmogaus-organizme/>
13. Cohan S., Manoylov K., Gordon R., 2021. Diatom Gliding Motility. Scrivener publishing., Wiley.
14. Cristóbal, G. Blanco, S., Bueno, G., 2020. Modern Trends in Diatom Identification: Fundamentals and Applications. Springer. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. [https://www.researchgate.net/publication/341721728\\_Modern\\_Trends\\_in\\_Diatom\\_Identification\\_Fundamentals\\_and\\_Applications\\_Fundamentals\\_and\\_Applications](https://www.researchgate.net/publication/341721728_Modern_Trends_in_Diatom_Identification_Fundamentals_and_Applications_Fundamentals_and_Applications)
15. Crommentuijn, T., Doodeman, C. J. M., Doornekamp, A., Van Der Pol, J. J., Van Gestel, C. A. M., Bedaux, J. J., 1994. Lethal body concentrations and accumulation patterns determine time-dependent toxicity of cadmium in soil arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 13(11), 1781-1789. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.5620131109>
16. De Jonge, M., Van de Vijver, B., Blust, R., Bervoets, L., 2008. Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: a comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of the Total Environment*, 407(1), 615-629. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708007675?casa\\_token=wa0mfk04ZQsAAAAA:c4wkDqB-vitovPXj8wiThjVTRfp7HvDhpE1sp2aPu\\_KxdT46-PPiL9DnjS4\\_aRbKrmAnQXEdVA](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708007675?casa_token=wa0mfk04ZQsAAAAA:c4wkDqB-vitovPXj8wiThjVTRfp7HvDhpE1sp2aPu_KxdT46-PPiL9DnjS4_aRbKrmAnQXEdVA)
17. Diamond, J.M., Klaine, S.J. Bucher, J.B., 2006. Implications of pulsed chemical exposures for aquatic life criteria and wastewater permit limits. American Chemical Society.
18. Dube, A., Zbytniewski, R., Kowalkowski, T., Cukrowska, E., Buszewski, B., 2001. Adsorption and migration of heavy metals in soil. *Polish journal of environmental studies*, 10(1),

- 1-10. [žiūrėta: 2022 vasario 18 d].  
<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1057.7986&rep=rep1&type=pdf>
19. Duong, T. T., Morin, S., Herlory, O., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Boudou, A., 2008. Seasonal effects of cadmium accumulation in periphytic diatom communities of freshwater biofilms. *Aquatic toxicology*, 90(1), 19-28. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X08002373>
20. Dwivedi, B. K., Pandey, G. C., 2002. Physico-chemical factors and algal diversity of two ponds (giriya kund and maqubara pond), Faizabad, India. *Pollution Research*, 21(3), 361-370. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
<http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/Study%20of%20physico%20chemical%20charac%20teristic%20of%20some%20water%20ponds%20of%20Ayodhya%20Faizabad.pdf>
21. Eitminavičiūtė, I., Strazdienė, V., Bagdanavičienė, Z., Matusėvičiūtė, A., Gilytė, B., 2002. Kadmio poveikis zoocenozėms nuotėkų dumblo komposte. *Ekologija*, (3), 56-65. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <http://elibrary.lt/resursai/LMA/Ekologija/E-56.pdf>
22. El-Kassas, H. Y., Gharib, S. M., 2016. Phytoplankton abundance and structure as indicator of water quality in the drainage system of the Burullus Lagoon, southern Mediterranean coast, Egypt. *Environmental monitoring and assessment*, 188(9), 1-14. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-016-5525-7>
23. EPA, U., 2009. National recommended water quality criteria. United States Environmental Protection Agency', Office of Water, Office of Science and Technology. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
[https://scholar.google.com/scholar?q=related:NT2FPsQmmq0J:scholar.google.com/&scioq=&hl=en&as\\_sdt=0,5](https://scholar.google.com/scholar?q=related:NT2FPsQmmq0J:scholar.google.com/&scioq=&hl=en&as_sdt=0,5)
24. F. E. Round, R. M. Crawford, D. G. Mann., 1990. The diatoms biology and morphology of the genera. Cambridge. Cambridge: University press.
25. Falasco, E., Bona, F., Ginepro, M., Hlúbiková, D., Hoffmann, L., Ector, L., 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water sa*, 35(5). [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
<https://www.ajol.info/index.php/wsa/article/view/49185>
26. Falasco, E., Ector, L., Wetzel, C. E., Badino, G., Bona, F., 2021. Looking back, looking forward: a review of the new literature on diatom teratological forms (2010–2020). *Hydrobiologia*, 848(8), 1675-1753. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d].  
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-021-04540-x>
27. Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., De La Linde, A., García, E., López, M., Sousa, M., 2018. Design and testing of a new diatom-based index for heavy metal pollution. *Archives of*

- Environmental Contamination and Toxicology, 74(1), 170-192. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00244-017-0409-6>
28. Fu, W., Wichuk, K., & Brynjólfsson, S. (2015). Developing diatoms for value-added products: Challenges and opportunities. *New biotechnology*, 32(6), 547-551. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871678415000588>
29. Gamtos katalogas, Šimšos upė, 2021. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <http://ezerai.vilnius21.lt/mobile/simsosmiskas-m1128.html>
30. Gasse, F., Juggins, S., Khelifa, L. B., 1995. Diatom-based transfer functions for inferring past hydrochemical characteristics of African lakes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 117(1-2), 31-54. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0031018294001220>
31. Gelzinis, A., Verikas, A., Bacauskienė, M., Olenina, I., Olenin, S., 2011. Detecting P. minimum cells in phytoplankton images. In *The 6th international conference on Electrical and Control Technologies ECT 2011, May 5-6, 2011, Kaunas, Lithuania* (pp. 61-66). Kaunas University of Technology, Lithuania. [žiūrėta: 2021 gruodžio 18 d]. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:436821>
32. Gold, C., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Boudou, A., 2003. Effects of cadmium stress on periphytic diatom communities in indoor artificial streams. *Freshwater Biology*, 48(2), 316-328. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2003.00980.x>
33. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, 2011. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. [https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151\\_eng.pdf](https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf)
34. Guillard, R. R., Lorenzen, C. J., 1972. Yellow-green algae with chlorophyllide C 1, 2. *Journal of Phycology*, 8(1), 10-14. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1529-8817.1972.tb03995.x>
35. Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, H., Duan, D., Shen, C., Lou, L., Chen, Y., 2013. Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang province, China. *BioMed research international*, 2013. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. <https://www.hindawi.com/journals/bmri/2013/590306/>
36. Hill, B. H., Willingham, W. T., Parrish, L. P., McFarland, B. H., 2000. Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 428(1), 161-169. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. [https://idp.springer.com/authorize/casa?redirect\\_uri=https://link.springer.com/article/10.1023/A:1004028318542&casa\\_token=z5lzZMQ1xzUAAAAA:INSb4OkAzVmSgnBqJXXZrh2jOPk1xIaTi7ACBmy1fDFESmtTNeC0KvUp9LprxP6oRsmxsedPNeO9kAh](https://idp.springer.com/authorize/casa?redirect_uri=https://link.springer.com/article/10.1023/A:1004028318542&casa_token=z5lzZMQ1xzUAAAAA:INSb4OkAzVmSgnBqJXXZrh2jOPk1xIaTi7ACBmy1fDFESmtTNeC0KvUp9LprxP6oRsmxsedPNeO9kAh)

37. Hirst, H., Jüttner, I., Ormerod, S. J., 2002. Comparing the responses of diatoms and macro-invertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47(9), 1752-1765. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2002.00904.x?casa\\_token=ojQevchZXSQAAAAA:2XqvnAY0uZJUhfWVMZQg0xMeO\\_OIx5dCMm8BCcrHWRMilOmI1XH51M5JrM8bahBDYVAXDcFCb0xEeqw](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2002.00904.x?casa_token=ojQevchZXSQAAAAA:2XqvnAY0uZJUhfWVMZQg0xMeO_OIx5dCMm8BCcrHWRMilOmI1XH51M5JrM8bahBDYVAXDcFCb0xEeqw)
38. Holt, E. A., Miller, S. W., 2010. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d]. <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310/>
39. Javed, M., 1999. Studies on metal eco-toxicity of river Ravi stretch from Shahdera of head Baloki [Pakistan]. *Pakistan Journal of Biological Sciences (Pakistan)*. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 18 d.]. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PK1999000462>
40. John, J., 2000. A guide to diatoms as indicators of urban stream health. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [http://www.precisioninfo.com/bhall/rivers\\_org/au/archive/nrhp\\_diatoms1.htm](http://www.precisioninfo.com/bhall/rivers_org/au/archive/nrhp_diatoms1.htm)
41. Jung, H., Katayama, I., Jiang, Z., Hiraga, T., Karato, S. I., 2006. Effect of water and stress on the lattice-preferred orientation of olivine. *Tectonophysics*, 421(1-2), 1-22. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0040195106001041?casa\\_token=sizhqQVAEtcAAAAA:xJ1C3y9JZaZ4zgQRUcsXC62DKssepr19UvNPW9VvKrzQg5EYqO\\_BIGQ8-wHjLbj7f9qYTIlnpaA](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0040195106001041?casa_token=sizhqQVAEtcAAAAA:xJ1C3y9JZaZ4zgQRUcsXC62DKssepr19UvNPW9VvKrzQg5EYqO_BIGQ8-wHjLbj7f9qYTIlnpaA)
42. Juozaitytė, R., Ramaškevičienė, A., Sliesaravičius, A., Pranaitis, P., 2006. Effect of cadmium toxicity on growth and root microorganisms of peas (*Pisum sativum* L.). *Sodininkystė ir Daržininkystė*, 25(2), 157-164. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20063192886>
43. Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A. B., 2007. Humans (pp. 67-83). Springer Berlin Heidelberg. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-32714-1\\_7](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-32714-1_7)
44. Kamp, A., de Beer, D., Nitsch, J. L., Lavik, G., Stief, P., 2011. Diatoms respire nitrate to survive dark and anoxic conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(14), 5649-5654. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.pnas.org/content/108/14/5649/>
45. Kelly, M. G., Cazaubon, A., Coring, E., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. Aidgap tested.
46. Kelly, M., 2000. Common benthic diatoms in rivers. Aidgap tested.
47. Kim Tiam, S., Lavoie, I., Doose, C., Hamilton, P. B., Fortin, C., 2018. Morphological, physiological and molecular responses of *Nitzschia palea* under cadmium stress. *Ecotoxicology*,

27(6), 675-688. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10646-018-1945-1>

48. Lavoie, I., Hamilton, P. B., Morin, S., Tiam, S. K., Kahlert, M., Gonçalves, S., Taylor, J. C., 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: are all deformities ecologically meaningful?. *Ecological Indicators*, 82, 539-550. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17303904>

49. Leinweber, K., Kroth, P. G., 2015. Capsules of the diatom *Achnanthes minutissimum* arise from fibrillar precursors and foster attachment of bacteria. *PeerJ*, 3, e858. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://peerj.com/articles/858/>

50. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2003 m. gruodžio 24 d. įsakymas Nr. 708 Dėl Lietuvos aplinkos apsaugos normatyvinių dokumentų LAND 53-2003, LAND 54-2003, LAND 55-2003, LAND 56-2003, LAND 57-2003 patvirtinimo. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/TAIS.260209>

51. Liu, Liu, L., De, J., Yi, Z., Huang, Y., 2012. Effects of vertical mixing on phytoplankton blooms in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir: implications for management Water Research. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://www.researchgate.net/publication/221834429\\_Effects\\_of\\_vertical\\_mixing\\_on\\_phytoplankton\\_blooms\\_in\\_Xiangxi\\_Bay\\_of\\_Three\\_Gorges\\_Reservoir\\_Implications\\_for\\_management](https://www.researchgate.net/publication/221834429_Effects_of_vertical_mixing_on_phytoplankton_blooms_in_Xiangxi_Bay_of_Three_Gorges_Reservoir_Implications_for_management)

52. Lobo, E. A., 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iherin Sér Bot.* 47: 45-72. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://ci.nii.ac.jp/naid/10029604834/>

53. Lobo, E. A., Katoh, K., Aruga, Y., 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology*, 34(1), 191-204. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00435.x>

54. Loez, C. R., Topalián, M. L., 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). *Use of algae for monitoring rivers*, 3, 72-83. [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://scholar.google.lt/scholar?hl=lt&as\\_sdt=0,5&lookup=0&q=Lopez,+C.+R.,+Topalian,+M.+L.+\(1999\)+Use+of+algae+for+monitoring+rivers+in+Argentina+with+a+special+emphasis+for+Reconquista+River+\(region+of+Buenos+Aires\).](https://scholar.google.lt/scholar?hl=lt&as_sdt=0,5&lookup=0&q=Lopez,+C.+R.,+Topalian,+M.+L.+(1999)+Use+of+algae+for+monitoring+rivers+in+Argentina+with+a+special+emphasis+for+Reconquista+River+(region+of+Buenos+Aires).)

55. Marella, T. K., Saxena, A., Tiwari, A., 2020. Diatom mediated heavy metal remediation: A review. *Bioresource technology*, 305, 123068 [žiūrėta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852420303370>

56. Medley, C. N., Clements, W. H., 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecological applications*, 8(3), 631-644. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0631:RODCTH\]2.0.CO;2?casa\\_token=F0QVA-0BykIAAAAA:m4goGWkm\\_Jv7pDzwpTf-P6mj8O1od6IPn1g-W4fTIOX14fbRU4YwHq54x8pFgSYP87scVRFUzyTgQ](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761(1998)008[0631:RODCTH]2.0.CO;2?casa_token=F0QVA-0BykIAAAAA:m4goGWkm_Jv7pDzwpTf-P6mj8O1od6IPn1g-W4fTIOX14fbRU4YwHq54x8pFgSYP87scVRFUzyTgQ)
57. Meers, E., Hopgood, M., Lesage, E., Vervaeke, P., Tack, F. M. G., Verloo, M. G., 2004. Enhanced phytoextraction: in search of EDTA alternatives. *International Journal of Phytoremediation*, 6(2), 95-109. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/16226510490454777?casa\\_token=967G09tJewCAAAAA:Yrg2Djs6MIe263ahcq39VN3WLP9EfMQVxMOBbhmGE9hJZG3Zj8axNi-P-x26YIOxN9y1Ou-W1Nq7](https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/16226510490454777?casa_token=967G09tJewCAAAAA:Yrg2Djs6MIe263ahcq39VN3WLP9EfMQVxMOBbhmGE9hJZG3Zj8axNi-P-x26YIOxN9y1Ou-W1Nq7)
58. Missimer, T. M., Teaf, C. M., Beeson, W. T., Maliva, R. G., Wooschlager, J., Covert, D. J., 2018. Natural background and anthropogenic arsenic enrichment in Florida soils, surface water, and groundwater: a review with a discussion on public health risk. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2278. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.mdpi.com/352580>
59. Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T. T., Sabater, S., 2012. Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. *Emerging and priority pollutants in rivers*, 117-146. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-25722-3\\_5](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-25722-3_5)
60. Morin, S., Duong, T. T., Herlory, O., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., 2008. Cadmium toxicity and bioaccumulation in freshwater biofilms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54(2), 173-186. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00244-007-9022-4>
61. National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. U.S. Environmental Protection Agency, 2022. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
62. Nguyen, H. L., Leermakers, M., Osán, J., Török, S., Baeyens, W., 2005. Heavy metals in Lake Balaton: water column, suspended matter, sediment and biota. *Science of the Total Environment*, 340(1-3), 213-230. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969704005820?casa\\_token=qbPkBEW\\_vkAAAAA:ii7IliqpuOpoy2D74DdkIJGkQW3fTOdZGvV9zAesZ6srxuB5QnaSzQFzGv1MSgkS8MY5qYbmcA](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969704005820?casa_token=qbPkBEW_vkAAAAA:ii7IliqpuOpoy2D74DdkIJGkQW3fTOdZGvV9zAesZ6srxuB5QnaSzQFzGv1MSgkS8MY5qYbmcA)

63. Ogunfowokan, A. O., Ajibola, R. O., Akanni, M. S., 2010. Physicochemical quality and trace metal levels of municipal water from three reservoirs in Osun State, Nigeria. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 7(4), 49-62. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://content.iospress.com/articles/asian-journal-of-water-environment-and-pollution/ajw7-4-07>.
64. Ogunfowokan, A. O., Obisanya, J. F., Ogunkoya, O. O., 2013. Salinity and sodium hazards of three streams of different agricultural land use systems in Ile-Ife, Nigeria. *Applied Water Science*, 3(1), 19-28. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13201-012-0053-2>
65. Olenici, A., Blanco, S., Borrego-Ramos, M., Jiménez-Gómez, F., Guerrero, F., Momeu, L., Baci, C., 2018. Metal-induced abnormalities in diatom girdle bands. *bioRxiv*, 501619. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.biorxiv.org/content/10.1101/501619.abstract>
66. Pandey, L. K., Lavoie, I., Morin, S., Park, J., Lyu, J., Choi, S., Han, T., 2018. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*, 84, 140-151. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17304569>
67. Pocięcha, A., Wojtal, A. Z., Szarek-Gwiazda, E., Cieplak, A., Ciszewski, D., Cichoń, S., 2020. Neo-and paleo-limnological studies on diatom and cladoceran communities of subsidence ponds affected by mine waters (S. Poland). *Water*, 12(6), 1581. [žiūrēta: 2021 rugpjūčio 10 d.]. <https://www.mdpi.com/732470>
68. Prygiel, J., Coste, M., Bukowska, J., 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers-State of the art in Europe. *Use of algae for monitoring rivers III*, Prygiel J., Whitton BA, Bukowska J., 224-238. [žiūrēta: 2021 rugsėjo 11 d.]. <https://hal.inrae.fr/hal-02582476>
69. Romanach, S., Pearlstine, L. G., 2021. Forecasting ecological responses for wetland restoration planning in Florida's Everglades. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70231210>
70. Rothfritz, H., Jüttner, I., Suren, A. M., Ormerod, S. J., 1997. Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, 465-482. [žiūrēta: 2021 rugsėjo 11 d.]. [https://www.schweizerbart.de/papers/archiv\\_hydrobiologie/detail/138/98501/Epiphytic\\_and\\_epilithic\\_diatom\\_communities\\_along\\_environmental\\_gradients\\_in\\_the\\_Nepalese\\_Himalaya\\_implications\\_for\\_the\\_assessment\\_of\\_biodiversity\\_and\\_water\\_quality](https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_hydrobiologie/detail/138/98501/Epiphytic_and_epilithic_diatom_communities_along_environmental_gradients_in_the_Nepalese_Himalaya_implications_for_the_assessment_of_biodiversity_and_water_quality)
71. Schoeman, F. R., 1979. Diatoms as indicators of water quality in the Upper Hennops River (Transvaal, South Africa). *Journal of the Limnological Society of Southern Africa*, 5(2), 73-78.

- [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03779688.1979.9633188>
72. Sodienė, I., 2011. Švino ir kadmio toksiškumo dirvožemyje vertinimas, panaudojant suaugusių sliėkų (*Eisenia fetida*) bei jauniklių testus (Master's thesis). [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.]. [https://portalcris.vdu.lt/cris/bitstream/20.500.12259/122786/1/inga\\_sodiene\\_md.pdf](https://portalcris.vdu.lt/cris/bitstream/20.500.12259/122786/1/inga_sodiene_md.pdf)
73. Stevenson, R. J., Pan, Y., Van Dam, H., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*, 1(4). [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
[https://www.google.com/books?hl=lt&lr=&id=bz6UWRbwzHwC&oi=fnd&pg=PA11&dq=64.%09Stevenson,+R.+J.,+Pan,+Y.+\(1999\)+Assesing+environmental+conditions+in+rivers+and+streams+with+diatoms.&ots=5G1PxTAOgv&sig=C0mM\\_AiJkf1cHL\\_2aReKoM7ueZU](https://www.google.com/books?hl=lt&lr=&id=bz6UWRbwzHwC&oi=fnd&pg=PA11&dq=64.%09Stevenson,+R.+J.,+Pan,+Y.+(1999)+Assesing+environmental+conditions+in+rivers+and+streams+with+diatoms.&ots=5G1PxTAOgv&sig=C0mM_AiJkf1cHL_2aReKoM7ueZU)
74. Szabó, K., Kiss, K. T., Taba, G., Ács, É., 2005. Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre Reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. *Acta Botanica Croatica*, 64(1), 1-46. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
<https://hrcak.srce.hr/clanak/5716>
75. Šiaulių hidroprojektas, 2015. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.]. [http://tyruliai-life.lt/upload/user\\_uploads/Ataskaitos/projektas\\_2015-07-31.pdf](http://tyruliai-life.lt/upload/user_uploads/Ataskaitos/projektas_2015-07-31.pdf)
76. The Gale Review, 2020. Canaries in the Coal Mine. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
<https://review.gale.com/2020/09/08/canaries-in-the-coal-mine/>
77. Varol, M., Şen, B., 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92, 1-10. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
[https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816211002116?casa\\_token=WreUo2Smv-kAAAAA:ujy5ldWpS0vu\\_pcxnXF2ovyeesMnXkxDINMFlebNCOinxJ0GutcEgtqstlyc0ib8GQyTtWao-eg](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816211002116?casa_token=WreUo2Smv-kAAAAA:ujy5ldWpS0vu_pcxnXF2ovyeesMnXkxDINMFlebNCOinxJ0GutcEgtqstlyc0ib8GQyTtWao-eg)
78. Varol, M., Şen, B., 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92, 1-10. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.].  
[https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816211002116?casa\\_token=haSDR7Ks2gwAAAAA:zkaOMdlcX0rgbJdgg-1prANVSKeZUNkptz-f25SHc\\_QW79N819-74pzvHupnq7Jb45y9bBdFaA](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816211002116?casa_token=haSDR7Ks2gwAAAAA:zkaOMdlcX0rgbJdgg-1prANVSKeZUNkptz-f25SHc_QW79N819-74pzvHupnq7Jb45y9bBdFaA)
79. What are Diatoms? 2022. Diatoms.org: supporting taxonomists, connecting communities. [žiūrėta: 2021 rugsėjo 11 d.]. <https://diatoms.org/what-are-diatoms>



80. World Health Organization, WHO., & World Health Organisation Staff, 2004. Guidelines for drinking-water quality (Vol. 1). World Health Organization. [žiūrēta: 2021 rugsėjo 11 d.]. [https://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=SJ76COTm-nQC&oi=fnd&pg=PR15&ots=V9s-s8RdZg&sig=Q0YIcZ\\_3kD1twMBHVyVv9ULYGzg](https://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=SJ76COTm-nQC&oi=fnd&pg=PR15&ots=V9s-s8RdZg&sig=Q0YIcZ_3kD1twMBHVyVv9ULYGzg)

# PRIEDAI

1 priedas

## Vandens cheminiai ir fizikiniai rodikliai

Savaitės	Kadmis (mg/l)	C° Vidurkis.	C° Standartinis nuokrypis.	pH Vidurkis.	pH Standartinis nuokrypis.	(O) mg/l. Vidurkis.	(O) mg/l. Standartinis nuokrypis.	Laidis (μS*cm). Vidurkis.	Laidis (μS*cm). Standartinis nuokrypis.	PO4--- (mg/l)	NO3- (mg/l)	L. K (vnt)	Df. L (%)
1.	0,01Cd	18,38	0,41	7,24	0,08	8,50	0,17	673,83	27,06	0,76	2,60	134	8,21
1.	0,04Cd	18,15	0,43	7,22	0,07	8,52	0,23	674,33	32,09	0,13	5,78	117	25,64
1.	0,1Cd	18,37	0,40	7,23	0,08	8,41	0,32	642,00	30,76	0,24	7,05	257	13,23
1.	0Cd	18,33	0,40	7,21	0,06	8,51	0,11	642,83	33,34	0,22	6,51	163	0,00
2.	0,01Cd	20,24	0,71	7,19	0,24	7,43	1,46	693,80	29,93	1,73	1,27	86	19,77
2.	0,04Cd	20,16	0,80	7,08	0,28	7,46	1,18	694,20	52,08	1,95	4,10	137	11,68
2.	0,1Cd	20,38	0,84	7,18	0,16	7,82	0,62	672,80	33,88	1,61	6,09	167	23,35
2.	0Cd	20,24	0,85	7,15	0,28	7,77	1,06	643,40	65,97	1,48	4,39	80	1,25
3.	0,01Cd	21,12	0,47	6,88	1,30	7,82	0,27	636,40	27,11	2,95	3,81	68	11,76
3.	0,04Cd	28,96	0,25	6,86	1,25	7,79	0,30	626,20	15,55	2,93	1,38	30	6,67
3.	0,1Cd	29,06	0,19	6,84	1,24	7,95	0,21	601,80	24,60	3,64	5,27	65	9,23
3.	0Cd	20,90	0,34	6,93	1,23	7,93	0,15	542,80	29,94	2,15	1,89	137	0,73
4.	0,01Cd	23,25	0,34	5,55	0,51	7,95	0,11	736,00	55,37	5,84	38,39	92	9,78
4.	0,04Cd	22,53	0,85	5,47	0,52	8,08	0,11	670,50	39,45	4,50	30,54	87	14,94
4.	0,1Cd	22,05	0,53	5,45	0,58	8,14	0,10	694,00	57,97	4,91	34,47	397	18,14
4.	0Cd	21,75	0,89	5,45	0,55	8,26	0,10	593,00	46,81	4,64	32,13	76	0,00
5.	0,01Cd	22,92	0,24	5,33	0,41	7,97	0,15	376,40	29,52	1,06	8,03	362	3,59
5.	0,04Cd	22,08	0,31	5,18	0,43	8,04	0,16	369,00	29,56	1,16	10,05	373	6,17
5.	0,1Cd	22,24	0,31	5,21	0,50	8,00	0,11	403,60	33,23	2,25	15,25	353	5,67
5.	0Cd	22,90	0,19	5,31	0,55	7,94	0,10	320,60	28,51	0,36	6,13	499	0,00
6.	0,01Cd	23,20	0,54	6,42	0,74	7,85	0,16	501,60	47,72	1,04	12,13	349	2,87
6.	0,04Cd	22,00	0,46	6,28	0,71	7,98	0,13	492,60	48,54	1,67	15,34	368	4,08
6.	0,1Cd	21,92	0,44	6,08	0,79	7,99	0,11	517,20	39,96	1,98	18,49	352	4,83
6.	0Cd	22,52	0,60	6,82	0,43	7,90	0,13	446,20	45,68	0,09	18,80	364	0,00

**Koreliacijos koeficiento ryšio stiprumas titnagdumblių ir kadmio atžvilgiu (Spirmano koreliacija)**

Rūšis	Trūksta duomenų	Nėra ryšio	Labai silpnas	Silpnas	Vidutinis	Stiprus
<i>Amphora ovalis</i>			-0,135			
<i>Achnanthidium</i> sp.					0,432	
<i>Achnanthidium minutusum</i>	Trūksta duomenų					
<i>Amphipliaura</i> sp.			0,135			
<i>Astrionella</i> sp.	Trūksta duomenų					
<i>Craticula</i> sp.			-0,15			
<i>Craticula accomodata</i>					-0,415	
<i>Cimbela</i> sp.				-0,241		
<i>Cimbela aspera</i>	Trūksta duomenų					
<i>Cocconeis pediculus</i>			-0,196			
<i>Cocconeis placentula</i>			-0,022			
<i>Craticula cuspidata</i>				0,382		
<i>Cymatopliaura</i> sp.			0,135			
<i>Cymatopliaura laticent</i>	Trūksta duomenų					
<i>Cyclotella</i> sp.				0,384		
<i>Diatoma</i> sp.		0				
<i>Diatoma byemale</i>	Trūksta duomenų					
<i>Diatoma mesodom</i>	Trūksta duomenų					
<i>Fragilaria</i> sp.					0,453	
<i>Meridion</i> sp.			-0,093			
<i>Fragilariforma</i> sp.			0,135			
<i>Fragilaria capucina</i>	Trūksta duomenų					
<i>Girosigma attenuatum</i>	Trūksta duomenų					
<i>Girosigma</i> sp.			0,048			
<i>Gomphonema acuminatum</i>			0,15			
<i>Gomphonema angustatum</i>			-0,108			
<i>Gomphonema augur</i>			-0,057			
<i>Gomphonema grovei</i>					0,405	
<i>Gomphonema parvulum</i>					-0,429	
<i>Gomphonema truncatum</i>			-0,135			
<i>Gomphonema capitatum</i>			-0,135			
<i>Navicula accomoda</i>						
<i>Navicula capitata</i>				-0,330		
<i>Navicula cinstata</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula cuspidata</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula capitariodata</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula decusis</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula lanceolata</i>						-0,842
<i>Navicula minima</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula phyllepta</i>	Trūksta duomenų					

<i>Navicula recens</i>					-0,626	
<i>Navicula salinarium</i>				-0,218		
<i>Navicula tuscula</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula gregaria</i>					-0,669	
<i>Navicula rostellata</i>					-0,669	
<i>Nitzhija acicularis</i>			-0,115			
<i>Nitzhija amphibia</i>					-0,405	
<i>Nitzhija linearis</i>				-0,367		
<i>Nitzhija palea</i>				0,326		
<i>Nitzhija sublinearis</i>	Trūksta duomenų					
<i>Nitzhija vermicularis</i>	Trūksta duomenų					
<i>Nitzhija frustulum</i>			0,198			
<i>Nitzhija filiformis</i>			0,135			
<i>Nitzhija sigmoidea</i>			-0,011			
<i>Nitzhija gracilis</i>					-0,405	
<i>Rhoicosphenia curvata</i>			-0,199			
<i>Rhoicosphenia sp.</i>			-0,142			
<i>Planathidium sp.</i>				0,379		
<i>Pinularia viridis</i>	Trūksta duomenų					
<i>Pinularia sp.</i>			0,108			
<i>Nitzhija sp.</i>			0,086			
<i>Navicula sp.</i>					-0,583	
<i>Pinularia septentrionalis</i>			-0,057			
<i>Sinedra ulna</i>			0,108			
<i>Sinedra sp.</i>					0,496	
<i>Surirela minuta</i>	Trūksta duomenų					
<i>Surirela linearis</i>	Trūksta duomenų					
<i>Surirela sp.</i>				0,382		
<i>Surirela angusta</i>				0,398		
<i>Surirela brebissoni</i>					-0,565	
<i>Stauroneis sp.</i>					0,493	
<i>Stauroneis anceps</i>					0,495	
<i>Stauroneis gracilis</i>			-0,103			
<i>Staurosirella sp.</i>					-0,405	
<i>Ulnaria ulna</i>			-0,138			
<i>Eunatia sp.</i>			0,108			
<i>Eunatia macroglassa</i>	Trūksta duomenų					
<i>Encyonema sp.</i>			-0,166			
<i>Tabularia sp.</i>			0,135			
<i>Frustulia sp.</i>			0,087			
<i>Frustulia vulgaris</i>					-0,405	
<i>Melosira varianis</i>					-0,405	
<i>Triblionela sp.</i>				0,382		
<i>Hantzschia sp.</i>					-0,405	

**Koreliacijos koeficiento ryšio stiprumas tarp deformuotų titnagdumblių kadmio atžvilgiu  
(Spirmano koreliacija)**

Rūšys	Trūksta duomenų	Nėra ryšio	Labai silpnas	Silpnas	Vidutinis	Stiprus
<i>Cocconeis, placentula</i>			-0,135			
<i>Fragilaria sp.</i>				0,283		
<i>Fragilaria capucina</i>	Trūksta duomenų					
<i>Gomphonema sp.</i>					0,555	
<i>Gomphonema acuminatum</i>					0,405	
<i>Gomphonema angustatum</i>			0,166			
<i>Gomphonema augur</i>			-0,135			
<i>Gomphonema parvulum</i>					0,405	
<i>Gomphonema truncatum</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula lanceolata</i>				0,283		
<i>Navicula sp.</i>					0,673	
<i>Navicula minima</i>	Trūksta duomenų					
<i>Navicula gregaria</i>					0,429	
<i>Navicula Rostellata</i>						0,848
<i>Nitzhija sp.</i>				0,385		
<i>Nitzhija linearis</i>					0,425	
<i>Nitzhija palea</i>					0,405	
<i>Planathidium sp.</i>					0,425	
<i>Pinularia sp.</i>					0,415	
<i>Sinedra ulna</i>			0,167			
<i>Sinedra sp.</i>					0,415	
<i>Surirela sp.</i>			0,135			
<i>Stauroneis sp.</i>					0,405	
<i>Ulnaria ulna.</i>			-0,135			
<i>Eunatia sp.</i>					0,657	

**Bendras ląstelių pasiskirstymas savaitėse ir skirtingos taršos sąlygose (D – deformuota rūšis)**

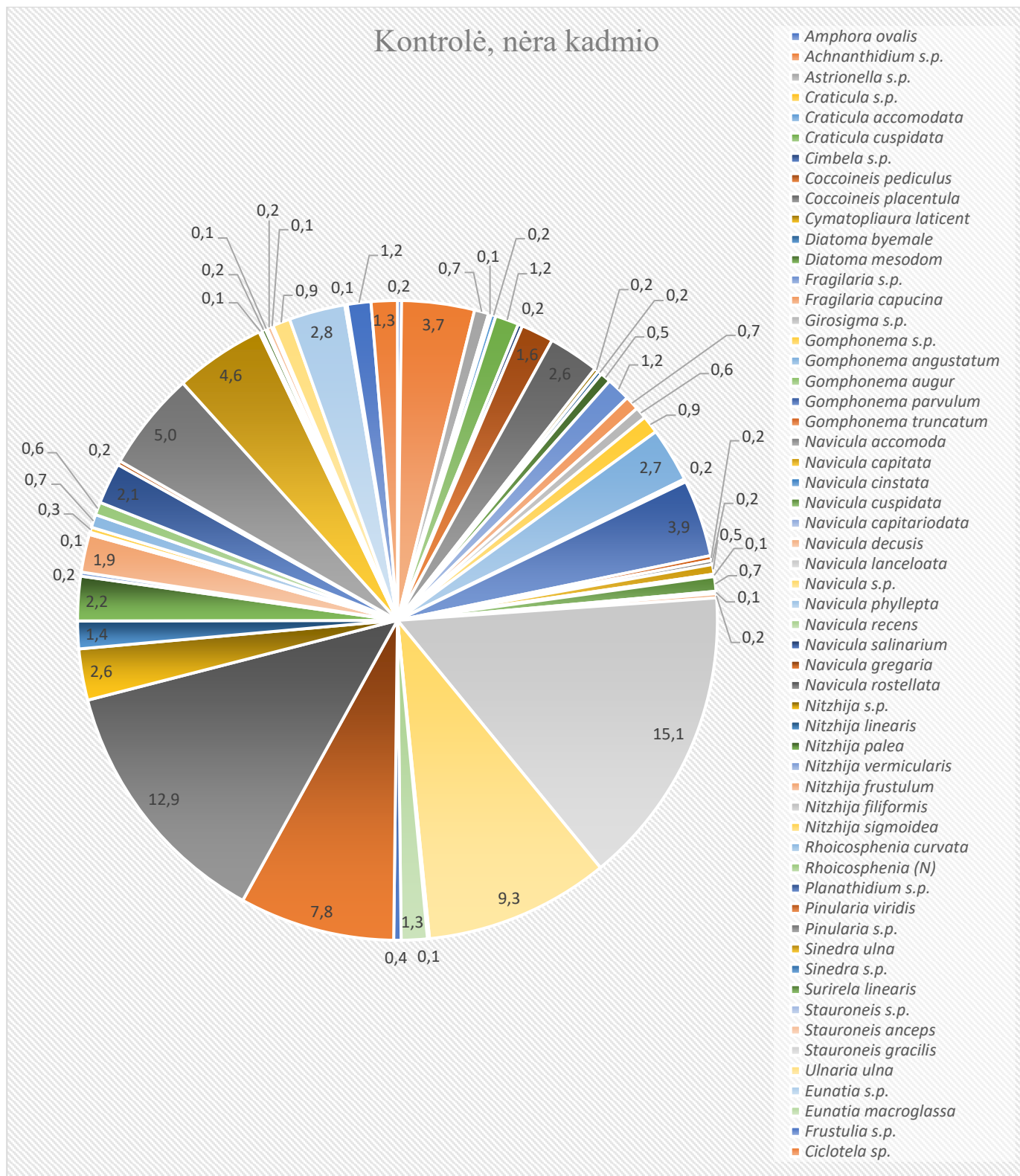
Savaitės	1.	1.	1.	1.	2.	2.	2.	2.	3.	3.	3.	3.	4.	4.	4.	4.	5.	5.	5.	5.	6.	6.	6.	6.
Kadmio koncentracija (mg/l)	0,01	0,04	0,1	0	0,01	0,04	0,1	0	0,01	0,04	0,1	0	0,01	0,04	0,1	0	0,01	0,04	0,1	0	0,01	0,04	0,1	0
<i>Amphora, ovalis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achnanthydium sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	3	1	7	2	3	0	11	31	22	9	14	16	28	9
<i>Achnanthydium minutusum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphipliaura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astrionella sp.</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Craticula sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0
<i>Craticula accomodata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Craticula cuspidata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	3	3	4	2	4
<i>Cimbela sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cimbela aspera</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis pediculus</i>	0	1	0	2	1	0	0	4	0	0	0	1	0	0	2	3	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i>	1	4	2	2	5	0	0	4	0	0	0	1	0	2	0	3	2	1	3	1	5	5	4	5
<i>Cocconeis placentula (D)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Craticula cuspidata</i>	3	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0
<i>Cymatopliaura sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymatopliaura laticent</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira varianis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0
<i>Diatoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma byemale</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma mesodom</i>	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria sp.</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	2	1	0	6	8	8	4	3	7	12	3
<i>Meridion sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria sp. (D)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilariforma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina</i>	4	0	0	4	0	1	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria capucina (D)</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Girosigma attenuatum</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Girosigma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Gomphonema sp.</i>	0	0	0	0	5	0	1	0	1	3	2	1	0	0	5	0	3	3	0	2	1	1	1	2
<i>Gomphonema sp. (D)</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema acuminatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema acuminatum (D)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema angustatum</i>	1	0	8	0	3	4	5	6	3	0	0	1	3	1	4	7	0	1	2	2	2	1	1	1
<i>Gomphonema angustatum (D)</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema augur</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema augur (D)</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Gomphonema grovei</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gomphonema parvulum</i>	11	4	6	4	1	4	2	9	6	3	2	4	0	2	1	3	0	0	1	2	2	0	0	1
<i>Gomphonema parvulum</i> (D)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema truncatum</i> (D)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema capitatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula accomoda</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	1	1	1	1	1
<i>Navicula cinstata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula cuspidata</i>	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula capitariodata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula decusis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula lanceolata</i>	25	8	5	15	9	4	1	6	16	3	3	20	9	2	5	16	16	2	2	18	10	7	3	15
<i>Navicula lanceolata</i> (D)	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula sp.</i>	4	13	10	10	17	7	7	13	9	7	11	12	8	8	5	11	8	3	3	4	5	3	4	7
<i>Navicula sp.</i> (D)	0	5	0	0	3	0	1	0	4	0	3	0	2	1	2	0	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Navicula minima</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula minima</i> (D)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula phyllepta</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula recens</i>	0	2	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	1	0	0	2	2
<i>Navicula salinarium</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Navicula tuscula</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula gregaria</i>	11	5	3	10	5	0	11	6	3	23	6	9	10	3	7	7	12	5	3	7	6	3	1	8
<i>Navicula gregaria</i> (D)	2	4	2	0	1	5	4	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Navicula Rostellata</i>	2	7	13	15	3	28	18	10	16	13	17	18	8	14	5	14	4	2	1	10	7	7	4	10
<i>Navicula Rostellata</i> (D)	0	3	5	0	0	6	11	0	6	0	3	0	1	3	4	0	1	2	1	0	0	2	1	0
<i>Nitzhija sp.</i>	0	0	0	0	7	9	3	0	9	0	2	5	5	9	4	4	2	6	4	3	4	1	2	3
<i>Nitzhija sp.</i> (D)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	6	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Nitzhija acicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
<i>Nitzhija amphibia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija linearis</i>	0	13	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	2	1	1	1	1	1	3	3	6	2	3
<i>Nitzhija linearis</i> (D)	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nitzhija palea</i>	3	6	11	2	6	10	1	4	1	0	2	2	0	0	1	0	1	3	8	3	3	2	3	2
<i>Nitzhija palea</i> (D)	1	2	2	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija sublinearis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija vermicularis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija frustulum</i>	0	0	0	2	0	1	3	4	7	0	12	6	4	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija filiformis</i>	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija sigmoidea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzhija gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia curvata</i>	0	0	0	0	6	0	0	3	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhoicosphenia sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planathidium sp.</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	3	3	0	2	0	2	3	0	7	7	15	4	9	5	9	6
<i>Planathidium sp.</i> (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pinularia viridis</i>	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pinularia</i> sp.	0	0	7	0	5	2	5	11	3	13	0	7	10	8	5	11	3	3	2	0	1	6	3	1
<i>Pinularia</i> sp. (D)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pinularia septentrionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sinedra ulna</i>	4	6	14	7	2	5	9	4	7	10	0	7	3	7	4	9	1	1	1	0	1	4	1	1
<i>Sinedra ulna</i> (D)	3	4	3	0	2	0	1	1	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sinedra</i> sp.	0	0	0	1	0	2	5	0	0	0	0	0	5	8	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sinedra</i> sp. (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela minuta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela linearis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela</i> sp. (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela angusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suirela brebissoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Stauroneis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1
<i>Stauroneis</i> sp. (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis anceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	2	3	1	1
<i>Stauroneis gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stausosirella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
<i>Ulnaria ulna</i>	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	2	2	2
<i>Ulnaria ulna</i> (D)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunatia</i> sp.	0	0	1	0	8	0	1	6	1	3	8	1	11	2	10	0	4	2	8	6	5	1	4	4
<i>Eunatia</i> sp. (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Eunatia macroglassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Encyonema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Frustulia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	3	4	5	6	4	3	2	2
<i>Frustulia vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Triblionela</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hantzschia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2



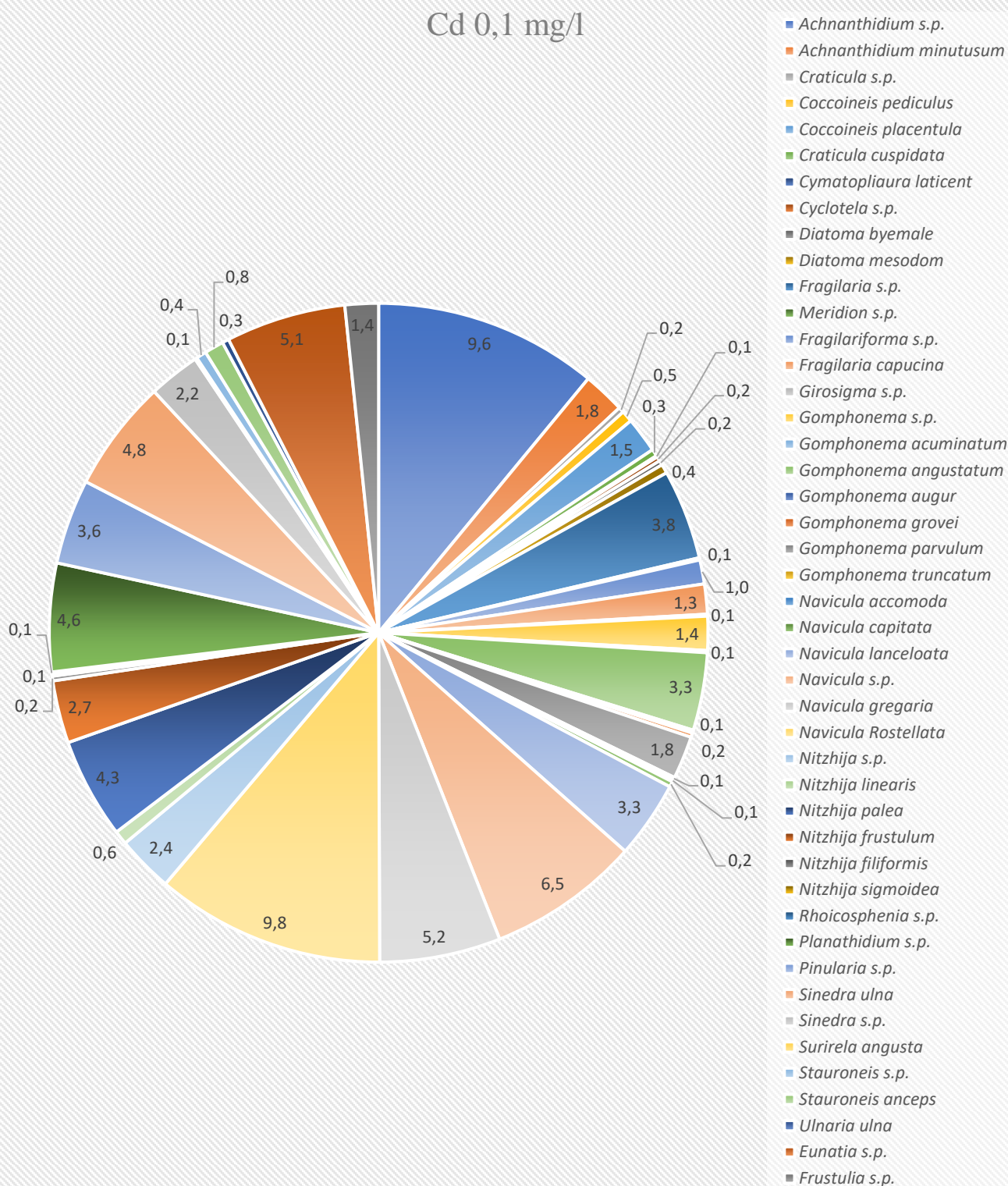
**Titnagdumblių pasiskirstymas skirtingo kadmio kiekio substratuose**



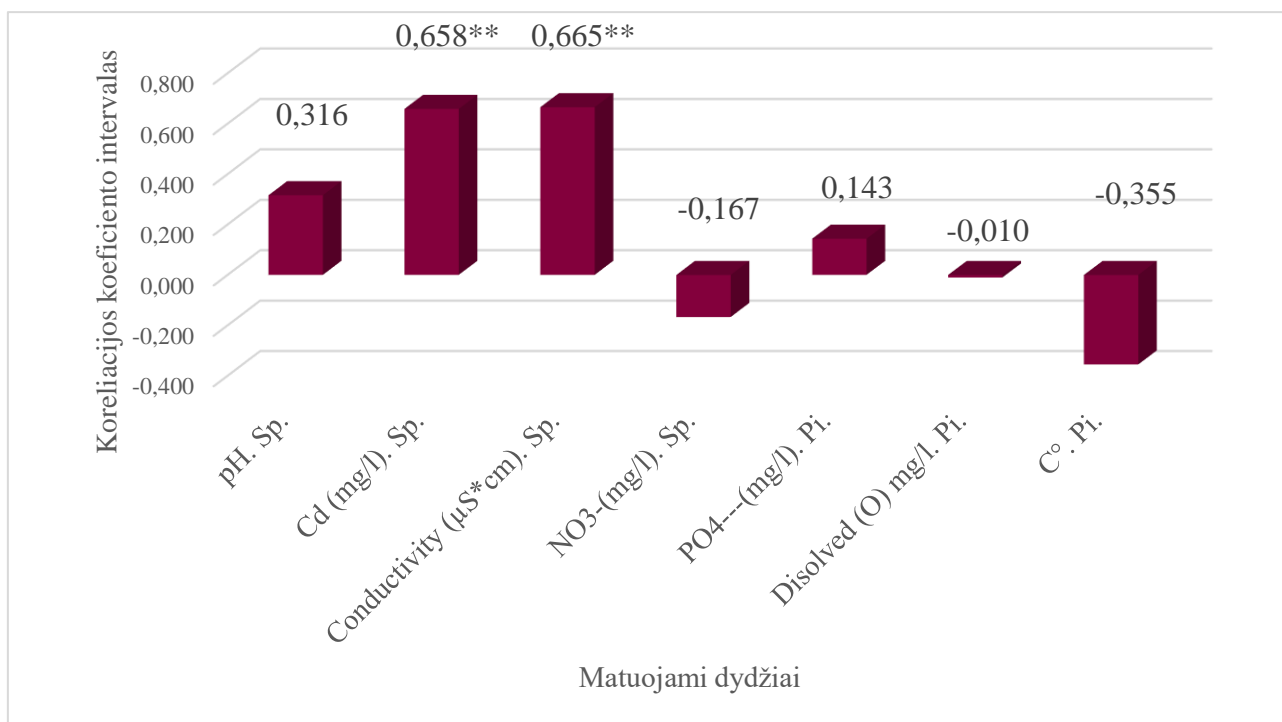




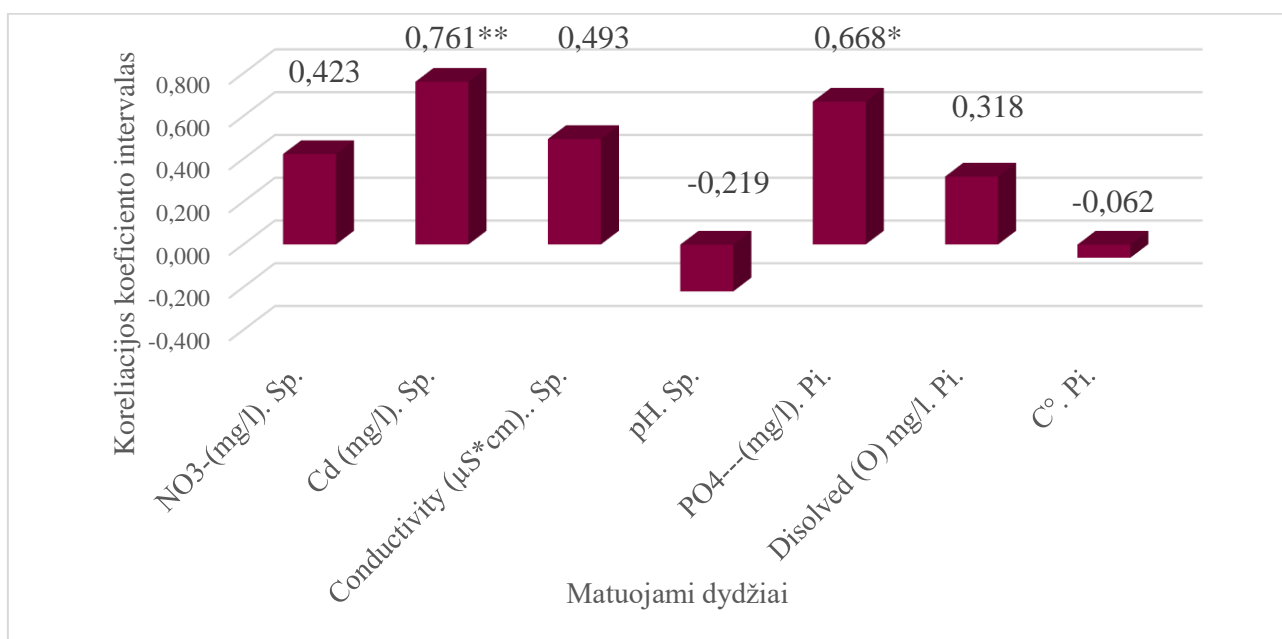
Cd 0,1 mg/l



**Koreliacijos koeficiento interpretavimas tarp deformuotų titnagdumblių dalies ir fizikinių bei cheminių vandens parametru.**



Koreliacijos koeficiento interpretavimas tarp deformuotų titnagdumblių dalies ir fizikinių bei cheminių vandens parametru. Viso tyrimo laikotarpio. (Sp. - Spirmano koreliacija; Pi. – Pirsono koreliacija ).



Koreliacijos koeficiento interpretavimas tarp deformuotų titnagdumblių dalies ir fizikinių bei cheminių vandens parametru (Sp. - Spirmano koreliacija; Pi. – Pirsono koreliacija, trijų savaičių ).

**Jaunųjų tyrėjų tarptautinė mokslinė konferencija  
„Jaunasis tyrėjas išmaniajai visuomenei“**



**Tyrimo metu identifikuotų kai kurių titnagdumblių fotografijos**



*Pinnularia* Ehrenberg.

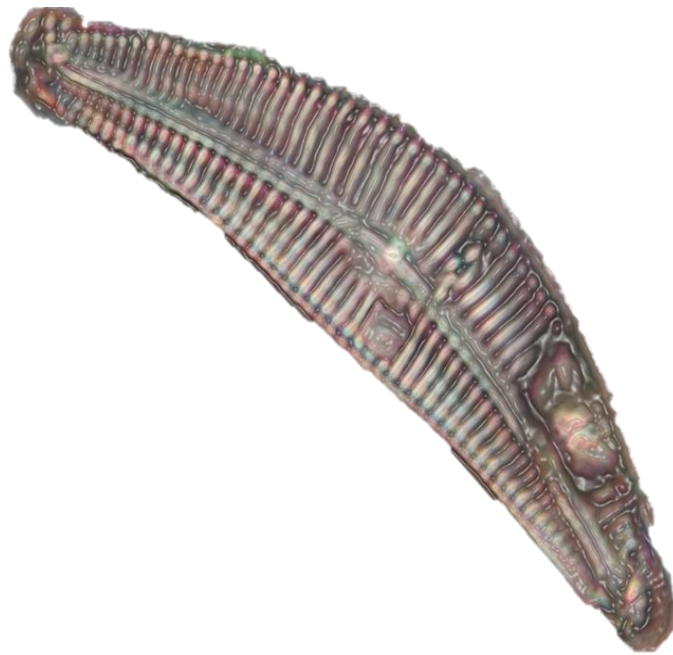


*Navicula* Bory de Saint-Vincent.



*Craticula accommodata* (Hustedt) D. G. Mann

8 priedo tęsinys.



*Cymbella* Agardh.