

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE
HIDROBIOLOĢIJAS KATEDRA

ENGURES EZERA VASARAS FITOPLANKTONS
(2013 - 2017)

Maģistra darbs

Autors: Zane Kuriloviča

Stud. apl. Nr. zk07012

Darba vadītājs: Doc. Dr. biol. Ivars Druvietis

RĪGA 2018

KOPSAVILKUMS

Darba mērķis ir noskaidrot fitoplanktona sabiedrību un to veidojošo sugu sastāva īpatnības, tā ietekmējošos faktorus, kā arī eutrofikācijas pazīmes Engures ezerā laika posmā no 2013. – 2017. gadam.

Tika noteikts fitoplanktona sugu taksonomiskais sastāvs, aprēķināta fitoplanktona biomasa un noteikti ūdens fizikāli – ķīmiskie parametri.

Pētījumā tika secināts, ka ezeram raksturīgas zemas fitoplanktona biomasas. Lielāko ietekmi uz ezera ekoloģisko kvalitāti rada kormorānu kolonija, kas izmaina vietējo aļģu sabiedrības un strauji degradē mieturaļģu audzes.

Atslēgas vārdi: fitoplanktons, vides faktori, eiglēnaļģes, kormorāni

SUMMARY

The aim of this research is to find out phytoplankton community compositions, community structure and environmental factors affecting the diversity of phytoplankton, as well as eutrophication features in Lake Engure 2013 - 2017.

Taxonomic composition of phytoplankton species and physicochemical parameters of water were established, phytoplankton biomass was calculated.

Research concluded that low phytoplankton biomass is characteristic to the lake. Ecological quality of the lake is greatly influenced by cormorant colony, which change local algae communities and rapidly degrades growths of charophyte algae.

Key words: phytoplankton, environmental factors, euglenophyta, cormorants.

SATURS

IEVADS	6
1. LITERATŪRAS APSKATS	7
1.1. Engures ezera vispārīgs raksturojums.....	7
1.1.1. Engures ezera floras raksturojums	8
1.2. Fitoplanktons un tā taksonomiskais iedalījums	9
1.2.1. Zilaļģes jeb cianobaktērijas (Cyanophyta).....	10
1.2.2. Kramaļģes jeb diatomejas (Bacillariophyta).....	11
1.2.3. Zaļaļģes (Chlorophyta).....	11
1.2.4. Dinofītaļģes jeb dinoflagelāti (Dinophyta)	12
1.2.5. Zeltainās aļģes (Chrysophyta).....	12
1.2.6. Kripofītaļģes (Cryptophyta)	13
1.2.7. Rafīdofītaļģes (Raphidophyta)	13
1.2.8. Eiglēnaļģes (Euglenophyta)	14
1.3. Galvenie fitoplanktona attīstību ietekmējošie vides faktori	14
1.3.1. Gaisma.....	14
1.3.2. Temperatūra	15
1.3.3. Ūdens pH līmenis	15
1.3.4. Sāļums	15
1.3.5. Biogēni un minerālvielas.....	16
2. MATERIĀLI UN METODEDES.....	19
2.1. Paraugu ievākšana.....	19
2.2. Paraugu fiksēšana un saglabāšana	20
2.3. Fitoplanktona paraugu mikroskopēšana	20
2.4. Iegūto datu apstrāde	21
3. REZULTĀTI	22
3.1. Fitoplanktons	22
3.1.1. Fitoplanktona raksturojums 2013. gada paraugos.....	22
3.1.2. Fitoplanktona raksturojums 2017. gada paraugos.....	23
3.1.3. Fitoplanktona raksturojums 2014. 2017. gada paraugos.....	24
3.2. Ezera raksturojošie fizikālie un ķīmiskie parametri.....	26
3.3. Sērēnsena indekss	31
4. DISKUSIJA	33
5. SECINĀJUMI	40
6. PATEICĪBAS	41

7. LITERATŪRAS SARAKSTS	42
PIELIKUMI.....	47

IEVADS

Ūdenstilpju eitrofikācija un ūdens ekosistēmu degradācija ir atzīta par prioritāru vides problēmu Latvijā. Pateicoties biogēno elementu (slāpekļa, fosfora, silīcija savienojumi) satura pieaugumam, ievērojami palielinās bioloģisko procesu intensitāte, kas sākotnēji novērojama kā aļģu attīstība un organiskās vielas uzkrāšanās, šo procesu ietekmē notiek būtiska ūdens kvalitātes pasliktināšanās.

Engures ezers ir lielākais lagūnas tipa ezers Latvijā. Lai ierobežotu saimniecisko darbību un saglabātu faunas un floras daudzveidību, aizsargājamo putnu un augu sugas, tika izveidots Engures ezera dabas parks, kas ir viena no unikālākajām Latvijas aizsargājamās dabas teritorijām, tā iekļauta pasaulē nozīmīgo mitrāju – Rāmsāres konvencijas un Eiropas aizsargājamo teritoriju tīkla Natura 2000 sarakstā (Kļaviņš, Melecis 2013).

Engures ezers ir pieskaitāms pie viena no Eiropas nozīmes aizsargājamo biotopu veidiem – „3140 Ezeri ar mieturaļģu augāju”, tie ir pārsvarā cietūdens ezeri, kuru ekosistēmā dominējošā loma ir mieturaļģu Charophyta sabiedrībām (Auniņš 2013).

Fitoplanktons ir viens no galvenajiem vides kvalitātes indikatoriem ūdenstilpēs, tā izmaiņas var norādīt gan uz ilgtermiņa, gan īstermiņa piesārņojumu, un liecināt par ezera eitrofikācijas procesiem, kā svarīgi ūdens kvalitātes indikatori tiek izmantoti arī ES Ūdens struktūrdirektīvā (2008/56/EK).

Darbā tika izvirzīta hipotēze: kormorānu kolonija var būtiski ietekmēt fitoplanktona sugu sastāva izmaiņas un strauji degradēt mieturaļģu biotopu.

Darba mērķis ir noskaidrot fitoplanktona sabiedrību un to veidojošo sugu sastāva īpatnības, tā ietekmējošos faktorus, kā arī eitrofikācijas pazīmes Engures ezerā laika posmā no 2013. – 2017. gadam.

Pētījuma mērķa sasniegšanai tika izvirzīti sekojoši uzdevumi:

1. Ievākt reprezentatīvus fitoplanktona paraugus visā Engures ezera akvatorijā.
2. Noteikt fitoplanktona sugu taksonomisko sastāvu un aprēķināt fitoplanktona biomasu.
3. Ar multiparametru zondi noteikt būtiskākos fizikāli – ķīmiskos parametrus.
4. Apkopot un analizēt autores iegūtos un agrākos LU Bioloģijas institūta datus, lai varētu secināt par ezera ekoloģiskās kvalitātes izmaiņām.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. Engures ezera vispārīgs raksturojums

Engures ezers ir lielākais lagūnas tipa ezers Latvijas teritorijā. Tas atrodas Rīgas jūras līča piekrastes rietumu daļā - starp Enguri un Mērsragu. No Rīgas jūras līča to atdala 1,2 – 2,8 km plata sauszemes josla (Vīksne 1997; Anonīms 2011).

Ezera attīstības gaitu būtiski ir ietekmējusi cilvēka saimnieciskā darbība. Ļoti nozīmīgas izmaiņas Engures baseina teritorijas ainavā notikušas 1842. gadā, kad ezera ziemeļu daļā tika izrakts Mērsraga kanāls, kurš ezeru savieno ar jūru, kā mērķis bija paplašināt lauksaimniecības zemes (Penēze u.c. 2013). Rezultātā ūdens līmenis pazeminājās par 1,5 – 2 m, dabiskā notece dienvidu daļā tika aizdambēta, un platība samazinājās no 90 km² aptuveni uz pusi (Šiliņš, Mednis 2013). Ar laiku ezera krastos izveidojās pļavas, pārpurvotie piekrastes meži kļuva sausāki, un daļu no agrāk mitro pļavu platībām izmantoja kā aramzemes (Penēze u.c. 2013).. Ūdens līmeņa samazināšana plānoto rezultātu nesniedza, jo 20. gs. aktīvās lauksaimniecības un lopkopības attīstības rezultātā, ezerā tika nopludināti barības vielām bagāti ūdeņi, kas veicināja ezera aizaugumu. Ap 1950. gadu vismaz 80 % bijušās ezera teritorijas aizņēma mazproduktīvas mežaudzes (Medene 2012).

Tā platība 20. gs. vidū sasniedza 45 km², kas ar gadiem, seklūdens zonai aizaugot un pārvēršoties zemajos purvos, mūsdienās ir samazinājusies līdz 35 km². Tā garums ir aptuveni 19 km, platums līdz 4,5 km. Ezers ir ļoti sekls, tā vidējais dziļums ir aptuveni 0,4 metri, bet maksimālais 2,1 m. (Vīksne 1997).

Mūsdienās Mērsraga kanāls ne tikai ietekmē ūdens līmeni ezerā, bet arī ezera ūdeņu fizikāli ķīmiskās īpašības (Briede et al. 2000).

Vēsturiskie dati rāda, ka Engures ezera problēmas saistītas galvenokārt ar vairāku gadsimtu laikā noritējušajiem akumulācijas procesiem. Ezera gultne ir klāta ar sapropeli, dziļākajās vietās tas sasniedz 6 m – dūņu un sapropēļa slāņa biezums ir atšķirīgs dažādās ezera daļās. Ezera rietumu pusē un ziemeļu galā tas ir biezāks nekā pie austrumu krasta (Vīksne 1997; Anonīms 2011).

Ezera sateces baseins atrodas Latvijas ziemeļrietumos un aizņem 644 km². To veido Engures ezers, tajā ietekošās divpadsmit upes, to sateces baseini un Engures ezera kanāls. No rietumiem ezerā ietek vairākas upītes: Dzedrupe, Dursupe, Jurģupe, Melnupe un Pelčupe, kā arī vairāki meliorācijas grāvji (Anonīms 2011). Ziemeļkursas augstienē atrodas plašas lauksaimniecības zemju platības, savukārt Piejūras zemienes daļā to klāj plašas mežu teritorijas (Penēze u.c. 2013). Mūsdienās turpina novērot mežu pieaugumu Engures ezera

tuvumā. Engures baseinā dominējošās ir skujkoku sugas - priele un egle, kas kopumā aizņem aptuveni 65 % no visām mežaudzēm (Medene 2012).

1.1.1. Engures ezera floras raksturojums

Engures ezera iepriekšējo gadu limnoloģisko raksturojumu devis Zandis Spuris (Спурис 1960).

Engures ezers ir sekls cietūdens ezers, tāpēc ezera florā galvenokārt dominē iegrimušo ūdensaugu un mieturaļģu audzes, kas ūdenī nodrošina augstu izšķīdušā skābekļa saturu veģetācijas sezonā (Kokorīte u.c. 2013).

Pirmā Engures ezera veģetācijas kartēšana Latvijā, tika veikta 1997. gadā. Uz to brīdi, virsūdens augājs, slīkšņas un citas augu sabiedrības, kas noklāj ūdens virsmu, aizņēma aptuveni 73% no ezera platības (1. attēls).



1. attēls. Engures ezers (I. Druvieša foto).

Figure 1. Lake Engure (photo I. Druvietis).

Pēc zviedru zinātnieces I. Blindovas ezera vērtējuma 1995. gadā ārpus virsūdens augu audzēm ~ 95% ezera platības aizņēma iegremdētie ūdensaugi, no tiem ~ 90% veidoja mieturaļģes, 5% - segsēkļi (Anonīms 2011).

Kopumā visā ezerā eutrofikācijas ietekmē ir palielinājušās platības, kas klātas ar vaskulārajiem augiem, savukārt hāru izplatība ir nedaudz mazinājusies (Anonīms 2011). 90. gadu sākumā ievērojami iznīkušas mieturaļģes, atklājot dūņas, vai arī šīs audzes nomainījuši dažādi iegrimušie ūdensaugi (glīvenes, iegrimusī raglape, vārpainā daudzlape u.c.) (Kokorīte u.c. 2013). No virsūdens ūdensaugiem dominē *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *Typha augustifolia*. Lielākā sugu daudzveidība konstatēta ezera Z daļā, kur līcīšos izveidojušās daudzveidīgas makrofitu sabiedrības. Dziedru līcī, ap Grebja pussalu un ezera galos dominē ežgalvīšu *Sparganium* sp., glīveņu *Potamogeton* sp. un parastās skujuenes *Hippuris vulgaris* sabiedrības. Ezerā konstatētas arī retas sugas - jūras najāde *Najas marina* un dižā aslape *Cladium mariscus* (Grīnberga, Zviedre 2013).

Svarīgs ezera hidroekosistēmas komponents ir mieturaļģu nodalījuma mieturīšu ģints (hāras), kas nodrošina dzidrūdēns stāvokli ūdenī (Anonīms 2011).

Ezerā konstatētas 8 mieturaļģu sugas (*Chara tomentosa*, *C.contraria*, *C.aspera*, *C.hispida*, *C.rudis*, *C.globularis*, *C.intermedia*, *Nitellopsis obtusa*) (Zviedre 2008), 2010. gadā ezera centrālajā daļā pirmo reizi nelielā platībā tika konstatēta mieturaļģe *Chara polyacantha* (Grīnberga, Zviedre 2013).

No fitoplanktona sabiedrībām Engures ezerā konstatētas Dinophyceae, Cryptophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae un Euglenophyceae aļģu grupas. Līdz šim kopumā ezerā konstatētas vairāk nekā 150 planktonisko aļģu sugu. No kramaļģēm dominē epifītiskās aļģes, kas savai attīstībai par substrātu izmanto mieturaļģes un makrofitus (Kokorīte u.c. 2013).

Engures ezeram ar tik ļoti labi attīstītu augstāko augu veģetāciju jau pagājušā gadu simteņa deviņdesmitajos gados konstatētas neraksturīgi zemas fitoplanktona biomasas (0,03 - 0,3mg/l), ko veidoja dominējošās sugas - no zaļaļģēm - *Scenedesmus* (*Desmodesmus*) spp., no zeltainajām aļģēm *Dinobryon sertularia*, *D. Divergens*, no dinofītaļģēm - *Glenodinium* spp., no kramaļģēm - *Synedra acus*, un no cianobaktērijām - *Microcystis pulverea* un *Anabaena* spp. (Druvietis 1997).

1.2. Fitoplanktons un tā taksonomiskais iedalījums

Fitoplanktons ir ūdenī brīvi peldoši organismi- mikroskopisko aļģu kopums. Lielākās aļģu grupas, kas veido fitoplanktonu, ir zilaļģes, zaļaļģes un kramaļģes.

Fitoplanktonam ir liela nozīme ūdens ekosistēmās - tas uzņem ūdenī izšķīdušās neorganiskās vielas un fotosintēzes procesā ražo organiskās vielas, kas ir pamatā ekosistēmu funkcionēšanā (Anonīms 2016).

1.2.1. Zilaļģes jeb cianobaktērijas (Cyanophyta)

Zilaļģes tiek uzskatītas par senāko hlorofilu saturošo augu grupu uz Zemes. To šūnas uzbūve ir līdzīga baktērijām un ievērojami atšķiras no citu hlorofilu saturošo organismu uzbūves, bet funkcionāli, tās līdzinās aļģēm, un spēj veikt fotosintēzi (Graham et al. 2016).

Būdamas pieticīgas attiecībā pret dažādiem ārējiem apstākļiem, to izplatības areāls ir ļoti plašs (Rudzroga 1984).

Tās ir pielāgojušās dzīvei visdažādāko veidu biotopos, sākot no tropu līdz polāram reģionam, ieskaitot jūras un saldūdens ūdeņus, kā arī kalnu virsotnēs (Whitton 2012).

Tās sastopamas ne tikai lielās ūdenstilpēs, bet arī dīķos, grāvjos, bedrēs un peļķēs, kā arī salīdzinot ar citām aļģēm, tās biežāk attīstās arī uz augsnes, klintīm, kā arī uz citiem ārpus ūdens substrātiem (Rudzroga 1984). Daudzām zilaļģēm ir gāzu vakuolas, ar kuru palīdzību tās var regulēt peldspēju un atrašanās pozīciju ūdens slānī. (Graham et al. 2016).

Atšķirībā no citām aļģēm – tām nav norobežota kodola un hromatoforu. Neskatoties uz to nosaukumu, zilaļģu šūnu krāsa ir ļoti daudzveidīga, ko nodrošina tajās esošie pigmenti, kas atkarībā no gaismas spektra un intensitātes var variēt no brūnas līdz zili-zaļai (Bellinger, Sigeo 2010), dažreiz tās ir arī purpursārtas, sarkanbrūnas, dzeltenas, bālzilas vai gandrīz melnas (Rudzroga 1984). Tiem ir svarīga loma, lai pielāgotos dažādiem gaismas apstākļiem un palielinātu spēju konkurēt ar citiem organismiem (Satoh et al. 2001). Tās ir dažādu formu un izmēru, sākot ar maza izmēra viensūnu aļģēm, piemēram, *Synechococcus* sp., kuri ir skatāmi zem gaismas mikroskopa, līdz ar liela izmēra koloniālajām aļģēm, kā *Microcystis* sp., un *Anabaena* sp., kuru šūnas veido pavedienus (trihomu formas), un masveida savairošanās gadījumos, ko dēvē par „ūdens ziedēšanu”, ir viegli saskatāmas ar neapbruņotu aci (Bellinger, Sigeo 2010). Cianobaktēriju attīstībai labvēlīgāki ir mierīgi un noslēpti, stāvoši ūdeņi (Graham et al. 2016).

Potenciāli toksisko zilaļģu savairošanās ir viena no lielākajām ūdeņu problēmām vasaras sezonā. Ūdens kļūst duļķains, un nereti tā virsmu klāj zili zaļa plēve. Zilaļģēm (cianobaktērijām) atmirstot, ūdenī var tikt izdalīti toksīni (Anonīms 2013). Aļģes ir pirmais barības ķēdes posms ezera ekosistēmā un ir nozīmīga barības bāze citiem barības ķēdē esošajiem ūdens organismiem - zooplanktonam, gliemenēm, herbivorajām un karnivorajām zivīm, tādējādi toksīni uzkrājas nākamajos barības ķēdes posmos, kas rada risku tiem nonākt cilvēka organismā ar zivju izstrādājumiem (Anonīms 2016).

Pēc to ietekmes uz cilvēka organismu, tiek izdalītas trīs galvenās toksīnu grupas - neurotoksīni, hepatoksīni un dermatoksīni, tiem ir vairākas variācijas un ietekmes pakāpes, piemēram, mikrocistīns ir hepatoksisks, tas tiek uzskatīts par visbiežāk sastopamo toksīnu.

Neirotoksīni kaitē cilvēka nervu sistēmai, izraisot krampjus, paralīzi vai pat nāvi, savukārt hepatoksīni bojā aknas (Graham et al. 2016).

1.2.2. Kramaļģes jeb diatomejas (Bacillariophyta)

Kramaļģes galvenokārt ir viensūnu organismi, kas plaši izplatītas gan saldūdenī, gan sāļūdenī, gan arī augsnē, lielākā daļa ir fotoautotrofi (Rudzroga 1984). Tās ir mikroskopiskas/maza izmēra, var veidot kolonijas un retāk pavedienus, bet to šūnas ir patstāvīgas, to krāsa variē no dzeltenas līdz gaiši brūnai, atkarībā no pigmenta satura (Janse van Vuuren et al. 2006).

Kā galvenie fotosintēzes pigmenti ir hlorofils "a" un hlorofils "b", kā arī papildus pigments fukoksantīns, kas kramaļģēm piešķir tipiski zeltaini brūno krāsu (Suthers, Rissik 2009).

Pēc šūnu uzbūves tās neatšķiras no citām dabā sastopamajām aļģēm, toties ievērojami atšķiras pēc šūnapvalka uzbūves, to apvalks sastāv no pektīnvielām, ko sedz izturīgs, simetriskas formas, divpusīgs silīcija dioksīda apvalks. Vāciņu formai un struktūrai ir liela nozīme kramaļģu sistemātikā (Bellinger, Sigeo 2010). Tām ir liela nozīme nogulumiežu veidošanā – bojā gājušo krama vāciņi nogrimst ūdenstilpes dibenā, veidojot kramaļģu dūņas.

Kramaļģes intensīvi savairojas pavasarī un rudenī, sevišķa loma kramaļģu dzīvē ir silīcijam, ko uzņem silīcijskābes un silīcijorganisko savienojumu veidā, silīcijs kļūst par aļģu attīstību limitējošo elementu, ja silīcija saturs kļūst zemāks par 0.5 mg/l, daudzas sugas nespēj normāli attīstīties. Savu uzbūves īpatnību dēļ labi attīstās barības vielām nabadzīgos ūdeņos (Rudzroga 1984; Kļaviņš 1998).

1.2.3. Zaļāļģes (Chlorophyta)

Zaļāļģes ir plaša un morfoloģiski daudzveidīga aļģu grupa, kas galvenokārt izplatīta saldūdeņos (Kļaviņš 1998). Var būt viensūnas, koloniāli, kā arī daudzšūnu organismi (Rudzroga 1984).

Tām ir plašs izmēru diapazons – no mikroskopiskiem viensūnu organismiem līdz lielām lodveida vai pavedienvēidīgām kolonijām (Bellinger, Sigeo 2010).

Daudzām koloniju veidojošām sugām ir noteikts šūnu skaits kolonijā, tās var būt ar 4, 8, 16, 32 vai 64 šūnām. Tām ir viens kodols un liela hloroplasta attiecība pret šūnu lielumu (Suthers, Rissik 2009). Šūnapvalks sastāv no celulozes un pektīnvielām (Rudzroga 1984).

Raksturīga zaļa krāsa. Satur hlorofilu „a” un hlorofilu „b”, kā arī papildus pigmentus – karotīnu un ksanofilu (Leliaert et al. 2012).

Zaļāļģes ir ekoloģiski nozīmīgas, kā galvenās organisko vielu ražotājas saldūdens ekosistēmās (Bellinger, Sigeo 2010).

1.2.4. Dinofītaļģes jeb dinoflagelāti (Dinophyta)

Dinofītaļģes galvenokārt ir vienšūnas organismi, lai gan ir sastopamas arī dažas pavedienvēda sugas. Tām nav sastopamas koloniālas formas. Lielākā daļa apdzīvo jūras ūdeņus. Lai gan saldūdens formu ir salīdzinoši maz, tās ir bieži sastopamas saldūdens fitoplanktona sabiedrībās (Suthers, Rissik 2009).

Apmēram puse no zināmajām sugām veic fotosintēzi. Tās satur hlorofilu „a” un hlorofilu „c”, un papildus pigmentus, kas nodrošina to raksturīga zeltaina, olīvbrūna krāsa, ko nodrošina tajās esošie papildus pigmenti – karotīns un ksantofilīns (Hackett et al. 2004). Lielākā daļa dinofītaļģes ir kustīgi organismi. Vienšūnas formām ir divas nevienāda garuma vicas- viena no tām novietota šūnas šķērsrievā, otra- garenrievā (Rudzroga 1984).

Dinofītaļģēm ir divu veidu šūnu tipi, kurus var atšķirt pēc to šūnu sienīņu pārklājuma. Daudzas vienšūnas sugas apņem bruņas, kas sastāv no vairākām plāksnēm, kuras izkārtotas dažādos veidos un sastāv no celulozes, piemēram, *Peridinium* sp. Pastāv arī sugas, kuru bruņu plāksnītes ir ļoti plānas vai to nav vispār, piemēram, *Gymnodinium* sp. Plāksnītes ir izkārtotas dažādos veidos, kam ir liela nozīme dinofītaļģu sistemātikā (Hackett et al. 2004; Suthers, Rissik 2009).

Tām piemīt liela morfoloģiskā daudzveidība- tās var būt mazas, vienmērīgi sfēriskas formas, kā arī ar ļoti sarežģītu struktūru, kas var atgādināt „ragu”, „spārnu” vai pat „roku pirkstu” veidolus (Hackett et al. 2004).

1.2.5. Zeltainās aļģes (Chrysophyta)

Tās galvenokārt ir mikroskopiskas aļģes, kas plaši izplatītas saldūdens ekosistēmās. Tām ir raksturīga zeltaini brūna krāsa. Tām piemīt liela morfoloģiskā daudzveidība, tās ir vienšūnu, koloniālas un daudzšūnu, reti pavedienvēda (Bellinger, Sigeo 2010). Šūnas iekšējā uzbūve visām sugām ir vienveidīga- protoplastā atrodas viens vai divi hloroplasti (Rudzroga 1984). Satur hlorofilu „a” un hlorofilu „b”. Šo aļģu krāsa galvenokārt ir atkarīga no papildus pigmenta – fukoksantīna (Reynolds 2006). Lielākajai daļai zeltaino aļģu šūnas periplasts ir blīvs, un tām ir noteikta forma, bet ir sastopamas arī sugas ar ļoti plānu periplastu, kas ļauj mainīt šūnas formu. Daudzām sugām ir vicas (Rudzroga 1984). Un to šūnas klāj silīcija vai kaļķa plāksnītes, vai zvīņveida bruņas (Wetzel 2001). Zeltainajām aļģēm ir ekoloģiski būtiska loma pirmprodukcijas veidošanā, īpaša nozīme tam ir ar barības vielām nabadzīgos un skābos

purva ezeros. Daudzas sugas dzīvo galvenokārt tīros saldūdeņos un var kalpot kā bioindikatori ūdens kvalitātes noteikšanā (Bellinger, Sigeo 2010).

1.2.6. Kriptofītaļģes (Cryptophyta)

Kriptofītaļģes ir salīdzinoši maza planktonisko aļģu grupa, kas sastopama gan jūrās, gan saldūdeņos. Zema sugu daudzveidība, kas atspoguļojas to morfoloģijā. Pēc morfoloģijas tās ir samērā viendabīgas maza izmēra un eliptisku formu aļģes. Sastāda nelielu daļu no stāvošu ūdeņu fitoplanktona biomasas (Bellinger, Sigeo 2010). Sastopamas gandrīz visos ezeros, neatkarīgi no to trofiskā stāvokļa (Wetzel 2001).

Vienšūnas organismi ar izliektu mugurpusi un saplacinātu vai ieliektu apakšpusi. Šūnas priekšgals izskatās kā slīpi nogriezts, pie tā piestiprinātas divas nevienāda garuma, uz priekšu izvirzītas vicas (Rudzroga 1984). Viens, biežāk divi hromatofori, kas satur vairākus pigmentus - hlorofilu „a” un hlorofilu „b”, kā arī papildus pigmentus - fikoeritrīnu, fikotsianīnu, ksantofilonu un karotīnu, kuri nodrošina aļģēm plašu krāsu spektru, tostarp – sarkanu, piemēram, *Rhodomonas*, zilu- *Chroomonas*, zilzaļu- *Cyanomonas*, kā arī brūnu vai dzeltenu nokrāsu. Daži no tiem ir bezkrāsaini, jo tiem trūkst hloroplasta (Rudzroga 1984; Wetzel 2001; Suthers, Rissik 2009). Lielāko daļu laika, kriptofītaļģes ir sastopamas nelielā skaitā, straujš to pieaugums ir vērojams rudenī, kad citu aļģu aktīvā dzīve ir beigusies un notiek to sadalīšanās (Klaveness 1989).

1.2.7. Rafidofītaļģes (Raphidophyta)

Pie šī apakšnodalījuma pieder neliela vienšūnas organismu grupa, kas apdzīvo jūras, iesāļus un saldūdens biotopus. Šobrīd ir zināmas desmit ģintis, no kurām trīs ir saldūdens pārstāvji: *Gonyostomum*, *Merotricha* un *Vacuolaria*, kas plaši izplatīti sūnu purvu ūdeņos (Archibald et al. 2017). Sākotnēji šo aļģu grupu Klebs (1893) nosauca par Hloromonādu (*Chloromonadida*) apakšnodalījumu, bet vēlāk Bourrely (1970) to pārsauca, jo uzskatīja, ka tā tiek jaukta ar *Chloromonas* ģints pārstāvjiem (*Chlorophyta*, *Volvocales*). Rafidofītaļģēm ir zināma līdzība arī ar *Cryptophyta*, *Pyrrophyta* un *Euglenophyta* nodalījumiem, lai gan nav pietiekami daudz kopējo pazīmju, lai tās iekļautu kādā no šīm grupām (John et al. 2002).

To šūnas ir dorsovetrāli saplacinātas, tajās atrodas daudz sīku, diskveidīgu, gaišzaļu hloroplastu (Rudzroga 1984). Visi zināmie saldūdens rafidofīti ir fotosintētiski organismi, kas satur hlorofilu a un hlorofilu c, kas tiem piešķir zaļganu krāsu. Kā vienu no Latvijā izplatītākajām sugām var minēt *Gonyastomum semen* (Rudzroga 1984).

1.2.8. Eiglēnaļģes (Euglenophyta)

Eiglēnaļģes ir vienkāršas organismi, kas galvenokārt apdzīvo saldūdens ekosistēmas. Lielākā daļa šo aļģu ir kustīgas, tikai dažām sugām ir raksturīga miera stadija. Apmēram viena trešdaļa no tām ir autotrofī organismi, un klasificējami starp aļģēm, pārējie ir bezkrāsaini heterotrofiski vai fagotrofiski organismi, un biežāk tiek pieskaitīti pie vienkāršiem (Bellinger, Sigeo 2010). Visbiežāk sastopamas seklos, stāvošos, ar organiskām vielām bagātos ūdeņos, kā arī dīķos un grāvjos (Wetzel 2001; Hoek et al. 1995).

Eiglēnām nav šūnapvalka, to šūnas no ārpuses aizsargā periplasts. Ir sugas, kurām piemīt metabolija (spēja mainīt formu), kā arī sugas, kurām virs periplasta veidojas ciets apvalks (Rudzroga 1984). Tām ir izteikti zaļa krāsa, ko nosaka hlorofila „a” un hlorofila „b” klātbūtne. Šūnās sastopami arī vairāki papildus pigmenti – karotīni un ksantofili. Bez pieminētajiem pigmentiem, ir sugas, kuru sastāvā ietilpst astaksantīns, kas aļģu ziedēšanas laikā, tām var piešķirt ķieģeļu – sarkanu nokrāsu (Suthers, Rissik 2009).

Šīs aļģes veicina ar organiskām vielām piesātinātu ūdeņu bioloģisko attīrīšanos, šādos gadījumos galvenā loma ir tām sugām, kas barojas heterotrofī. Lielākā daļa heterotrofo formu ir saprotrofiskas (Hoek et al. 1995). Tā kā daudzas sugas ir plaši izplatītas piesārņotos ūdeņos, eiglēnaļģes var izmantot kā ūdens kvalitātes bioindikatorus. Daudzas sugas var uzskatīt par piesārņotas vides bioindikatoriem (Rudzroga 1984).

1.3. Galvenie fitoplanktona attīstību ietekmējošie vides faktori

Fotosintēzes laikā mikroaļģes ražo lipīdus, ogļhidrātus un olbaltumvielas, izmantojot barības vielas un gaismu. Šo metabolisko produktu relatīvais daudzums ir cieši saistīts ar vides un barības vielu apstākļiem, ieskaitot temperatūru, pH līmeni, gaismas intensitāti, oglekļa dioksīda līmeni, barības vielu pieejamību un dažādu citu organismu esamību vai neesamību (Chavan et al. 2014).

1.3.1. Gaisma

Fitoplanktona biomasu mērenās klimatiskās zonas ezeros būtiski limitē arī pieejamās gaismas daudzums, un to raksturo sezonāla dinamika (Wang et al. 2007).

Gaisma ir vitāli svarīga fitoplanktona augšanai un fotosintēzes procesiem (Tingting 2014).

Gaismas intensitāte ezeru ūdens kolonnā samazinās eksponenciāli līdz ar dziļumu. Turklāt reprezentējošā dziļuma viļņu garumi variē līdz ar ūdens spektra kvalitāti (Kirk 2011). Dažādām fitoplanktona grupām ir īpaši pigmenti, kas pieļauj gaismas spektra īpašu daļu

absorbciju, kā arī pie dažādas gaismas intensitātes. Tāpēc fitoplanktons var pastiprināt gaismas absorbciju, optimizējot savu atrašanās dziļumu ūdens kolonnā. Tā ir īpašība, kas sabiedrību līmenī nodrošina daudzu sugu līdzāspastāvēšanu un paaugstināt fitoplanktona daudzveidību (Longhi, Beisner 2009).

Vairāki pētījumi ezeru krasta mitrājos un sekļajos ezeros ir norādījuši uz to, ka vēju izraisīta nogulšņu resuspensija palielina ūdens kolonnas duļķainību un, turklāt, būtiski samazina gaismas izstarojumu, iekļūstot ūdens kolonnā (Tingting 2014).

1.3.2. Temperatūra

Temperatūra ir viens no vitāli svarīgiem vides faktoriem, kas ietekmē aļģu augšanas tempu, šūnu izmēru, bioķīmisko kompozīciju un barības vielu prasības. Mikroaļģes aug dažādos temperatūras diapazonos (Kirti 2014).

Ūdens temperatūra fitoplanktonam var būt kā kontrolējošais un limitējošais faktors, atkarībā no tās izmaiņām ūdens vidē (McCombie 1953).

Samazinoties ūdens temperatūrai, samazinās fitoplanktona spēja uzņemt slāpekli, kas savukārt palēnina šūnu augšanas un vairošanās tempu. Pretējs process ir novērots kramaļģu attīstībā, to optimālā augšanas temperatūra ir salīdzinoši zema 3-5°C – paaugstinoties temperatūrai, tiek apgrūtināta slāpekļa uzņemšana, tādējādi limitējot to attīstību (Šešo 2014).

Fitoplanktona organismi palielina augšanas tempu līdz ar pieaugošu temperatūru, līdz attiecīgam temperatūras līmenim, pēc kura augšanas temps samazinās (Dawes 1988).

Palielinoties temperatūrai, samazinās skābekļa šķīdība ūdenī (Kļaviņš 1998). Lai normāli noritētu dzīvības procesi, virszemes ūdeņos O₂ saturs nedrīkst būt zemāks par 5 mg/l.

1.3.3. Ūdens pH līmenis

Katram organismam piemīt savs pH tolerances diapazons, vairums organismu ir attīstījuši spēju paciest relatīvi plašu vides pH līmeņa spektru, tomēr straujas pH izmaiņas, var radīt papildus stresu, un būt letālas. Saldūdens ekosistēmu pH līmenis var ievērojami svārstīties dienas un sezonālos laika posmos (Tucker, D'Abramo 2008). Lielākoties dabas ūdeņu pH ir robežās no 6 līdz 8 (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

Fotosintēzes procesu laikā, nepietiekama CO₂ pieplūdes gadījumā, var būtiski pieaugt pH līmenis ūdenī, tāpēc šo rādītāju var izmantot par kritēriju fitoplanktona produkcijas procesu vērtējumam (Kļaviņš 1998).

1.3.4. Sāļums

Cits būtisks faktors, kas izmaina aļģu šūnu bioķīmisko sastāvu, ir sāļums (Kirti 2014).

Floders un Burns pētīja sāļuma izmaiņas uz saldūdens fitoplanktona daudzveidību. Šajā pētījumā pāreja uz iesāļa ūdens apstākļiem izraisīja fitoplanktona daudzveidības samazināšanos, īpaši inkubācijas pirmajās dienās. Viņi šos rezultātus skaidroja ar osmotisko stresu (osmotiskā spiediena izmaiņas šūnā), kas samazina šūnu attīstību un vairošanos. Jebkuras nedabiskas izmaiņas sāļuma līmenī ir pietiekošas, lai ietekmētu sugas ar šauru sāļuma tolerances diapazonu, un varētu neatgriezeniski izmainīt vietējo fitoplanktona sabiedrību struktūru (Floder, Burns 2004).

1.3.5. Biogēni un minerālvielas

Pēc barošanās veida fitoplanktons (un makrofīti) pieder autotrofiem organismiem, kas biomasas akumulēšanai izmanto gaismas enerģiju un vidē izšķīdušās neorganiskās vielas - biogēnus. Svarīgāko biogēnu aptuveno stehiometriju fitoplanktona biomasā izsaka Redfilda attiecība C:N:P=106:16:1 (Redfield 1934). No šiem elementiem slāpekļis sastopams aminoskābēs un nukleīnskābēs, savukārt fosfors veido šūnu fosfolipīdu membrānu un DNS struktūru. Tā kā kramaļģēm apvalks satur ievērojamu daudzumu silīciju, šiem organismiem biomasas raksturojošo attiecību var modificēt C:N:Si:P = 106:16:15:1 (Brzezinski 1985). Attiecinot pret ūdenī izšķīdušo biogēnu saturu, Radfilda attiecību izmanto limitējošā elementa notiekšanai, saldūdeņos šis elements ir fosfors (Kļaviņš 1998).

Tikpat nozīmīgi kā biogēni ir arī minerālvielas- makroelementi (kālijs, kalcijs, magnijs) un mikroelementi (dzelzs, mangāns, cinks, varš, kobalts, molibdēns, selēns, silīcijs) (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Tāpat kā augi, fitoplanktons uzņem metālu jonus, kas nepieciešami metabolismam, un ir arī pakļauts smago metālu toksicitātei (toksikanti: arsēns, kadmijs, svins un dzīvsudrabs), ja radies to piesārņojums vidē (Csuros 2010). Dzelzs nodrošina biogēno elementu oksidēšanās un reducēšanās reakcijas, savukārt magnijs atrodams hlorofila sastāvā (Šešo 2014)

Ūdens kvalitātes kontekstā kalcijs un magnija joniem ir arī nozīme tā cietības nodrošināšanā (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

1.3.5.1. Fosfors

Salīdzinot fosforu ar citiem elementiem (C, H, O, N, Fe, S), tā izplatība ir ievērojami mazāka, līdz ar to, tas limitē dzīvo organismu attīstību.

Fosfors ūdenstilpnēs ir atrodams neorganisku jonu veidā (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , polifosfātjonu) un organiskajos savienojumos (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Tā vienīgais dabiskais avots ūdenstilpē ir ieži ezera sateces baseinā, no kuriem ūdenī vāji iesšķīst PO_4^{3-} joni

(Karl 2014). Mūsdienās fosfāti ūdenstilpēs nokļūst galvenokārt antropogēnas ietekmes rezultātā: ar komunālo notekūdeņu un lauksaimniecībā izmantoto minerālmēslu noteci.

Fosfora savienojumiem ir liela nozīme ūdenskrātuvju eutrofikācijas procesos, ja fosfātu saturs > 0.05 mg/l, pie labvēlīgiem apstākļiem, un pietiekoša slāpekļa savienojumu daudzuma, var sākties aktīva aļģu un makrofitu vairošanās (Kļaviņš 1998).

1. tabula

Galvenie fosfora savienojumu raksturlielumi ūdenstilpēs (pēc Järvekülg 2001).

Table 1

Main phosphor compounds in water bodies (by Järvekülg 2001).

	P kop mg l ⁻¹	P org mg l ⁻¹	PO ₄ ³⁻ -P mg l ⁻¹
Ļoti zems			$\leq 0,005$
Zems	$\leq 0,015$	$\leq 0,01$	0,006 – 0,01
Vidējs	0,016 – 0,050	0,011 – 0,03	0,011 – 0,02
Augsts	0,051 – 0,1	0,031 – 0,07	0,021 – 0,03
Ļoti augsts	0,105 – 0,3	0,071 – 0,2	0,031 – 0,1
Pārāk augsts	$> 0,3$	$> 0,2$	$> 0,1$

1.3.5.2. Slāpeklis

Slāpeklis ūdenstilpnēs ir sastopams neorganisku jonu veidā- nitrātu, nitrītu, amonija (NH₄⁺, NO₂⁺, NO₃⁻) un slāpekļa organiskajos savienojumos (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Aļģu šūnām ir nepieciešams slāpeklis, lai sintezētu proteīnus (Hairson, Fussmann 2002). Bieži, ūdeņos ar zemām N koncentrācijām, fitoplanktonam galvenais izšķīdušā slāpekļa avots ir amonijs, bet nitrāti, kas ir enerģētiski grūtāk asimilējami, tiek izmantoti pēc tam (Puriņa, 2008). Mineralizācijas procesā amonijs tiek oksidēts augiem un aļģēm pieejamā formā. Amonija jonu daudzuma palielināšanās ūdenstilpē var liecināt par dabiski paaugstinātiem organiskās vielas mineralizācijas procesiem, kā arī par nozīmīgu slāpekļa savienojumus saturošu piesārņojumu ūdenstilpē (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Slāpeklis ezeros ir pieejams lielākā koncentrācijā nekā fosfors, tādēļ papildus slāpekļa ienese ar notekūdeņiem var izraisīt slāpekli fiksējošo cianobaktēriju savairošanos (Hairson, Fussmann 2002).

Galveno slāpekļa savienojumu raksturlielumi ūdenstilpēs (pēc Järvekülg 2001).

Table 2

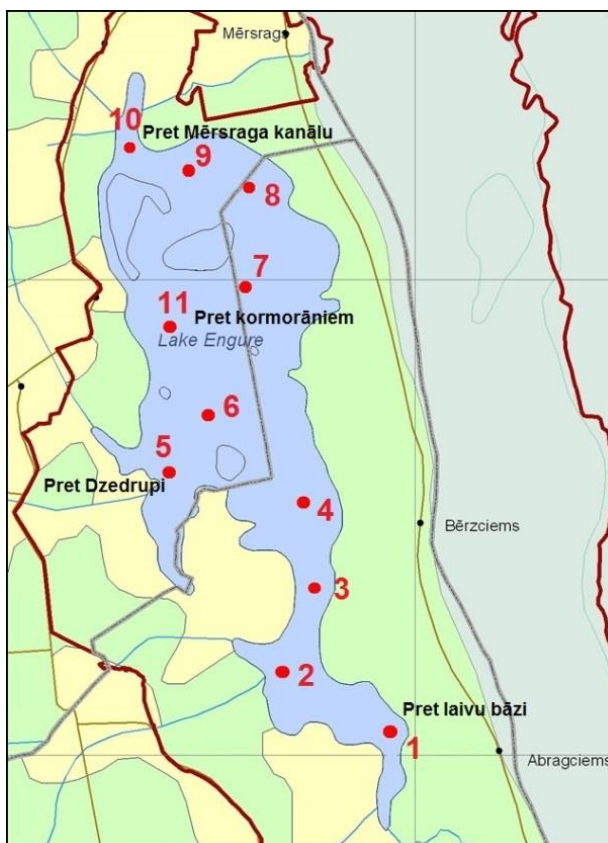
Main nitrogen compounds in water bodies (by Järvekülg 2001).

	N kop mg l ⁻¹	N org mg l ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N mg l ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N mg l ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N mg l ⁻¹
Ļoti zems		≤ 0,1	≤ 0,05		
Zems	≤ 0,5	0,105 – 0,25	0,051 – 0,25	≤ 5 x 10 ⁻³	≤ 0,025
Vidējs	0,505 – 1,5	0,255 – 0,75	0,255 – 0,5	6 – 12 x 10 ⁻³	0,026 – 0,05
Augsts	1,505 – 3,0	0,755 – 1,5	0,505 – 1,2	13 – 20 x 10 ⁻³	0,105 – 0,4
Ļoti augsts	3,005 – 5,0	>1,5	1,205	21 – 100 x 10 ⁻³	0,405 – 1,0
Pārāk augsts	< 5,0		> 3,0	> 100 x 10 ⁻³	< 1,0

2. MATERIĀLI UN METODEDES

2.1. Paraugu ievākšana

Fitoplanktona paraugi tika ievākti 2017. gada vasarā. Fitoplanktona sugu sastāva izpētei, biomasas noteikšanai, kā arī Engures ezera ķīmisko un fizikāli – ķīmisko rādītāju izpētei tika izvēlēti vienpadsmit punkti ezera akvatorijā (2. attēls).



2. attēls. Paraugu ievākšanas vietas Engures ezerā 2013. - 2017. gads.

Figure 2. Sampling sites in lake Engure in 2013 - 2017.

Papildus darba autores ievāktajiem datiem, tika analizēti arī Roberta Šiliņa ievāktie paraugi no 2013. gada vasaras perioda, kā arī I. Druvieša ievāktie Bioloģijas institūta paraugi no 2014., 2015. un 2016. gada vasaras mazūdens perioda (pret laivu bāzi, pret Dzedrupi, pret kormorānu koloniju, pret Mērsraga kanālu).

2013. gadā tika ievākti septiņi paraugi. Paraugu ņemšanas vietas tika izvēlētas atšķirīgās ezera daļās, kas reprezentē fitoplanktona sabiedrības sastāvu dažādās ezera zonās, piemēram: pret Dzedrupes ieteku (5. punkts), kur vērtējama sateces baseina ietekme; sestais punkts - pret bijušo kormorānu koloniju; ezera D daļā, kur notiek mazāka ūdens apmaiņa, uc. Lai varētu novērtēt fitoplanktona sastāva izmaiņas gadu gaitā un vērtēt ezera eitrofikācijas procesus,

2017. gadā šajos punktos veikta atkārtota fitoplanktona paraugu ņemšana, papildus ievākti trīs paraugi ezera Z daļā, kur ezers caur Mērsraga kanālu ir savienots ar Rīgas līci (8., 9., 10. punkts), lai varētu veikt secinājumus par sāļūdens ietekmi uz fitoplanktona sugu sastāvu, kā arī viens punkts pie tagadējās kormorānu kolonijas (11. punkts), kur pētāma iespējami nelabvēlīgā putnu ietekme.



3. attēls. Paraugu ievākšanas vieta pret kormorānu koloniju (A. Skujas foto).

Figure 3. Sampling site against cormorant colony (photo A. Skuja).

Fitoplanktona paraugi ievākti ar Rutnera tipa batometru 0,5 m dziļumā 250 ml tilpuma plastikāta pudelītēs un fiksēti ar etiķskābo Lugola šķīdumu, beigu koncentrācijai sasniedzot 0,5%. Fizikāli - ķīmiskie rādītāji tika noteikti izmantojot multiparametru zondi „YSI 6600 V2”, iegremdējot to ūdenī aptuveni 0,5 m dziļumā.

2.2. Paraugu fiksēšana un saglabāšana

Ievāktie fitoplanktona paraugi tika uzglabāti 250 ml pudelītēs un fiksēti ar Lugola šķīdumu un saglabāti vēsā un tumšā vietā. Uz katriem 100 ml pievieno 1-2 ml šķīduma. Lugola šķīdums sastāv no 100ml destilēta ūdens, 5 g joda (I_2) un 10 g kālija jodīda (KI), šķīdumu paskābina ar etiķskābi (Horne, Goldman 1994).

2.3. Fitoplanktona paraugu mikroskopēšana

Fitocenozes strukturālie pētījumi (sugu sastāvs, šūnu skaits, biomasa) tika veikti izmantojot Utermöla metodi (Utermöhl 1958), fitoplanktona analīzei izmantojot invertēto

mikroskopu Optika XDS-3. Paraugi tika skaitīti 200 - 400 reižu lielā palielinājumā 25 ml un 50 ml tilpuma kivetēs. Fitoplanktona sugu identifikācija tika veikta izmantojot saldūdens noteicējus (Nygaard 2001; Rudzroga 1995; Tikkanen, Willén 1992; Ringer 1972). Tika veikti fitoplanktona šūnu skaita un biomasas aprēķini, kur par pamatu ņemti fitoplanktonu veidojošo aļģu šūnu vai koloniju vidējie tilpumi (Kymcape 1963; Bellinger, Sigeo 2010).

2.4. Iegūto datu apstrāde

Iegūto datu apstrāde tika veikta MS Excel un XL STAT programmā.

Lai noteiktu fitoplanktona sugu sastāva līdzību starp dažādām ezera paraugu ņemšanas vietām, tika aprēķināts Sērensena indekss:

$$SI = 2C/(A+B)$$

C- kopīgie taksoni vai sugas;

A- taksonu vai sugu skaits pirmajā paraugā

B- taksonu vai sugu skaits otrajā paraugā

Ja $SI < 0,4$, paraugi nav uzskatāmi par līdzīgiem savukārt ja $SI > 0,65$, paraugi ir uzskatāmi par ļoti līdzīgiem.

3. REZULTĀTI

3.1. Fitoplanktons

Laika periodā no 2013. - 2017. gadam Engures ezerā kopumā tika konstatēti 149 fitoplanktona taksoni, kas izdalīti pa astoņiem sistemātiskajiem nodalījumiem, no kuriem 99 taksoni noteikti līdz sugas līmenim un 50 līdz ģintij. Pilns fitoplanktona sugu saraksts ir iekļauts pielikumā.

3.1.1. Fitoplanktona raksturojums 2013. gada paraugos

Kopā konstatētas 8 aļģu nodalījumi, no tām kramaļģes - 17 ģintis, cianobaktērijas - 10, zaļaļģes - 10, dinofītaļģes - 2, zeltainās aļģes - 2, kriptofītaļģes - 2, eiglēnaļģes - 2 un viena rafidofītaļģu ģints.

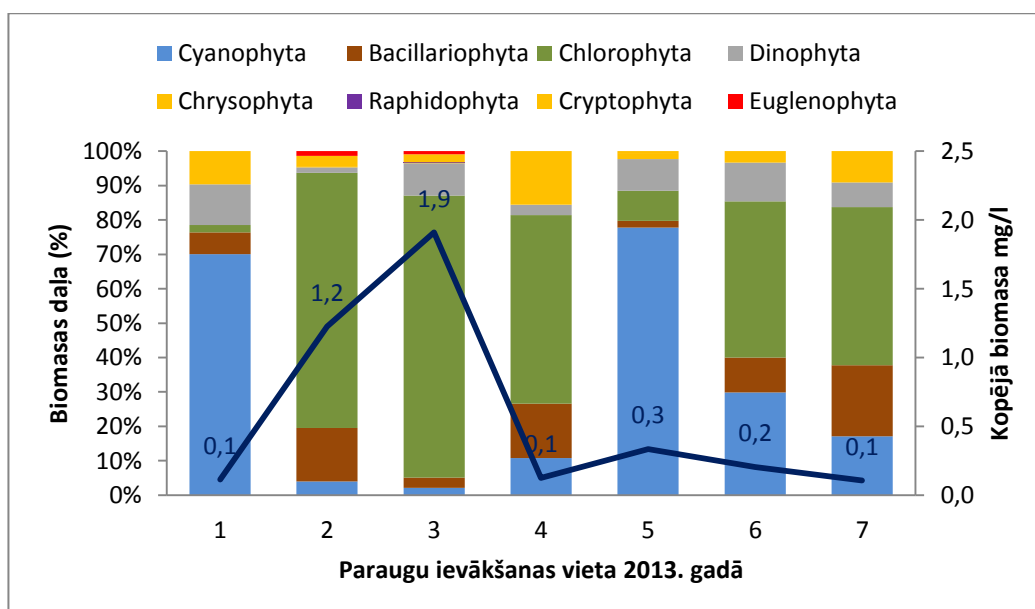
Lielāko biomasas daļu šajā gadā veido zaļaļģes, cianobaktērijas un kramaļģes.

No zaļaļģēm - *Pediastrum* sp., *Closterium* sp., *Crucigenia* sp., *Cosmarium* sp., *Botryococcus* sp. No cianobaktērijām - *Anabaena* sp., *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Gomphosphaeria* sp., *Gloeocapsa* sp. No kramaļģēm - *Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp., *Navicula*., *Gyrosigma* sp., *Melosira* sp., *Cymbella* sp.

Šī gada vasarā lielākā biomasā konstatēta trešajā paraugu ņemšanas punktā – 1,9 mg/l. Lielāko biomasas daļu veido zaļaļģes - 1,566 mg/l, no tām galveno biomasu sastāda *Closterium* sp. - 1,532 mg/l, kā arī dinofītaļģes, kuru biomasā veido 0,180 mg/l, lielāko daļu no tās sastāda *Peridinium bipes* - 0,061 mg/l un *Glenodinium gymnodinium* - 0,054 mg/l.

Otra lielākā biomasā konstatēta otrajā punktā - 1,2 mg/l. Līdzīgi kā pirmajā punktā, lielāko biomasas daļu sastāda zaļaļģes - 0,909 mg/l, ko galvenokārt veido *Closterium* sp. - 0,766 mg/l. Kramaļģu kopējā biomasā veido 0,190 mg/l, no kurām lielāko daļu sastāda *Nitzschia* sp. un *Navicula gracilis*.

Pārējos punktos konstatētas salīdzinoši zemas biomasas, kas ir robežās no 0,1 - 0,3 mg/l. Līdzīgi kā otrajā un trešajā punktā, arī ceturtajā, sestajā un septītajā punktā dominē zaļaļģes, savukārt pirmajā un piektajā punktā novērota cianobaktēriju dominance. Pirmajā paraugā cianobaktēriju kopējā biomasā sastāda 0,079 mg/l, no tām lielāko daļu veido *Anabaena flos-aquae* - 0,053 mg/l un *Microcystis aeruginosa* - 0,015 mg/l, kopā konstatētas 6 sugas. Piektajā punktā - 0,260 mg/l, no tām lielāko daļu sastāda *Chroococcus limneticus* - 0,227 mg/l, kopā konstatētas cianobaktēriju 6 sugas. Atšķirībā no citiem punktiem, otrajā, trešajā un piektajā punktā pret Dzedrupes ieteku konstatētas eiglēnaļģes.



4. attēls. Fitoplanktona veidojošo aļģu nodalījumu biomasu procentuālās izmaiņas (%) un kopējās biomasas dinamika (mg/l) 2013. gadā.

Figure 4. Variations of percentage shares of phytoplankton groups based on biomass (%) and dynamics of total phytoplankton biomasses (mg/l) in 2013.

3.1.2. Fitoplanktona raksturojums 2017. gada paraugos

Kopā konstatētas 7 aļģu grupas, no tām kramaļģes 18 ģintis, zaļaļģes -17, cianobaktērijas 10 ģintis, dinofītaļģes - 2, eiglēnaļģes - 3 ģintis, zeltainās aļģes - 1, kriptofītaļģes - 2 ģintis.

Lielāko biomasas daļu šajā gadā veido zaļaļģes, cianobaktērijas un kramaļģes.

No zaļaļģēm - *Closterium* sp., *Cosmarium* sp., *Scenedesmus* sp., *Pediastrum* sp. No cianobaktērijām - *Microcystis* sp., *Microcystis pulveria* No kramaļģēm lielāko biomasu paraugos veido *Cymbella* sp., *Pinnularia* sp., *Navicula*., *Synedra* sp., *Nitzschia* sp.

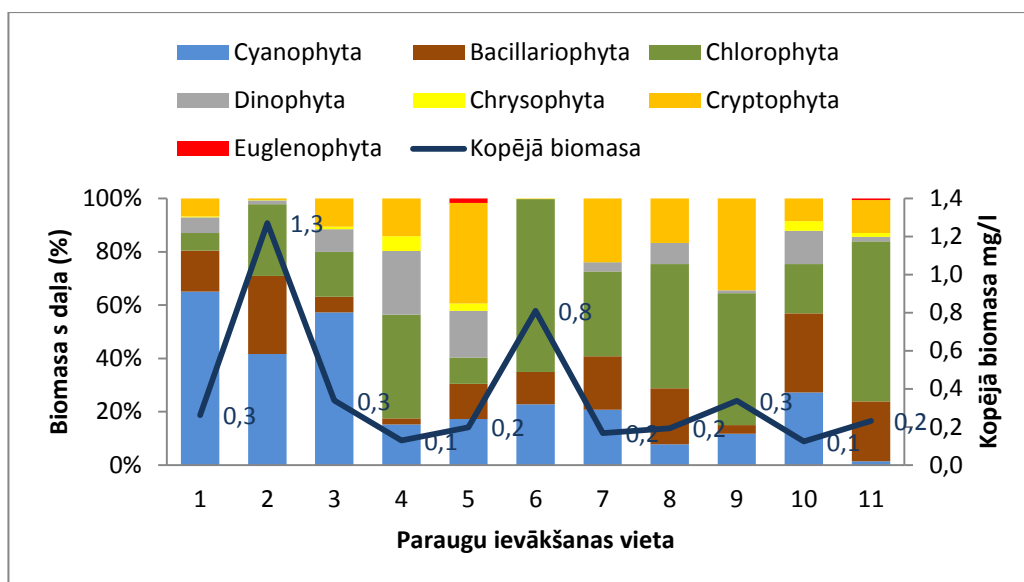
Šī gada vasarā lielākā biomasas konstatēta otrajā paraugu ņemšanas punktā - 1,3 mg/l. Lielāko biomasas daļu šajā paraugā veido cianobaktērijas - 0,529 mg/l, no tām lielāko biomasu sastāda *Microcystis pulveria* - 0,327 mg/l. Kopā konstatētas 12 cianobaktēriju sugas. Kramaļģu biomasas veido 0,374 mg/l, lielāko daļu sastāda *Pinnularia* sp. - 0,153 mg/l, *Nitzschia* sp. - 0,092, *Cymbella* sp. - 0,085 mg/l. Zaļaļģu kopējā biomasas - 0,342 mg/l. Lielāko daļu no tās sastāda *Dictyosphaerium pulchellum* - 0,168 mg/l un *Scenedesmus obliquus* - 0,111 mg/l.

Otra lielākā biomasas konstatēta sestajā punktā - 0,8 mg/l. Lielāko biomasas daļu veido zaļaļģes - 0,525 mg/l, no tās lielāko daļu sastāda *Crucigenia fenestrata* - 0,210 mg/l,

Cosmarium sp. - 0,120 mg/l un *Botryococcus braunii* - 0,091 mg/l. Cianobaktēriju biomasa veido 0,185 mg/l, no tās lielāko daļu sastāda *Microcystis pulveria* - 0,111 mg/l.

Pārējos punktos konstatētas salīdzinoši zemas biomasas, kas ir robežās no 0,1 - 0,3 mg/l. Līdzīgi kā otrajā punktā, arī pirmajā un trešajā punktā dominē cianobaktērijas. Pirmajā punktā cianobaktēriju biomasa veido 0,170 mg/l. No tām lielāko biomasu sastāda *Coelosphaerium* sp. - 0,077 mg/l un *Microcystis pulveria* - 0,034 mg/l. Trešajā punktā cianobaktēriju biomasa veido 0,194 mg/l, lielāko daļu sastāda *Microcystis pulveria* - 0,065 mg/l un *Gomphosphaeria lacustris* - 0,062 mg/l.

Sestajā, astotajā un 10. punktā izteikti dominē zaļalģes. Piektajā punktā dominē kriptofītaļģes, to biomasa veido - 0,075 mg/l, no kurām lielāko daļu sastāda *Cryptomonas* sp. Atšķirībā no citiem punktiem, piektajā punktā - pret Dzedrupes ieteku un 11. Punktā - pret kormorānu koloniju ir konstatētas eiglēnaļģes.



5. attēls. Fitoplanktona veidojošo aļģu nodalījumu biomasu procentuālās izmaiņas (%) un kopējās biomasas dinamika (mg/l) 2013. gadā.

Figure 5. Variations of percentage shares of phytoplankton groups based on biomass (%) and dynamics of total phytoplankton biomass (mg/l) in 2013.

3.1.3. Fitoplanktona raksturojums 2014. 2017. gada paraugos

Šajos gados augstākās fitoplanktona biomasas konstatētas punktos pret Mērsraga kanālu un pie kormorānu kolonijas.

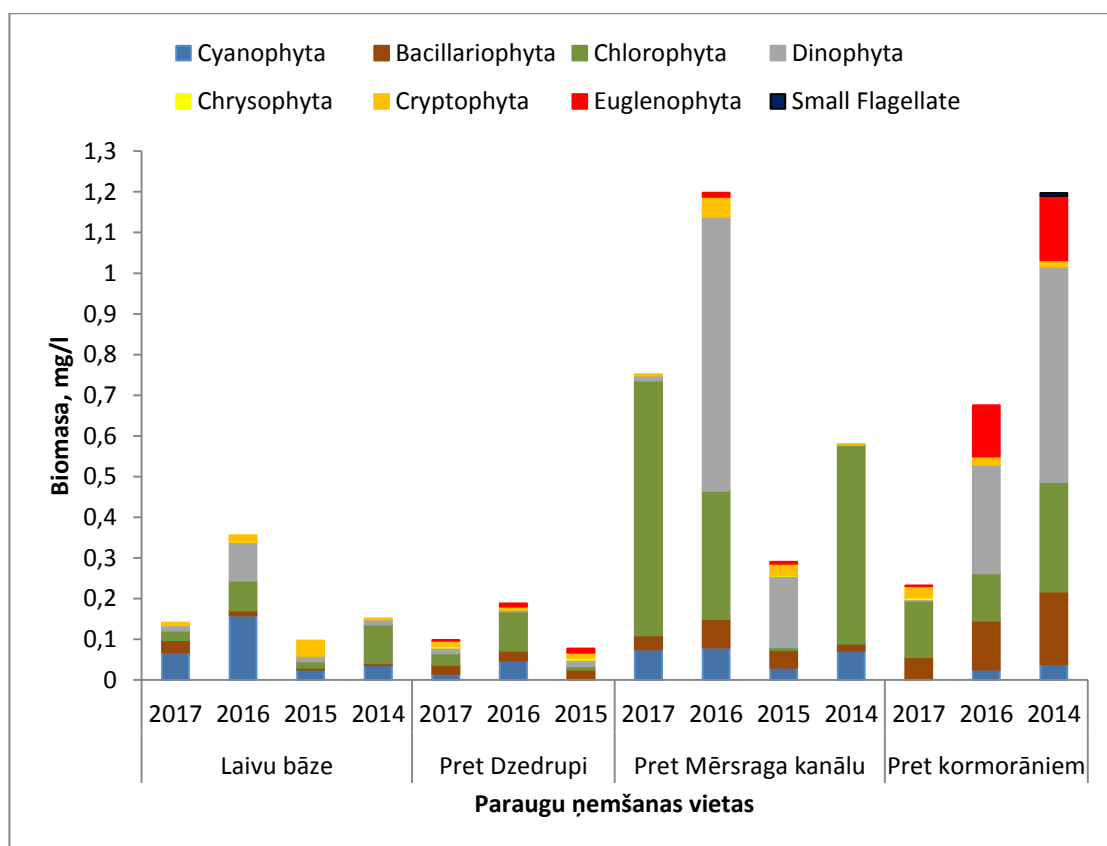
Pret Mērsraga kanālu augstākā biomasa konstatēta 2016. gadā - 1,2 mg/l, ko galvenokārt veido dinofītaļģes - *Glenodinium* sp. un zaļalģes. Dinofītaļģu dominance novērota arī 2015. gadā. Pārējos gados šajā punktā lielāko biomasas daļu sastāda zaļalģes.

Pie kormorānu kolonijas augstākā biomasa konstatēta 2014. gadā - 1,0 mg/l. Šajā punktā dominē dinofītaļģes - *Glenodinium* sp. un zaļāļģes. Savstarpēji līdzīgu biomasas daļu sastāda kramaļģes un eiglēnaļģes. 2016. gadā lielāko biomasas daļu veido dinofītaļģes - 0,267 mg/l, lielāko daļu no tās sastāda *Peridinium* sp. un *Glenodinium* sp. Salīdzinoši lielu biomasas daļu sastāda eiglēnaļģes - 0,126 mg/l. 2017. gadā konstatēta zemākā biomasa - 0,2 mg/l, ko galvenokārt veido zaļāļģes. Jāatzīmē, ka ne tikai visapkārt kolonijai, bet arī ezera piekrastes joslā ir vizuāli konstatēti makraskopisko aļģu savairošanās gadījumi, kad *Ulva intestinalis*, *Cladophora glomerata*, *Ulothrix spp.*, kā arī pavediena viedīgās zilāļģes ir sastopamas starp makrofitu audzēm, kā arī brīvajā ūdens joslā.

Pret laivu bāzi augstākā biomasa novērota 2016. gadā - 0,4 mg/l. Dominē cianobaktērijas, to kopējā biomasa veido - 0,158 mg/l, no tām lielāko daļu sastāda *Oscillatoria* sp. Cianobaktēriju dominance novērota arī 2017. gadā, to biomasa veido - 0,067 mg/l, lielāko daļu no tās sastāda *Anabaena* sp. 2014. gadā šajā punktā dominē zaļāļģes. Zemākā biomasa konstatēta 2015. gadā - 0,1 mg/l, lielāko daļu no tās veido kriptofītaļģes. Šajā punktā, visos gados, salīdzinot ar citiem punktiem, konstatēta lielākā biomasa starp cianobaktērijām.

Pret Dzedrupes ieteku konstatētas zemākās biomasas. Augstākā biomasa šajā punktā konstatēta 2016. gadā - 0,2 mg/l, ko galvenokārt veido zaļāļģes. Zemākā biomasa konstatēta 2015. gadā - 0,07 mg/l.

Punktos pret Dzedrupi, pret Mērsragu un pie kormorānu kolonijas konstatētas eiglēnaļģes. Lielākās eiglēnaļģu biomasas novērotas pie kormorānu kolonijas, 2014. gadā - 0,16 mg/l, konstatētas - *Euglena* sp., *Phacus* sp., *Strombononas* sp. un 2016. gadā - 0,13 mg/l, konstatētas - *Euglena* sp., *Euglena acus*, *Lepocinclis* sp., *Phacus caudatum*, *Trachelomonas* sp.



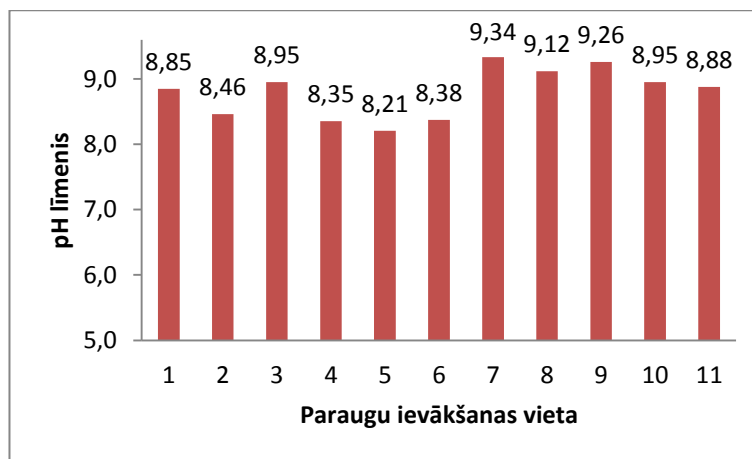
6. attēls. Kopējā fitoplanktona biomasa un fitoplanktona veidojošo aļģu nodalījumi.

Figure 6. Total phytoplankton biomass (mg/l) and the relative of the various taxonomic groups.

3.2. Ezera raksturojošie fizikālie un ķīmiskie parametri

Katrā paraugu ievākšanas vietā 2017. gada vasarā tika veikti mērījumi ar multiparametru zondi „YSI 6600 V2”. Paraugu ievākšanas vietās tika noteikts ūdens pH līmenis, skābekļa daudzums (mg/l), ūdens elektrovadītspēja (μS) un temperatūra ($^{\circ}\text{C}$). Ūdens ķīmijas dati par ezera punktiem: pret laivu bāzi, pret Dzedrupes ieteku, pret Mērsraga kanālu un pret kormorāniem, iegūti no LU Bioloģijas institūta.

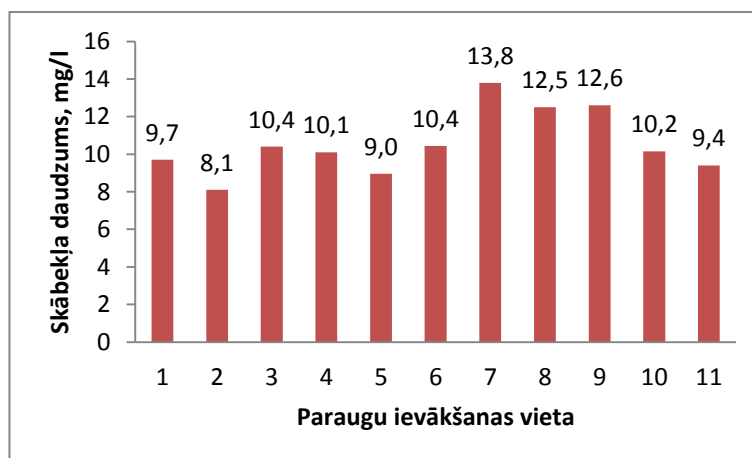
Augstākais pH līmenis tika konstatēts septītajā paraugu ņemšanas punktā - 9,34, devītajā punktā - 9,26 un astotajā punktā - 9,12. Zemākās vērtības konstatētas piektajā punktā - 8,21, ceturtajā punktā - 8,35 un sestajā punktā - 8,38 (7. attēls).



7. attēls. Ūdens pH līmenis paraugu ievākšanas vietās 2017. gada vasarā.

Figure 7. Water pH level in sampling sites in summer 2017.

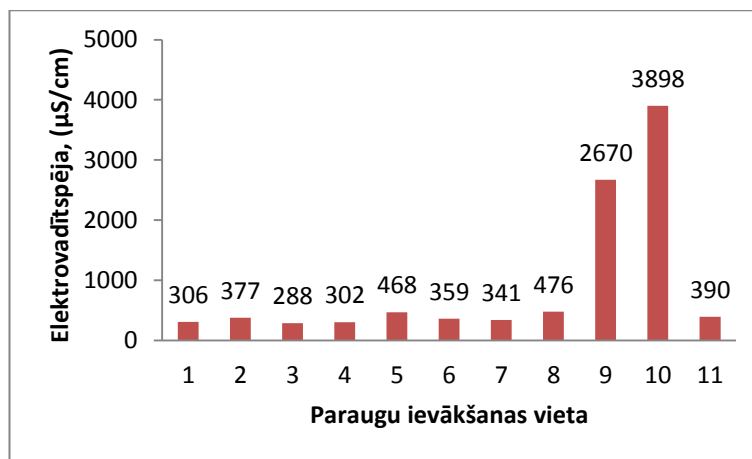
Lielākais skābekļa daudzums konstatēts septītajā punktā - 13,8 mg/l, devītajā punktā - 12,6 mg/l un astotajā punktā - 12,5 mg/l. Zemākais skābekļa daudzums tika konstatēts otrajā punktā - 8,1 mg/l, piektajā punktā - 9,0 mg/l un vienpadsmitajā punktā - 9,4 mg/l (8. attēls).



8. attēls. Skābekļa daudzums (mg/l) paraugu ievākšanas vietās 2017. gada vasarā.

Figure 8. Oxygen level (mg/l) in sampling sites in summer 2017.

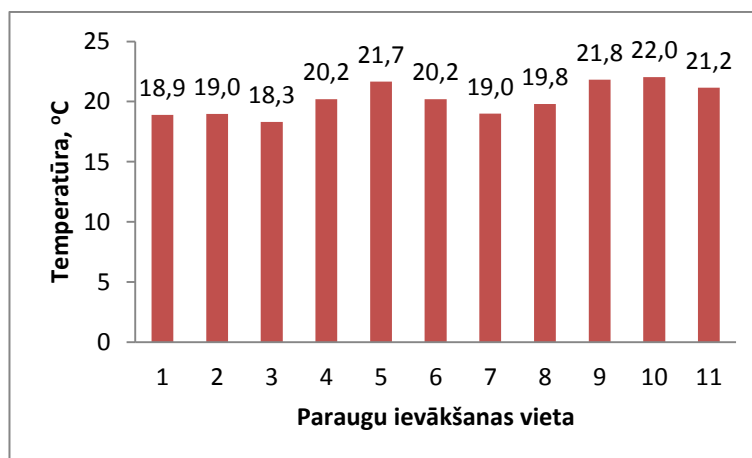
Augstākā ūdens elektrovadītspēja konstatēta desmitajā punktā - 3898 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un devītajā punktā - 2670 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Zemākās vērtībās konstatētās trešajā punktā - 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ceturtajā punktā - 302 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un pirmajā punktā - 306 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (9. attēls).



9. attēls. Ūdens elektrovadītspēja paraugu ievākšanas vietās 2017. gada vasarā.

Figure 9. Water conductivity in sampling sites in summer 2017.

Augstākā ūdens temperatūra konstatēta desmitajā punktā - 22,0 °C, devītajā punktā - 21,9 °C un piektajā punktā - 21,7 °C. Zemākā ūdens temperatūra konstatēta trešajā punktā - 18,3 °C, pirmajā punktā - 18,9 °C, otrajā un septītajā punktā - 19,0 °C (10. attēls).



10. attēls. Temperatūra °C paraugu ievākšanas vietās 2017. gada vasarā.

Figure 10. Temperature °C in sampling sites in summer 2017.

Fizikāli - ķīmisko mērījumu (2014. - 2017. gada) paraugos augstākā ūdens temperatūra novērota 2016. gada paraugos, tā ir robežās no 21,2 - 24,1 °C, savukārt zemākā temperatūra konstatēta 2017. gadā, tā ir robežās no 15,4 - 17 °C. Lielākais skābekļa daudzums konstatēts 2015. gada paraugos, tas ir robežās no 10,03 - 15,15 mg/l, savukārt zemākās vērtības konstatētas 2016. gada paraugā pret laivu bāzi - 5,71 mg/l, pret Mērsraga kanālu - 5,95 mg/l un pie kormorānu kolonijas - 7,78 mg/l. Augstākais pH līmenis ir konstatēts 2015. gada paraugos, tas ir robežās no 8,59 - 9,15. Zemākā vērtība konstatēta 2016. gada paraugā pret Mērsragu - 7,21. Augstākā elektrovadītspēja konstatēta paraugos pret Mērsragu, 2017. gadā

sasniedzot - 9060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un 2016. gadā - 778 $\mu\text{S}/\text{cm}$, savukārt zemākās vērtības konstatētas paraugos pret laivu bāzi, 2015. gadā - 233 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un 2017. gadā - 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3. tabula.

Engures ezera ūdens fizikāli – ķīmiskie parametri paraugu ievākšanas vietās, 2014. - 2017. gada jūnijā.

Table 3

Physico-chemical parameters in sampling sites, June, 2014. - 2017.

Gads	Vieta	T°C	O ₂ , mg/l	pH	EVS, mS/cm
2014	Laivu bāze	-	-	-	-
	Pret Mērsr. kanālu	-	-	-	-
	Pret kormorāniem	-	-	-	-
2015	Laivu bāze	21,2	15	9,15	233
	Pret Dzedrupi	20,9	10,03	8,59	311
	Pret Mērsr. kanālu	23,8	15,15	9,12	416
2016	Laivu bāze	24,2	5,71	8	381
	Pret Dzedrupi	21,2	11,77	7,78	434
	Pret Mērsr. kanālu	26,1	5,95	7,21	778
	Pret kormorāniem	24,1	7,78	7,78	467
2017	Laivu bāze	16,3	9,31	7,96	285
	Pret Dzedrupi	17	10,87	7,38	427
	Pret Mērsr. kanālu	15,4	9,07	8,58	9060

Ievāktajos ūdens ķīmiskajos paraugos (4. tabula), lielākā nitrātu (N-NO₃) koncentrācija tika konstatēta 2016. gada paraugos: pret kormorāniem - 1,0 mg/l, laivu bāzē - 0,9 mg/l un pret Dzedrupi - 0,8 mg/l, bet zemākās 2014. gada paraugos. Nitrītu jonu (N-NO₂) augstākā koncentrācija konstatēta 2016. gada paraugā pret kormorāniem un pret Dzedrupi - 0,011 mg/l, savukārt zemākā 2015. gada paraugā pret Dzedrupi - 0,003 mg/l un 2017. gada paraugā pret Mērsraga kanālu - 0,004 mg/l. Augstākā amonija jonu koncentrācija konstatēta 2017. gada paraugā pret Dzedrupi - 0,452 mg/l, 2014. gada paraugā pret kormorāniem - 0,440 mg/l un 2016. gada paraugā pret kormorāniem - 0,412 mg/l. Zemākās koncentrācijas novērotas 2014. gada paraugos pret laivu bāzi - 0,114 mg/l un pret Mērsraga kanālu - 0,124 mg/l. Augstākās fosfora jonu koncentrācijas tika konstatētas paraugos pret kormorānu kolonijas, kas

ievērojami pārsniedz pārējo vietu rādītājus - 2014. gada paraugā - 0,114 mg/l un 2016. gada paraugā - 0,092 mg/l. Zemākā koncentrācija novērota 2014. gada paraugā pret laivu bāzi un 2014., 2015. gada paraugā pret Mērsraga kanālu - 0,001 mg/l.

4. tabula.

Engures ezera ūdens ķīmiskie parametri paraugu ievākšanas vietās, 2014. - 2017. gada jūnijā

Table 4

Chemical parametrs in sampling sites, June, 2014. - 2017.

Gads	Vieta	N-NO3 (mg/l)	N-NO2 (mg/l)	N-NH4 (mg/l)	P-PO4 (mg/l)
2014	Laivu bāze	0,00	0,007	0,114	0,001
	Pret Mērsr. kanālu	0,00	0,006	0,124	0,001
	Pret kormorāniem	0,02	0,009	0,440	0,114
2015	Laivu bāze	0,70	0,005	0,233	0,003
	Pret Dzedrupi	0,70	0,003	0,228	0,005
	Pret Mērsr. kanālu	0,80	0,008	0,306	0,001
2016	Laivu bāze	0,90	0,009	0,186	0,003
	Pret Dzedrupi	0,80	0,011	0,180	0,004
	Pret Mērsr. kanālu	0,70	0,009	0,204	0,002
	Pret kormorāniem	1,00	0,011	0,412	0,092
2017	Laivu bāze	0,50	0,005	0,339	0,003
	Pret Dzedrupi	0,80	0,005	0,452	0,003
	Pret Mērsr. kanālu	0,40	0,004	0,149	0,003

Ievāktajos ūdens paraugos (5. tabula), lielākais kalcijs (Ca) daudzums tika konstatēts 2017. gada paraugā pret Mērsraga kanālu - 71,1 mg/l un 2016. gada paraugā pret Dzedrupes ieteku 58,1 mg/l, savukārt zemākais daudzums novērots 2015. gada paraugā pret Dzedrupes ieteku - 18,4 mg/l. Lielākais magnijs (Mg) daudzums konstatēts 2017. gada paraugā pret Mērsraga kanālu - 215,8 mg/l, kas ievērojami pārsniedz citu punktu rādītājus. Zemākais daudzums konstatēts 2017. gada paraugā pret Dzedrupi - 16,5 mg/l. Silīcijs (Si) augstākās vērtības tika konstatētas 2016. gada paraugos: pret laivu bāzi - 4,98 mg/l, pret kormorāniem - 4,06 mg/l un pret Mērsraga kanālu - 3,45 mg/l, savukārt zemākais daudzums tika konstatēts 2016. gada paraugā pret Dzedrupi - 0,59 mg/l un 2015. gada paraugos. Lielākais dzelzs (Fe) daudzums konstatēts 2016. gada paraugā pret Dzedrupi - 0,27 mg/l, savukārt zemākās vērtības bijušas 2017. gada paraugos pret Mērsraga kanālu - 0,03 mg/l un pret Dzedrupi - 0,05 mg/l.

Hlora (Cl) augstākās vērtības konstatētas paraugos pret Mērsraga kanālu: 2016. gadā - 156,7 mg/l un 2017. gadā - 2864,1 mg/l, savukārt zemākais līmenis konstatēts 2015. gada paraugos, zemāko līmeni sasniedzot pret laivu bāzi - 11,6 mg/l. Kopējā ūdens cietība norāda uz augstām koncentrācijām 2017. gada paraugā pret Mērsraga kanālu.

5. tabula.

Mikroelementu un makroelementu daudzums paraugu ievākšanas vietās.

Table 5.

The amount of microelements and macroelements on the sampling sites.

Gads	Vieta	Ca, mg/l	Mg, mg/l	Si, mg/l	Fe, mg/l	Cl-, mg/l	Kop. ciet., mgekv/l
2014	Laivu bāze	-	-	-	-	-	-
	Pret Mērsr. kanālu	-	-	-	-	-	-
	Pret kormorāniem	-	-	-	-	-	-
2015	Laivu bāze	18,4	19,5	1,68	0,06	11,6	2,5
	Pret Dzedrupi	23,6	21,3	1,31	0,15	14,8	2,9
	Pret Mērsr. kanālu	30,9	21,0	1,33	0,11	54,8	3,3
2016	Laivu bāze	35,5	18,5	4,98	0,06	27,7	3,3
	Pret Dzedrupi	58,1	21,3	0,59	0,27	15,5	4,7
	Pret Mērsr. kanālu	40,5	23,6	3,45	0,08	156,7	4,0
	Pret kormorāniem	37,1	19,7	4,06	0,09	53,4	3,5
2017	Laivu bāze	48,1	23,8	2,85	0,13	23,0	4,4
	Pret Dzedrupi	30,1	16,5	3,27	0,05	14,2	2,9
	Pret Mērsr. kanālu	71,1	215,8	1,13	0,03	2864,1	21,3

3.3. Sērensena indekss

Sērensena indekss norāda, ka ņemot vērā fitoplanktona sugu sastāvu, par savstarpēji ļoti līdzīgiem var uzskatīt 2016. gada paraugus - pret Mērsraga kanālu un pret kormorāniem, indeksa vērtība (SI) sasniedz 0,71. Salīdzinot pārējos paraugus, nevienā indeksa vērtība nesastāda 0,65, kas liecinātu par paraugu lielu līdzību. Ņemot vērā visas aprēķinātās indeksa vērtībās, par līdzīgiem var uzskatīt arī 2015. gada paraugus - pret Mērsraga kanālu un pret Dzedrupes ieteku, indeksa vērtība (SI) - 0,58. Kā atšķirīgākos paraugus var uzskatīt 2015. un

2017. gada paraugus pret kormorānu kolonijas, šajos punktos ir konstatētas zemākās indeksa (SI) vērtības (6. tabula).

6. tabula.

Sørensen's indekss.

Table 6

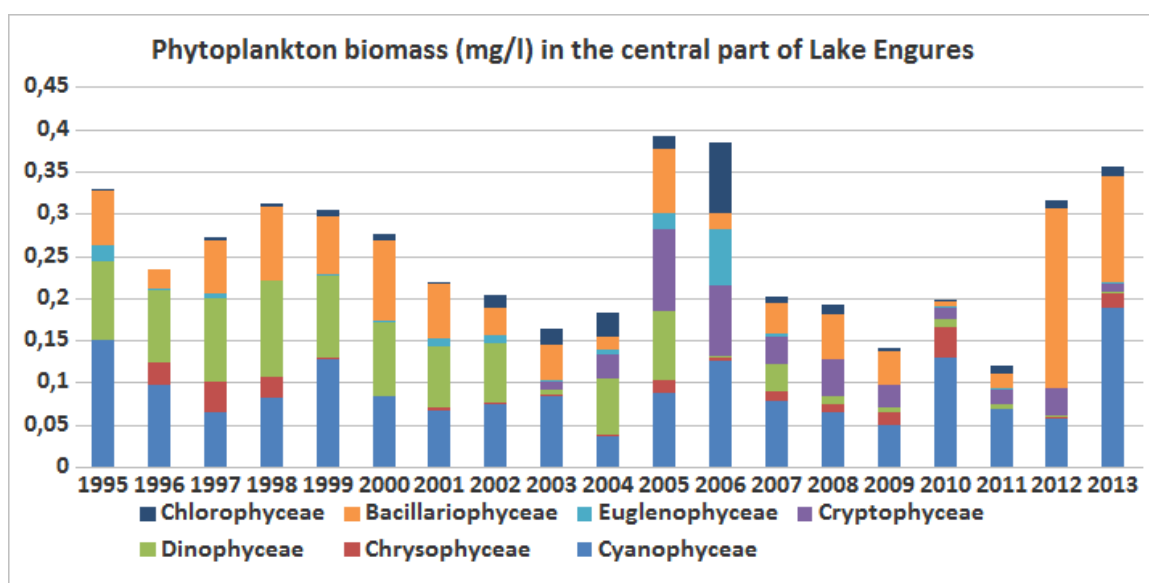
Sorensen's index.

2017	Laivu bāze	Pret Dzedrupi	Pret Mēsr. kanālu	Pret kormorāniem
Laivu bāze				
Pret Dzedrupi	0,41			
Pret Mēsr. kanālu	0,40	0,42		
Pret kormorāniem	0,33	0,48	0,32	
2016	Laivu bāze	Pret Dzedrupi	Pret Mēsr. kanālu	Pret kormorāniem
Laivu bāze				
Pret Dzedrupi	0,35			
Pret Mēsr. kanālu	0,44	0,49		
Pret kormorāniem	0,40	0,42	0,71	
2015	Laivu bāze	Pret Dzedrupi	Pret Mēsr. kanālu	Pret kormorāniem
Laivu bāze				
Pret Dzedrupi	0,46			
Pret Mēsr. kanālu	0,38	0,58		
Pret kormorāniem	-	-	-	
2014	Laivu bāze	Pret Dzedrupi	Pret Mēsr. kanālu	Pret kormorāniem
Laivu bāze				
Pret Dzedrupi				
Pret Mēsr. kanālu	0,41	-		
Pret kormorāniem	0,36	-	0,36	

4. DISKUSIJA

Fitoplanktons ir ļoti jutīgs pret vides izmaiņām, tāpēc tiek uzskatīts par vienu no labākajiem ūdens kvalitātes un eitrofikācijas atspoguļotājiem (Bužančič et al. 2016).

Engures ezerā regulāri vasaras fitoplanktona monitoringa pētījumi tika uzsākti 1995. gadā un notiek līdz patreizējam laikam. Jau uzsākot pētījumus tika konstatēts, ka ezeram raksturīgas zemas fitoplanktona biomasas (11. attēls), kas ļauj raksturot ezera trofisko stāvokli kā vāji eitrofu (Šiliņš u.c. 2016).



11. attēls. Fitoplanktona monitoringa vidējo biomasu dinamika Engures ezera centrālajā daļā (LU Bioloģijas institūta Hidrobioloģijas laboratorijas dati).

Figure 11. The average biomass dynamics of phytoplankton monitoring in the central part of Lake Engure (Laboratory data of the Institute of Biology, University of Latvia).

Pētījumā fitoplanktona sugu sastāvs un biomasas tika analizēti dažādās Engures ezera zonās ar atšķirīgiem vides faktoriem.

Sākotnēji pētījumā tika apskatīti 2013. un 2017. gada jūlija fitoplanktona rezultāti, lai sniegtu vispārīgu fitoplanktona attīstības raksturojumu visa ezera akvatorijā, un konstatētu būtiskākās izmaiņas gadu gaitā. Līdzīgi kā iepriekšējo gadu pētījumos (Šiliņš u.c. 2013), visā novērojuma periodā kopumā ir konstatētas zemas fitoplanktona biomasas, kas raksturīgi ezeriem ar labu ekoloģisko statusu. Vasaras planktonā dominē zaļalģes, cianobaktērijas un kramaļģes. Ezera fitoplanktona sabiedrības attīstās raksturīgi mērenā klimata joslai (Druvietis 1997).

Gan 2013., gan 2017. gadā lielākās biomasas konstatētas ezera D daļā, kas būtu skaidrojams ar ierobežotu ūdens apmaiņu un mazāku vēja izraisītu ūdens slāņu samaisīšanos. 2013. gadā augstākā biomasa novērota trešajā un otrajā paraugu ievākšanas punktā. Trešajā punktā tā sasniedz 1,9 mg/l, savukārt otrajā - 1,2 mg/l, abos gadījumos dominē liela tilpuma zaļāļģes *Closterium* spp. Kas galvenokārt tiek ieskalotas no makrofitu joslas. 2017. gadā augstākā biomasa konstatēta otrajā punktā - 1,3 mg/l, kur dominē cianobaktērijas, no kurām lielāko biomasas daļu veido potenciāli toksiskā *Microcystis pulveria* - 0,327 mg/l. Salīdzinot ezera D daļas paraugus, var secināt, ka atšķirībā no 2013. gada situācijas, 2017. gadā šajos punktos novērota būtiska cianobaktēriju īpatsvara palielināšanās. Te galveno biomasas daļu veido *Microcystis*, *Gomphosphaeria* un *Coelosphaerium* ģinšu pārstāvji. To varētu skaidrot ar makrofitu joslas ietekmi, jo starp ūdensaugu stublājiem ūdens sasilst ātrāk, nekā ezera citās daļās, radot piemērotākus apstākļus cianobaktēriju attīstībai, lai gan to biomasa ir salīdzinoši zema 0,2 - 0,5 mg/l, un līdzīgi kā 2013. gadā, netiek konstatēta „zilaļģu ziedēšana (Šiliņš u.c. 2013).

Šajos punktos tika konstatēta salīdzinoši zemāka ūdens temperatūra: no + 18,3 līdz + 19,0 °C, kas skaidrojams ar vējainu, vēsu un nokrišņiem bagātu vasaru. Ūdens temperatūra būtiski ietekmē fitoplanktona attīstību - augšanas tempus, šūnu izmērus, bioķīmisko sastāvu, kā arī prasības pēc barības vielām (Kirti 2014). Piemēram, *Microcystis aeruginosa* attīstību veicina temperatūra, kas augstāka par + 20 °C, augšanas maksimumu sasniedzot pie + 28 °C (Balode u.c. 2008). No tā var secināt, ka pie augstākām ūdens temperatūrām, ezera D daļā, pastāv risks, novērot masveida cianobaktēriju savairošanos, kas negatīvi ietekmēs citus dzīvus organismus.

Salīdzinoši būtiskas biomasas izmaiņas konstatētas arī sestajā paraugu ievākšanas punktā, kur zaļāļģu un cianobaktēriju pieaugums liecina par ūdens ekoloģiskā stāvokļa pasliktināšanos un eitrofikāciju, kas varētu būtu skaidrojams ar negatīvu putnu koloniju ietekmi - šajā punktā agrāk konstatēta kormorānu kolonija.

Turpmākajā pētījuma gaitā tika analizēti 2014. - 2017. gada četri LU Bioloģijas institūta monitoringa punkti, kuros paraugi tika ievākti jūnija pēdējā nedēļā: pret laivu bāzi (1. punkts), pret Dzedrupes ieteku (5.punkts), pret Mērsraga kanālu (10. punkts) un pret kormorānu kolonijas (11. punkts), lai varētu veikt secinājumus par dažādu faktoru ietekmi uz fitoplanktona biomasu, sugu sastāvu un ezera eitrofikācijas procesiem.

Lielākās cianobaktēriju biomasas konstatētas 1. punktā (pret laivu bāzi), kas, kā iepriekš jau pieminēts, varētu būt skaidrojams ar augstāku ūdens temperatūru. Maksimālā biomasa novērota 2016. gadā - 0,158 mg/l, ko galvenokārt veido *Oscillatoria* sp. un *Microcystis pulverea*. Šajā punktā konstatēta augstākā ūdens temperatūra: + 24,2 °C, un konstatēts zems

skābekļa daudzums ūdenī - 5,71 mg/l. Savukārt zemākās biomasas konstatētas 2015. gada paraugā - 0,025 mg/l un 2017. gadā - 0,067 mg/l, kad šajā punktā tika novērota zemākā ūdens temperatūra: + 16,3 °C, un skābekļa daudzums - 9,31 mg/l. Novērojumi rāda, ka paaugstinoties ūdens temperatūrai un palielinoties cianobaktēriju biomasai, samazinās skābekļa daudzums ūdenī, kas var būtiski ietekmēt bentosa organismus un zivis. 2016. gadā konstatēta augstākā nitrāciju koncentrācija - 0,9 mg/l, jau iepriekš literatūrā minēts, ka papildus slāpekļa ienese ar notekūdeņiem var izraisīt slāpekli fiksējošo cianobaktēriju savairošanos (Hairson, Fussmann 2002). Taču kopējās paraugu biomasas visos gados šajā punktā ir salīdzinoši zemas no 0,1 - 0,4 mg/l.

Ar upju ūdeņiem no Engures ezera sateces baseina tiek ienesti hidrogēnkarbonāti un kalcija joni, kā arī papildus biogēnie elementi. Paraugu ievākšanas punktā pret Dzedrupes grīvu par barības vielu ietekmi liecina arī makrofītu audžu sugu sastāvs - šaurlapu vilkvāļīte, iegrimusī raglape, ķemmveida glīvene un mazais ūdensziņš, kas raksturīgi barības vielām bagātiem ūdeņiem (Kokorīte u.c. 2013).

Šajā punktā kopumā paraugos konstatētas zemas fitoplanktona biomasas: 0,08 - 0,2 mg/l, ko varētu izskaidrot ar konkurējošo makrofītu plašajām audzēm. Šajā punktā lielākā fitoplanktona biomasa tika konstatēta 2016. gadā - 0,2 mg/l, un no tās lielāko daļu veido zaļalģes - 0,096 mg/l un cianobaktērijas - 0,047 mg/l. Šajā paraugā arī konstatēta salīdzinoši augsta nitrāciju - 0,8 mg/l un maksimālā nitrītu koncentrācija - 0,011 mg/l. Salīdzinot ar citiem punktiem, konstatēta augstāka fosfātu koncentrācija - 0,004 mg/l. Ūdenī konstatēts augsts skābekļa daudzums - 11,77 mg/l, kas liecina par intensīvu fotosintēzes norisi un ūdens masu kustību viļņošanās rezultātā. Šajā punktā tika konstatēts arī viens no lielākajiem kalcija jonu daudzumiem - 58,1 mg/l, kā arī lielākais dzelzs daudzums - 0,27 mg/l. Savukārt te konstatēts zemākais silīcija daudzums - 0,59 mg/l, kas, iespējams, izskaidro kramaļģu mazo daudzveidību: paraugā konstatēti vien septiņi kramaļģu taksoni, savukārt 2017. gadā šajā punktā tika konstatēts lielākais silīcija daudzums - 3,27 mg/l, un 15 kramaļģu taksoni. Ja silīcija saturs kļūst zemāks par 0,5 mg/l, silīcijs kļūst par kramaļģu attīstību limitējošo elementu (Rudzroga 1984; Kļaviņš 1998).

Zemākā kopējā parauga biomasa tika konstatēta 2015. gadā - 0,08 mg/l, interesanti, ka šajā paraugā netika konstatēta neviena cianobaktērija, kaut arī ūdens temperatūra: + 20,9 °C. Viens no zemākajiem kalcija daudzumiem - 23,6 mg/l. 2017. gada paraugā: ūdens temperatūra: + 17 °C, kas ir ievērojami zemāka - ir sastopamas cianobaktērijas, lai gan nelielā daudzumā. Visos paraugos pret Dzedrupes grīvu (kur lielā daudzumā sastopami gulbji, kas varētu ienest lielā daudzumā biogēnos elementus) ir konstatētas eiglēnaļģes - no kurām daudzas sugas tiek uzskatītas par piesārņotas vides indikatoriem (Rudzroga 1984). Lielākā to

biomasa konstatēta 2015. gada paraugā - 0,010 mg/l, kad parauga nitrātjonu koncentrācija - 0,70 mg/l, nitrītu - 0,003, amonija jonu - 0,228 mg/l, savukārt fosfātjonu koncentrācija - 0,005 mg/l. Savukārt zemākā šo aļģu biomasa konstatēta 2017. gada paraugā, kurā novērojamas augstākas slāpekļa neorganisko jonu koncentrācijas: nitrātjonu koncentrācija - 0,80 mg/l, nitrītu - 0,005, savukārt amonija jonu koncentrācija - 0,452 mg/l, kas ir augstākā šo jonu vērtība starp visiem ezera paraugiem. Fosfātjonu koncentrācija - 0,003 mg/l. No šiem rezultātiem var secināt, ka eiglēnaļģu izplatību limitē fosfora daudzums ūdenī, un to attīstībai slāpekļa savienojumi ir mazāk būtiski.

Mērsraga kanāls ne tikai ietekmē ūdens līmeni ezerā, bet arī ezera ūdeņu fizikāli ķīmiskās īpašības - ziemeļu daļā ir konstatēts augstāks hlorīdu, sulfātu, nātrija, kālija un magnija jonu saturs (Briede et al. 2000).

Šajā pētījumā lielākā elektrovadītspēja pret Mērsraga kanālu konstatēta 2017. gada paraugā - 9060 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kā arī lielākais kalcija daudzums - 71,1 mg/l, magnija daudzums - 215,8 mg/l, hlorīdjonu daudzums - 2864,1 mg/l un kopējā cietība - 21,3 mgekv/l, šie rādītāji ievērojami pārsniedz citu gadu konstatētos lielumus. Jo lielāks kalcija un magnija jonu daudzums, jo lielāka kopējā ūdens cietība.

Šajā paraugā fitoplanktona biomasa ir 0,8 mg/l, ko galvenokārt veido, iespējams no makrofītiem noskalotās liela izmēra zaļalģes - *Closterium* sp. ar biomasu 0,613 mg/l. Novērotas vienas no zemākajām nitrātjonu, nitrītu un amonija jonu koncentrācijām. Zaļalģu dominance liecina par pietiekošu organisko vielu, it īpaši organiskā slāpekļa klātbūtni. Pateicoties spējai izmantot reģenerētos biogēnus un organiskās slāpekļa formas, zaļalģes un cianobaktērijas straujāk attīstās laikā, kad neorganisko biogēnu rezerves jau patērētas (Puriņa 2008).

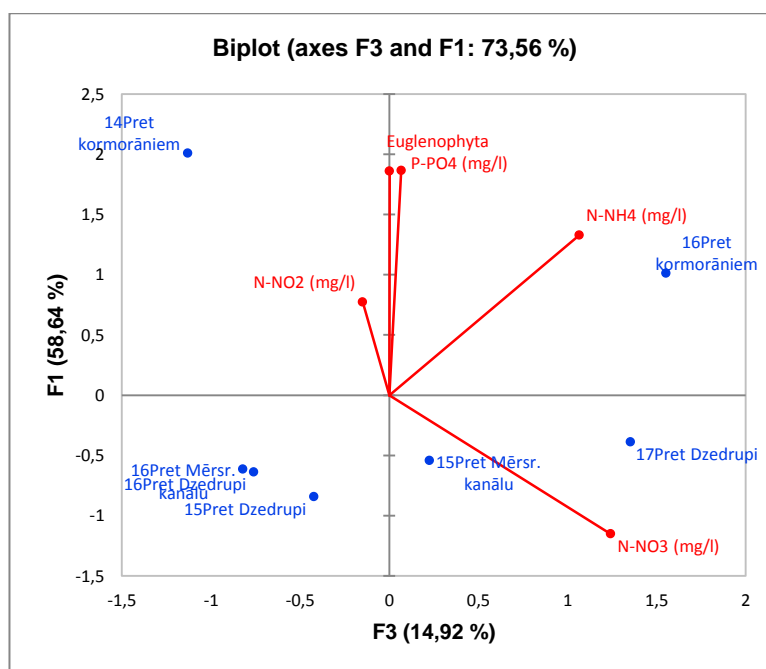
Šajā punktā konstatēts zemākais dzelzs daudzums starp visiem ezera analizētajiem paraugiem - 0,03 mg/l un zemākais silīcija daudzums starp paraugiem pret Mērsraga kanālu - 1,13 mg/l, kā arī konstatētais kramaļģu taksonu skaits, un zemākā fotoplanktona sugu daudzveidība. Ir pierādīts, ka pieejamais dzelzs daudzums būtiski ietekmē fitoplanktona attīstību. Ir veikti pētījumi par *Closterium aciculare* spēju palielināt dzelzs absorbciju limitētos dzelzs apstākļos (Naito et al. 2006).

Lielākā fitoplanktona biomasa un sugu daudzveidība konstatēta 2016. gada paraugā - 1,2 mg/l. Elektrovadītspēja šajā paraugā sasniedz 778 $\mu\text{S}/\text{cm}$, kopējā cietība - 4,0 mgekv/l, kā arī kalcija, magnija un hlorīdjonu daudzums ir salīdzinoši zems, ja to salīdzina ar rekordlielajām 2017. gada parauga vērtībām. Šajā paraugā novērota izteikta dinofītaļģu dominance pār zaļalģēm (dinofītaļģu biomasa paraugā veido 0,673 mg/l, ko galvenokārt sastāda *Glenodinium* un *Peridinium* ģints pārstāvji, savukārt zaļalģu - 0,315 mg/l, dominējot

Crucigenia fenestrata un *Botryococcus braunii* sugām). Zemākā biomasa konstatēta 2015. gada paraugā - 0,3 mg/l, šajā paraugā līdzīgi kā 2016. gada paraugā dominē dinofītaļģes, paraugā konstatēta zemākā cietība, un attiecīgi zemāks kalcija, magnija un hlorīdjonu daudzums. Salīdzinot zaļāļģu sugu sastāvu, tas ir līdzīgs 2016. gada paraugam. No šiem rezultātiem var secināt, ka sāļums būtiski ietekmē fitoplanktona attīstību un sugu mainību, līdzīgus novērojumus veikuši Floder un Burns, kuri pētīja iesāļa ūdens ietekmi uz saldūdens fitoplanktonu - palielinoties sāļumam, samazinājās fitoplanktona sugu daudzveidība, ko viņi skaidroja ar osmotisko stresu, kā arī izmaiņas sāļuma līmenī, izmainīja fitoplanktona sabiedrību struktūru (Floder, Burns 2004). Apskatot Mērsraga parauga rezultātus, var secināt, ka zaļāļģes - *Closterium sp.* ir ar augstu toleranci pret sāļuma izmaiņām, un šādos apstākļos izteikti dominē, savukārt dinofītaļģes labāk attīstās vidēji sāļos ūdeņos.

Putni rada ievērojamu daudzumu ekskrementu, kas var ietekmēt barības vielu ģeoķīmisko ciklu uz zemes un ūdens ekosistēmās (Gwiazda et al. 2010). Viens no svarīgākajiem ūdeņu kvalitātes rādītājiem ir slāpekļa un fosfora savienojumu saturs, paaugstinātas šo savienojumu koncentrācijas norāda uz ezera eitrofikācijas procesu attīstību (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

Pret kormorānu koloniju tika konstatētas augstas biogēno elementu vērtības, kā arī salīdzinoši augsta fitoplanktona biomasa, 2014. gada paraugā - 1,2 mg/l, dominē dinofītaļģes - *Glenodinium* ģints, savukārt 2016. gada paraugā - 0,7 mg/l. Salīdzinot ar citiem ezera punktiem, abos paraugos konstatēta liela eiglēnaļģu biomasa - 0,126 mg/l un 0,159 mg/l. Konstatēti tādi Eiglēnaļģu (Euglenophyta) pārstāvji kā *Euglena sp.*, *Lepocinclis sp.*, *Phacus sp.*, *Trachelomonas sp.* un *Strombononas sp.* Eiglēnaļģes raksturo organiskām un neorganiskām barības vielām bagātus ūdeņus, un liecina par augstu trofijas pakāpi. Šajos punktos konstatētas augstākās amonija jonu (0,440 mg/l un 0,412 mg/l) un fosfātjonu (0,114 mg/l un 0,092 mg/l) koncentrācijas ezerā, un cieša korelācija starp eiglēnaļģu izplatību un fosfora daudzumu (12. attēls).



12. attēls. Principiālo komponentu analīze pēc ķīmiskajiem parametriem.

Figure 12. Principal component analysis of chemical parameters.

Pieaugot fosfātjonu koncentrācijai, pieaug arī kopējā fosfora daudzums ezera ūdenī, 2014. gada paraugā kopējais fosfora daudzums sasniedza 0,158 mg/l.

Saskaņā ar Ūdens struktūrdirektīvas rekomendācijām Engures ezers ir klasificēts kā L1 tipa ezers - ļoti sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību. Vērtējot ezera vides kvalitāti pēc kopējā fosfora daudzuma ūdenī, punkts pie kormorānu kolonijas atbilstu ļoti sliktai kvalitātei (P_{kop} mg/l robežvērtība: $>0,100$).

Vizuāli tika novērota mieturaļģu un citu iegremdēto makrofitu pilnīga izzušana, pie kormorānu kolonijas konstatētas makroskopiskās aļģes - *Ulva intestinalis*, *Cladophora glomerata*, *Ulothrix spp.*, kā arī pavedienveida zilaļģu klājs, kas parāda eitrofikācijas rezultātus. Pirms kormorānu kolonijas parādīšanās, *Ulva intestinalis* ezerā netika konstatēta, kas liecina par izmaiņām ezera ekosistēmā (Šiliņš et al. 2017). Arī aprēķinātās Sērensena indeksa vērtības, salīdzinot paraugus, kas ievākti pret kormorānu koloniju ir kopumā zemas (0,33 - 0,48), izņemot vienu punktu (2016. gada Mērsraga paraugs SI - 0,71), kas norāda, ka pēc fitoplanktona sugu sastāva paraugi nav līdzīgi.

Iepriekš aprakstītie novērojumi apstiprina darbā izvirzīto hipotēzi, ka kormorānu kolonija strauji degredē mieturaļģu biotopu, savukārt mieturaļģes ietekmē ezerā notiekošos ķīmiskos procesus – intensīvas fotosintēzes procesā tiek izmantoti bikarbonāti un izgulsnēts kalcijs, kas veicina fosfora imobilizāciju. Blīvās mieturaļģu audzes kavē gultnes

uzduļķošanas, tā bloķējot fosforu, kas kavē citu aļģu sugu attīstību, tādējādi nodrošinot dzidrūdens stāvokli ūdenī (Urtāns 2017).

5. SECINĀJUMI

1. Fitoplanktona cenozes strukturālie pētījumi liecina, ka laika posmā no 2013. - 2017. gadam Engures ezerā ir konstatēta zema vasaras fitoplanktona biomasa.

2. Salīdzinot 2013. un 2017. gada fitoplanktona kvantitatīvo un kvalitatīvo sastāvu, pētījuma rezultātā konstatēta cianobaktēriju dominances palielināšanās ezera D daļā.

3. Sērensena indeksa vērtības liecina, ka starp paraugiem - pret laivu bāzi, pret Dzedrupes ieteku, pret Mērsraga kanālu un pret kormorāniem, nepastāv fitoplanktona sugu līdzība, kas skaidrojams ar atšķirīgiem vides faktoriem.

4. Augstākā elektrovadītspēja konstatēta ezera Z daļā pret Mērsraga kanālu - atkarībā no ūdens sāļuma, mainās fitoplanktona sugu sastāvs.

5. Augstākā fosfāciju un amonija jonu koncentrācija konstatēta punktā pret kormorānu koloniju, kas liecina par pastiprinātu biogēnu iekļūšanu ezerā, līdz ar to palielinot eitrofikācijas iespējas.

6. Joslā apkārt kormorānu kolonijai pilnīgi izzudušas mieturaļģes, savukārt planktonā ievērojamā daudzumā konstatētas stipri eitrofiem ūdeņiem raksturīgās eiglēnaļģes.

6. PATEICĪBAS

Izsaku pateicību savam darba vadītājam Doc. Dr. biol. Ivaram Druvietim par palīdzību aļģu šūnu skaitīšanā un sugu noteikšanā, kā arī maģistra darba satura veidošanā.

Pateicos LU Bioloģijas institūta hidrobioloģijas laboratorijai par atļauju izmantot Engures ezera monitoringa pētījuma datus.

Pateicos Robertam Šiliņam par fitoplanktona paraugu ievākšanu 2013. gadā.

7. LITERATŪRAS SARAKSTS

Archibald J. M., Simpson A. G. B., Slamovits C. H. (eds) 2017. Handbook of the protists (2th ed.). Springer International Publishing, 1657 pp.

Auniņš A. (red.). 2013. Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. precizēts izdevums. Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 360 lpp.

Balode M., Purviņa S., Puriņa I., Bārda I., Strode E., Putna I., Balodis J., Pfeifere M., Jurkovska V. 2008. Globālās sasilšanas varbūtējā ietekme uz bīstamo aļģu attīstību Baltijas jūrā. Klimata mainība un ūdeņi. Rakstu krājums Rīga: Latvijas Universitāte, 19 – 21. lpp.

Bellinger G., Sigeo C. D. 2010. Freshwater Algae Identification and Use as Bioindicators. Blackwell Publ., 557 pp.

Briede, A., Kļaviņš, M., Rodinov, V. 2000. Chemical composition of Lake Engures (Engure), Latvia. Proc. Latvian Acad. Sci., Section B, 54, 5/6, 160-163.

Brzezinski, M.A. 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. Journal of Phycology, 21: 347–357

Bužančić M., Ninčević Gladan Ž., Marasović I., Kušpilić G., Grbec B. 2016. Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. Oceanologia, Institute of Oceanology of Polish Academy of Sciences, 58 (4): 302 – 316

Chavan K. J., Chouhan S., Jain S., Singh P., Yadav M, Tiwari A. 2014. Environmental Factors Influencing Algal Biodiesel Production. Environmental Engineering science, (31) 11: 602-611

Cimdiņš P. 2001. Limnoekoloģija. Rīga: Latvijas Universitāte, 111 lpp.

Csuros M., Csuros C. 2010. Environmental Sampling and Analysis for Metals. Taylor & Francis group Press, 194 pp

Dawes C. J., 1998. Marine Botany, (2th ed.). University of South Florida (New York: John Wiley & Sons, Inc), 480 pp

Druvietis I. 1997. Aļģes kā ekoloģiskā stāvokļa rādītājas Latvijas ūdenstilpēs. Promocijas darba kopsavilkums. Latvijas Universitāte. LU Bioloģijas institūts: 102 lpp.

Floder S., Burns C.W. 2004. Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: Influence of periodic. Journal of Phycology, 40: 54-61

Graham, J.L., Loftin, K.A., Ziegler, A.C., and Meyer, M.T., 2008, Cyanobacteria in lakes and reservoirs—Toxin and taste-and-odor sampling guidelines (ver. 1.0): U.S.

Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 9, chap. A7, section 7.5

Grīnberga L., Zviedre E. 2013. Engures ezera veģetācija un to ietekmējušie faktori. Krāj.: Zinātniskā konference „Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. Konferencs tēzes. Rīga, LU, 17.-19.

Gwiazda R., Jarocho K., Szarek-Gwiazda E. 2010. Impact of a small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the littoral regions of a submontane reservoir, *Biologia* 65(4): 742 – 748.

Hackett J. D., Anderson D. M., Erdner D. L., Bhattacharya D. 2004. Dinoflagellates: A remarkable evolutionary experiment. USA: University of Iowa, *American Journal of Botany* 91(10): 1523-1534

Hairson N. G., Fussmann G. F. 2002. Lake ecosystems. *Encyclopedia of life sciences*. Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group, 1.-3

Hoek C, Van den Hoek H., Mann D., Jahns H. M. 1995. *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, 623 pp.

Horne A. J., Goldman Ch. R. 1994. *Limnology*. 2nd ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co., 576 pp.

Janse van Vuuren S., Taylor J., Gerber A., van Ginkel C. 2006. *Easy Identification of the Most Common Freshwater Algae. A Guide for the Identification of Microscopic Algae in South African Freshwaters*. North-West University, Potchefstroom, 211 pp.

Järvekülg A. 2001. *Eesti jõed*, Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus. 126. – 132. lpp.

John D.M., Whitton B.A., Brook A.J. 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Cambridge University Press, 702 pp.

Karl D.M. 2014. Microbially Mediated Transformations of Phosphorus in the Sea: New Views of an Old Cycle. *Annual Review of Marine Science*, 6:279-337

Kirk J. T. O. 2011. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. (3th ed.). Cambridge University Press, 638 pp

Kirti C. J., Sheetal C., Pushpendra S., Sonal J., Mahavir Y., Archana T. 2014. Environmental Factors Influencing Algal Biodiesel Production. *Environmental Engineering Science*, 31: 602 – 611

Klaveness D. 1989. Biology and Ecology of the Cryptophyceae: Status and Challenges, *Biological Oceanography*, 6:3-4, 257-270

Kļaviņš M. 1998. *Ūdeņu ķīmija un ūdens vides piesārņojums*, Rīga: LU

Kļaviņš M., Cimdiņš P. 2004. Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 204 lpp.

Kļaviņš M., Melecis V. 2013. (red.). Cilvēks un daba: Engures ekoreģions, Rīga, LU Akadēmiskais apgāds, 426 lpp.

Kokorīte I., Sprinģe G., Briede A., Druvietis I., Grīnberga L., Konošonoka I., Parele E., Rodinovs V., Skuja A., Zviedre E. 2013. Engures ezera hidroekosistēmas attīstība un to ietekmējošie faktori. Cilvēks un daba: Engures ekoreģions, LU Akadēmiskais apgāds, 121-134.

Leliaert F, Smith D. R., Moreau H, Herron M. D., Verbruggen H, Delwiche C. F., De Clerck O. 2012. Phylogeny and Molecular Evolution of the Green Algae. Taylor & Francis Group, *Critical Reviews in Plant Sciences*, 31:1–46

Longhi M.L., Beisner B.E. 2009. Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. *Journal of Plankton Research*, (31) 10: 1195–1207.

McCombie A., M. 1953. Factors Influencing the Growth of Phytoplankton. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 10(5): 253-282

Medene A. Engures ezera sateces baseina mežu struktūra un dinamika. 2012. *Latvijas Veģetācija*, 23, 5-19

Naito K., Suzuki M., Mito S., Hasegawa H, Matsui M., Imai I. 2006. Effects of the substances secreted from *Closterium aciculare* (Charophyceae, Chlorophyta) on the growth of freshwater phytoplankton under iron-deficient conditions. *Plankton & Benthos Research*, 1(4): 191–199

Nygaard G. 2001. Dansk plante plankton. Copenhagen: Nordisk Forlag A/S, 36 pp.

Penēze Z., Strautnieks I., Grīne I. 2013. Engures ezera sateces baseina ainavas kā dabas un cilvēka mijiedarbības piemērs. Krāj.: Zinātniskā konference „Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. Konferencs tēzes. Rīga, LU, 6.-7.

Puriņa I. 2008. Organisko un neorganisko biogēnu ietekme uz Rīgas līča fitoplanktona struktūru un potenciāli toksisko aļģu attīstību. Promocijas darbs – publikāciju kopa. Rīga: LU, 36 lpp.

Redfield A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume (edited by Daniel R.J.). Liverpool: The University Press, 176-192

Reynolds S. C. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, 535 pp.

Ringer Z. 1972. *Rosłini Bałtyku*. Warszawa, 149 pp.

Rudzroga A. 1984. *Aļģes, to nozīme dabā un cilvēka dzīvē*. Rīga: Zinātne, 118 lpp.

- Rudzroga A. 1995. Izplatītāko Latvijas aļģu noteicējs. Rīga, „Zinātne”, 134 lpp.
- Satoh S, Ikeuchi M, Mimuro M, Tanaka A. 2001. Chlorophyll b expressed in cyanobacteria functions as a light-harvesting antenna in photosystem I through flexibility of the proteins. J. Biol. Chem. in press.
- Suthers M., Rissik D. 2009. Plankton: A Guide to their Ecology and Monitoring for Water Quality (1th ed.). Australia, CSIRO Publishing, 272 pp.
- Šešo P. 2013. gada vasaras un rudens fitoplanktons Rīgas līcī, Baltijas jūras atklātajā daļā. Bakalaura darbs. Rīga: LU, 45 lpp.
- Šiliņš R., Druvietis I., Poppels A. 2013. Engures ezera planktona un zoobentosa sabiedrību sezonālā izpēte (2011-2012). Krāj.: Zinātniskā konference „Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. Konferencē tēzes. Rīga, LU, 22. – 23.
- Šiliņš R., Kokorīte I., Druvietis I., Reihmanis J. 2016. Changes in water flow and hydrochemical parameters of lagoon type lake Engure Latvia due to management of reed beds as Great bittern (*Botaurus stellaris* L.) habitats. 3rd international conference, Water resources and Wetlands, Romania, September 8-10
- Šiliņš R., Kokorīte I., Reihmanis J., Druvietis I. 2017. Impact of the growing population of great cormorant *Phalacrocorax carbo* on the trophic status of Lake Engure, Environmental and Experimental Biology, 15: 69–70
- Šiliņš R., Mednis A. 2013. Dažādu pasākumu ietekme uz Engures ezeru un tā piekrastes ekosistēmām. Grām.: Kļaviņš M., Meleciš V. (red.) Cilvēks un daba: Engures ekoreģions, LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 288 – 293.
- Tikkanen T. 1986. Kasviplanktonopas. Suomen Luonnonsuojeln Tuki Oy, Helsinki, 277 pp.
- Tikkanen T., Willen T. 1992. Växtplanktonflora, Naturvårdsverket, Solna, 280 pp.
- Tingting R. 2014. *Primary factors affecting growth of microalgae optimal light exposure duration and frequency*. Master thesis, Iowa State University, 49 pp
- Tucker C. S., D’Abramo L. R. 2008. Managing High pH in Freshwater Ponds. SRAC Publication No. 4604
- Urtāns A. V.(red.) 2017. Aizsargājamo biotopu saglabāšanas vadlīnijas Latvijā. II Upes un ezeri. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda, 208 lpp.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 19, 100-124.
- Vīksne J. 1997. Engure – purnu ezers. Rīga: Jāņa sēta, 111 lpp.
- Wang X., Lu Y., He G., Han J., Wang T. 2007. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistical

analysis in a eutrophic shallow lake: A 5-year study. *Journal of environmental Sciences* 19: 920-927.

Wetzel G. R. 2001. *Limnology – Lake and River Ecosystems*, third edition. San Diego: Academic Press, 1006 pp.

Whitton B.A. (Ed.), 2012. *Ecology of Cyanobacteria II. Their Diversity in Space and Time*. Springer, Dordrecht, 760 pp.

Zviedre E. 2008. *Latvijas saldūdens mieturaļģu (Charophyta) flora un ekoloģija*. Promocijas darbs. Rīga: LU, 100 lpp.

Кумсапе А. Я., 1963. Расчет биомассы фитопланктона по суммарному объему клеток. *Гидробиология и ихтиология внутренних водоемов Прибалтики*, 7, 67-69.

Спурис З. Д. 1960. Лимнологическая характеристика озера Энгурес Рыбное хозяйство внутренних водоемов Латв ССР 5 (214) 77-84

Interneta tīkla vietnes:

Anonīms. 2013. *Augusta peldūdens kvalitātes pārbaūžu rezultāti*. [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2018]. Pieejams:

<http://www.vi.gov.lv/lv/sakums/aktuali/jaunumu-arhivs-2013-gads/augusta-peldudens-rezultati>
Anonīms. 2016. *CyCLE rezultāti un noslēgums*. [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2018]
Pieejams:

<http://cycle.videsinstituts.lv/lv/jaunumi/cycle-rezultati-un-noslegums.html>

Anonīms. 2011. *Dabas parks „Engures ezers”. Dabas aizsardzības plāns*. [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2018] Pieejams:

https://www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi_apstiprin/DP_Engures-ez-11.pdf

Anonīms. 2016. *Ūdeņu monitoringa programma*. [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2018]
Pieejams:

https://www.daba.gov.lv/upload/File/DOC/PR_VM_2_UDENS_2016_3red.pdf

Anonīms. 2006. *Latvijas virszemes ūdeņu pārskats*. [tiešsaiste] [skatīts 24.05.2018]

https://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat_apkopojumi/udens_kvalit/2006_Virszemes_udeni.pdf

PIELIKUMI

1.2. pielikums

Fitoplanktona sugu sastāvs ezera paraugu ievākšanas vietās

Annex 1.2.

Phytoplankton species composition of the lake sampling sites

CHLOROPHYTA	2014			2015			2016			2017			
	Laivu b.	Mēsr.	Korm.	Laivu b.	Dzodr.	Mēsr.	Laivu b.	Dzodr.	Mēsr.	Korm.	Laivu b.	Dzodr.	Mēsr.
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim										X			
<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (Braun) Korshikov				X									
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs					X				X				
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	X	X	X	X	X				X				
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	X	X						X	X	X		X	
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	X	X	X	X			X	X	X	X		X	
<i>Botryococcus</i> sp.													
<i>Chroococcus</i> sp.													
<i>Closterium aciculare</i> T.West	X						X				X		
<i>Closterium acuminatum</i> Kützing ex Ralfs													
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs													
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli													
<i>Closterium</i> sp.													X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli				X				X	X				
<i>Coelastrum proboscideum</i> Bohlin									X				
<i>Coelastrum</i> sp.													
<i>Cosmarium</i> sp.	X		X	X			X	X	X	X			
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	X	X					X	X					
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay									X				
<i>Crucigenia</i> sp.													
<i>Desmidium</i> sp.							X						
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli		X					X	X	X				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood	X	X					X	X	X				
<i>Euastrum</i> sp.							X	X	X	X			
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg								X				X	
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius									X				
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat							X	X	X	X		X	
<i>Pandorina elegans</i> (Ehrenberg) Dujardin													
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory							X					X	
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen									X				
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	X	X		X	X	X	X	X	X				X
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen							X						
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen								X					
<i>Pediastrum</i> sp.												X	
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs		X		X			X	X	X				
<i>Scenedesmus apiculatus</i> Corda				X	X	X	X	X	X			X	
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann		X	X	X	X		X	X					
<i>Scenedesmus bijugatus</i> Kützing								X	X				
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing									X				
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P.G.Richter		X	X					X	X				
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson			X				X	X	X				
<i>Scenedesmus</i> sp.													X
<i>Staurastrum</i> sp.				X			X	X	X				
<i>Stauroidesmus</i> sp.				X									
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg		X				X	X	X					
<i>Tetraëdron regulare</i> Kützing								X	X				
<i>Tetrastrum</i> sp.									X				

2. pielikums

Paraugu ņemšanas vietu koordinātas 2017. gadā

Annex 2

Coordinates of sampling points in 2017

2017. gada paraugu ņemšanas vietu koordinātas			
Paraugs	Koordinātas	Paraugs	Koordinātas
1	X: 449 197	7	X: 446 400
	Y: 634 0889		Y: 634 9772
2	X: 447 258	8	X: 446 157
	Y: 634 1486		Y: 635 1676
3	X: 447 871	9	X: 444 843
	Y: 634 4907		Y: 635 2485
4	X: 447 392	10	X: 443 724
	Y: 634 6537		Y: 635 2842
5	X: 444 659	11	X: 444 976
	Y: 634 6146		Y: 634 8451
6	X: 445 313		
	Y: 634 6887		