

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



www.emu.ee
Eesti Maaülikool
Estonian University of Life Sciences
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut
Institute of Agricultural and Environmental Sciences



Kliimamuutuste mõju uuring Eesti väikejärvedele.



Ingmar Ott, Ronald Laarmaa, Kairi Maileht, Henn Timm, Maili Lehtpuu,
Teet Krause, Anu Palm, Eva Meesak.

TARTU

2020

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Kirjanduse alusel Eesti kliimamuutuste stsenaariumid ja järvede talitus	6
3. Uuritud järved	18
4. Järvede uurimise meetodid	21
4.1. Ilmastiku andmed	21
4.2. Füüsilised ja keemilised vee omadused	22
4.3. Fütoplankton	22
4.4. Statistilised meetodid vee omaduste, fütoplanktoni ja zooplanktoni kohta	22
4.5. Zooplanktoni meetodid	23
4.6. Fütobentos ja makrofüüdid	23
4.6.1. Fütobentose uurimismetoodid	23
4.6.2. Makrofütide uurimismetoodid	24
4.7. Suurselgrootud	25
4.7.1. Suurselgrootute proovid	25
4.8. Kalad	25
5. Ilmanäitajate seosed järvede abiootiliste ja biootiliste näitajatega	27
5.1. Vee omadused	27
5.1.1. Äntu Sinijärv	27
5.1.2. Endla järv	29
5.1.3. Pühajärv	31
5.1.4. Rõuge Suurjärv	34
5.1.5. Suurlaht	36
5.1.6. Uljaste	40
5.2. Fütoplankton	43
5.2.1. Äntu Sinijärv	44
5.2.2. Endla järv	45
5.2.3. Pühajärv	47
5.2.4. Rõuge Suurjärv	48
5.2.5. Uljaste järv	50
5.2.6. Suurlaht	52
5.3. Zooplankton	54
5.3.1. Äntu Sinijärv	56
5.3.2. Endla järv	57
5.3.3. Pühajärv	59
5.3.4. Rõuge Suurjärv	60

5.3.5. Uljaste.....	62
5.3.6. Suurlaht	63
5.4. Fütobentos ja makrofüüdid.....	65
5.4.1. Fütobentos	65
5.4.2. Makrofüüdid.....	67
5.5. Suurselgrootud	68
Euroopa sisevete suurselgrootute seoseid kliima soojenemisega.....	68
Ilma mõju uuritud järvede suurselgrootutele.	69
5.6. Kalad	73
5.6.1. Äntu Sinijärv	73
5.6.2. Pühajärv.....	74
5.6.3. Endla	75
5.6.4. Rõuge Suurjärv	76
5.6.5. Uljaste.....	78
5.6.6. Suurlaht	79
6. Järvede võimalikud reaktsioonid ilma (kliima) muutustele. Üldine järvede režiimi võimalik muutus ja muutused ökosüsteemis.....	81
6.1. Abiootilised vee omadused.	81
6.2. Fütoplankton	83
6.3. Zooplankton	85
6.4. Fütobentos ja suurtaimed	86
6.5. Suurselgrootud	87
6.6. Kalad	89
7. Kliimamuutustega kohanemise ettepanekud.	93
Kirjandus.....	95
LISA 1. Äntu Sinijärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.	102
LISA 2. Endla järve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.	103
LISA 3. Pühajärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.....	104
LISA 4. Rõuge Suurjärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.	105
LISA 5. Uljaste ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.....	106
LISA 6. Suurlahe ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.....	107
LISA 7. Uurimisaastatel suurtaimede liigilise koosseisu ohtrused	108

1. Sissejuhatus

Ilmastikumuutused on väga laiahaardelised ja mõjutavad kõiki Maa ökosüsteeme. Ühe põhilise kasvuhoonegaasi, süsihappegaasi (CO₂), kontsentratsioon võib 2050. aastateks kahekordistuda, ületades 700 ppm (George 2010) ning IPCC (*Intergovernmental Panel of Climate Change* 2018) andmetel võib selle sajandi lõpuks õhutemperatuur tõusta kuni 7 kraadi (Nöges, Nöges 2011), mis tähendab olulist survet nii maismaa kui ka vee ökosüsteemidele. Riigid seisavad silmitsi üha enam süvenevate probleemidega, kus kliimasurve ühelt poolt muudab kvaliteedinäitajate dünaamikaid ja teisalt raskendab veekogude hea ökoloogilise seisundi saavutamist. Mitmete stressorite koosmõju mõjutab tugevalt magevee ökosüsteeme, see kandub edasi toiduahela kaudu, mõjutades otseselt ökosüsteemi funktsioneerimist, dünaamikat ja struktuuri (Li *et al.* 2019).

Eesti järvi on uuritud üle saja aasta, mis sobiks kliimast tingitud muutuste jälgimiseks ja selgitamiseks. Paraku tuleb aru saada, et järjepidevat aegrida uuringuandmetest saaks koostada ehk meie suurjärvede kohta. Pikem aegrida on ka Ülemiste kohta. Selle järve haldamine on erafirma käes ja andmete kasutamine teatavate piirangutega. Hiljuti valmis meie asutuse poolt tehtud Ülemiste järve käsitlev uurimus („Ülemiste järve limnoloogiline eksperthinnang“), mis sobib hästi antud projekti konteksti ja soovitage sellekohaseid tulemusi küsida aktsiaseltsilt Tallinna Vesi. Enamuse väikejärvede kohta on andmeid küll üsna varajasest ajast, st inventuurides möödunud sajandi 1920ndaist ja 1930ndaist, kuid enamasti on andmeid vaid ühekordsetest vaatlustest kasvuperioodil. Põhjalikke kompleksseid uuringuid tehti alates 1951. aastast, kuid taas uuriti erinevatel aastatel erinevaid järvi ja enamasti korra suvel. Väikejärvede püsivaatlusi alustati alles 1992. aastal hüdrobioloogilise seire käigus. Tollest ajast on siiani pidevas uurimises ainult kuus järve. Sellises olukorras saame teha ülevaateid suhteliselt lühikese aja jooksul ja väheste järvede kohta. See tähendab, et pigem saame käsitleda ilma mõju veekogudele ja saame esitada ekspertarvamusi kliima mõju kohta. Hindasime kliima ja ilma mõju kuue erineva väikejärve keemilise ja bioloogilise seisundi kujunemisele kasutades väikejärvede hüdrobioloogilise ja hüdrokeemilise varasemate uuringute raames kogutud andmeid ja uurimistulemusi.

Järvede füüsikalise-keemiliste parameetrite ja elustiku dünaamika muutuste selgitamiseks kasutati väikejärvede hüdrobioloogilise ja hüdrokeemilise seire käigus kogutud andmeid ja

eksperthinnanguid. Ilmastiku mõju hindamiseks kasutati Riigi Ilmateenistuse ajaloolisi andmeid õhutemperatuuri ja sademete kohta.

Peamised küsimused, millele püüdsime vastust leida:

- Millised on kliima ja ilma muutumise (keskmine õhutemperatuur, sademed ja neist tulenevad näitajad) otsesed ja kaudsed mõjud väikejärve ökosüsteemi funktsioneerimisele?
- Muutuste ja põhjuste selgitamine ning tulevikutsenaariumite kirjeldamine.
- Ettepanekute tegemine väikejärvede seisundi säilitamiseks. Võimalusel tehakse prognoose järvede kliimamuutustega kohanemiseks.

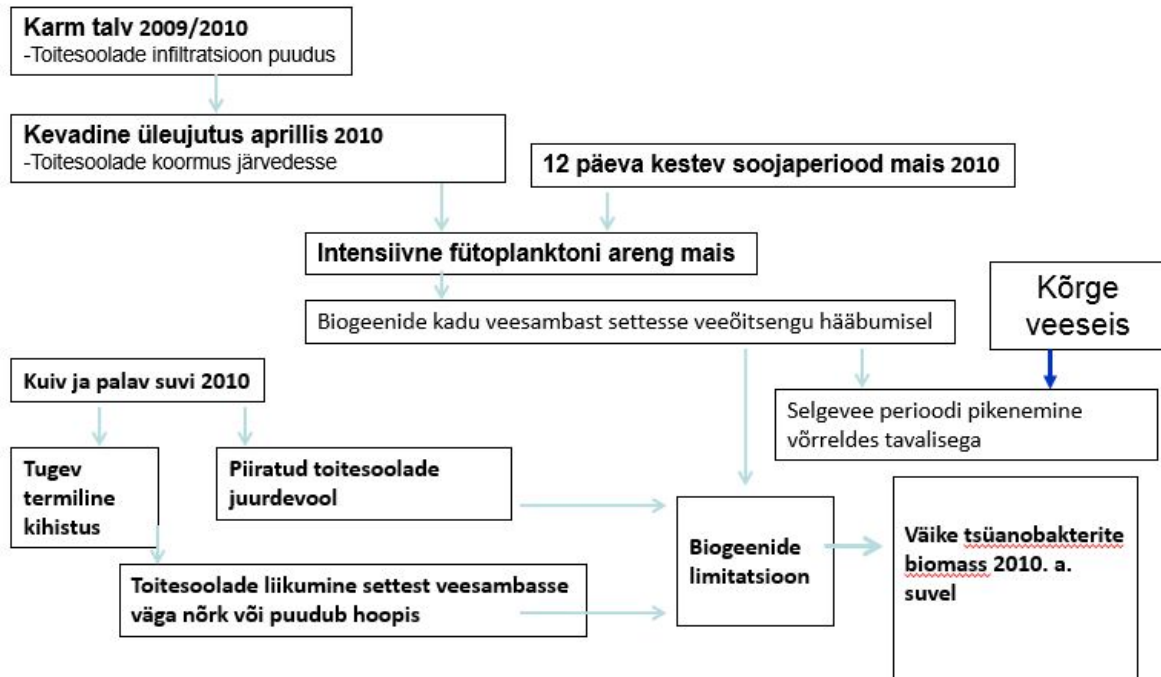
2. Kirjanduse alusel Eesti kliimamuutuste stsenaariumid ja järvede talitus

Ilmastikunähtuseid ja -muutuseid uuritakse intensiivselt kogu maailmas. Mitmed kliimast tingitud muutused ja negatiivne inimõju survestab veekogude funktsioneerimist üha enam. Selleks, et järvedele oleks võimalik väljatöötada efektiivseid kaitse- ja tervendusmeetodeid, on tarvis aimata, milline on ilmamõju 10, 50 või 100 aasta pärast. Kliimamuutuste mõjude hindamiseks on Eestis koostatud mitmeid kliimastenaariume ja –mudeleid (Luhamaa jt 2014). Kliimamudelid aitavad analüüsida atmosfääri-, vee- ja maismaa füüsikaliste protsesside omavahelisi vastastikmõjusid (Verdonschot *et al.* 2010).

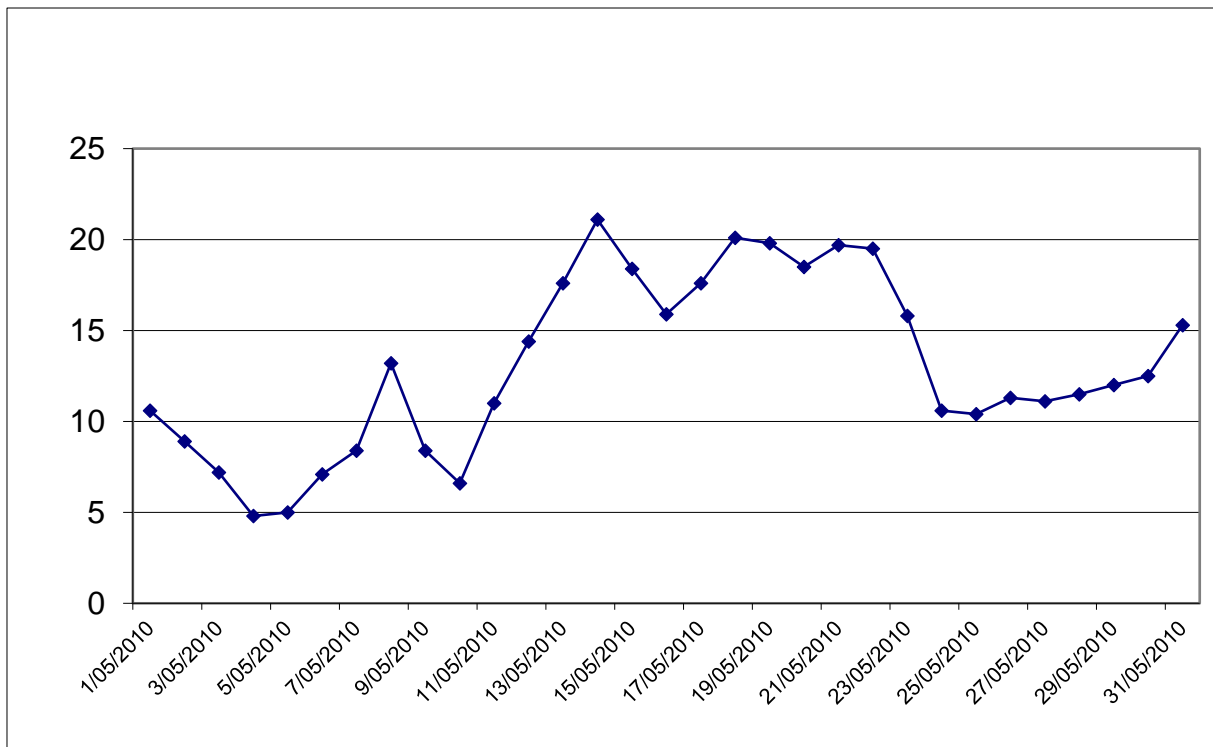
Õhutemperatuur mõjutab otseselt veetemperatuuri ja see omakorda järvede funktsioneerimist ja muutuseid neis elavates kooslustes. Suurematel laiuskraadidel asuvaid järvi nimetab Rühland (2003) tundlikumaks, pidades selles piirkonnas asuvaid ökosüsteeme rohkem haavatavamateks otsese (veetemperatuuri tõus, sademete ja auramise vahekord) ja kaudsete (stratifikatsiooni periood, valgala protsessid) kliimamuutuste suhtes. IPCC (*Intergovernmental...2018*) andmetel on selle sajandi lõpuks oodata kuni 7 °C veetemperatuuri tõusu Euroopa järvedes (Nõges jt 2012), mis võib kaasa tuua olulisi muutusi veekogude funktsioneerimises.

Kliimamuutuste tagajärjel soojeneb pindmine veekiht (epilimnion) ja sügavates järvedes tekib temperatuurigradientide ning mitmete väliste tegurite (tuul, päikesekiirgus, sademed ja temperatuur) ja sisemiste tegurite (ainete kontsentratsioonide hulgad, morfomeetria ja sügavus) mõjul erinevate tihedustega veekihid või olemasolevate kihtide erinevused tugevnevad: pinnakiht, hüppekiht (termokliin) ja põhjakiht (hüpolimnion; Wetzel 1983).

Suurem veetemperatuur mõjutab vee füüsikalisi-keemilisi omadusi enim suurtes kihistunud järvedes, kus esineb termokliin. Termokliinist sügavamal on oht hapnikuvaeguseks. Ka polümiktilistes järvedes võib lühiajalaliselt tekkida veesamba kihistus (Jeppesen 2009). Sarnast nähtust on kirjeldatud ka Eesti järvede kohta 2010. a. (Ott 2010; joonis 2.1.; joonis 2.2). Madalates järvedes võib toimuda mikrokihistumine, mis stabiliseerib veesammast ja takistab ainete ja ühendite segunemist (Reynolds 2002; De Senerpont Domis *et al.* 2013).



Joonis 2.1. Väikejärvede talitluse vastused ilmamõjudele 2010. aastal. Talv oli karm, järgnes suurvesi ning 12 päeva kestev väga soe ilmaperiood, kus ööpäevane keskmine õhutemperatuur oli 15-21 °C. Järved kihistusid tavalisest varem ning augustis olid kihistunud isegi paari meetri sügavused järved. Eufotilises kihis tekkis kasvuperioodil pikaks ajaks toiteainete limitatsioon, mis ei võimaldanud isegi soojal suvel olulist mikrovetikate arengut ega veeõitsengut.



Joonis 2.2. Ööpäevane keskmine õhutemperatuur (°C) Vörtsjärve ilmavaatluspunktis mais 2010. a.

Kliimastsenaariumite põhjal võib järeldada, et stratifikatsiooni periood muutub pikemaks, mis võib tekitada anoksiat põhjakihis (Nõges, Nõges 2011). Hapnikuvaene keskkond soodustab sisekoormuse olemasolul fosfori leket setetest, mis on üks peamine eutrofeerumist põhjustav toiteaine järvedes. Regionaalse kliimamudeli prognoos näitab ka jääkatte kestvuse vähenemist kuni kahe kuu võrra, mis temperatuuri koosmõjul võib samuti kaasa tuua olulisi muutusi kihistumis- ja hapnikurežiimis (Nõges jt 2012) ning mikroelustiku kujunemisel.

Üldjuhul ei teki temperatuuri- ja hapnikukihistust järvedes, mis on madalamad kui 3 meetrit (Kalff 2002), järvevee segunemine ja toiteainete ringlus sõltuvad peamiselt avatusest tuultele ja tuulte intensiivsusest (Magee, Wu 2017). Eestis on mitmeid madalaid ja võrdlemisi suuri järvi, mille puhul on tuule mõju järvevee ja setete segamisele oluline (nt Mullutu laht, Suurlaht, Vörtsjärv ja Ülemiste). Kui Vörtsjärve veetase on madal, siis intensiivsemad tuuled segavad veemassi, mis toovad setete pooriveses lahustunud fosfori veesambasse, misjärel on fosfor kättesaadav fütoplanktonile (lämmastik denitrititseeritakse). Kõrgvee perioodil toimub mehhanism vastupidiselt ja järv hoiab settes fosforit kinni, kuid lämmastik segatakse pindmistes kihtidesse (Nõges, Nõges 2011).

Kliimastenaariumite eesmärk on prognoosida inimtegevusest tulenevate kliimat mõjutavate tegurite muutlikkust ajas ja ruumis (Luhamaa jt 2014). Kuna keskkonnamõjusid ei saa prognoosida terviklikult, kasutatakse järgmiseid stsenaariume:

- 1. emissiooni stsenaarium** (kasvuhoonegaaside kontsentratsioonide baasil atmosfääris, sõltub rahvastikust, majandusest jms).
- 2. üldise tsirkulatsiooni mudel** e. globaalne mudel (*general circulation model*).
- 3. regionaalne kliima mudel** (spetsiifilisemad loodusgeograafilised näitajad).

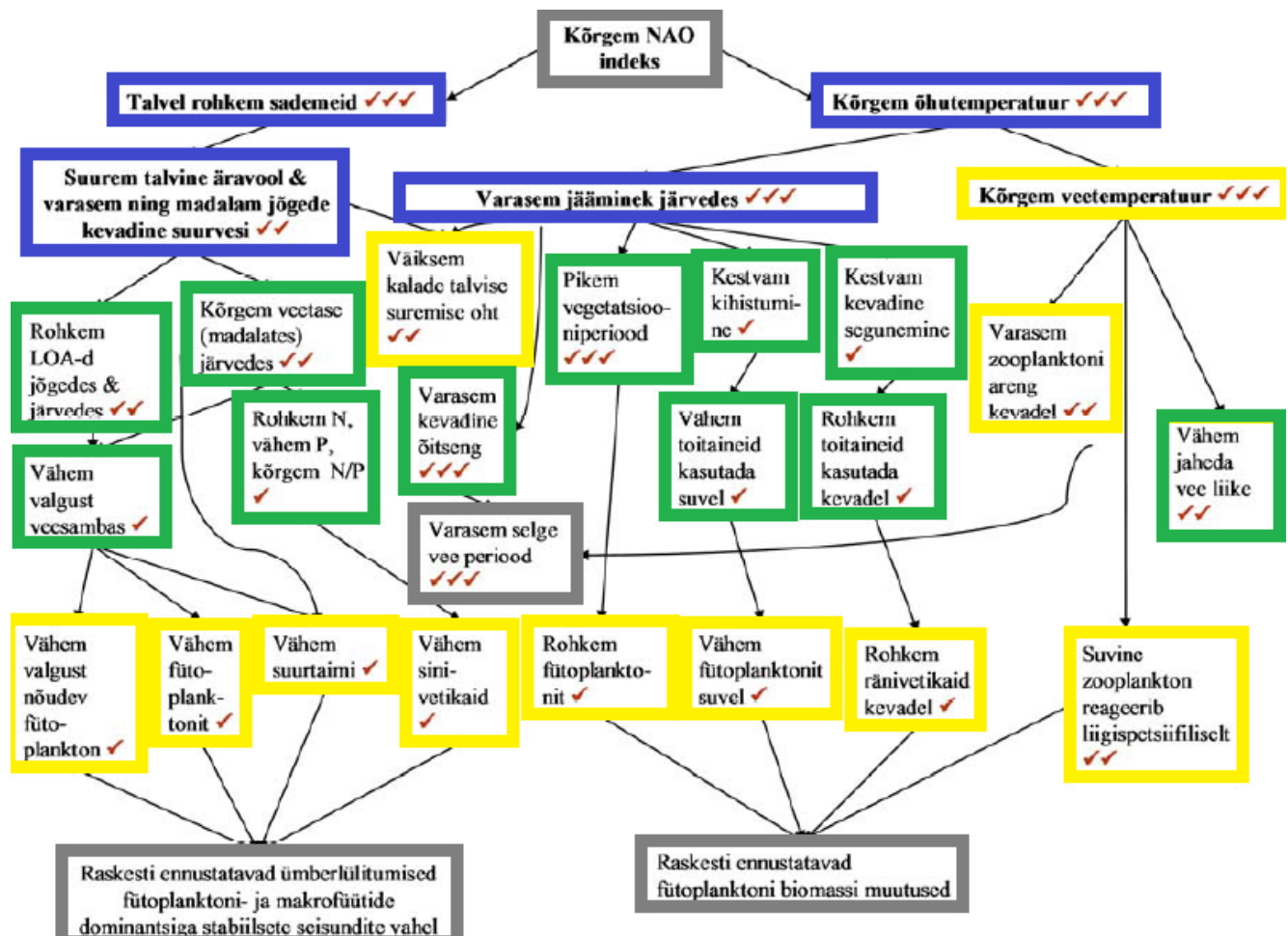
Kliimamudelina on enim kasutatav emissioonistsenaarium. Madala emissiooni korral eeldatakse õhutemperatuuri tõusu sajandi lõpuks 1-2 kraadi, keskmise emissiooni korral 2-4 kraadi ning kõrge emissiooni korral 3-6 kraadi (Nõges jt 2012; IPCC 2018).

Valdavalt näitavad kogu Euroopa ulatuses regionaalsete kliimamudelite prognoosid sademete hulga tõusu ja sajandi lõpuks võib olla siseveekogude hüdroloogiline režiim seetõttu oluliselt muutunud, sest sademete rohkus võib 2100. aastateks kasvada kuni 20% (Nõges jt 2012) ja on intensiivsem talvekuudel (Jeppesen *et al.* 2009). Kliima ei soojene ühtlaselt ja sagedamini esineb ekstreemseid nähtuseid, nagu näiteks sagedased kuumalained, põuad ja paduvihmad. Sellised meteoroloogilised nähtused võivad tuleviku kliimas olla uus normaalsus (Anneville *et al.* 2015).

Kliima perioodiline muutlikkus on mõjutatud õhurõhu võnkumisest Islandi miinimumi ja Assoori maksimumi vahel, mida kirjeldatakse Põhja-Atlandi Ostsillatsiooni indeksina (*North Atlantic Oscillation*, NAO; Walker 1924). Kui NAO indeks on positiivne, ehk õhurõhkude vahe Assoori maksimumi ja Islandi miinimumil on keskmisest suurem, on iseloomulik tugev läänevool. Samuti seostatakse positiivset NAO indeksit soojemate ja sajurohkemate ilmastikuoludega Põhja-Euroopas ja kuivemate tingimustega Lõuna-Euroopas. Keskmisest nõrgem seos Assoori maksimumi ja Islandi miinimumi õhurõhkude vahel näitab negatiivset NAO indeksit, sellisel juhul on läänevoolud nõrgemad, valitsedes Põhja-Euroopas kuivemate ja külmemate ilmastikuoludega vastupidiselt Lõuna-Euroopa sajastele tingimustele (Pinto, Raible 2012).

NAO indeks on üks levinumaid kliimamudelite komponente, sest selle abil on võimalik prognoosida õhutemperatuuri ja sademete vahekorda, mis on järvede funktsioneerimise seisukohalt olulised protsesside käivitajad. NAO indeks on tugevas seoses veekogudes

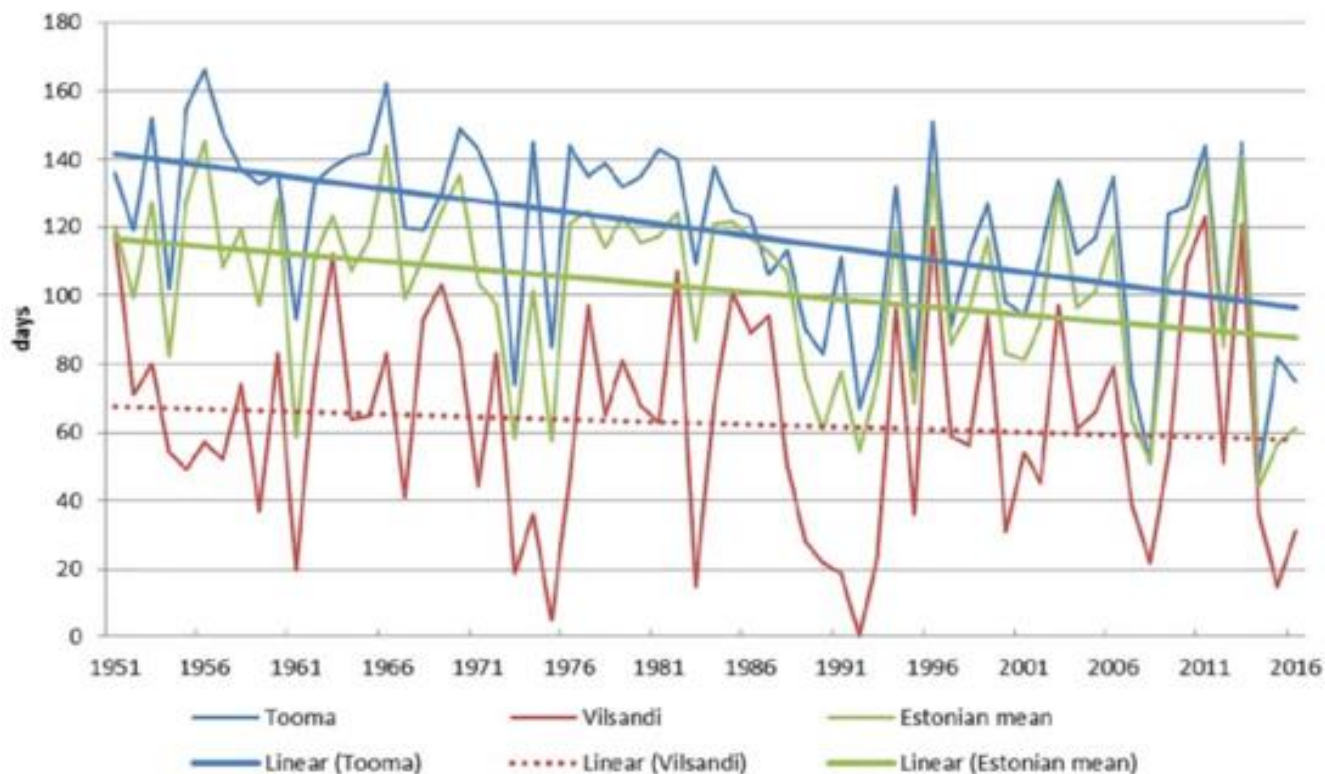
toimivate muutustega (Joonis 2.3). Eesti asub parasvöötme merelise ja mandrilise kliima ülemineku regioonis ja aastate vältel on täheldatud märgatavat keskmise temperatuuri tõusu hilistalvel ja kevadel (Keevallik 2003).



Joonis 2.3. Kõrge NAO indeksi mõju Põhja-Euroopa järvedele. Linnukeste rohkus näitab suuremat tõenäosust (Blenckner *et al.* 2010; Nõges, Nõges 2011; Eva Meesaki täiendustega). Sinise värviga kastid näitavad muutusi ilmastikus, kollasega tähistatud kastid muutusi elustiku kooslustes ja rohelisega muutused järvede funktsioneerimises.

Prognooside kohaselt võib eeldada, et talviste sagenenud sajuhoogude tõttu on äravool valgalalt põhjustanud mitmete ekstreemsete nähtuste kulgu veekogudes, näiteks toiteainete (nitraatide) liigkonsentratsiooni (Sondergaard 2001; Jeppesen *et al.* 2009). Eesti järvedes valdavalt looduslike maakasutustüüpidega valglates on täheldatud aga lahjendusefekti, mille tõttu sissekantavate ainete kontsentratsioonid lahjenevad (Ott, Kõiv 2011). Seega mõju järvedele võib olla vastupidine. Milline variant Eestis kehtib, sõltub väga palju valgala maakasutustüüpide majandamisest.

Eesti lumeolud on samuti märkimisväärselt muutunud: 22 ilmajaama lumepaksuse mõõtmistulemused perioodil 1950-2015 kinnitasid, et lumekattega päevade arv on vähenenud (Joonis 2.4). Tendentsi on täheldatud ühesuunaliselt ka kogu Euroopas (Jaagus, Viru 2020).



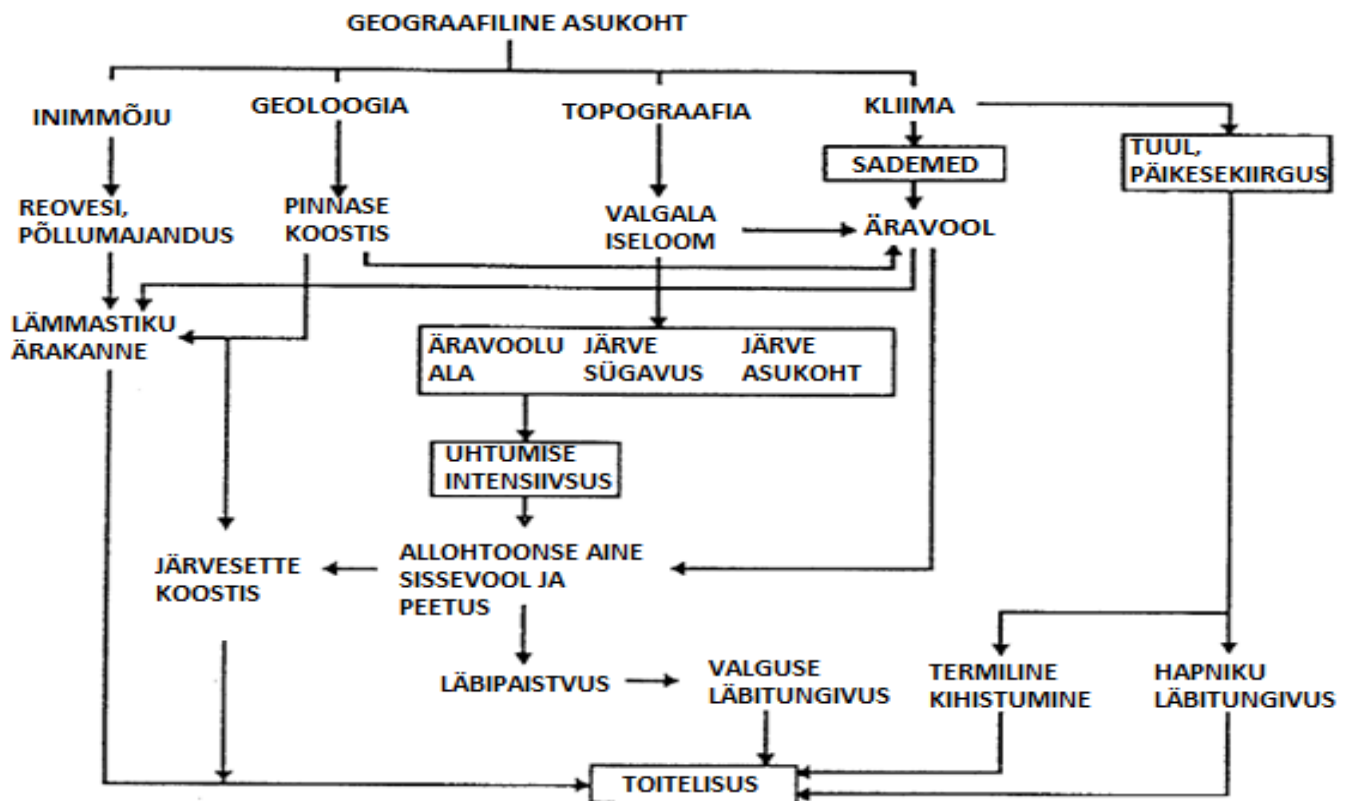
Joonis 2.4. Eesti lumikatte kestus Tooma ja Vilsandi mõõtejaamades 1950-2015 (Jaagus, Viru 2020).

Järvede vastupidavuse aluseks ilmastiku muutustele ja toiteainete survetele on veekogu morfomeetriselised, hüdroloogilised ja –keemilised iseärasused. Valgala, morfomeetria, abiootilised ja biootilised tegurid ning mitmed geograafilised faktorid kujundavad veekogu kui ökosüsteemi (Feld *et al.* 2016) ning nende funktsioneerimine sõltub mitmete faktorite koosmõjust. Üldine reegel on, et intensiivne veevahetus, kare vesi ja suur sügavus on eeldused hästi funktsioneeriva ökosüsteemi kujunemisel (Wetzel 1983; Nõges jt 2012; Laarmaa jt 2019).

Valgala on üks peamine järve funktsioneerimise kujundaja, sest valgala mõjutab suuruse ja pinnase koostise eripäraga toiteainete ja orgaanilise aine sissekannet veekokku, mida omakorda

mõjutab ilmastik (Kalff 2002). Funktsionaalsuse parameetriks on ka veekogu sügavus, millest sõltub temperatuuri kihistus ning mis paneb aluse järve aineringetele ja ökosüsteemi talitlusele (Wetzel 1983; Joonis 2.5).

Madalate ja sügavate järvede funktsioneerimine on erinev. Madalad järved üldiselt ei kihistu, on tuule mõjul põhjani segunenud ja valdavalt polümiktilise iseloomuga. Tuulte eest varjus olevates veekogudes võib esineda kihistumine ka väikesele sügavusele vaatamata. Sügavate järvede veevahetus on aeglasem ja kihistuse perioodil võib veevahetus toimuda vaid pindmises kihis. Madalate järvede puhul, mis on täielikult segunenud, sõltub veevahetuse režiim hüdrooloogilistest ja morfomeetristest näitajatest, homogeense koostisega vesi vaheldub enamasti kiiremini (Lacroix *et al.* 1999; Verdonschot 2010).



Joonis 2.5. Järvede funktsioneerimist mõjutavad peamised keskkonnatingimused (Ryding, Rast 1989; Heathwaite 1993; Eva Meesaki täiendustega).

Madalate ja sügavate järvede ökosüsteemides on oluline roll tuultel. Sügavate, kihistunud järvedesse settinud orgaaniline aine laguneb ja teatud perioodil (tavaliselt segunemise ajal) liigutatakse veemassiga settinud toiteained uuesti pindmisesse veekihti, kus need kasutatakse intensiivselt primaarprodutsentide poolt. Settinud ained võivad põhjustada põhjakihtides hüpoksilise või anoksilise keskkonna, mis sette-vee piirpinnal soodustab toiteainete vabanemist hüpolimnionis. Madalas järves on veesammas tihti tuulte tõttu segunenud ja settinud ained on pidevalt ringluses (Sondergaard *et al.* 2001).

Veekogude elustiku kujunemist mõjutavad veetemperatuur, toiteainete sisaldus (ja nende dünaamika), segunemistingimused, valgusolud ja läbipaistvus, mistõttu järved reageerivad ilmastiku muutustele kiiresti. Madalates ja väikestes veekogudes on valgusolud paremad, vesi soojeneb kiiresti, teisalt kiirendab lagunemis- ja produktsiooniprotsesse. Lisaks loob primaarprodutsentide mitmekesisus paremad eeldused mitmekesiste sekundaarprodutsentide koosluste tekkeks (Wetzel 1983; Mammarella *et al.* 2018).

Väikeseid järvi ohustab eelkõige veetaseme alanemine ja eutrofeerumine, reostus pärineb peamiselt asulatest ja põllumajandusest. Maakasutuse ja hüdroloogilise režiimi muutumine valgalal (nt märgalade kuivendamine, metsasuse vähenemine, linnade laienemine, asustustiheduse suurenemine, põllumajandusmaa osakaalu suurenemine) mõjutab toiteainete ringluse kiirust (Wetzel 1983). Aurumise ja sademete vahekorra muutumine mõjutab veerohkust, aastaegade pikkust ja vaheldumist (Meerhoff 2007; Nõges jt 2012). Loodusliku valgalaga järvedes võib pehmetel talvedel äravool olla kauakestvam ning sellisel juhul jaotuvad toiteained vegetatsiooniperioodil ühtlasemalt.

Muutuvad ilmastikuolud ei taga veekogu veemahu stabiilsust, sest veetaseme muutuse korral muutub veemaht (Osborne, Kyle 1987). Veetaseme muutused mõjutavad koosluste produktiivsust ja mitmekesisust ning on elulise tähtsusega järve ökosüsteemides (Wantzen *et al.* 2008). Kõikumise suhtes on eriti ohustatud madalad järved või järved, millel on lai madalaveeline litoraaliöönd, mis veetaseme alanedes võib jääda kuivale (nt Võrtsjärv, Ähijärv, Järise järv, Kooru järv). Väga madala veeseisu ja kõrge temperatuuriga perioodidel võivad järved oluliselt oma veemahtu kaotada ja tuulte mõjul resuspenseeruv fosfor toob hea valguskliima olemasolul kaasa

vetikate suure biomassi ja võimaliku toksiliste sinivetikate vohamise, süvendades eutrofeerumise ilminguid (Meerhoff *et al.* 2007; Winder, Sommer 2012).

Sügavamad järved on stabiilsemad ja reaktsioonid toimuvad aeglasemalt. Sademete hulga suurenemisega kaasneb toiteainete, eriti lämmastiku kontsentratsiooni tõus. Viimane ei soosi õhulämmastiku fikseerivate sinivetikate arengut (Meerhoff *et al.* 2007) ja seetõttu on veekogu ökoloogiline seisund tavaliselt stabiilsem. Näiteks kareda veega sügavad Rõuge Suurjärv ja Saadjärv on võrdlemisi stabiilsed, heas seisundis ökosüsteemid.

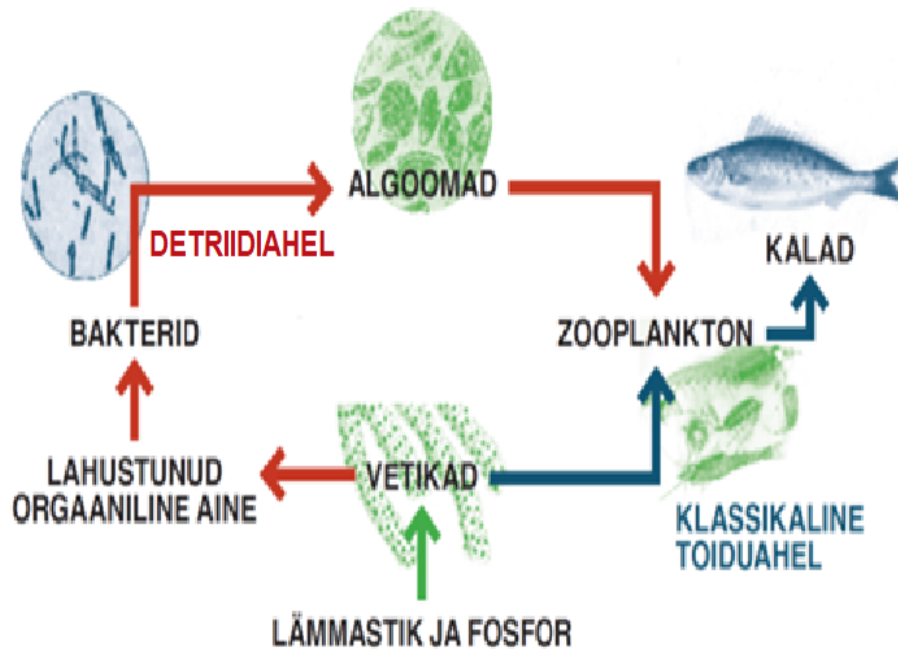
Sademete- ja temperatuurirežiimi muutused (ja muutused valgala maakattes) võivad põhjustada ka humiainete koguse suurenemist pinnavees, mille tulemuseks on veekogude pruunistumine (*brownification*) ehk vee värvuse tumenemine. Olgugi, et otseselt ohtu pruunistumine elustikule ei põhjusta, väheneb järves aga eufotiline kiht, mis mõjutab valguse levikut ja gaasirežiimi veekogus, mõjutades nii primaarprodutsente kui ka tarbijaid (Cremona *et al.* 2019). Euroopa ja Põhja-Ameerika järvedes on täheldatud huumusainete drastilist kasvu, mis avaldub vee keemilise hapnikutarbe tõusus ja vee läbipaistvuse vähenemises (Nõges, Nõges 2011).

Samuti võib varasem jääminek soosida fütoplanktoni arengut ja põhjustada veeõitsengute teket (Kalff 2002), ent põhjapoolsetes piirkondades ei pruugi veeõitsenguid külma vee ja valguslimitatsiooni tõttu varakevadel tekkida.

Kliimamuutused mõjutavad komplekselt kõiki ökosüsteeme, survestades elustikku keskkonnast tulenevate muutustega. Olulisemad elemendid veekeskkonnas on fosfor, lämmastik ja süsinik ning nende omavaheline suhe on veekogu toitelisuse aluseks (Wetzel 1983).

Peale selle, et ilmastik muudab järve koosluseid ajalises ja ruumilises skaalas, võivad toimuda muutused ka toiduahelas, kui toitelisuse kasvades hakkavad domineerima liigid, kes pole enam sobivaks energiaallikaks järgmise taseme tarbijatele (Sipkay, Hufnagel 2012). Veekogude pelagiaal koosneb elusorganismidest ja surnud orgaanilisest ainest, mis on kas otseselt või kaudselt seotud toiduahelas. Toiduahelaid on kahte põhitüüpi (Joonis 2.6):

klassikaline toiduahel - toiduahel, mis algab primaarprodutsendiga ja lõpeb tippkiskjaga;
detriidiahel - toiduahel, kus suur osa energiast liigub lahustunud orgaanilise ainena (LOA) läbi lagundajate ja ainuraksete tippkiskjani.

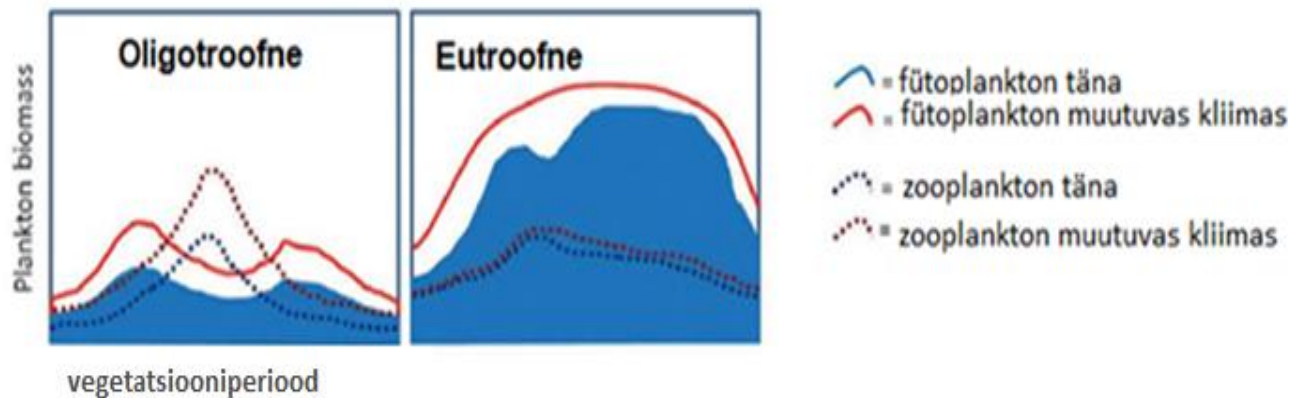


Joonis 2.6. Detriidiahel ja klassikaline toiduahel (Laarmaa 2017).

Eesti asub parasvöötmes, kus vegetatsiooniperiood algab enamasti kevade lõpus. Fütoplankton reageerib vee soojenemisele ja biogeenide sisaldusele, kuid zooplankton, kes mõjutab otseselt fütoplanktoni arvukust, on ainevahetuse korrapärasest funktsioneerimisest mõjutatud läbi veetemperatuuri (Mäemets 1961; Jeppesen *et al.* 2011). Temperatuuri tõusul on nii otsene kui ka kaudne mõju füto- ja zooplanktoni omavahelisele suhtele. Näiteks kõrgema veetemperatuuri korral on fütoplanktoni fotosünteesi kiirus ja tootmine suurem. See võib kaudselt avaldada negatiivset mõju aga zooplanktonile, sest toidu kvaliteet (fütoplanktoni koosluse kvaliteet) võib olla kehvem (Li *et al.* 2019). Fütoplankton vajab arenguks ja biomassi moodustamiseks toiteaineid, mis kliimamuutuse tagajärjel võivad olla kättesaamatud.

Intensiivse fotosünteesi käigus muutub vesi aluseliseks, mis metabolismi protsesside käigus koos ammooniumiga võib muutuda kaladele toksiliseks ammoniaagiks (Wetzel 1983). Uljaste järves (augustis 1993. a.) kaasnes veeõitsenguga kiire ja oluline pH tõus, soojas vees muutus suur osa ammooniumist ammoniaagiks mille tagajärjel surid kõik kalad (Ott 1994; Laarmaa jt 2019).

Joonisel 2.6. on demonstreeritud võimalikke muutuseid oligotroofses ja eutroofses järves. Ilmastiku muutused (valdavalt temperatuuri tõus) põhjustavad parasvöötme järvedes toitelisuse kasvu. Oligotroofses järves võib fütoplanktoni biomass saavutada kaks selgelt eristuvat "piiki", kuid eutroofses järves on fütoplanktoni biomass vegetatsiooniperioodi jooksul pigem ühtlasem. Kuna sademete hulga tõus ja soojem kliima soodustavad toiteainete sissekannet järve ning elustik areneb soojas vees kiiremini, siis võib planktontoiduliste kalade populatsioon suurenda ja fütoplankton põhjustada vee hägunemist (De Senerpont Domis *et al.* 2013). Samas sõltub see valgala suurusest ja maakasutusest– loodusliku valgala järvedes võib toimuda lahjendamiseefekt, kui valgalt kantakse vähetoitelist vett.



Joonis 2.6. Planktoni biomassi võimalikud tulevikustsenaariumid (De Senerpont Domis *et al.* 2013). Sinine ala iseloomustab praegust fütoplanktoni biomassi ja punktiirjoon zooplanktoni biomassi.

3. Uuritud järved

Põhjani läbipaistva sinakasroheline veega alkalitroofset **Äntu Sinijärve** (VRD I) seiret on teostatud aastatel 1992-1995, 2009, 2011, 2013, 2016 ja 2019. Tugeva läbivooluga järvevee fosfori sisaldus on madal, kuid lämmastiku sisaldus väga kõrge. Järv on suviti kihistunud ja veesammas on põhjani hapnikurikas. Vesi on väga kare. Fütoplanktoni liikide arv on väike madala fosfori sisalduse tõttu, leidub räni-, kold- ja neelvetikaid (tabel 3.1).

Põhjani läbipaistva punakaspruuni veega makrofüüdijärv **Endla** (VRD II) on püsiseirejärv ja seda seiratakse püsivalt alates 2005. aastast, v. a. 2007. ja 2008. a. Veevahetus on intensiivne ja hüdroloogiline režiim inimese poolt pikka aega mõjutatud. Fosforisisaldus on keskmine ja lämmastikusisaldus kõrge. Järv ei ole kihistunud, suviti on hapnikku kogu veesambas, talviti võib tekkida hapniku defitsiit. Vesi on keskmise karedusega. Fütoplanktoni liikide arv on keskmine (35) ja biomass väike (2,1 mg/l), esinevad valdavalt räni-, kold- ja neelvetikad (tabel 3.1).

Rohekaskollase ja võrdlemisi läbipaistva veega kalgiveeline eutroofne **Pühajärv** (VRD II) on püsiseirejärv ja seda seiratakse püsivalt alates 1992. aastast. Nõrk läbivool tingib vähese veevahetuse ja on toiteainete poolest keskmise sisaldusega. Järvevesi seguneb hästi, suviti võib tuulevaiksematel perioodidel esineda (mikro-)kihistus, hapnikuolud on head kogu veesamba ulatuses. Vesi on keskmise karedusega. Räni-, kold-, sini- ja vaguviburvetikad on Pühajärve fütoplanktoni kooslustes keskmise arvukusega (33), kuid biomass pigem väike (3,1 mg/l; tabel 3.1).

Kollakasroheline ja võrdlemisi läbipaistva veega kalgiveeline eutroofne **Rõuge Suurjärv** (VRD III) on Eesti sügavaim, püsiseirejärve seiratakse alates 1992. aastast. Oma suure sügavuse ja väikese pindala tõttu on pinnakiht ja põhjakiht väga erinevad. Vesi vahetub kiiresti. Täheldatud on toiteainete sisalduse vähenemist, alates 2000. aastast on vee karedus oluliselt suurenenud. Järvevesi kihistub tugevalt, tavaliselt esineb kaks hüppekihti. Kuna põhjas hapnik puudub, pole see ka elustiku jaoks soodne koht ning valdav osa elustikust paikneb veesamba pindmistes kihtides. Fütoplanktoni liikide arv pinnakihis (kuni 60), hüppekihis ja põhjakihtides (kuni 16) on väga varieeruv. Biomass on väike (0,8 mg/l) Esinevad räni-, kold-, sini- ja ruskvetikad (tabel 3.1).

Tumekollase ja suhteliselt läbipaistva veega semidüstroofne **Uljaste** järv (VRD V) on samuti püsiseirejärv, seda seiratakse alates 1992. aastast. Nõrga veevahetuse ja keskmise toiteainete sisaldusega järve vesi on pehme. Järv seguneb kergesti, hapnikku on kogu veesamba ulatuses piisavalt. Fütoplanktoni liikide arv on pigem vähene, aeg-ajalt tuleb ette veeõitsenguid. Järves esines 1993. a. ökoloogiline katastroof, kus kõrge veetemperatuuri, kõrge pH ja kõrge ammoniaagi sisalduse koosmõjul hukkus praktiliselt kogu kalastik, tänaseks on kalastik taastumas. Hiljem on esinenud samuti massilist veeõitsengut näiteks sinivetikad vohasid 2003. a. ja tativetikas 2018. a. (tabel 3.1).

Põhjani läbipaistva ja rohekaskollase veega halotroofset **Suurlahte** (VRD VIII) seiratakse püsiseirejärvena alates 1999. aastast. Keskmise veevahetusega järve toiteainete sisaldus on samuti keskmine. Madaluse tõttu seguneb vesi kergesti ja on hapnikurikas, kuigi talviti võib tekkida hapniku defitsiit. Järve vesi on keskmise karedusega, kunagisest ühendusest merega on järves ka kõrge kloriidide sisaldus. Fütoplanktoni liikide arv on muutlik (varieerudes 19-83), biomass väike (2,2 mg/l). Tüüpilised liigid on sini-, vaguvibur-ja koldvetikad. (tabel 3.1; Laarmaa jt 2019).

Tabel 3.1. Uuritud järvede üldandmeid (EELIS; Laarmaa jt 2019)

	Äntu Sinijärv	Endla	Pühajärv	Rõuge Suurjärv	Uljaste	Suurlaht
VRD tüüp	I	II	II	III	V	VIII
Limnoloogiline tüüp	alkalitroofne	makrofüüdijärv	kalgiveeline eutroofne	kalgiveeline eutroofne	semidüstroofne	halotroofne
Pindala, ha	2,1	258,9	290,7	14,6	62,2	1440
Maksimaalne sügavus, m	8	2,4	8,5	38	6,4	2,1
Keskmine sügavus, m	6	1,5	4,3	11,9	2,2	1,2
Veevahetus, korda/a	7	31	1	4	0,2	5
Vee üldaluselisus (HCO ₃ ⁻ , mg/l)	305	236	176	285	11	131
Vee värvus	sinakas	punakaspruun	rohekaskollane	Kollakas-roheline	tumekollane	Rohekas-kollane
Läbipaistvus, m	põhjani	põhjani	2,5	2,8	2,4	põhjani
Üldfosfori sisaldus, mg/m ³	10	40	31	pinnal < 20; põhjas 240	22	21
Üldlämmastiku sisaldus, mg/m ³	2700	1580	560	pinnal 590; põhjas 1000	400	930
Klorofüll-a sisaldus, mg/l	0,33	10,7	6,58	5,08	9,11	3,65

4. Järvede uurimise meetodid

4.1. Ilmastiku andmed.

Ilmastikuandmetest kasutati (1992-2019; ilmajaamad: Valga, Jõgeva, Tooma, Vilsandi, Kuressaare, Väike-Maarja ja Võru) kuu sademete summaarset summat (mm) ja kuu keskmist õhutemperatuuri. Õhu soojusrežiimi registreeritakse ööpäevaringselt igal täistunnil ja märgitakse 0,1 kraadi täpsusega õhutemperatuur vaatlusajal. Temperatuuri sensori mõõtmiskoht asub päikesele ja tuulele avatud paigas 2 meetri kõrgusel maapinnast. Sademeid väljendatakse sademete huljana (sademevee kihi paksus) ja sademete intensiivsusega (hulk ajaühikus). Sadememõõtja püügipind asub 2 meetri kõrgusel maapinnast. Ilmateenistuse poolt on kasutuses automaatsed sademete mõõtjad, mis registreerivad sademete hulka igal täistunnil (Riigi Ilmateenistus, 2020).

Töös on kasutatud järgmisi ilmajaamu:

Endla järv - Jõgeva ja Tooma;

Pühajärv - Valga;

Rõuge Suurjärv - Võru;

Suurlaht - Vilsandi;

Uljaste järv - õhutemperatuur ja osa sademete andmeid Väike-Maarja, sademete andmed ka Tudu;

Äntu Sinijärv - Väike-Maarja.

Kohati puudusid ilmastikuandmed, mistõttu tuli kasutada järvedele teisi lähedal asuvaid ilmastiku andmeid.

4.2. Füüsikalised ja keemilised vee omadused

Vastavad meetodid on kirjeldatud riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise ja hüdrokeemilise seire iga-aastastes aruannetes. Ajavahemikul 1992-2006 uuriti järvi kaks korda kasvuperioodil (mai ja enamasti juuli, harva augustis). Alates 2007. a. uuritakse vee omadusi neli korda kasvuperioodil (mai, juuli, august, september).

4.3. Fütoplankton

Hüdrobioloogilistest andmetest kasutatakse vegetatsiooniperioodil (mai-september) fütoplanktoni andmeid, mis on kogutud aastatel 1992-2019 Eesti Maaülikooli poolt läbiviidud väikejärvede hüdrobioloogilise seire raames.

Töös on kasutatud erinevate veekihtide keskmiseid väärtuseid. Kuna töö eesmärk oli analüüsida muutuseid üldiselt, on andmestik koostatud järgmiselt: Suurlahe ja Endla puhul on kasutatud pinnakihi proovide väärtuseid, Pühajärve ja Uljaste puhul pinna ja põhja proovi keskmiseid väärtuseid ja Rõuge ja Äntu Sinijärve pinna ja hüppekihi (hüppekihtide) keskmiseid väärtuseid.

4.4. Statistilised meetodid vee omaduste, fütoplanktoni ja zooplanktoni kohta.

Andmete analüüsimiseks kasutati Statistica 13 andmeanalüüsi programmi (Statsoft, 2016). Selleks, et analüüsida mitmete parameetrite ja ilmastiku nähtuste omavahelisi seoseid, kasutati Spearmani korrelatsioonanalüüsi.

Kahemõõtmelisi hajuvusdiagrammid (*scatterplots*) koostati selleks, et kujutada sõltuvust kahe muutuja X ja Y vahel (näiteks temperatuur ja fütoplanktoni biomass). Hajuvuse jooniste juurde lisati võimalikest statistikutest usaldatavuse (p-väärtus), r (Pearsoni korrelatsioonikordaja),

mõõtmiste arvu (N) ja regressioonijooned (usaldustõenäosuse 95% juures). Viimane väljendab visuaalselt r tugevust.

Analüüsimiseks olulised abiootilised näitajad olid veetemperatuur (T-vesi), hapnik (O₂), pH, elektrijuhtivus (E), karedus (HCO₃⁻), keemiline hapnikutarve väljendatud dikromaatse oksüdeeritavusena (COD_{cr}), kollane aine (Y), üldlämmastik (tot-N) ja üldfosfor (tot-P). Fütoplanktoni parameetrid olid feopigmendid (Pheo), karotenoidid (Car), klorofüll-a (Chla), ühtluse indeks (J), fütoplanktoni koondindeks (FKI), fütoplanktoni liikide arv (FLA), fütoplanktoni biomass (BM). Eristatavad rühmad olid tsüanobakterid (CY), ränivetikad (BAC), rohevetikad (CHL), ikkesvetikad (CONJ), koldvetikad (CHR), neelvetikad (CRYP), vaguviburvetikad (DINO), silmviburvetikad (EU), eriviburvetikad (XAN), tativetikad (RAPH), haptofüüdid (HAPT) ning ilmastikunäitajad sademed ja õhutemperatuur (T-õhk).

4.5. Zooplanktoni meetodid

Zooplanktoni proovide kogumise ja analüüsimise meetodika on kirjeldatud väikejärvede hüdrobioloogilise seire aruannetes (proovivõtu standard EVS-EN 15110:2006; analüüsimeetodid: Киселев, 1956; Мяеметс, 1980; Ruttner-Kolisko, 1977; Dumont *et al.*, 1975). Kliima ja ilmastiku mõju hindamisel lähtuti väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus kogutud andmestikust ja riigi ilmasteenistuse ilmaandmetest (kuu keskmine sademete hulk ja õhu temperatuur). Koosluse struktuuri muutuseid analüüsiti nii varasema dünaamika kui ka lähtuti tuleviku kliimaprognoosidest. Kasutati samu statistilisi meetodeid, mis fütoplanktoni puhul.

4.6. Fütobentos ja makrofüüdid

4.6.1. Fütobentose uurimismetodid

Uuritud järvede seisundit hinnati kolme ränivetikaindeksi järgi, mida kasutatakse Eesti vooluvete ökoloogilise seisundi hindamisel:

1. IPS – Indice Polluosensitivité Spécifique (Specific Polluosensitivity Index) (Coste in CEMAGREF 1982)
2. WAT – Watanabe indeks (Watanabe jt 1990)
3. TDI – Trophic Diatom Index (Kelly & Whitton 1995)

Igast proovist määrati ja loendati vähemalt 400 ränivetika raku süstemaatiline kuuluvus. Dominandiks loeti takson, mille suhteline arvukus on >25%, subdominandiks (arvukaks) on takson, mille suhteline arvukus on >10% (Timm & Vilbaste 2010).

4.6.2. Makrofüütide uurimismetoodid

Suurtaimede liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale (1-5), mis omab järgmisi väärtusi:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukal hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;
- 4 – palju, dominant või subdominant;
- 5 – massiliselt leviv dominant.

Vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele (Pinnaveekogumite..., 2009), kasutati järvede bioloogilise seisundi hindamisel konkreetsele järvetüübile iseloomulikke veetaimestiku kriteeriume. Järve seisundi koondhinnang määrati tüübispetsiifiliste taimestiku näitajate alusel. Koondhinnangu andmisel arvestati ka varasema uurimisaasta andmetega ning selle määramisel arvestati kõiki näitajaid.

4.7. Suurselgrootud

4.7.1. Suurselgrootute proovid

Suurselgrootute uurimise meetodid on kirjeldatud riikliku väikejärvede seire ja uuringute aruannetes. Need vastavad rahvusvahelistele standarditele (EVS-EN ISO 10870:2012) ja viitavad sulgudes esitatud kirjandusallikatele (Medin et al., 2001; Johnson 1999; Armitage et al., 1983; Lenat, 1988; Johnson, 1999; Pinnaveekogumite..., 2020). Nende proovid võeti reeglina aprillismais, enne suurema osa veeputukate valmikute väljalendu. Kui kevadisi proove ei saanud millegipärast võtta või kasutada, siis asendati need sügisestega (septembrist novembrini), milles samade putukate noorjärgud olid tõenäoliselt juba proovidesse ilmunud.

4.8. Kalad

Töös on kasutatud uuringute 'Väikejärvede hüdrobioloogiline seire' ja 'Kalastiku ja püügivahendite efektiivsuse uuring Eesti väikejärvedes' käigus kogutud andmeid kalastiku kohta (tabel 4.8.1) ja EMHI Jõgeva, Valga, Vilsandi ja Võru ilmajaama andmeid õhutemperatuuri- ja sademete hulga kohta (tabel 4.8.2). Statistilise ülevaate andmiseks ja seoste väljatoomiseks kasutasime korrelatsioonanalüüsi MS Excel keskkonnas. Lisaks aasta keskmisele õhutemperatuurile ja sademete kogusele võrdlesime kalastiku andmeid ka kasvuperioodi (mai-oktoober) ja talveperioodi (november-aprill) alusel.

Tabel 4.8.1. Andmed ülevaates kasutatud andmestike kohta.

Järv	Püügiperiood	Katsepüüke	Norden-tüüpi võrke	Liike	Ilmajaam	Ilmajaama kaugus järvest
Endla	1997-2018	8	49	8	Jõgeva	16 km
Otepää Pühajärv	2004-2019	6	28	8	Valga	38 km
Rõuge Suurjärv	2008-2019	6	29	8	Võru	14 km
Suurlaht	2000-2019	7	44	12	Vilsandi	42 km
Uljaste	2000-2019	10	53	8	Väike-Maarja	43 km
Äntu Sinijärv	2011-2019	3	12	2	Väike-Maarja	5 km

Tabel 4.8.2. Kalendrikuu keskmise õhutemperatuuri ja sademete hulga erinevused katsepüügiaastatel.

Järv	Ilmajaam	Kalendrikuu keskmise õhutemperatuuri erinevus, °C			Kalendrikuu keskmise sademete hulga erinevus, mm		
		Kasvuperiood	Aasta	Talveperiood	Aasta	Talveperiood	Kasvuperiood
Endla	Jõgeva	2,90	2,02	4,6	34,16	27,89	51,78
Otepää Pühajärv	Valga	2,10	2,43	5,58	16,62	23,20	25,88
Rõuge Suurjärv	Võru	2,35	2,14	5,42	30,47	25,35	55,00
Suurlaht	Vilsandi	1,28	2,73	5,27	15,22	19,75	21,60
Uljaste	Väike- Maarja	1,33	2,31	5,45	32,60	24,85	48,78
Äntu Sinijärv	Väike- Maarja	1,22	0,85	2,03	26,72	22,43	31,02

5. Ilmanäitajate seosed järvede abiootiliste ja biootiliste näitajatega.

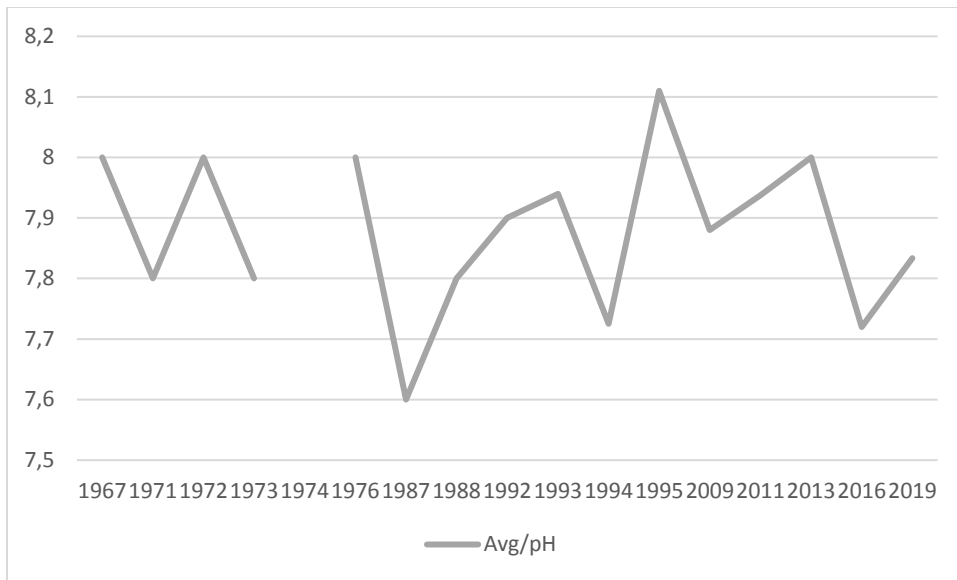
5.1. Vee omadused

Valitud kuus järve on erinevatest tüüpidest. Ökosüsteemide eripärade alusel on neil ilmastiku näitajatega erinev arv statistiliselt usaldatavaid seoseid (vt ka tabel 5.2.1). Nende põhjal on madalamad järved ilmastikutundlikumad. Samas peab rõhutama, et olulist rolli mängivad siin avatus tuultele (Pühajärv, Suurlaht) ja suurtaimede katvus (Suurlaht, Endla). Lubjatoiteline Äntu Sinijärv on väike, suhteliselt sügav ning suure stabiilsusega. Vee temperatuur ei tõuse isegi suvel enamasti üle 16 °C. Rõuge Suurjärv on väga suure veemahuga, mis tagab vastupidavuse mõjutustele. Pehmeveeline Uljaste järv on ebastabiilse funktsioneerimisega, kuid oluliselt tagab stabiilsust kõrvalolev raba (nt veetaseme säilitamine). Kui aga rabas juhtuvad olulised muutused, siis see kajastub ka järve režiimis (nt humiainete sisalduse muutused).

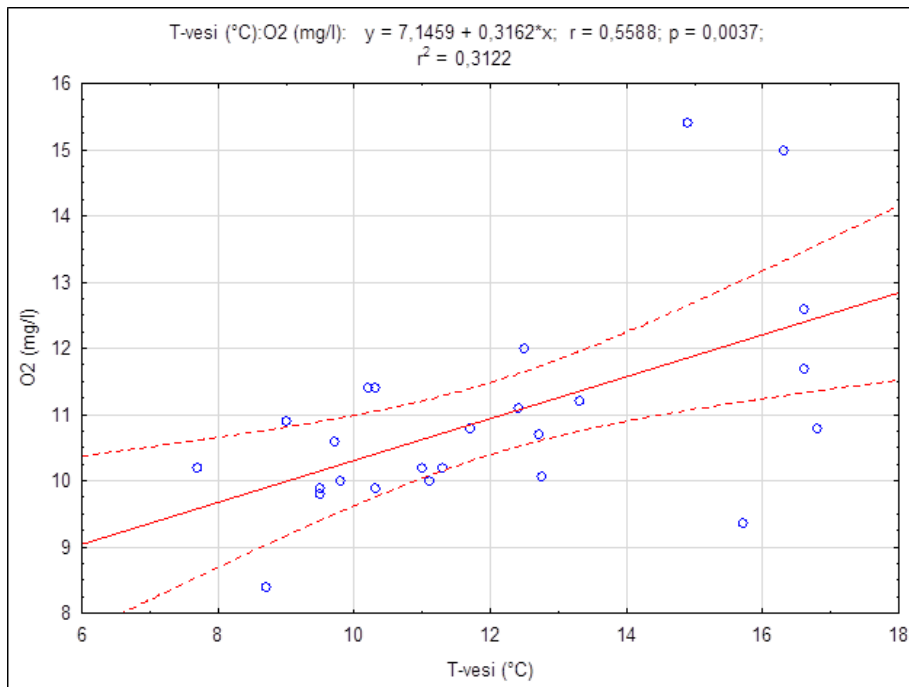
5.1.1. Äntu Sinijärv

Ilmastiku andmed Äntu Sinijärvele lähimas vaatlusjaamas on esitatud lisa 1 koos fütoplanktoni dünaamikaga.

Äntu Sinijärv ei ole olnud püsivaatlusjärv ja seda on uuritud mitme aasta tagant. Limnoloogiakeskuse andmebaasis on kõige varajasemad andmed 1967. aastast. Äntu Sinijärv on lubjatoiteline, mille põhiliseks ökoloogiliseks eripäraks on kaltsiumiga seotud vähene fosforisisaldus. Nii ei saa emasprodutsendid neid kuigi palju kasutada. Rohke lämmastikusisaldus siin ka ei aita. N kogused on teistest järvedest ca neli korda suuremad. Suur lubiainete sisaldus ja ka madal veetemperatuur tänu põhjaveetoitele on peamised põhjused, miks järv on stabiilses seisus juba pikka aega. Järve abiootiliste näitajate stabiilsusest annab tunnistust ka vee pH dünaamika (joonis 5.1.1.1). Ilmastikunäitajate ja vee omaduste vahel usaldusväärseid seoseid Äntu Sinijärves on keeruline esile tuua, kuid huvitav on seos hapnikuküllastuse ja veetemperatuuri vahel (joonis 5.1.1.2). Oodata võiks negatiivset seost, aga siin mõjutab protsessi peamiselt mändvetikate fotosüntees. Sama on täheldatud ka uuritud järvedest Suurlahes, kus ka palju mändvetikaid.



Joonis 5.1.1.1. Vee pH dünaamika Äntu Sinijärves ajavahemikul 1967-2019.

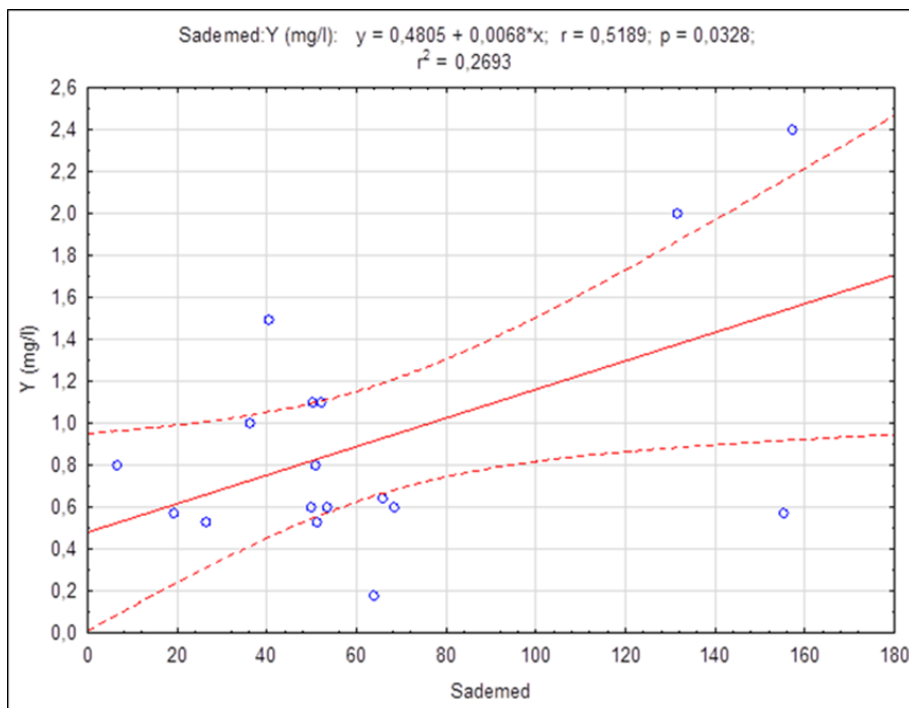


Joonis 5.1.1.2. Statistiline usaldusväärne seos veetemperatuuri ja hapnikuküllastuse vahel Äntu Sinijärves.

Väike-Maarja piirkonnas esines ekstreemseid ilmastikunähtusi aastatel 2011 (mai ja juuli), 2013 (mai), 2016 (juuli ja august) ning 2019 (mai). 2011. a maikuu registreeriti 40,5 mm sademeid ja

kollase aine hulk oli 1,5 mg/l. Sama aasta juulis oli sademete hulk sama, kuid kollase aine hulk 0,6 mg/l. 2016. a augustis oli sademete hulk 157,1 mm (kuu koguväärtus) ning sel perioodil teostatud seire käigus mõõdeti kollase aine sisalduseks 2,4 mg/l. Ka 2016. a juuli polnud sademetevaene – sademete koguhulk oli siis 131,6 mm ja kollase aine sisaldus suur (2 mg/l).

Olgugi, et valimi maht oli võrdlemisi väike (N = 17), siis seos kollase aine ja sademete vahel on usaldusväärne (joonis 5.1.1.3). Orgaanilise aine (kollase aine) sissekannet peaks seepärast arvestama, kui ühte ilmastiku mõju just sellist tüüpi järvedele.

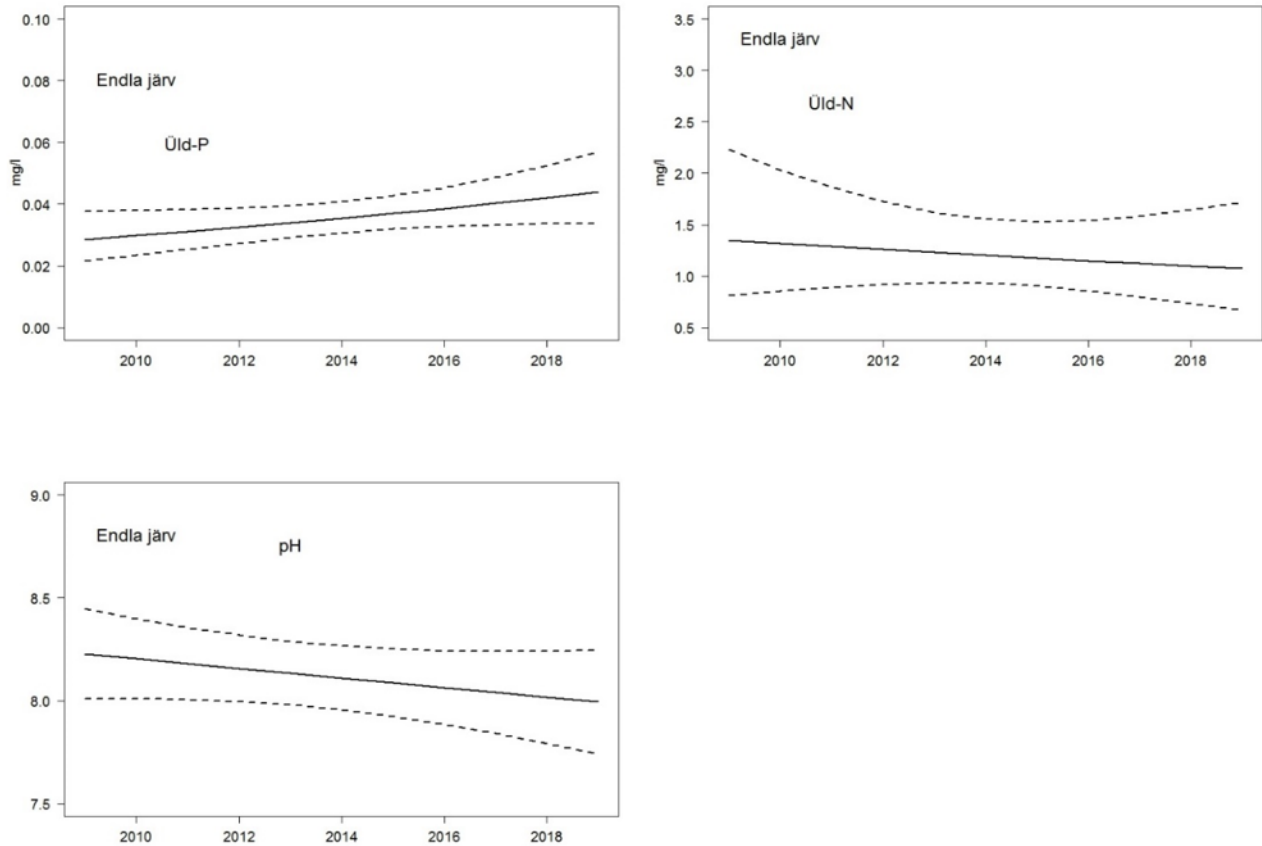


Joonis 5.1.1.3. Statistiliselt tugev seos sademete hulga ja kollase aine (Y) sisalduse vahel Äntu Sinijärves.

5.1.2. Endla järv

Alates 2009. a teostatakse Endla järvel püsivaatlusi (joonis 5.1.2.1). Selle ajavahemiku jooksul on üld-P olnud tõusutrendis. Üld-N, läbipaistvus ja pH on vähenenud. Läbipaistvuse kohta ei saa trendi joonistada, sest Secchi ketta nähtavus on olnud järve põhjani. Limnoloogiakeskuse

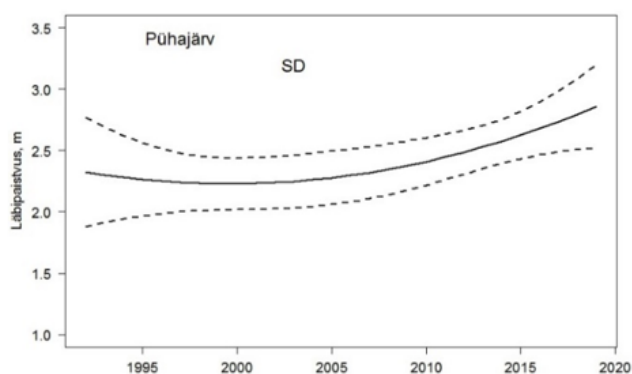
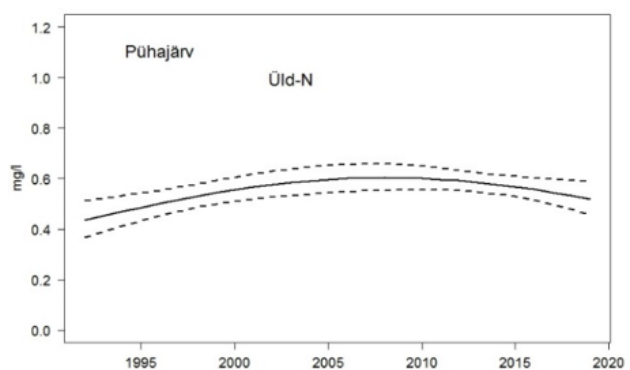
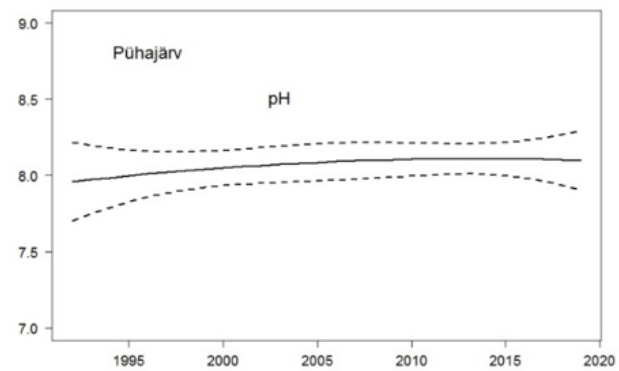
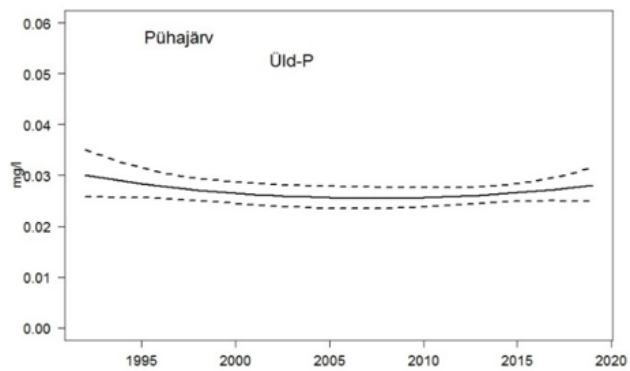
andmebaasis on ka varasemate vaatluste andmed, kuid need on mõõdetud ühekordselt suvel. pH väärtused on olnud 1951, 1957, 1982, 1988 vahemikus 8-8,6. pH kõigub oluliselt sõltudes palju fotosünteesi intensiivsusest. Trendanalüüsi jaoks peaks olema rohkem mõõtmisi. Üldlämmastiku (599 mg/m^3) ja fosfori (70 mg/m^3) varasemaid andmeid on vaid 1988. a. juulist, mis ei anna võimalust suurteks üldistusteks. Ilmanäitajatest on õhutemperatuuril Endla järves nõrgad usaldusväärsed positiivsed statistilised seosed üldaluselisuse, elektrijuhtivuse ja negatiivne üldlämmastikuga. Temperatuuri ja üldaluselisuse positiivne seos on ka teistes madalates karedaveelistes järvedes (Pühajärv, Suurlaht). See võib olla seotud mitme ökoloogilise mehhanismiga. Üheks põhjenduesks võiks olla soojemal perioodil veetaseme alanemine, mis suurendab ionide kontsentratsioone.



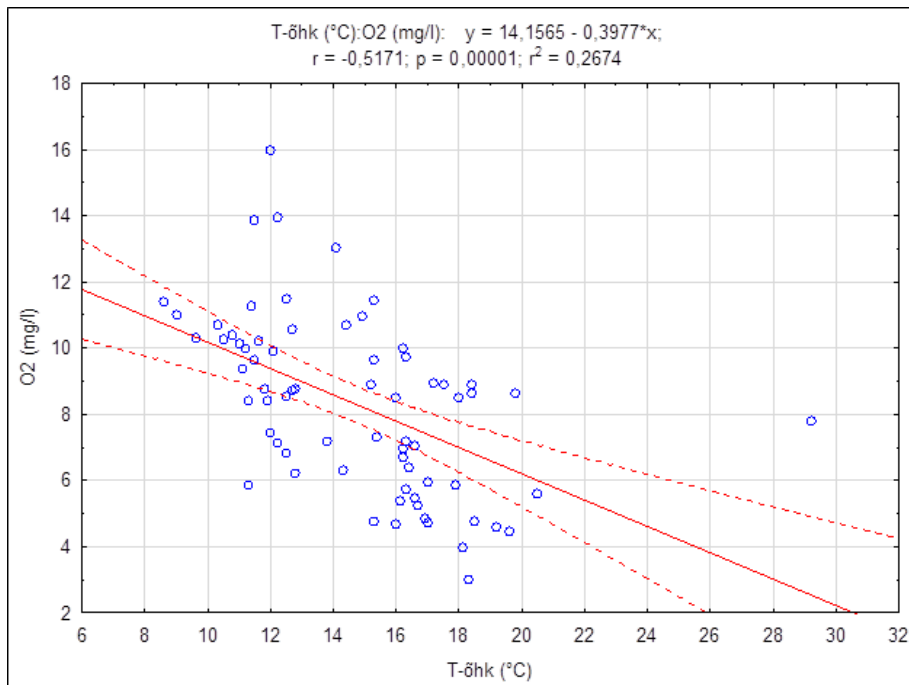
Joonis 5.1.2.1. Üldfosfori ja üldlämmastiku sisalduse pH aegread Endla järve vees.

5.1.3. Pühajärv

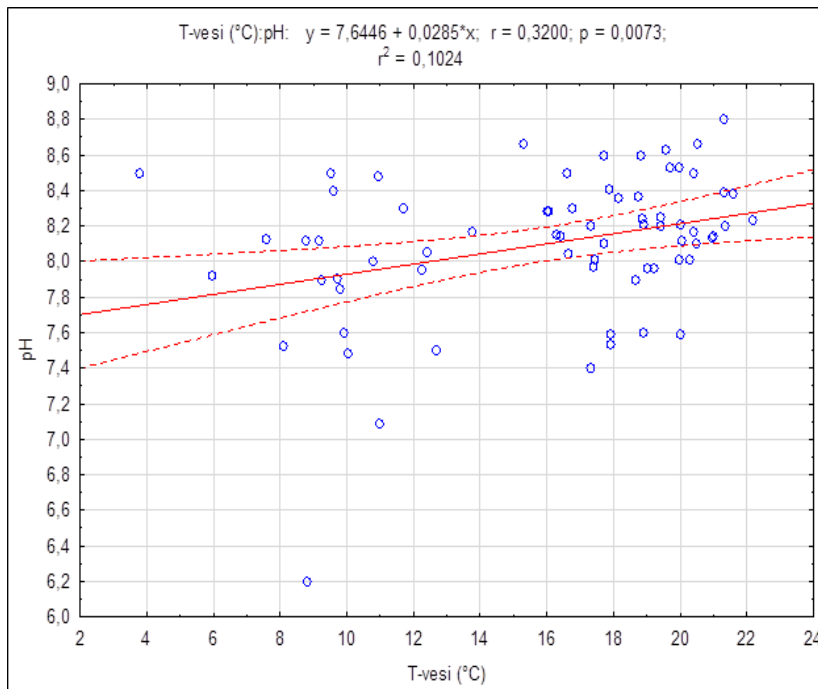
Vaatlusperioodil 1992-2019 oli üldfosfori sisaldus üsna püsiv, väike tõus on olnud viimastel aastatel. Üldlammastik on näidanud väikest tõusutrendi, kuid viimastel aastatel pisut vähenenud. Vee läbipaistvus on suurenenud 2019. a. Vee pH dünaamika on laineline. pH tase on olnud kõige kõrgem 2000. aastate keskel (joonis 5.1.3.1). Varasemad Pühajärve vee abiootilised väärtused on ühekordsete vaatluste tulemused, mis ei erine hilisemast trendanalüüsist. Nii on näiteks vee läbipaistvus olnud 1951. a. 14. juunil vaid 1,15 m ja 1977. a. 1. augustil 1,3 m. Vesinikeksponendi väärtused on olnud 1951., 1957., 1977., 1987., 1989. vahemikus 7,9-8,3. Ka need väärtused on trendiväärtuste vahemikus. Toiteainete kohta on esimesed mõõtmised tehtud alles 1989. a. Siis on olnud järv kihistunud ja põhjalähedases kihis on olnud üldfosfori sisaldus 160 mg/m^3 , kuid pinnal 33. Ilmastikunäitajatega on Pühajärvel, Endlal ja Suurlahel sarnane seos temperatuuri ja üldaluselisuse vahel. Pühajärves on usaldusväärne negatiivne seos õhutemperatuuri ja hapnikusisalduse vahel (joonis 5.1.3.2), mis muuhulgas rõhutab, et valdavad looduslikud protsessid (hapnik lahustub paremini külmemas vees). Veeõitsengute ajal võib vees hapnikuküllastus oluliselt suureneada, kuid üldistatult pikema aja peale, pole see Pühajärves nii oluline. Samas näitab teine seos, veetemperatuuri ja pH vaheline positiivne, et temperatuuri tõustes aktiveeruvad primaarprodutsendid tõstes vee pH-d (joonis 5.1.3.3).



Joonis 5.1.3.1. Üldfosfori (Üld-P) ja üdlämmastiku (Üld-N) sisalduse, vee läbipaistvuse (SD) ning pH aegread Pühajärve vees.



Joonis 5.1.3.2. Statistiliselt usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-õhk °C) ja hapnikusalduse (O₂ mg/l) vahel Pühajärve vees.

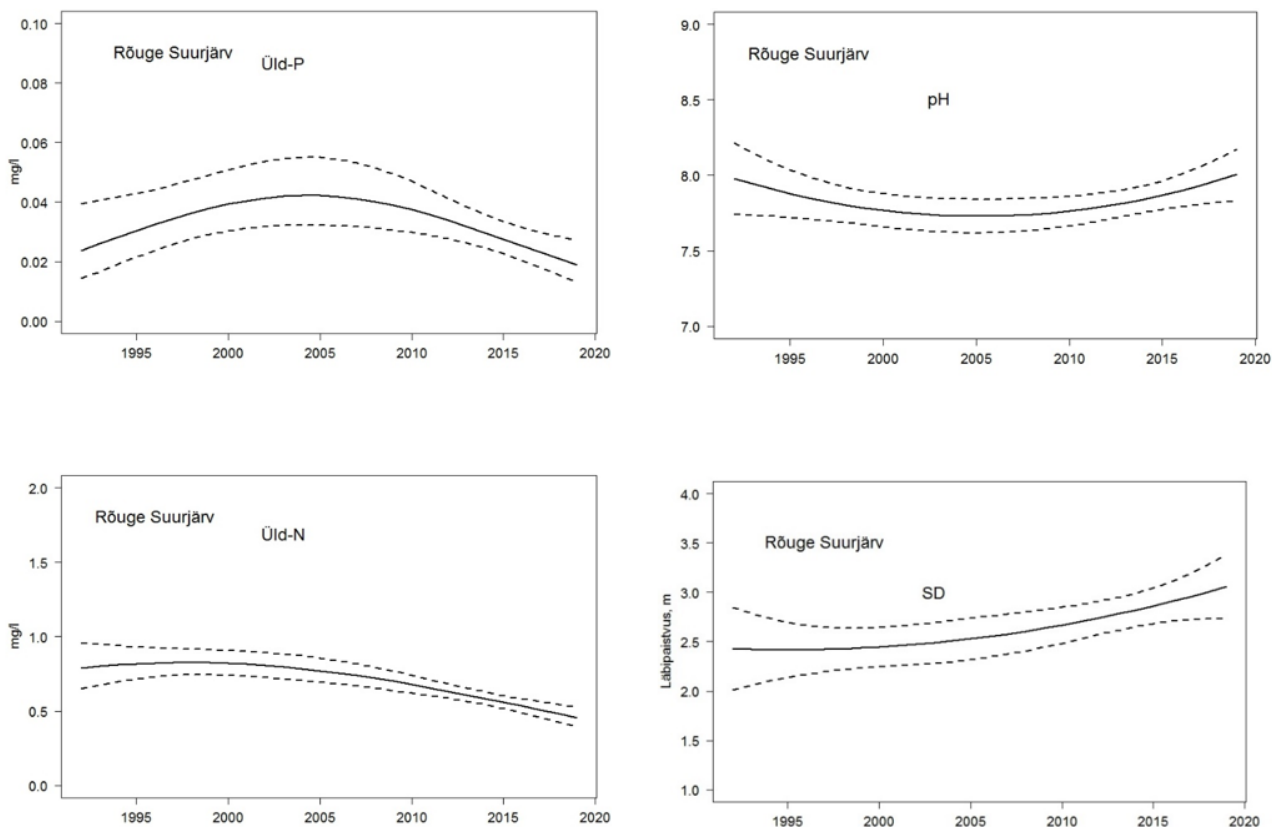


Joonis 5.1.3.3 . Statistiliselt usaldusväärne seos veetemperatuuri (T-vesi) ja pH vahel Pühajärves.

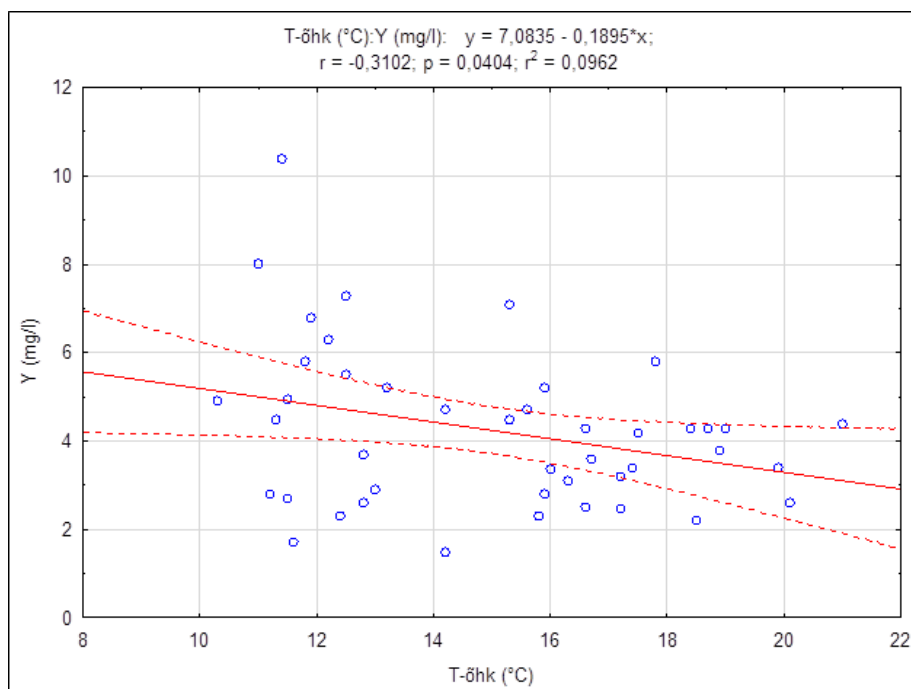
5.1.4. Rõuge Suurjärv

Vaatlusperioodil 1992-2019 tõusis üldfosfor aastatel 2005-2010, seejärel on trend langev. Alates 2000ndate aastate keskelt on üldlämmastiku trend languses ja läbipaistvus tõusul. Vee pH trend oli algul langev, tõusuga alates 2010. aastast (joonis 5.1.4.1). Kõige varasemad mõõtmiste andmed on pärist 1933. aastast ja siis oli vee läbipaistvus 3,3 m ja hiljem selliselt: 1955. a. 2,3 m; 1972. a. 4,25 m (mõõtmine oktoobris); 1973. a. 2,15 m; 1974. a. 2,3 m; 1977. a. 3,5 m. Tundub, et vee läbipaistvus on olnud üsna kõikuv. Kuna see sõltub väga paljudest asjaoludest, siis on siin raske seletust anda. Seda võiks seostada kas vee kvaliteedi või siis humiainete sisalduse muutusega. Vähemalt viimasega seos puudub. Lahustunud orgaaniliste ainete väärtused on enamvähem sarnaste väärtustega. Toiteainete sisalduste kohta varasemaid andmeid ei ole. Vesnikeksponenti on küll mõõdetud alates 1955. aastast, kuid väärtused on olnud stabiilsed (veesamba keskmine 7-8,8).

Ilmastikunäitajate ja vee omaduste vahel usaldusväärseid seoseid ei ole va. temperatuuri ja vees lahustunud ainete vahel (negatiivne seos, joonis 5.1.4.2.). Nii sügav, karedaveeline ja läbivoolujärv on üsna stabiilne.



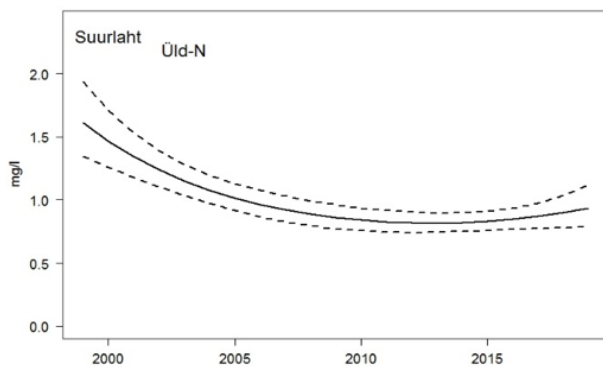
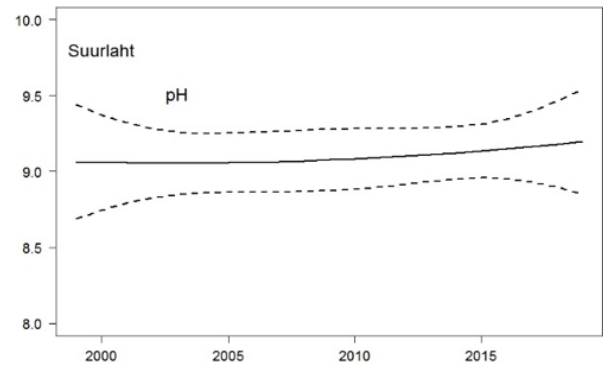
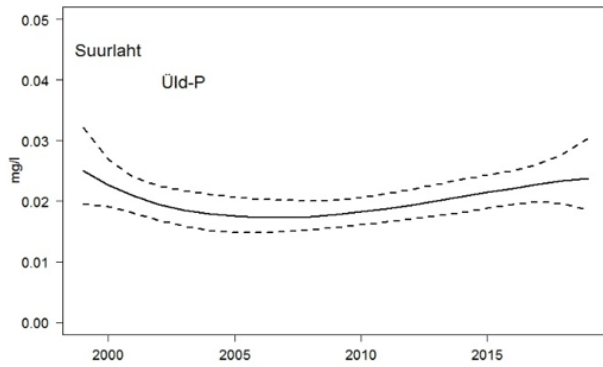
Joonis 5.1.4.1. Üldfosfori (Üld-P) ja üldlämmastiku (Üld-N) sisalduse, vee läbipaistvuse (SD) ning pH aegread Rõuge Suurjärve vees.



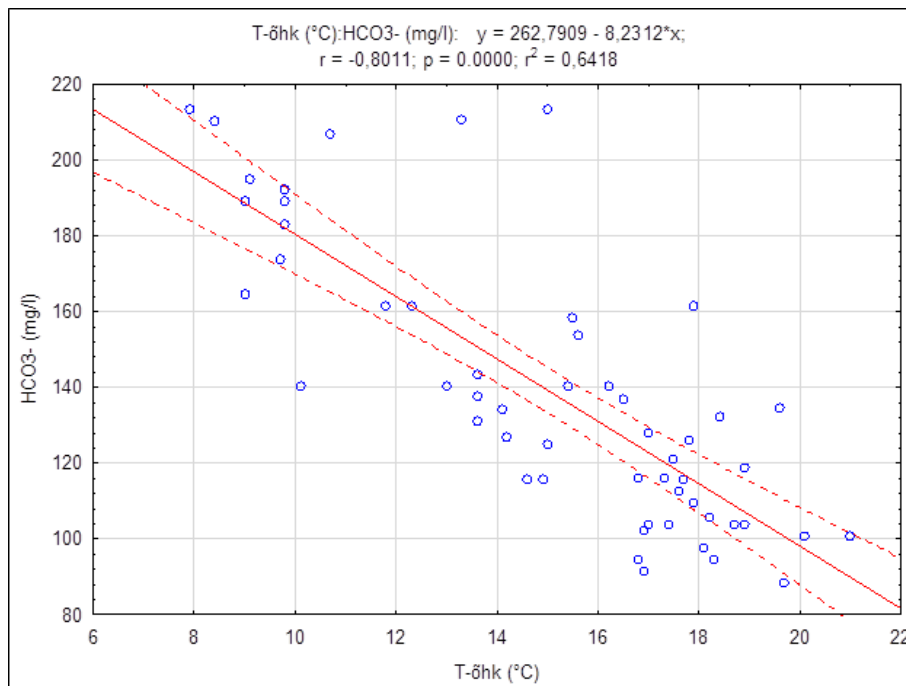
Joonis 5.1.4.2. Õhutemperatuuri (T-õhk °C) ja kollase aine (lahustunud orgaanilise aine; Y mg/l) statistiliselt väga nõrk, kuid usaldusväärne seos Rõuge Suurjärves.

5.1.5. Suurlaht

Üldfosfori sisaldus ja pH ei ole ajavahemikus 1999-2016 oluliselt muutunud, kuid üldlämmastiku sisaldus on vähenenud kuni 2015, viimastel aastatel aga pisut tõusnud (joonis 5.1.5.1). Suurlahe kohta pole limnoloogiakeskuse andmebaasis varasamaid mõõtmisi. Sarnaselt teiste madalate järvedega mõjutab temperatuur ainete ioonide sisaldusi vees nähtavasti veetaseme kaudu. Joonisel 5.1.5.2 on esitatud selline statistiline seos üldaluselisusega.

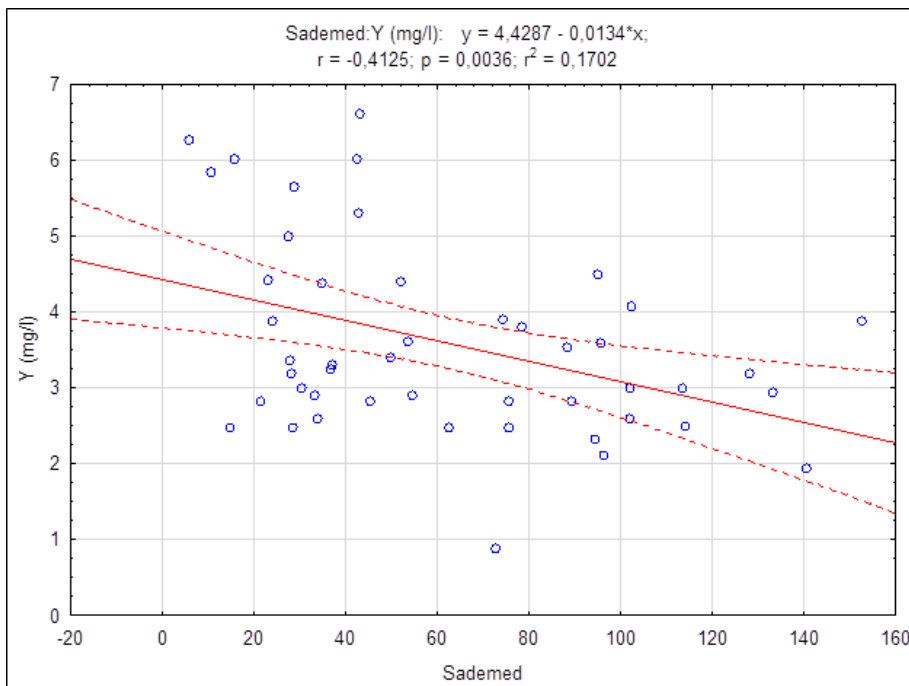


Joonis 5.1.5.1. Üldfosfori (Üld-P) ja üldlämmastiku (Üld-N) sisalduse ning pH aegread. Suurlahe vees.

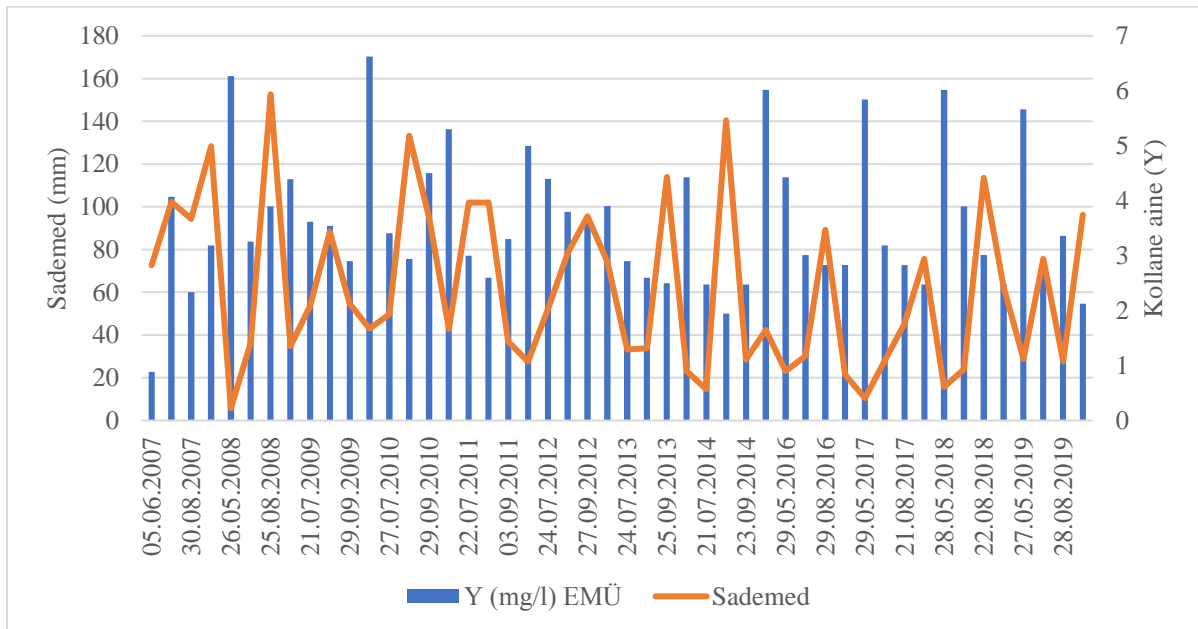


Joonis 5.1.5.2. Statistiline seos õhutamperatuuri (T-õhk °C) ja üldaluselisuse (HCO_3 mg/l) vahel Suurlahes.

Suurlahes leiti usaldusväärne negatiivne seos sademete ja kollase aine (Y) vahel (joonis 5.1.5.3). Seiratud aastatel on sademeterohke periood 2008. a. august, mil kuu sademete summa oli 152,6 mm. Sel perioodil oli Suurlahe vees kollase aine sisaldus 3,9 mg/l. 2014. a. august oli samuti sajurohke (146,5 mm) ja kollase aine sisaldus vees oli vaid 1,8 mg/l. Sademetevaesemad aastad on olnud 2008. a. mai (5,7 mm) ja 2018. a. mai (15,7 mm), mil kollase aine sisaldus oli vastavalt 6,3 mg/l ja 6 mg/l. Andmed esitatud joonisel 5.1.5.4.

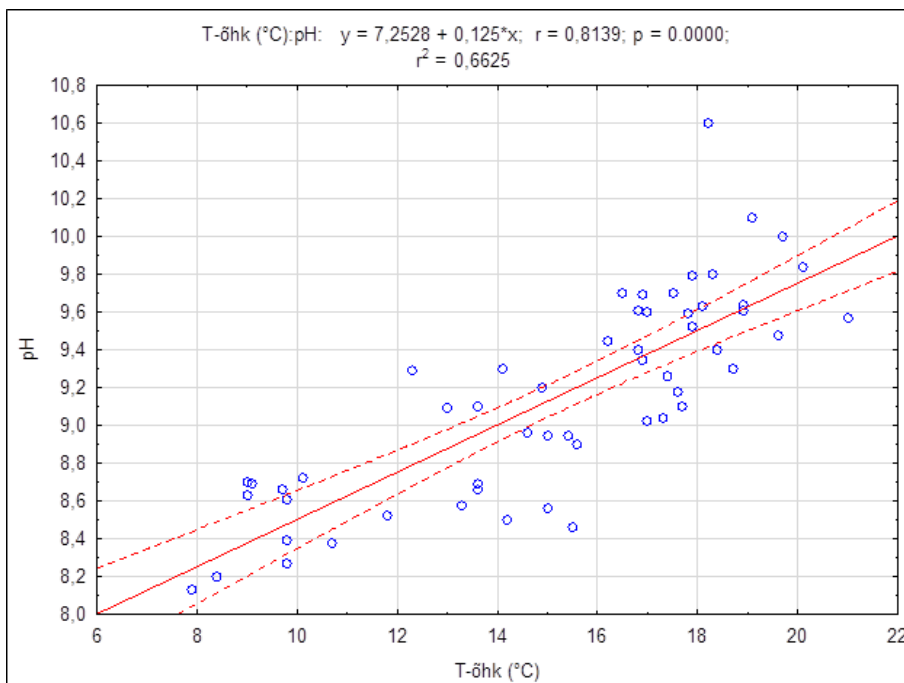


Joonis 5.1.5.3. Statistiliselt usaldusväärne seos sademete ja kollase aine (Y) vahel Suurlahes.



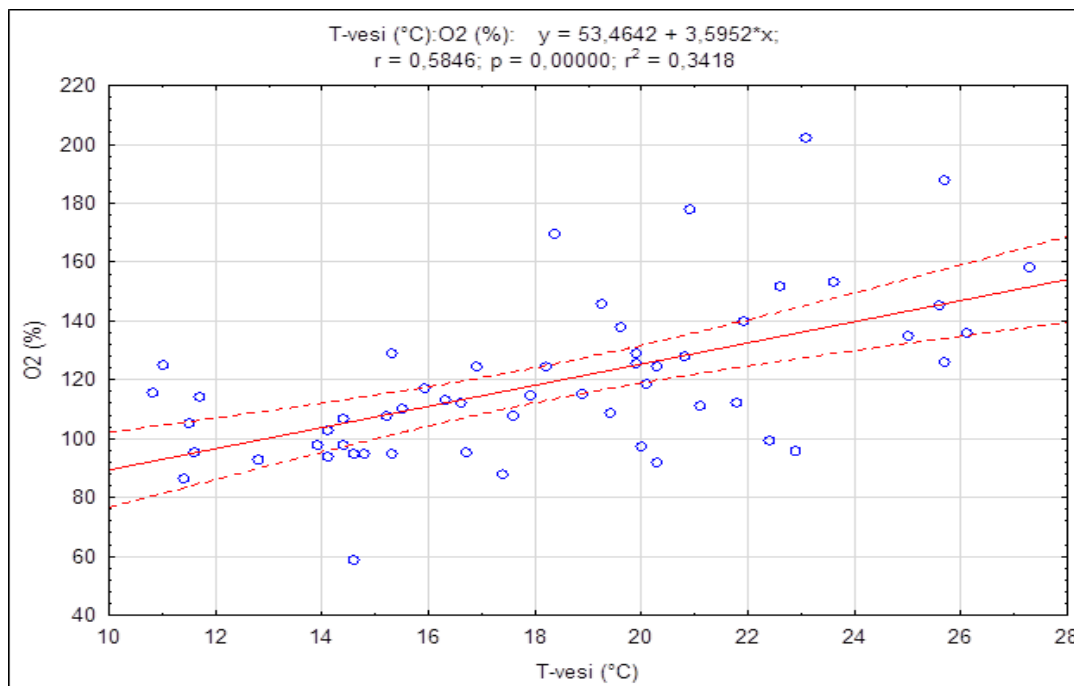
Joonis 5.1.5.4. Suurlahe kollase aine ja sademete summa võrdlus.

Õhutemperatuuri ja pH vaheline statistiliselt tugev ja usaldusväärne seos, ($r = 0,8139$; $p = 0,000$; $N=55$; joonis 5.1.5.5).



Joonis 5.1.5.5. Statistiliselt tugev ja usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-õhk) ja pH vahel Suurlahes.

Suurlahe lahustunud hapniku sisaldus on olnud suur. Näiteks oli vee hapniku küllastus suurem kui 160% aastatel 2009 (mai), 2009 (juuli), 2016 (juuli) ja 2017 (juuli), kui see oli lausa 202%. Joonisel 5.1.5.6 on näidatud statistiline seos veetemperatuuri (T-vesi) ja hapniku (O₂ %) vahel. Kõik need seosed rõhutavad madala Suurlahe ebastabiilsust ja mõjutatust ilmaoludest. Sademetega kantakse järve orgaanilisi aineid, mis mõjutavad järve funktsioneerimist. Olulised mõjurid on ka temperatuurist tingitud veetaseme kõikumised. Temperatuurist sõltub ka fotosünteesi intensiivsus. Suurlahes on peamisteks mändvetikad, veesised ja kaldaveetaimed.

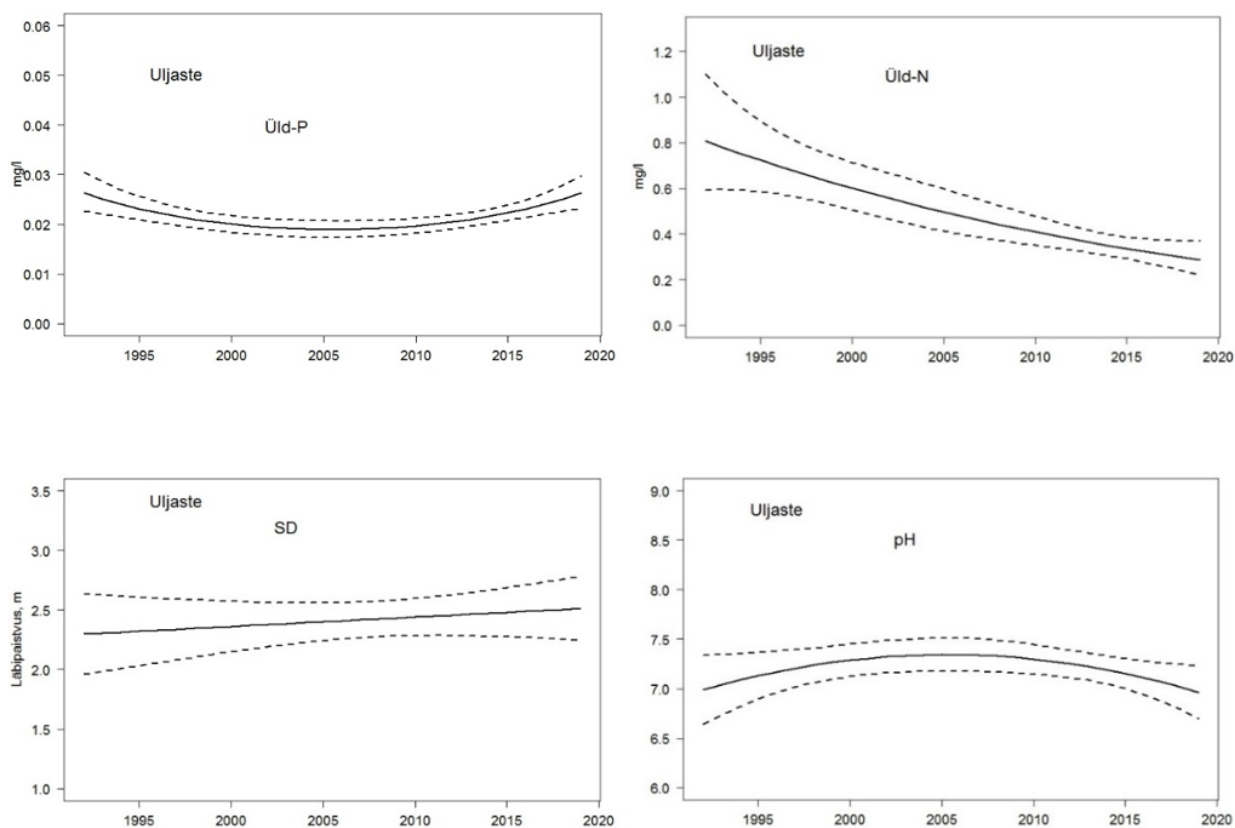


Joonis 5.1.5.6. Statistiliselt usaldusväärne seos veetemperatuuri (T-vesi) ja hapniku küllastustaseme (O₂%) vahel Suurlahes.

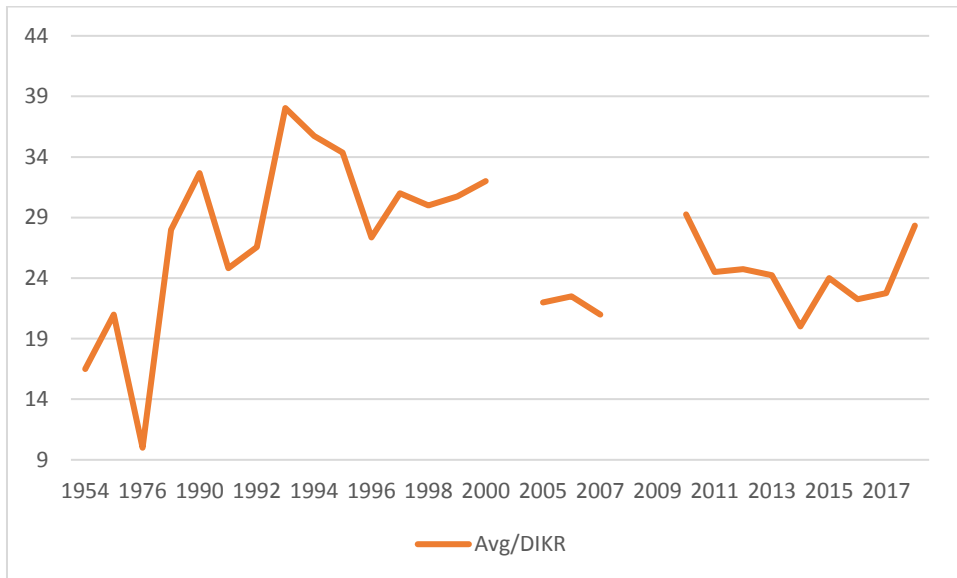
5.1.6. Uljaste

Vaatlusperioodil 1992-2016 on üldfosfori tase vähenenud ja seejärel hakanud suurenema. Üldlammastik on vähenenud, vee läbipaistvus suurenenud. pH on alates 1990. aastatest tõusnud, 2005. aastast hakanud vähenema (joonis 5.1.6.1). Uljaste järve vee omadused on limnoloogiakeskuse andmebaasi alusel üsna ebastabiilsed. Kuna tegemist on pehmeveelise umbjärvega, siis on see mõistetav. Sellised järved ongi väga tundlikud mõjutustele. Andmeid on alates 1954. aastast. Peame oluliseks rõhutada lahustunud orgaanilise aine dünaamikat

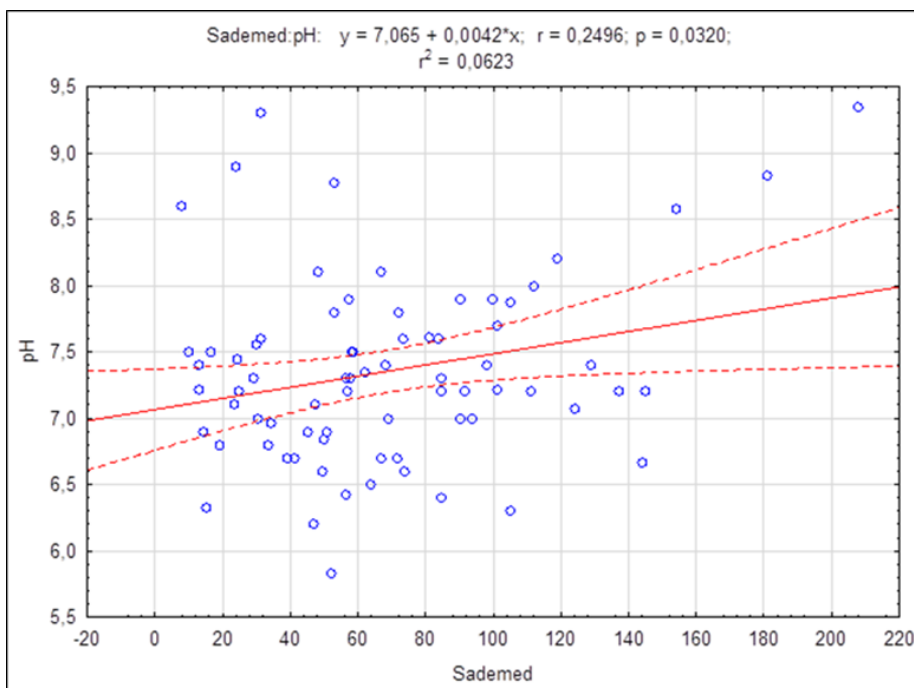
(joonis 5.1.6.2). Aastatevahelised kõikumised on suured. Siin võib olla ka seos kalade hukkumisega 1993. aastal (Ott 1994). Järvest lääne pool on ulatuslik raba, millest võib kanduda eriti soojadel suvedel nii humiinaid kui ka ammooniumi. Oluline on märkida, et 1993. aasta oli sademeterohke, kuid august väga soe. Ilmselt kandus sel ajal palju humiinaid järve. Kõige suuremad humiinaidete väärtused ongi mõõdetud 1993. aastal. Joonisel 5.1.6.3 on Uljaste järve sademete ja pH vaheline seos, mis oli küll nõrk, kuid usaldusväärne. Joonisel 5.1.6.4 on näidatud Uljaste järve pH aegrida uuringuperioodil. Trendijoon näitab Uljaste järve vee muutumist happelisemaks. Uljaste järves sõltub ökosüsteem oluliselt humiinaidete sisaldusest, mis mõjutab valgusrežiimi toiteainete kättesaadavust, happelisust jne.



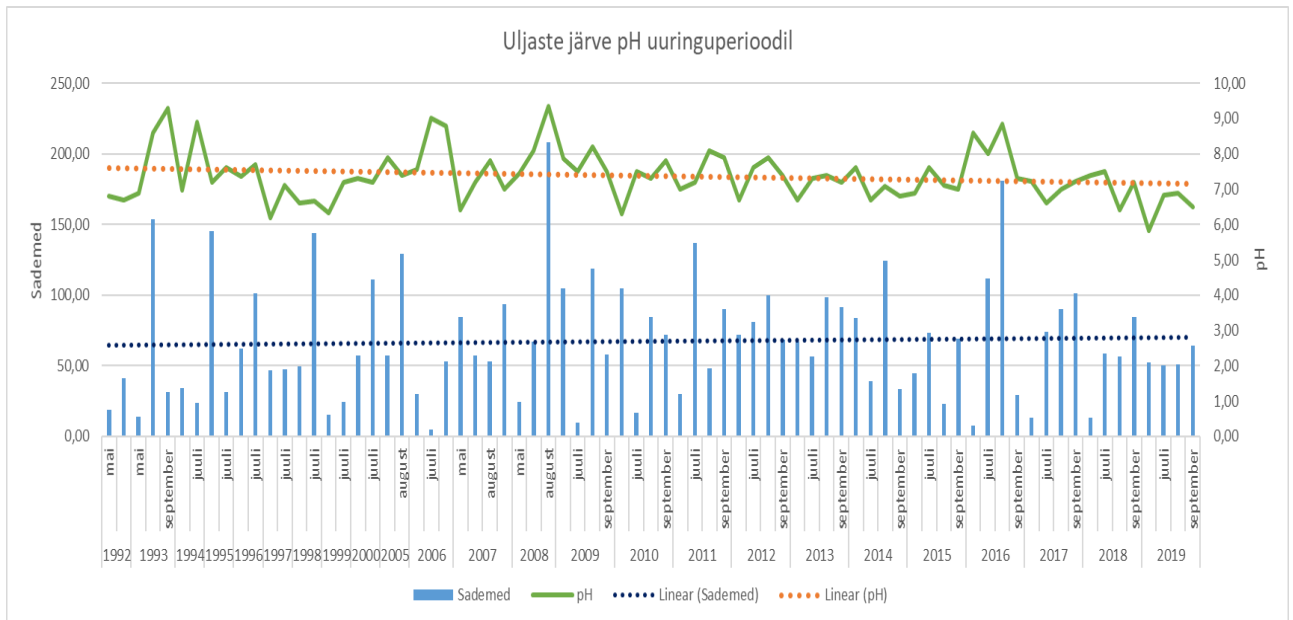
Joonis 5.1.6.1. Üldfosfori (Üld-P) ja üldlämmastiku (Üld-N) sisalduse, vee läbipaistvuse (SD) ning pH aegriid Uljaste järve vees.



Joonis 5.1.6.2. Vees lahustunud aine (dikromaatne oküsdeeritavus; DIKR, mgO/l) Uljaste järve vees ajavahemikul 1954-1999.



Joonis 5.1.6.3. Statistiliselt usaldusväärne seos sademete ja Uljaste järve vee pH vahel.



Joonis 5.1.6.4. Uljaste järve pH ja sademete võrdlus.

5.2. Fütoplankton

Tabelis 5.2.1. on esitatud statistiliselt usaldusväärsete seoste arvud uuritud järvedes. Madalates järvedes on seoseid ilmastikuga rohkem: Pühajärves 10, Suurlahes 8, Endlas 8 ja Uljastes 10. Kihistunud järvedes on seoste arv järgmine: Äntu Sinijärves 1 ja Rõuge Suurjärves 6.

Tabel 5.2.1. Uuritud järvede abiootilised ja biootilised seosed ilmastikuga.

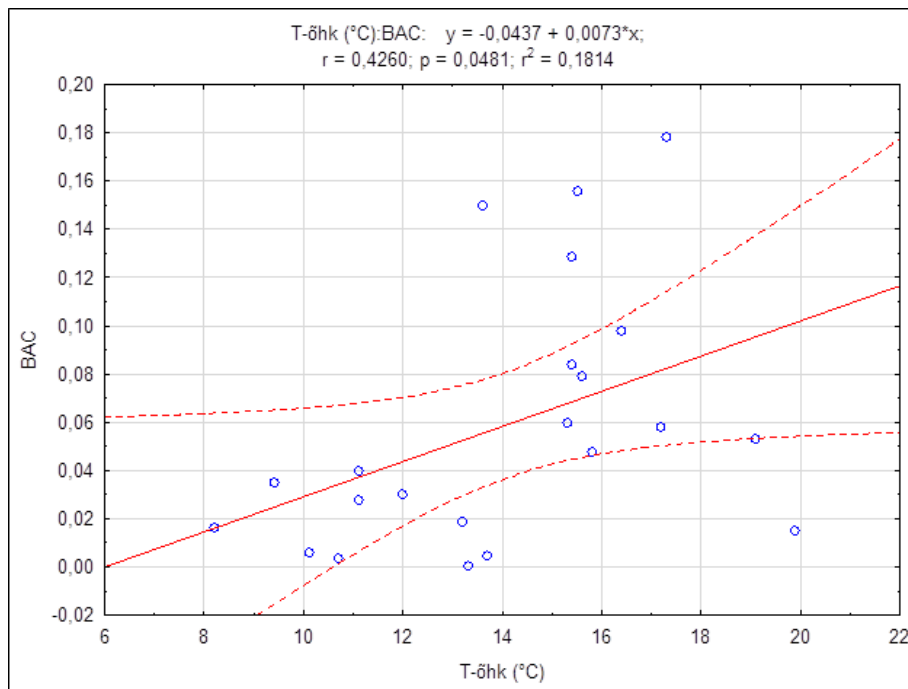
Lühendid: Tõhk – õhutemperatuur; O₂ – hapnikusisaldus vees; N – lämmastikusisaldus vees; HCO₃ – vesinikkarbonaatide sisaldus vees; Y – kollase aine sisaldus vees; E – elektrijuhtivus vees; Chla – klorofüll *a* sisaldus vees; J – ühetaolisuse indeks; FKI – fütoplanktoni koondindeks, Car – karotinoidide sisaldus vees, FLA- fütoplanktoni liikide arvukus, BM – biomass, DINO – vaguviburvetikad; CHR – koldvetikad; XAN – eriviburvetikad; EU – silmviburvetikad; RAPH – tativetikad; BAC – ränivetikad; CY – sinivetikad. Abiootilised seosed on märgitud sinise värviga, biootilised seosed on märgitud rohelisega.

	Pühajärv	Suurlaht	Endla	Äntu Sinijärv	Uljaste	Rõuge Suurjärv
Abiootilised	5	6	3	1	2	3
Biootilised	6	2	5	0	8	3
Kokku	10	8	8	1	10	6
	Sademed-O ₂	Sademed-HCO ₃	Tõhk-E	Sademed-Y	Sademed-pH	Sademed-E
	Sademed-N	Sademed-Y	Tõhk-HCO ₃		Tõhk-O ₂ (O%)	Sademed-Tõhk
	Tõhk-HCO ₃	Sademed-Tõhk	Tõhk-N		Tõhk-Chla	Tõhk-Y
	Tõhk-O ₂ (O%)	Tõhk-Y	Sademed-CHR		Tõhk-Car	Tõhk-FLA
	Sademed-J	Tõhk-pH	Sademed-XAN		Tõhk-J	Tõhk-BM
	Tõhk-Chla	Tõhk-HCO ₃	Sademed-Chla		Tõhk-BM	Tõhk-BAC
	Tõhk-J	Tõhk-FKI	Sademed-BM		Tõhk-RAPH	
	Tõhk-FKI	Tõhk-CHR	Sademed-EU		Sademed-Chla	
	Tõhk-BM				Sademed-CY	
	Tõhk-DINO				Sademed-CHR	

5.2.1. Äntu Sinijärv

Ilmastiku vaatlusandmed Äntu Sinijärvele lähimas vaatlusjaamas ja fütoplanktoni dünaamika on esitatud lisa 1.

Veetemperatuur oli kõrge aastatel 1993, 1995, 2013 ja 2016, mil vesi oli enam kui 15 °C. Nendel aastatel on hapniku sisaldus vees ja ränivetikate biomass võrreldes teiste aastatega suuremad. Õhutemperatuuri ja ränivetikate biomassi vahel on Äntu Sinijärves statistiliselt usaldusväärne seos (joonis 5.2.1.1). Uuritud aastatel on ränivetikate biomassi väärtused olnud suurimad 1993. a. (0,15 g/m³), 2013. a. (0,18 g/m³), 2016. a (0,13 g/m³) ja 2019. a. (0,16 g/m³).



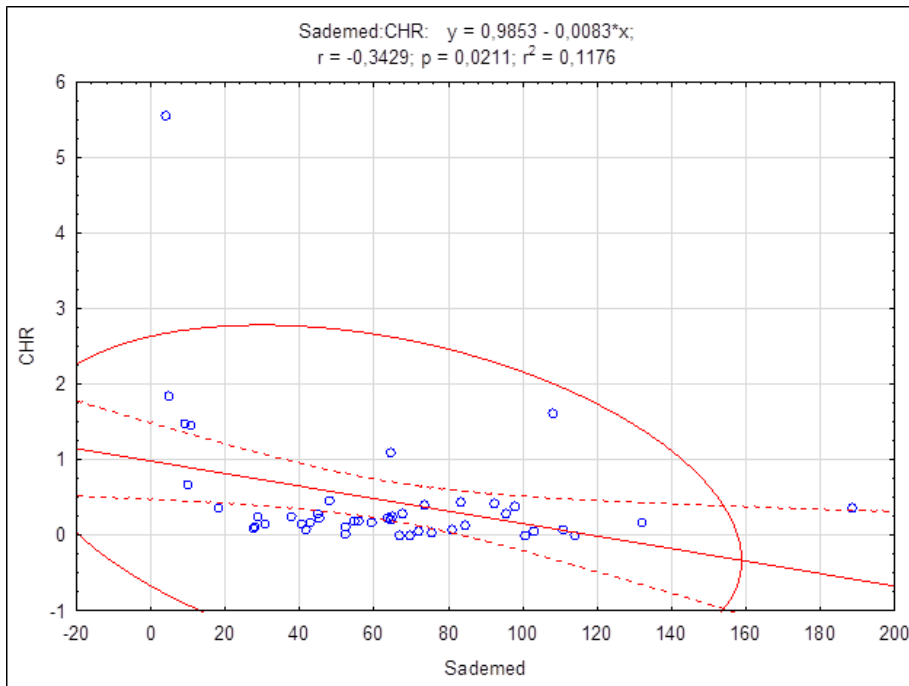
Joonis 5.2.1.1. Statistiliselt usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-Õhk) ja ränivetikate biomassi (BAC) vahel Äntu Sinijärves.

5.2.2. Endla järv

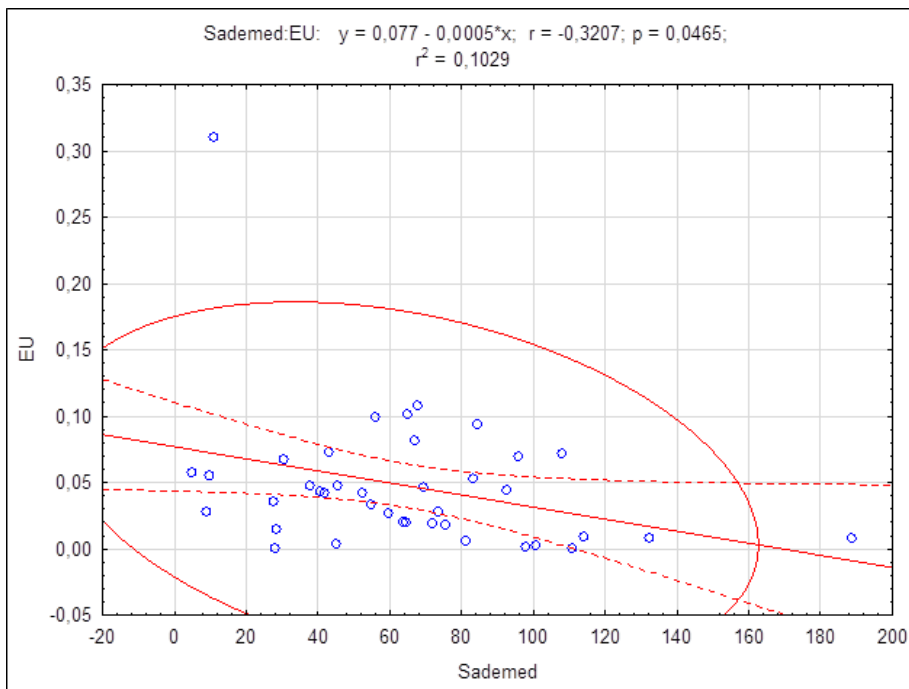
Endla järve puhul on kasutatud Tooma ilmaandmeid. Samal joonisel on toodud ka Endla järve fütoplanktoni näitajate dünaamika (lisa 2).

Statistiliselt usaldusväärne negatiivne seos on leitud sademete hulga ja koldvetikate (joonis 5.2.2.1) ning sademete hulga ja silmviburvetikate biomassi (joonis 5.2.2.2) vahel.

Koldvetikate biomass on olnud suurim 2016. a. mais ($5,57 \text{ g/m}^3$), siis oli sademete hulk väga väike ($3,80 \text{ mm}$). Perioodidel, mil koldvetikate biomass oli väga madal (näiteks $0,008 \text{ g/m}^3$) oli sademed palju. Näiteks 2011. a. ja 2014. a. augustis oli sademete hulk üle 100 mm . Silmvibuvetikad on sarnaselt koldvetikatele veesambas esindatud vähesel määral. 2017. a. septembris ($0,0011 \text{ g/m}^3$) ja 2005. a. mais ($0,00117 \text{ g/m}^3$) oli biomass väga madal. Siis oli sademete hulk üle 100 mm (lisa 2).



Joonis 5.2.2.1. Statistiliselt usaldusväärne seos sademete hulga ja koldvetikate biomassi (CHR) vahel Endla järves.

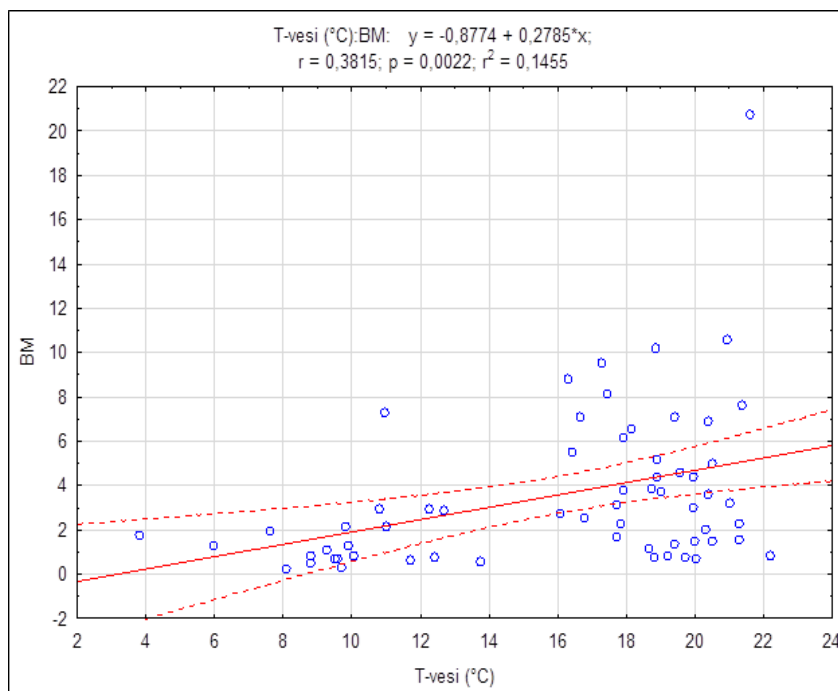


Joonis 5.2.2.2. Statistiliselt usaldusväärne seos sademete hulga ja silmviburvetikate biomassi (EU) vahel Endla järves.

5.2.3. Pühajärv

Valga ilmajaama andme ja Pühajärve fütoplanktoni näitajate dünaamika on esitatud lisa 3.

Pühajärves on statistiliselt usaldusväärsed seosed veetemperatuuri ja fütoplanktoni biomassi ning fütoplanktoni biomassi ja fütoplanktoni koondindeksi vahel. Vee temperatuuri ja fütoplanktoni biomassi vaheline seos pole statistiliselt väga tugev, kuid seos on usaldusväärne. Sarnaselt veetemperatuuriga esines statistiliselt usaldusväärne seos ka biomassi ja õhutemperatuuri vahel. Joonisel 5.2.3.1 on esitatud veetemperatuuri (T-vesi) ja biomassi (BM) vaheline seos.

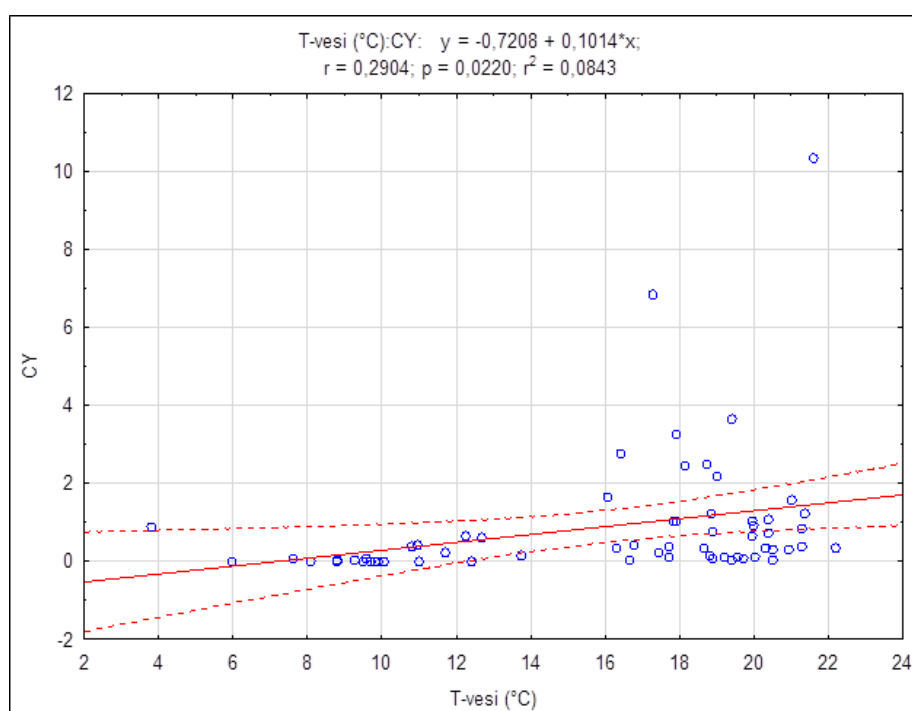


Joonis 5.2.3.1. Statistiliselt usaldusväärne seos veetemperatuuri (T-vesi) ja fütoplanktoni biomassi (BM) vahel Pühajärves.

Pühajärve fütoplanktoni kooslus on väga mitmekesine (lisa 3). 1992. a. juulis on biomass olnud $7,60 \text{ g/m}^3$. Peamise osa moodustasid sellest neelvetikad (CRYP; $5,11 \text{ g/m}^3$) ja tsüanobakterid (CY) ja ränivetikad (BAC), vastavalt $1,23 \text{ g/m}^3$ ja $1,02 \text{ g/m}^3$. Koldvetikad (CHR) domineerisid 2016 .a. juulis, kui nende biomass oli $4,04 \text{ g/m}^3$. 2016. aasta kogu vegetatsiooniperioodil domineerisid koldvetikad, moodustades valdava osa üldbiomassist ($8,77 \text{ g/m}^3$). 2014. aasta

augustis on biomassi väärtus olnud uuritud aastate suurim ($20,72 \text{ g/m}^3$), millest lõviosa moodustasid silmviburvetikad (EU) ja tsüanobakterid (CY). Kuigi silmviburvetikate (EU) biomass oli 2014. a. augustis suur ($8,67 \text{ g/m}^3$), siis teistel uuritud aastatel silmviburvetikad ei domineerinud ning seetõttu statistiliselt tugevat seost pole ka ilmnenud. Tsüanobakterid on domineerinud ka varasematel vegetatsiooniperioodidel (näiteks aastatel 1993, 1994, 2008), kuid nende biomass oli 2014. aasta augustis palju suurem ($10,36 \text{ g/m}^3$).

2014. aasta augustis oli väga sajune, millele eelnes kõrge õhutemperatuuriga juuli. Tsüanobakterite ja veetemperatuuri vaheline seos on esitatud joonisel 5.2.3.2. Statistiliselt ei ole seos väga tugev, kuid on usaldusväärne. 2018. aastal oli biomass $10,57 \text{ g/m}^3$. Siis domineerisid ränivetikad (BAC) ja ikkesvetikad (CONJ), vastavalt $6,02 \text{ g/m}^3$ ja $2,98 \text{ g/m}^3$.

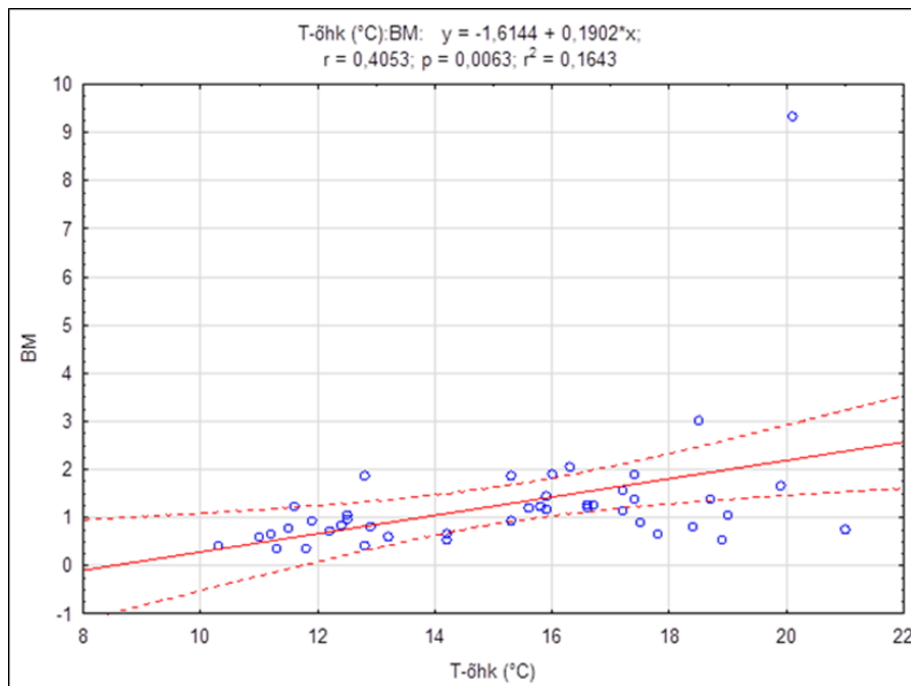


Joonis 5.2.3.2. Statistiliselt usaldusväärne seos veetemperatuuri (T-vesi) ja tsüanobakterite biomassi (CY) vahel Pühajärves.

5.2.4. Rõuge Suurjärv

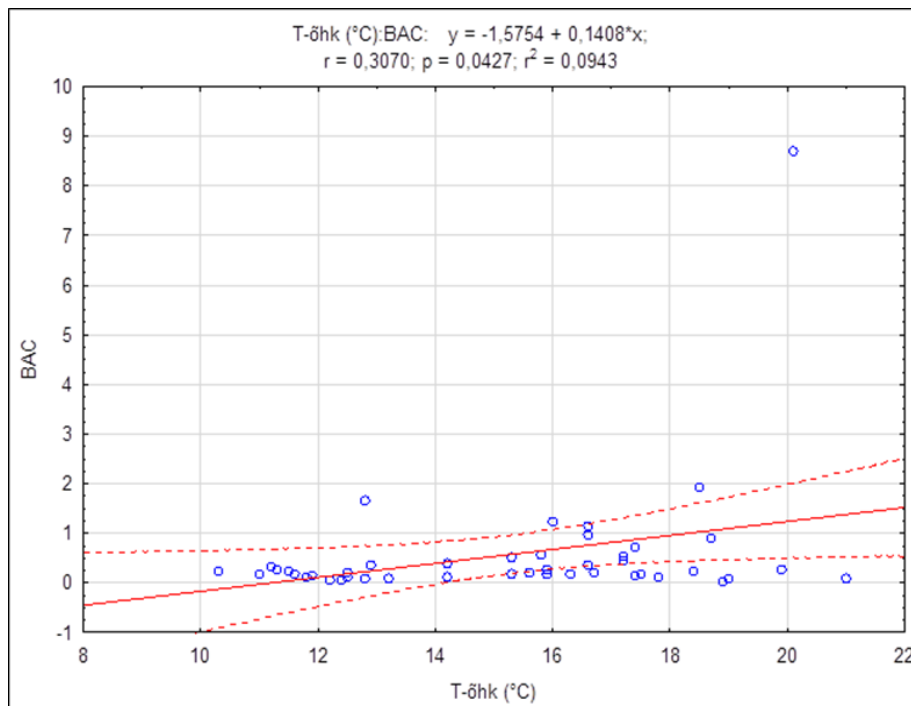
Rõuge järvele lähedase ilmajaama näitajate ja fütoplanktoni dünaamika on esitatud lisas 4. Uuritud aastate vältel on näha tõusutrendi nii sademetes kui ka temperatuuris.

Usaldusväärne seos on samuti õhutemperatuuri ja fütoplanktoni biomassi (BM) vahel (joonis 5.2.4.1).



Joonis 5.2.4.1. Statistiliselt usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-õhk) ja fütoplanktoni biomassi (BM) vahel Rõuge Suurjärves.

Suurimad biomassi väärtused on olnud 2018. a. juulis ($9,35 \text{ g/m}^3$) ja augustis ($3,01 \text{ g/m}^3$), kui ränivetikate (BAC) osakaal moodustas peamise osa biomassist (vastavalt $8,71 \text{ g/m}^3$) ja 193 g/m^3 (lisa 4). Joonisel 5.2.4.2 on näha statistiliselt tugev seos õhutemperatuuri (T-Õhk) ja ränivetikate (BAC) vahel.

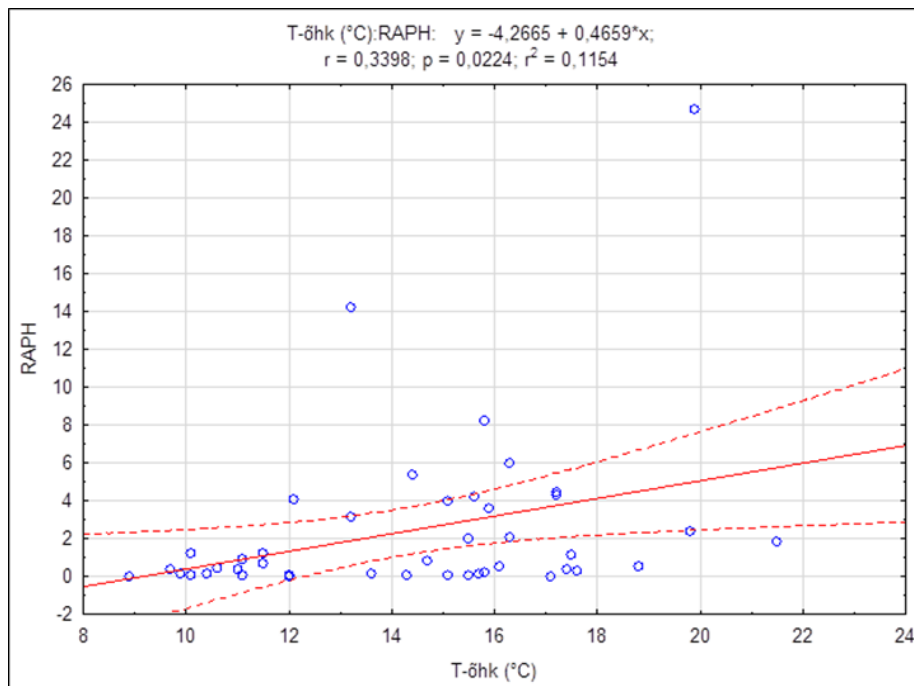


Joonis 5.2.4.2. Statistiliselt usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-Õhk) ja ränivetikate biomassi (BAC) vahel Rõuge Suurjärves.

5.2.5. Uljaste järv

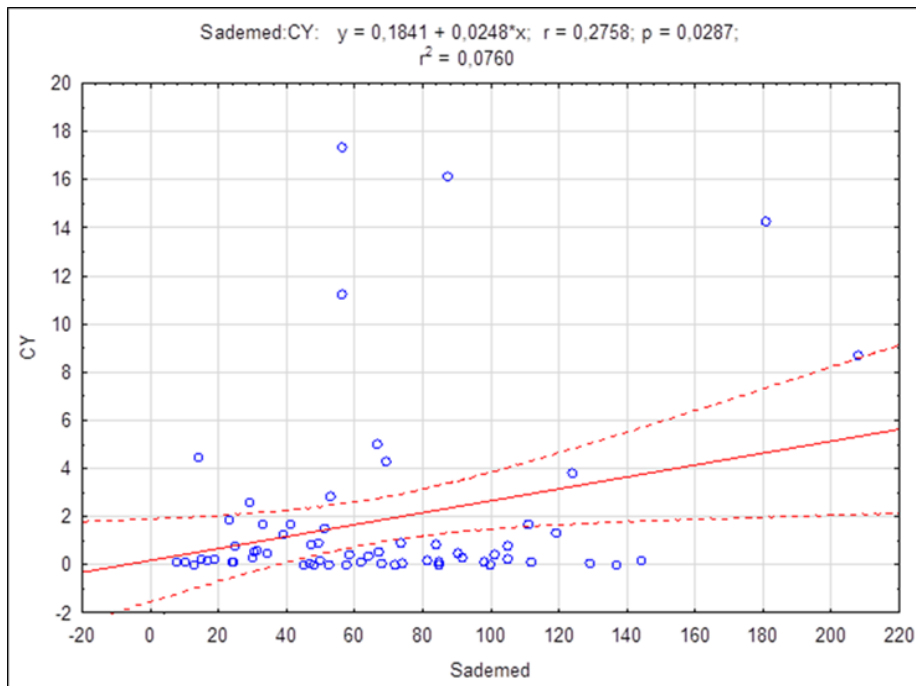
Uljaste järvele lähima, Tudu ilmajaama, andmetel on sademeterohked perioodid on olnud järgmistel aastatel: 1993, 1998, 2003, 2008, 2009 ja 2016 (lisa 5). Kõrgemad temperatuurid on olnud aastatel 1994, 1997, 2000, 2003, 2010 ja 2018, mis on korduv muster ka teistes ilmajaamades.

Tugev seos esines tativetika *Gonyostomum semen* (RAPH) ja õhutemperatuuri vahel (joonis 5.2.5.1). Tativetikas domineeris 2018. a. kogu vegetatsiooniperioodil, suured väärtused on juulis ($24,67 \text{ g/m}^3$) ja septembris ($14,22 \text{ g/m}^3$). Tativetikat võib pidada Uljaste järve üheks fütoplanktoni karakterliigiks. Tativetika domineerimisel on vegetatsiooniperioodi keskmine biomassi väärtus kõrge ($15,05 \text{ g/m}^3$).



Joonis 5.2.5.1. Statistiliselt usaldusväärne seos õhutemperatuuri (T-õhk) ja tativetika (RAPH) vahel Uljaste järves.

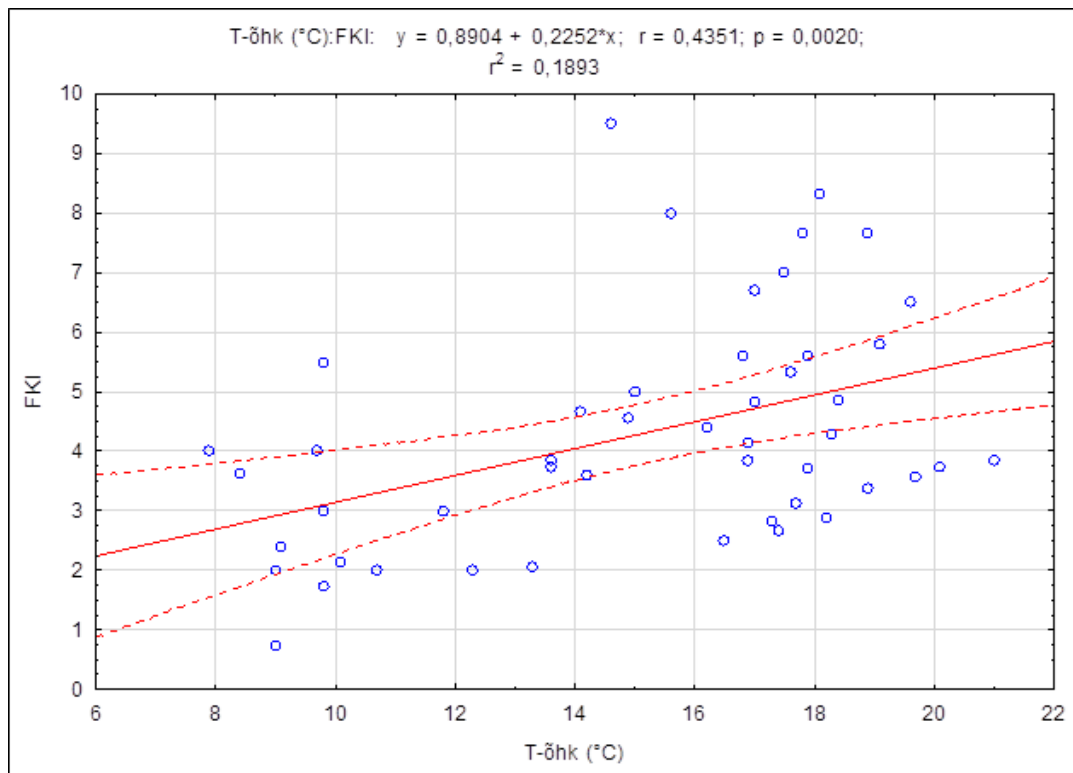
Joonisel 5.2.5.2 on näidatud Uljaste järve sademete ja tsüanobakterite vaheline seos, mis pole väga tugev, kuid p väärtust võib lugeda usaldusväärseks. Tsüanobakterite suurimad biomassi väärtused on olnud 1993. a. augustis ($16,15 \text{ g/m}^3$), 2008. a. augustis ($8,68 \text{ g/m}^3$), 2013. a. juulis ($17,34 \text{ g/m}^3$), 2016. a. augustis ($14,27 \text{ g/m}^3$) ja 2018. a. augustis ($11,27 \text{ g/m}^3$). Tsüanobakterid on Uljaste järves tavalised ja domineerimine on pigem suve teises pooles. Silmviburvetikad domineerisid 1995. a. juulis ($15,50 \text{ g/m}^3$) ning samal ajal oli ka klorofüll *a* hulk märkimisväärselt suur ($69,20 \text{ mg/m}^3$).



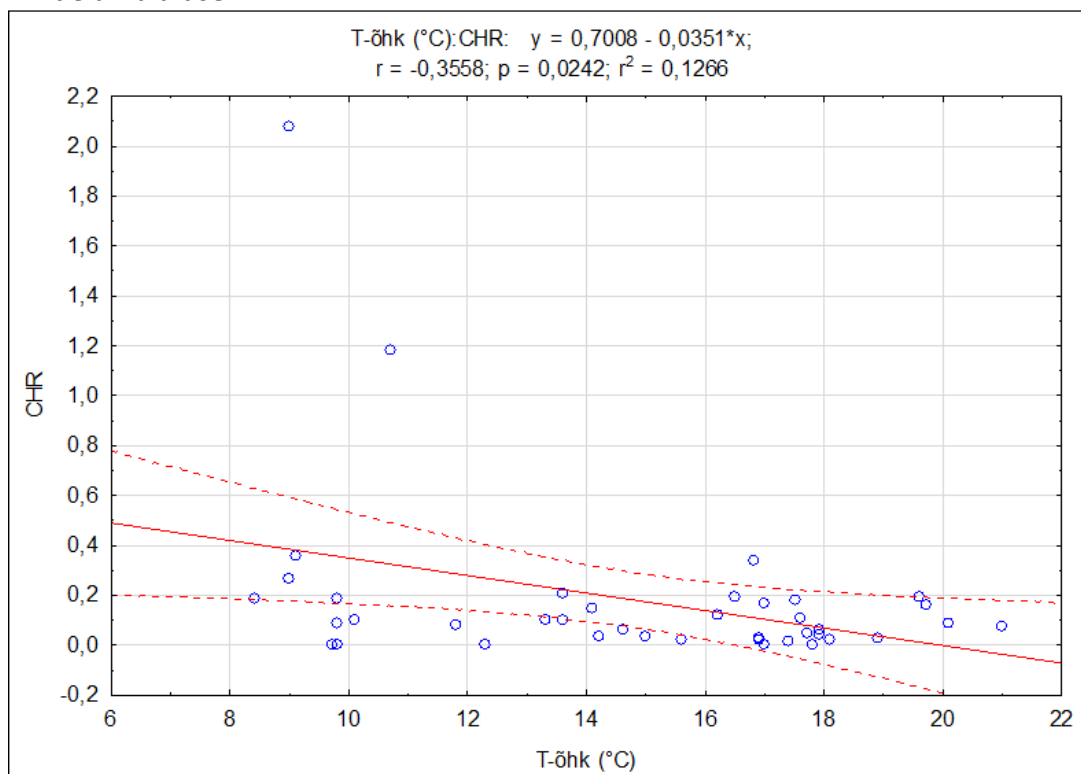
Joonis 5.2.5.2. Statistiliselt usaldusväärne seos sademete ja sinivetikate (CY) vahel Uljaste järves.

5.2.6. Suurlaht

Suurlahe ilmastiku- ja fütoplanktoni ajaline dünaamika on esitatud lisa 6. Trendijoon näitab ränivetikate biomassi vähenemist, koldvetikate biomass aga suureneb. Suurlahel on teiste järvedega võrreldes vähem statistiliselt usaldusväärseid seoseid fütoplanktoniga (tabel 5.2.1). Suurlahes on usaldusväärne statistiline seos temperatuuri ja fütoplanktoni koondindeksi vahel (joonis 5.2.6.1). Viimane on ökoloogilise seisundi indeks, mida arvutatakse mõjutustele vastupidavate ja tundlike liikide arvu suhte alusel. Suurlahes on ka usaldusväärne statistiline seos temperatuuri ja koldvetikate hulga vahel (joonis 5.2.6.2). Koldvetikad levivad ohtramalt külmemas vees ja on seepärast domineerimas kevadel. Mõlemad seosed on hästi mõistetavad. Suurlahes on peamised primaarproduktendid mändvetikad ja suurtaimed. Ilmastiku muutumisel tõenäoliselt ei hakka Suurlahes domineerima mikroskoopilised vetikad, vaid prevaleerivad endiselt suurtaimed.



Joonis 5.2.6.1. Usaldusväärne statistiline seos õhutemperatuuri ja fütoplanktoni koordineksi (FKI) vahel Suurlahes. FKI on ökoloogilise seisundi indeks ja arvutatakse indikaatorrühmade liikide arvu alusel.



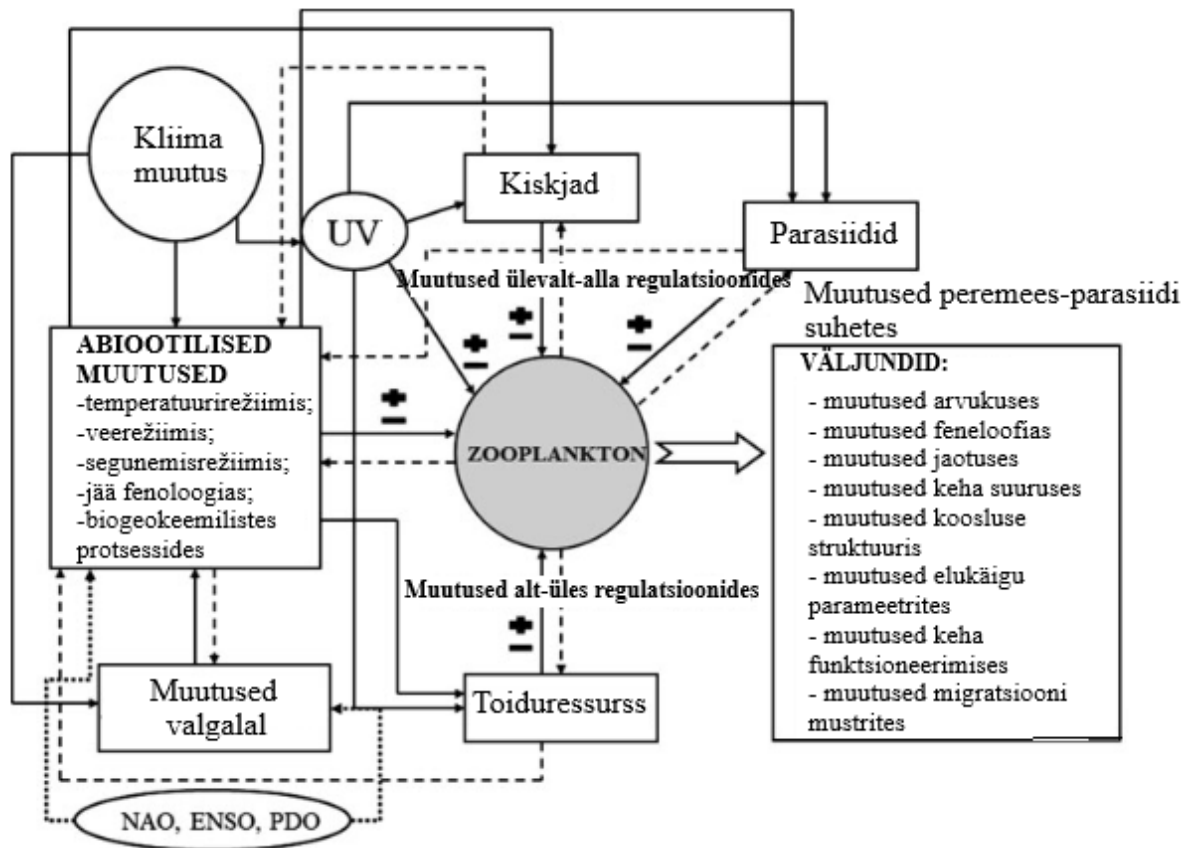
Joonis 5.2.6.2. Usaldusväärne statistiline seos õhutemperatuuri ja koldvetikate (CHR) biomassi (g/m^3) vahel Suurlahes.

5.3. Zooplankton

Vee temperatuur on üks olulisemaid faktoreid, mis mõjutab kõiki bioloogilisi protsesse, näiteks organismi metabolismi (Wetzel 2001), populatsiooni arengut ja kasvu (Savage *et al.* 2004), organismi eluiga (Gillooly *et al.* 2001) ja arenguks vajaminevat aega (Gillooly *et al.* 2002). Metabolismi teooria viitab sellele, et ainevahetuse kiirus, sõltuvalt keha suuruselt ja temperatuurist, kontrollib ökoloogilisi protsesse kõigil organisatsioonil tasanditel alates elukäigu tunnustest kuni liikide vastasmõjude ja ökosüsteemi protsessideni (Brown *et al.* 2004).

Seetõttu on ilmne, et ka zooplanktoni arengu peamiseks käivitajaks on vee temperatuur ja sobivate toiduobjektide olemasolu. Kõige kiiremini reageerivad kiireima elutsükliga zooplankterid – keriloomad, kelle areng täiskasvanuks võib toimuda päevade jooksul. Paljud keriloomade liigid toituvad aga detriidist, vaid vähesed liigid on võimelised toituma fütoplanktonist. Detriit tekib järves organismide lagunemisel või jõuab sademe- ja sulamisvetega järve valgalalt. Keriloomade kõrge arvukus esineb enamasti ka just kõrgema toitelisusega veekogudes. Soojast veest saavad kasu väikesed vähilaadsed ehk vesikirbulised ja seetõttu on nende arvukuse ja biomassi väärtused suurimad just suviti (vegetatsiooniperioodi alguses võivad vesikirbulised arvukalt esineda ka kiiresti soojenevas madalas litoraalis). Vesikirbulised on väga eelistatud toit kalavastsete seas. Vesikirbuliste areng täiskasvanuks toimub nädala-paari jooksul. Aerjalgsed, kolmas zooplanktoni põhirühmadest, on kõige keerulisema elutsükliga ja nende areng kestab umbes kuu. Aerjalised eelistavad üldiselt jahedamat vett, mistõttu suudavad nemad kõrgemat biomassi moodustada järvedes, kus on kalu vähe või järved on sügavamad ning jahedama veega.

Zooplanktonit mõjutab seega (kliimast otseselt mõjutatud) fütoplanktoni dünaamika aga ka potentsiaalsete kiskjate olemasolu (Wetzel, 1983; Vadadi-Fülöp *et al.*, 2012; Laarmaa jt., 2019). Kokkuvõtlikult on esitatud kliima mõju zooplanktonile joonisel 5.3.1.

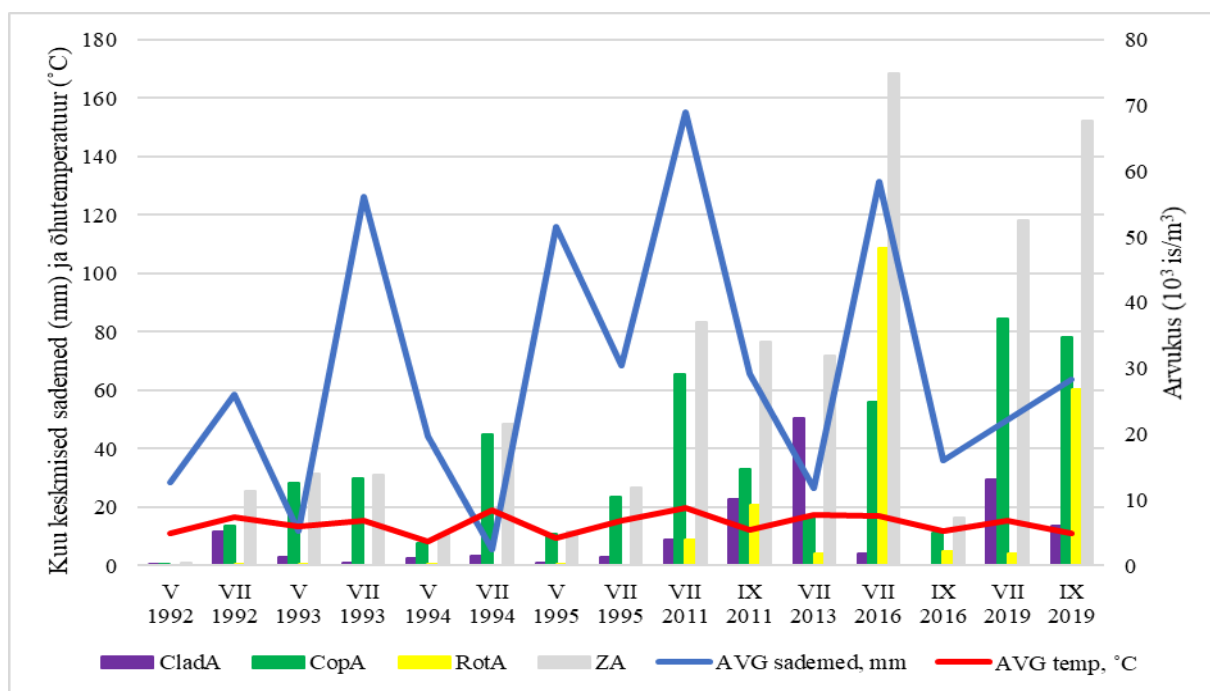


Joonis 5.3.1. Kontseptuaalne mudel võimalikest otsestest ja kaudsetest kliimamõjudest magevee zooplanktonile. Ühtlase joonega nooled kirjeldavad sidemeid erinevate komponentide vahel, kriipsudega nooled kirjeldavad tagasiside mehhanisme. Punktiirjoonega nooled tähistavad NAO (*North Atlantic Oscillation*), ENSO (*El Niño–Southern Oscillation*) ja PDO (*Pacific Decadal Oscillation*) sünkroniseerivat mõju. +/- indikeerivad mõju zooplanktonile (Vadadi-Fülöp *et al.*, 2012, autori täiendustega).

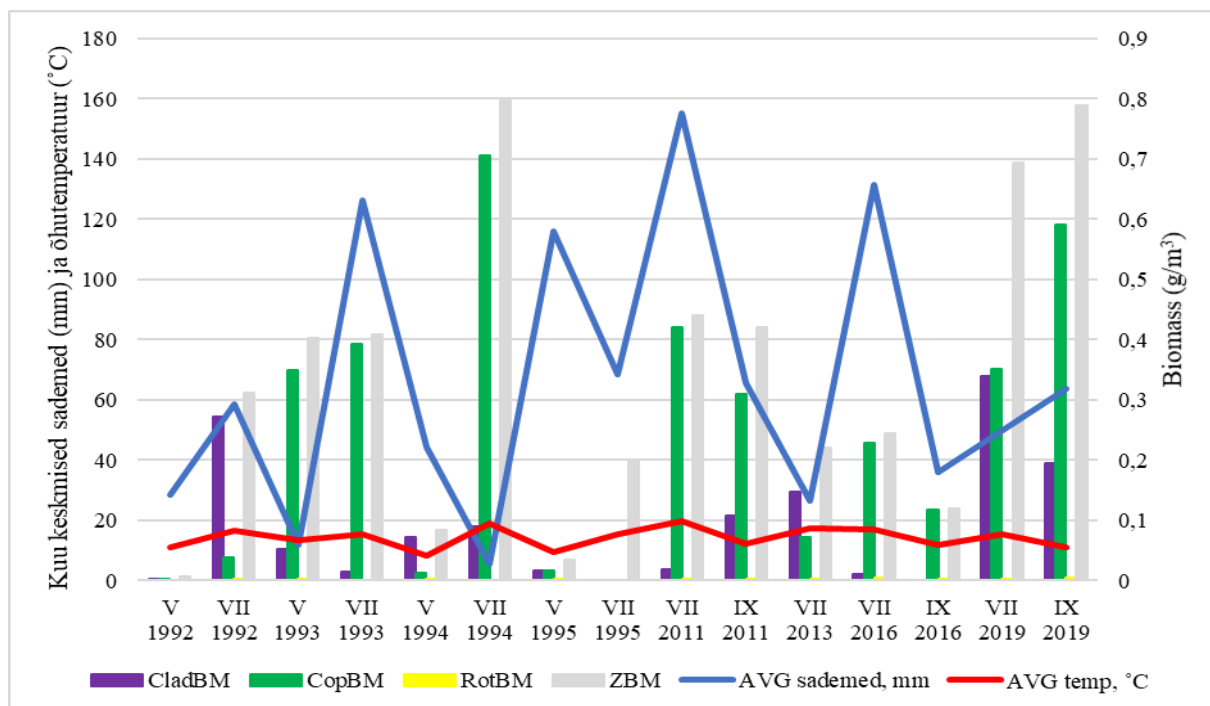
Statistiliselt usaldusväärseid seoseid zooplanktoni ja ilmastiku näitajate vahel käesoleva uuringu raames ei leitud. See võib olla tingitud zooplanktoni positsioonist toiduahelas aga ka sellest, et andmeid järvede zooplanktoni koosluste kohta on võrreldes fütoplanktoniga oluliselt vähem. Küll aga on täheldada keriloomade osakaalu kasvumist viimastel aastakümnetel ja vähilaadsete (just aerjalaliste) osakaalu järk-järguline vähenemine, mis viitab siiski sellele, et meie järvede ökosüsteemid on järjest enam (erinevate) survetegurite mõjuvallas.

5.3.1. Äntu Sinijärv

Stabiilne ökosüsteem, kus kareda ja külma vee tõttu on võrdlemisi suur osakaal aerjalalistel (enamasti suured hormikulised). Siiski on tegemist vähearvuka (joonis 5.3.1.1) ja väikese biomassiga (joonis 5.3.1.2) kooslusega. Kalastiku surve on väga vähene, mistõttu võib arvata, et vähearvukas kooslus esineb mittesobiva vesikeskkonna ja sobivate toiduobjektide vähesuse tõttu.



Joonis 5.3.1.1. Äntu Sinijärve (VRD I) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – koguarvukus (tuh is/m³).

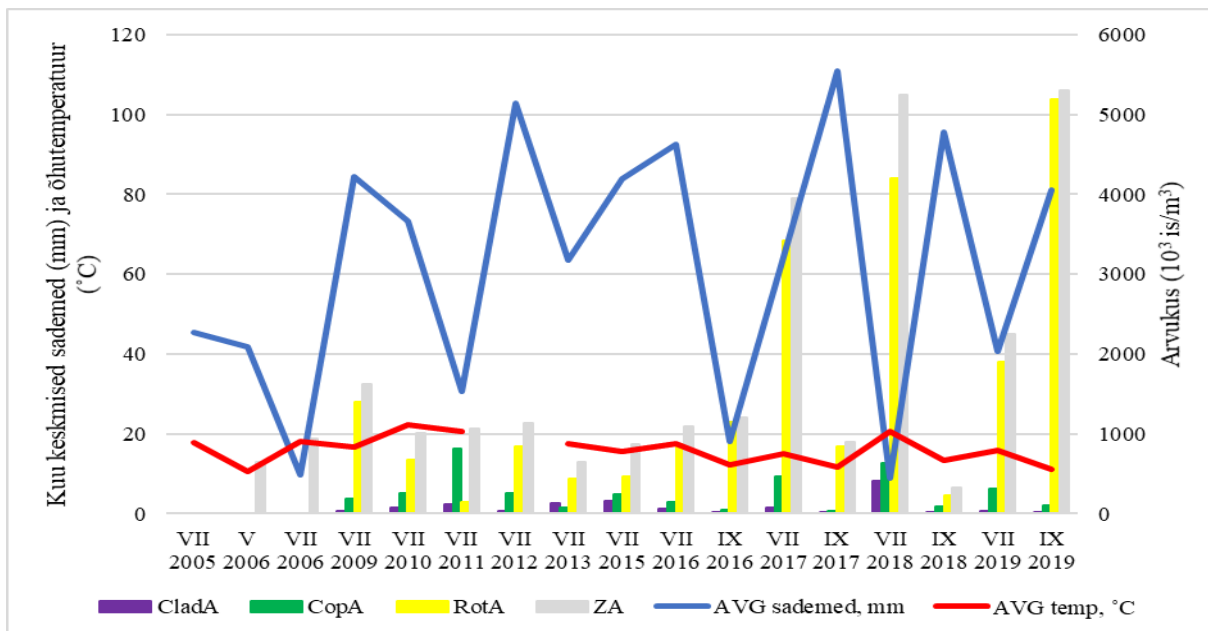


Joonis 5.3.1.2. Äntu Sinijärve (VRD I) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m³).

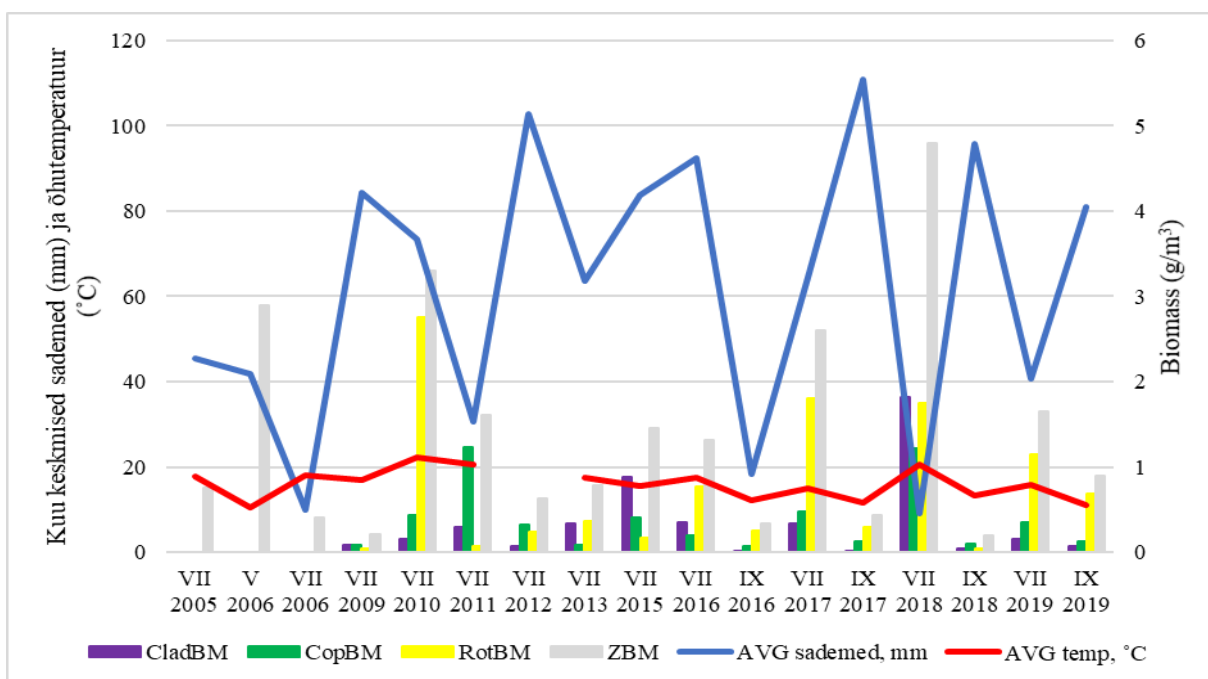
Soojemas vees oleks zooplanktoni kooslus kindlasti produktiivsem: esineks rohkem vesikirbulisi ning ka aerjalalised areneks kiiremini täiskasvanuks. Ka võib tõusta keriloomade osakaal, sest nende seas leidub väga erineva ökonõudluse ja toidueelistusega liike. Sarnaseid muutuseid võib esineda ka siis, kui vee fosforisisaldus peaks suurenema.

5.3.2. Endla järv

Madal, kareda vee ja intensiivse veevahetusega makrofüüdijärv. Viimastel aastatel on koosluse arvukus hüppeliselt tõusnud 3-5 korda, ületades 2019. a. isegi 5 mln is/m³ piiri (joonis 5.3.2.1). Peamiselt domineerivad koosluses võrdlemisi väikesed keriloomad. Biomassi väärtused sõltuvad sellest, kui suur on kalastiku surve aerjalalistele ning kas vee temperatuur on sobiv vesikirbulistele (joonis 5.3.2.2). Kõrgema õhutemperatuuri korral esinevad ka suuremad biomassi väärtused. Üldiselt sobivad makrofüüdijärved vähilaadsetele, sest leidub varjupaiku ning need stabiliseerivad hõljuva põhjamuda.



Joonis 5.3.2.1. Endla järve (VRD II) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 2005-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – koguarvukus (tuh is/m³).



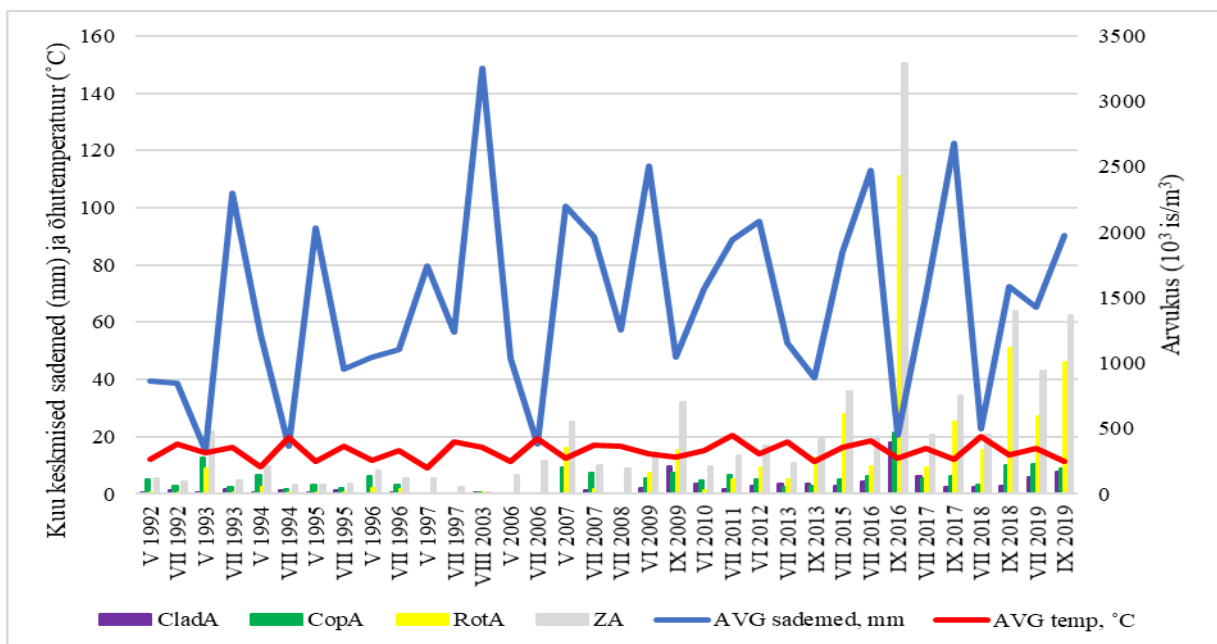
Joonis 5.3.2.2. Endla järve (VRD II) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 2005-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m³).

Järjest enam soojenev vesi soodustab peamiselt kahe rühma arengut (vesikirbulised ja keriloomad), rohke lagunev orgaanika soosib aga peamiselt väikesemõõtmelisi keriloomi. Kui zooplanktoni osakaalus vähenevad vähilaadsed (aerjalalised ja vesikirbulised), väheneb ka kalastiku toidubaas, sest kalavastsed keriloomadest praktiliselt ei toitu. Võib eeldada, et

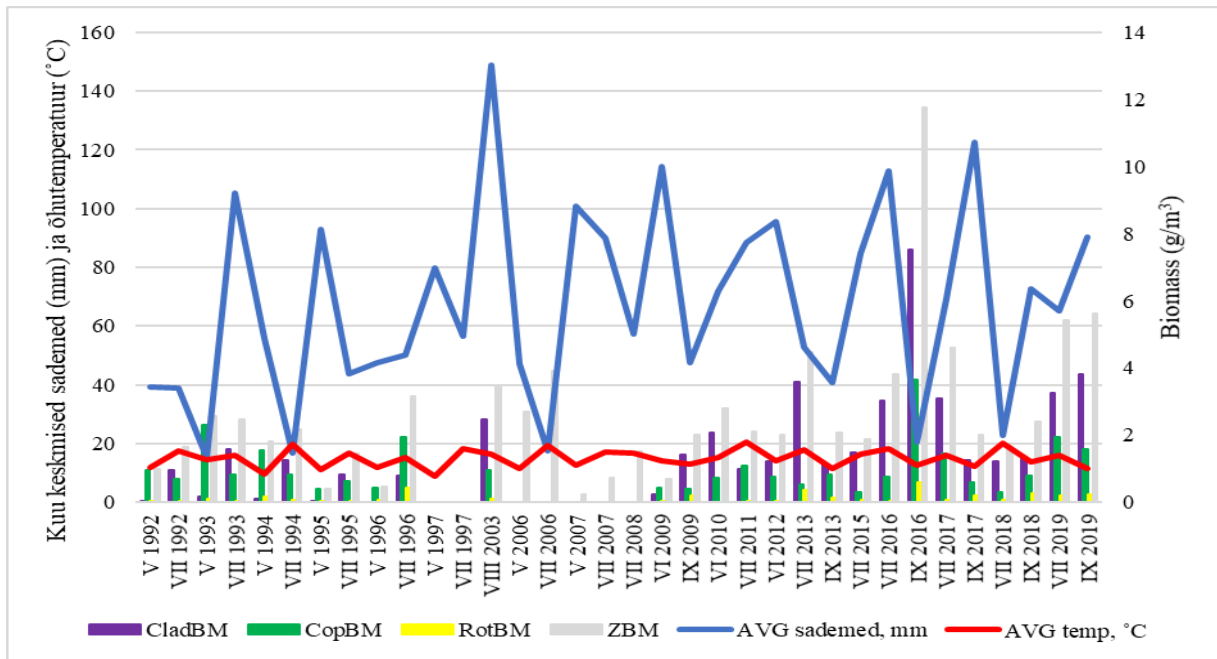
tulevikus (kui ka toiteainete surve suureneb) võib arvukus hakata suuremas ulatuses kõikumama ja kindlasti suureneks keriloomade osakaal koosluses.

5.3.3. Pühajärv

Madal, kareda veega kihistumata järv. Viimastel aastatel on koosluse arvukus tõusnud: 2016. a sügisel ületas zooplanktoni arvukus 3 mln is/m³ piiri, viimastel uurimiskordadel on arvukus olnud 1-1,5 mln is/m³ (joonis 5.3.3.1), mis on väga kõrge väärtus meie väikejärvedes. Arvukuselt domineerivad vaieldamatult keriloomad, enim biomassi moodustavad vesikirbulised. Enamasti on järve metazooplanktoni kooslus produktiivne, biomass on keskmine (u 2-4 g/m³) või isegi suur (nt 2016. a sügis; joonis 5.3.3.2). Mitmekesine fütoplankton soodustab ka aerjalgsete arengut, peamiselt taimtoiduliste hormikuliste osakaalu suurenemist, mis kajastub ka biomassi väärtustes. Siiski, madaluse tõttu ei leidu järves jaheda veega põhjakihti, mis võiks aerjalgsete faunat veelgi rohkem mitmekesistada. Praegune metazooplanktoni kooslus on heaks toidubaasiks kalavastsetele, sõltumata keriloomade väga kõrgest osakaalust üldarvukuses.



Joonis 5.3.3.1. Pühajärve (VRD II) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – kogu arvukus (tuh is/m³).

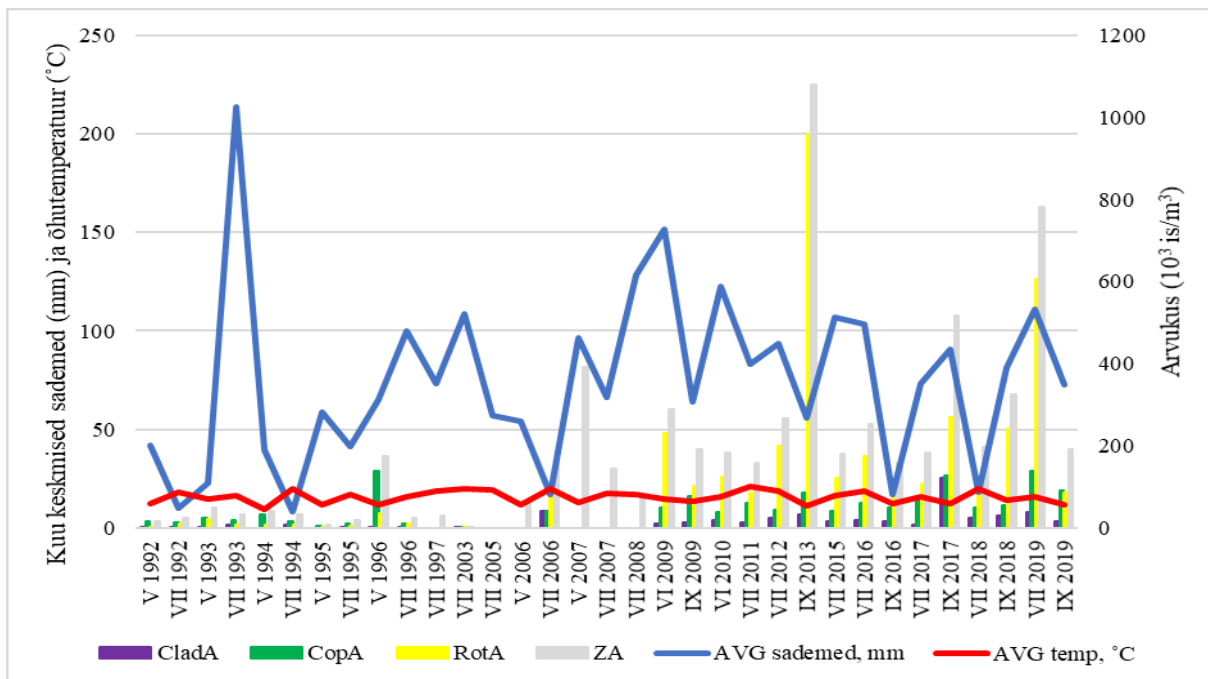


Joonis 5.3.3.2. Pühajärve (VRD II) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m^3).

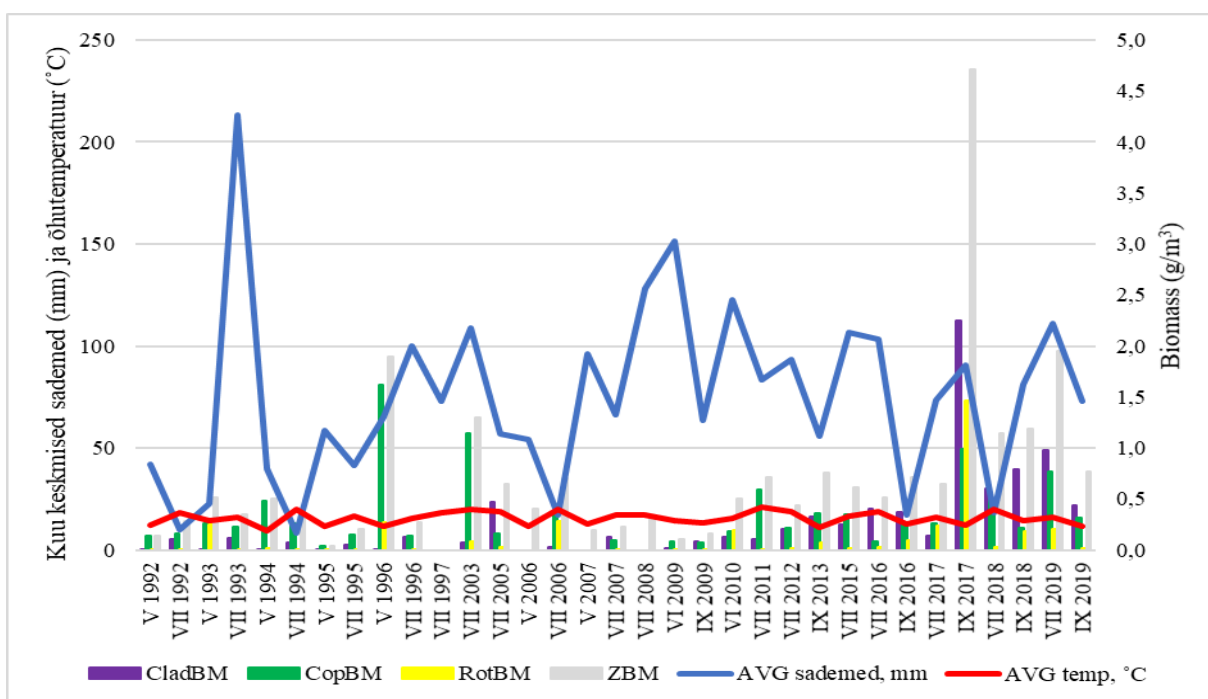
Pühajärve planktonkooslused on liigirikkad ja seetõttu võib eeldada, et järjest enam soojenev vesi võib nii biomassi kui ka arvukust veelgi suurendada. Oluline on jälgida järve toitelisust, sest selle suurenedes muutub tõenäoliselt ka ökosüsteemi funktsioneerimine. Planktonkoosluse liigirikkust mõjutab kindlasti ka võrdlemisi aeglane veevahetus, toiduobjektide olemasolu, veetaimestik (varjepaigad) ja liigendatud kaldajoon, mis suurendab elupaikade mitmekesisust.

5.3.4. Rõuge Suurjärv

Sügav ja väga kareda veega järv. Enamus planktonist paikneb ülemistes veekihtides, sügavamal kui 20 m leidub zooplanktonit väga vähe. Viimastel aastatel on samuti täheldatud hüppelist arvukuse tõusu ja keriloomade osakaalu suurenemist. Üldarvukus on ületanud isegi $1 \text{ mln is}/\text{m}^3$ piiri (2013. a sügisel; joonis 5.3.4.1). Võib öelda ka seda, et kõrgemate sademete hulgaga on ka üldarvukus ja biomass keskmisest veidi suuremad, seda on näha just viimaste aastate andmetest. Varasemal perioodil on külm ja kare vesi zooplanktoni üldarvukuse hoidnud madalal ja sel ajal on biomassi suurendanud just aerjalised (nt aastad 1996 ja 2003; joonis 5.3.4.2). Üldbiomass on samuti viimastel aastatel tõusnud. Varasemalt u $0,5 \text{ g}/\text{m}^3$ moodustanud zooplankton on viimastel aastatel olnud üle $1 \text{ g}/\text{m}^3$ ja 2017. a sügisel isegi pea $5 \text{ g}/\text{m}^3$.



Joonis 5.3.4.1. Rõuge Suurjärve (VRD III) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – koguarvukus (tuh is/m³).

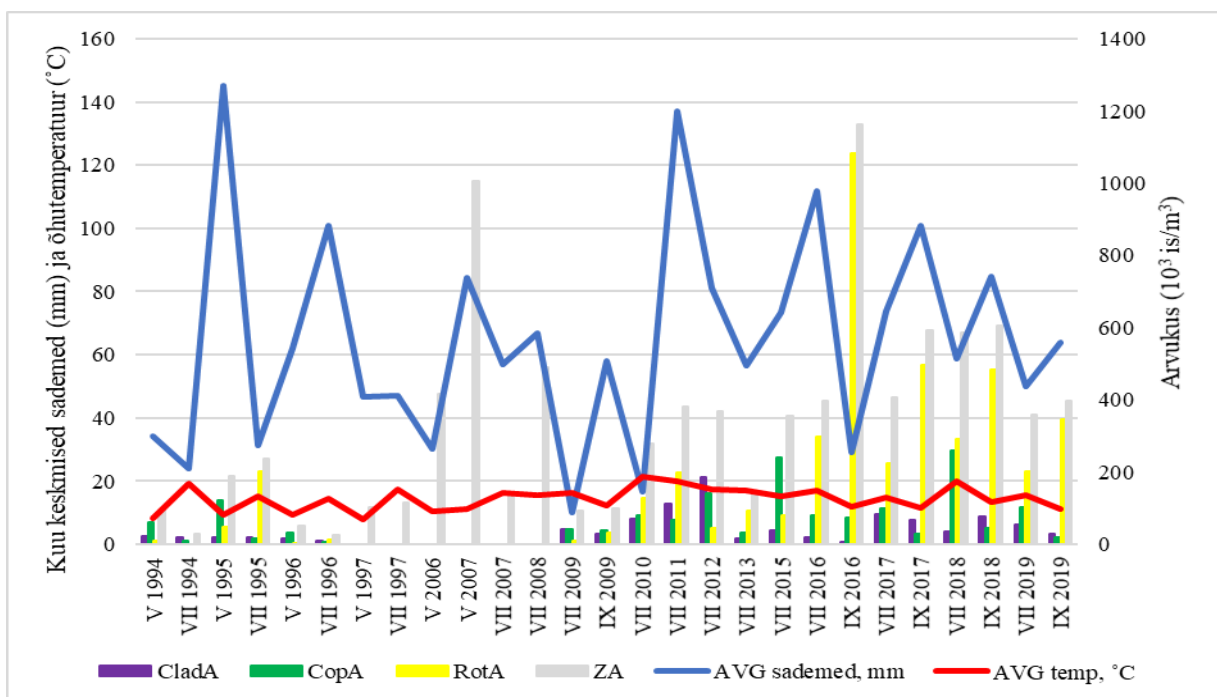


Joonis 5.3.4.2. Rõuge Suurjärve (VRD III) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1992-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m³).

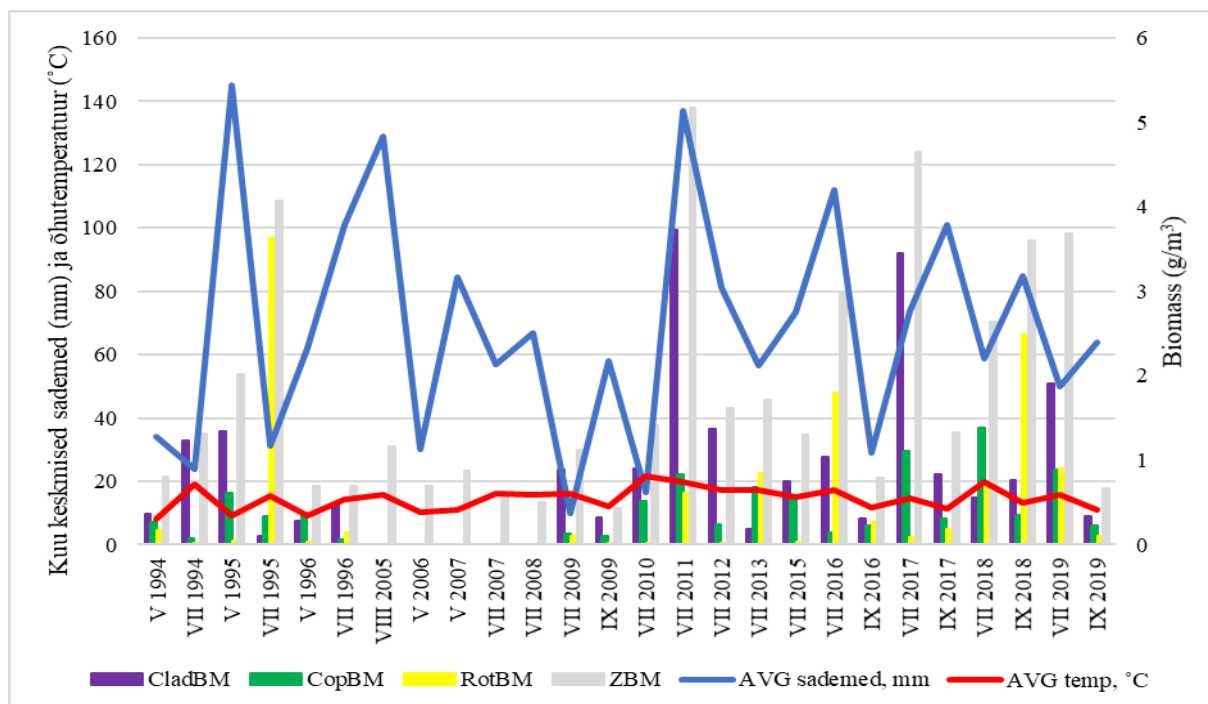
Järjest enam soojeneva vee korral võiks täheldada nii aerjalsete kui ka vesikirbuliste osakaalu suurenemist, kui suureneb ka veekogu toitelisus, suureneb kindlasti ka keriloomade osakaal. Siiski, kare ja külm (allikaline) vesi vähendab ilmastiku poolt tekitatud survet.

5.3.5. Uljaste

Pehmeveeline, madal ja kihistumata järv. Metazooplanktoni kooslus on äärmiselt muutuv. Näiteks, üldarvukus on uuringuperioodi jooksul kõikunud 30 tuh – 1,1 mln is/m³, viimastel aastatel u 500 tuh is/m³ (joonis 5.3.5.1). Kooslus on muutlik mitmel põhjusel: uuringuperioodi alguses toimunud ökokatastroof (1993. a) tappis kogu kalastiku; metazooplankton on väga sõltuv fütoplanktoni vohamisest ning järve valgalalt järve jõudev detriit ja humiained soodustavad detriiditoiduliste keriloomade arvukuse kasvu. Raba lähedus mõjutab ka vee värvust, mistõttu soojeneb vesi võrdlemisi kiiresti. Seetõttu pole vesikirbuliste suur osakaal zooplanktoni biomassis mitte midagi eriskummalist (joonis 5.3.5.2). Viimastel uuringukordadel on enamjaolt kogu aeg olnud biomass >2 g/m³. Aerjalaliste seas esinevad peamiselt tolerantid, taimtoidulised hormikulised. Nende osakaal sõltub koosluses nii sobivate toiduobjektide olemasolust kui ka kalastiku survest. Järve metazooplanktoni kooslus on hea toidubaas kalastikule.



Joonis 5.3.5.1. Uljaste järve (VRD V) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1994-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – koguarvukus (tuh is/m³).



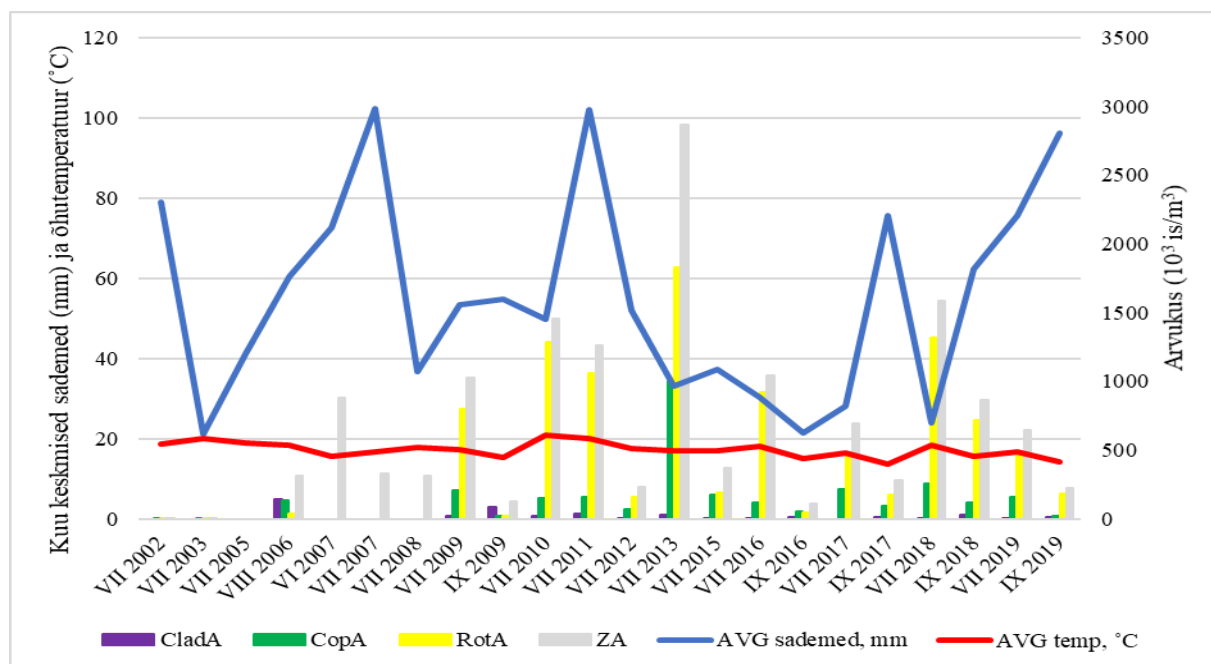
Joonis 5.3.5.2. Uljaste järve (VRD V) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 1994-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m^3).

Järjest enam suurenevad sademete hulgad toovad valgalalt täiendavaid lahustunud ja lahustumatuid aineid, sh orgaanilist ainet. Seetõttu võib järve vesi veelgi tumeneda. Tume vesi soojeneb kiiresti, mistõttu enim kasu saavad sellest vesikirbulised ja keriloomad. Tõenäoliselt jääb aerjalaliste osakaal väiksemaks. Intensiivsed ja sagenevad veeõitsengud suurendavad tõenäoliselt samuti keriloomade osakaalu, sest suuremate vähilaadsete jaoks pole toidubaas enam sobilik.

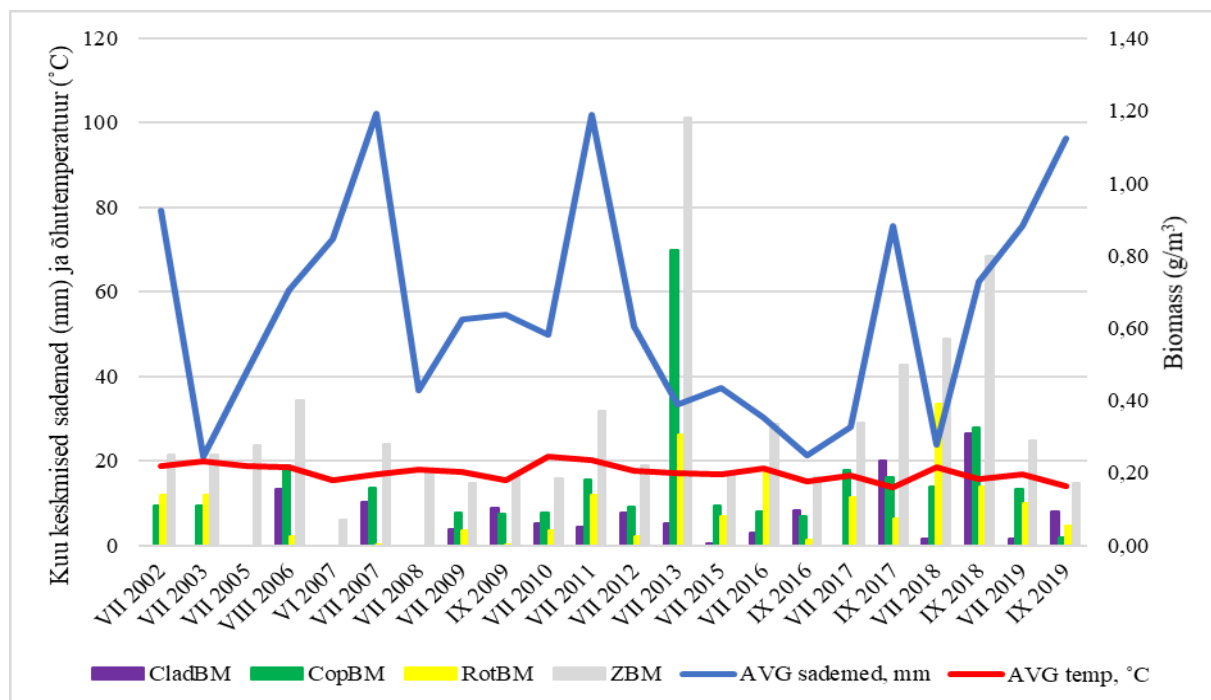
5.3.6. Suurlaht

Madal rannajärv. Metazooplanktoni kooslus on võrdlemisi muutlik, sõltudes sobivate toiduobjektide olemasolust (fütoplanktonist, see aga peab tugevasti konkureerima veekogu põhja katvate suurtaimede ja fütobentosega), aga ka kalastiku survest loomse hõljumi kooslusele. Enamasti on arvukus üle 500 tuh is/m^3 , harva küündib või ületab 1 mln is/m^3 piiri (joonis 5.3.6.1). Koosluses valdavad keriloomad. Zooplanktoni moodustub Suurlahes vähest biomassi – enamasti 0,2-0,5 g/m^3 . Suurimad biomassi väärtused on registreeritud 2013. a suvel, mil biomass oli 1,2 g/m^3 (joonis 5.3.6.2). Enamasti moodustavad biomassi aerjalalised ja vesikirbulised ning vahel harva domineerivad ka biomassis keriloomad. Viimasel juhul

domineerivad koosluses *Asplanchna* ja *Synchaeta* perekonna liigid. Metazooplankton on Suurlahes võrdlemisi kesiseks toidubaasiks kalavastsetele.



Joonis 5.3.6.1. Suurlahe (VRD VIII) metazooplanktoni arvukuse karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 2002-2019. Lühendid: CladA – vesikirbuliste arvukus; CopA – aerjalaliste arvukus; RotA – keriloomade arvukus; ZA – kogu arvuks (tuh is/m³).



Joonis 5.3.6.2. Suurlahe (VRD VIII) metazooplanktoni biomassi karakteristikud ja ilmastiku parameetrid perioodil 2002-2019. Lühendid: CladBM – vesikirbuliste biomass; CopBM – aerjalaliste biomass; RotBM – keriloomade biomass; ZBM – kogubiomass (g/m³).

Järjest enam soojenev vesi suurendab vesikirbuliste ja keriloomade arvukust ning biomassi. Aerjalaliste osakaal tõenäoliselt väheneb järk-järgult. Kui ka toitelisus peaks suurenema, siis väheneb nii zooplankteri keskmine kaal (loomad jäävad väiksemaks) ja väikeste keriloomade osakaal suureneb veelgi.

5.4. Fütobentos ja makrofüüdid

5.4.1. Fütobentos

Fütobentose puhul ei vaadeldud eraldi esinenud taksonid, kuna puuduvad piisavad ökoloogiliste eelistuste andmed, mille põhjal oleks võimalik vaadelda kliimamuutuste mõju bentiliste ränivetikate liigilise koosseisu muutustele. Küll aga saab teha teatavaid üldistusi liikide arvu ning välja arvatud ränivetikaindeksite põhjal.

Tabel 5.4.1.1. Hinnangud uuritud järvede ökoloogilisele seisundile vastavalt looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioonile (Timm & Vilbaste 2010). Kvaliteedihinnangud on vastavalt väga hea (H), hea (G), kesine (M) ja halb (oranž). Indeksite seletust vt meetodika osas.

Järv	Aasta	Liikide arv	IPS	WAT	100-TDI	Üldhinnang
Äntu Sinijärv	2013	25	17,8	15,2	77,6	H
	2016	26	16,4	15,1	68,8	H
	2019	22	16,4	14,4	63,4	H
Pühajärv	2013	25	17,5	18,4	68,4	H
	2015	29	18,8	16,6	87,4	H
	2017	18	16,5	19,1	49,6	H
	2019	28	14,3	13,6	31,1	G
Endla järv	2013	12	18,1	17,6	78,5	H
	2018	25	15,8	18,0	60,6	H
Rõuge Suurjärv	2015	33	16,5	12,1	84,8	G
	2017	28	16,3	18,2	52,8	H
	2019	24	13,8	12,9	39	G
Uljaste järv	2013	25	17,6	14,3	56,4	G
Suurlaht	2015	28	19,7	17,5	85,1	H
	2017	41	10,2	8,4	35,7	M
	2019	26	13,2	11,8	69,2	G

Tabelist 5.4.1.1. nähtub, et ühe järve fütobentose keskmine liikide arv ei kõigu aastate lõikes väga tugevalt. Teatavaid erandeid on siiski märgata: Suurlahes oli liikide arv 2017. aastal tavapärasest kõrgem, kuid samal aastal oli tulemuseks järve kesine ökoloogiline seisund

ränivetikaindeksite järgi. Endla järves esines 2013. aastal poole võrra vähem liike kui viimasel uurimisaastal (2018), kuid järve ökoloogiline seisund oli ränivetikate näitajate järgi mõlemal aastal väga hea. Pühajärves esines tavapärasest vähem bentiliste ränivetikate liike 2017. aastal, mis aga ei mõjutanud järve ökoloogilise seisundi hinnangut.

Vilsandi ilmajaama andmete järgi ei erinenud 2017. aasta suvekuud keskmise õhutemperatuuri poolest ning see jäi normi piiresse. Küll aga oli juunis-juulis kuu sademete hulk tavapärasest veidi madalam. Kuna bentiliste ränivetikate proov võeti Suurlahest juuli teises pooles, mil tavapärasest madalama sademete hulga tõttu oli ka järve veetase madalam, võis see mõjutada bentiliste ränivetikate indeksite tulemusi negatiivses suunas.

Endla järve puhul vaadeldi Tooma ning Jõgeva ilmajaamade andmeid. 2013. aastal, mil esines Endla järves poole vähem bentiliste ränivetikate liike kui 2018. aastal, ei ilmnunud aga kasvuperioodi jooksul tavapärasest erinevaid sademehulkasid või temperatuure.

Pühajärve puhul vaadeldi Valga ilmajaama andmeid. 2017. aasta juunis-juulis sadas keskmisest mõnevõrra rohkem ning juuni keskmine õhutemperatuur oli samuti mõnevõrra madalam, juuli-august tavapärased. Seega võis jahedam juuli pärssida bentiliste ränivetikate tavapära arengut ning seetõttu võis proovivõtu ajal olla ränivetikakooslus lõpuni välja kujunemata, mis selgitaks tavapärasest madalamat liikide arvu. Kahjuks ei ole aga samal aastal hilisemat bentiliste ränivetikate proovi Pühajärvest võetud, mis antud hüpoteesi võiks kinnitada.

5.4.2. Makrofüüdid

Suurtaimede liigilise koosseisu andmed on esitatud lisas 7. Suurtaimede puhul on muutused kooslustes küllaltki minimaalsed, veidi märkimisväärsemad ja kõikumamad on taimestiku ohtrused üksnes uju- ja ujulehtedega ning veesiseste taimede rühmades.

Ujutaimedest esines hulgajuurine vesilääts (*Spirodela polyhrrza*) Äntu Sinijärves esmakordselt 2019. aastal, sama liik esines ohtramalt ka Pühajärves 2018. aastal, ilmudes Pühajärve alles 2013. aastal. Ka Suurlahes esines ristlemmelt (*Lemna trisulca*) ja väikest lemmelt (*Lemna minor*) ohtramalt 2012. ja 2016. aastal.

Ujulehtedega taimestikus taoliseid seaduspärasusi ei olnud märgata, üksnes Suurlahes oli teatavaid muutuseid vesi-kirburohu (*Polygonum amphibium*) ohtruses – liik esines järves üksnes 2003. ja 2012. aastal.

Veesiseses taimestikus esines teatavaid muutuseid vahelmise vesisherne (*Utricularia intermedia*) ohtruses Äntu Sinijärves, kus liik esines üksnes aastatel 2011, 2013 ja 2019. Pühajärves esines tähk-vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*) aastatel 1995, 1998, 2007 ja 2013, kuid hilisematel uurimisaastatel enam mitte. Samas räni-kardhein (*Ceratophyllum demersum*) esines antud järves esmakordselt 1998. aastal ning pärast seda 2013. ja 2016. aastal. Ka Rõuge Suurjärves esines teatavaid seaduspärasid männas-vesikuuse (*Myriophyllum verticillatum*) ning kähara penikeele (*Potamogeton crispus*) ohtruses. Liigid leiti järvest esmakordselt 1996. aastal, siis uuesti 2004. aastal ning männas-vesikuuske viimati 2013. aastal ja käharat penikeelt 2016. aastal.

Suurlahe puhul oli märgata tähk-vesikuuse puudumist viimastel uurimisaastatel (2012 ja 2016). Samas ogaterav penikeel (*Potamogeton friesii*) ja vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium*) on esinenud vastavalt 2003., 2012. ja 2016. ning 2012. ja 2016. aastal. Mainitud aastatel, on juuni-august perioodil sademete hulk olnud tavapärasest veidi kõrgem.

Niitrohevetikate rohkused on samuti näidanud teatavaid muutusi. Äntu Sinijärves on niitrohevetikaid esmakordselt märgatud alles 2013. ja 2016. aastal. Ka Rõuge Suurjärves oli niitrohevetikaid märgata viimastel uurimisaastatel – 2013 ja 2019, Uljaste järves 2010-2018 (viimastel aastatel ohtrus vähenenud) ning Suurlahes aastatel 2010-2018.

Äntu Sinijärve, Rõuge Suurjärve ja Pühajärve puhul oli kõigil eelpool välja toodud aastatel, mil teatavad muutused järve suurtaimestikus olid märgatavad, juuni õhutemperatuur tavapärasest kõrgem. See võis anda kiirema alguse taimede kasvule ent paraku puuduvad piisavad võrdlusandmed aastatest, mil juuni õhutemperatuur püsis keskmise lähedal.

Samas Uljaste järve puhul ei märgatud aastatel, mil muutused suurtaimestikus olid märgatavad, perioodil juuni-august tavapärasest erinevaid sademete hulkasid või keskmisest kõrgemaid/madalamaid õhutemperatuure.

5.5. Suurselgrootud

Euroopa sisevete suurselgrootute seoseid kliima soojenemisega

Oluliselt rohkem infot seoses kliima soojenemisega leidub voolu- kui seisuvete suurselgrootute kohta. Kuid soojenemise üldine mõju madala vee elustikule on mõlemates samasuunaline. Kui talviti sajab senisest vähem lund, jätkub vett suvel ja sügisel oluliselt lühemaks ajaks. Seegi vähesem vesi aurub soojemate ilmadega kiiremini. Ajutised veekogud on tüüpilisemad soojema kliimaga aladel. Kliima soojenemine nihutab seda seaduspära Euroopas tõenäoliselt põhja ja ida suunas, kus paljudes veekogudes leidub tihtipeale vett aastaringselt. See ei tähenda loomulikult, nagu ei leiduks parasvöötmes ajutisi veekogusid, kuid tõenäosus nende osakaalu suurenemiseks kasvab. Ka looduslikult on iga veekogu madalaveeline osa ajutine (jõgede ülemjooksud ja kaldaservad, järve kaldaservad). Vee kuivamisel või taandumisel on loomadel valida, kas ka ise kuivada või selle vältimiseks ohutusse kohta liikuda. Järved on keskeltläbi sügavamad kui jõed ning neis on sagedamini võimalik sügavamale liikuda. Kui põhi seda võimaldab, siis saab kaevuda ka settesse või kivide vahele. Iseasi, et muda, mis katab enamiku Eesti järvede põhja suuremas osas, pole hapnikurikka veega harjunud kaldaveeloomadele reeglina sobiv elupaik. Aga leidub selliseidki selgrootuliike, kes vee ajutist kadumist hõlpsasti taluvad või koguni vajavad.

Isendite üldarvukust võib mõõdukas soojenemine isegi suurendada. Ka liikide arv võib tõusta, nt veetaimede kui varjupaiga hulga suurenemisel seni külmas ja lahjas järves (Rosset *et al.* 2010). Põhjapoolsed järved muutuvad vähem läbipaistvateks ja produktiivsemateks, neid hakkavad asustama arvukad, väikesemõõdulised ja soojalembesed liigid (Hayden *et al.* 2017). Ka profundaali elustik reageerib Golfi hoovuse perioodidele regulaarselt (Jyväsjärvi & Hämäläinen 2015). Hoovuse seaduspära oluline muutumine muudaks niisiis ilmselt ka elustikku. Lõuna-Euroopa liigid on soojenemisest rohkem ohustatud kui parasvöötme omad, sest surve nende elupaikadele on suurem (Conti *et al.* 2013). Põhja-Euroopa veeputukad on suuresti laia levikuga generalistid ja enamik neist kliimamuutustega juba hästi kohastunud (Hering *et al.* 2009).

Kõige tundlikumad on soojenemise suhtes külmalembesed taksonid (eriti mõned kevikuliste ja ühepäevikuliste hulgast) (Besacier Monbertrand *et al.* 2019, Bhowmik *et al.* 2015). Uut hoogu saavad see-eest niigi hästi levivad tulnukliigid (Paillex *et al.* 2017, Hesselschwerdt & Wantzen 2018). Eri liigid (isegi lähedased sugulased) võivad soojenemisel käituda erinevalt. Nt Eestiski kaitsealustest litoraali taimestiku rabakiilidest peaks *Leucorhina pectoralis* levik soojenemisel laienema, *L. albifrons* ja *L. caudalis* oma aga vähenema (Jaeschke *et al.* 2013). *L. pectoralis* on Eestis teistest kõrgema kaitsekategooriaga (Natura II ja IV) kui teised kaks (IV), kuid võimalik, et ta haruldus ongi seni sõltunud osalt temale ebasobivast kliimast. Ta asustab väga madalaid järvi ja poolajutisi veekogusid (nt kobraste üleujutusi). Vooluveses põhjustab kuivamine seisuveeliikide ilmumist vooluveeliikide asemele (Bêche & Resh 2007). Kuid kaduvaid tundlikke liike asendavad kiiresti tundetumad liigid, nii et taksonirikkus ei pruugigi väheneda (Bonada *et al.* 2007, Pace *et al.* 2013). Mida väiksem veekogu, seda suurem mõju on soojenemisel (Mustonen *et al.* 2018).

Vee-elustikule on soojenemisel ja eutrofeerumisel samalaadne mõju. Kui aga soojenemise ajal vett varasemast oluliselt paremini puhastatakse, siis võivad need mõjud üksteist tasakaalustada (Durand & Ormerod 2009). Mesokosmides oli katselise soojendamise mõju seisuvee-elustikule üllatavalt madal, ainult tigude arvukus suurenes oluliselt. Teod toituvad fütobentosest, mis reageeris muutustele väga kiiresti (Feuchtmayr *et al.* 2007). Eesti siseveekogudes toimub kõige olulisem sooja vee sissepumpamine Narva jõkke seoses elektrijaamade jahutamisega. Neis talviti mittekülmuvates piirkondades on täheldatud arvukalt seisuveelisi selgrootute liike, kelle seas leidub ka tulnukaid (Timm jt. 2011).

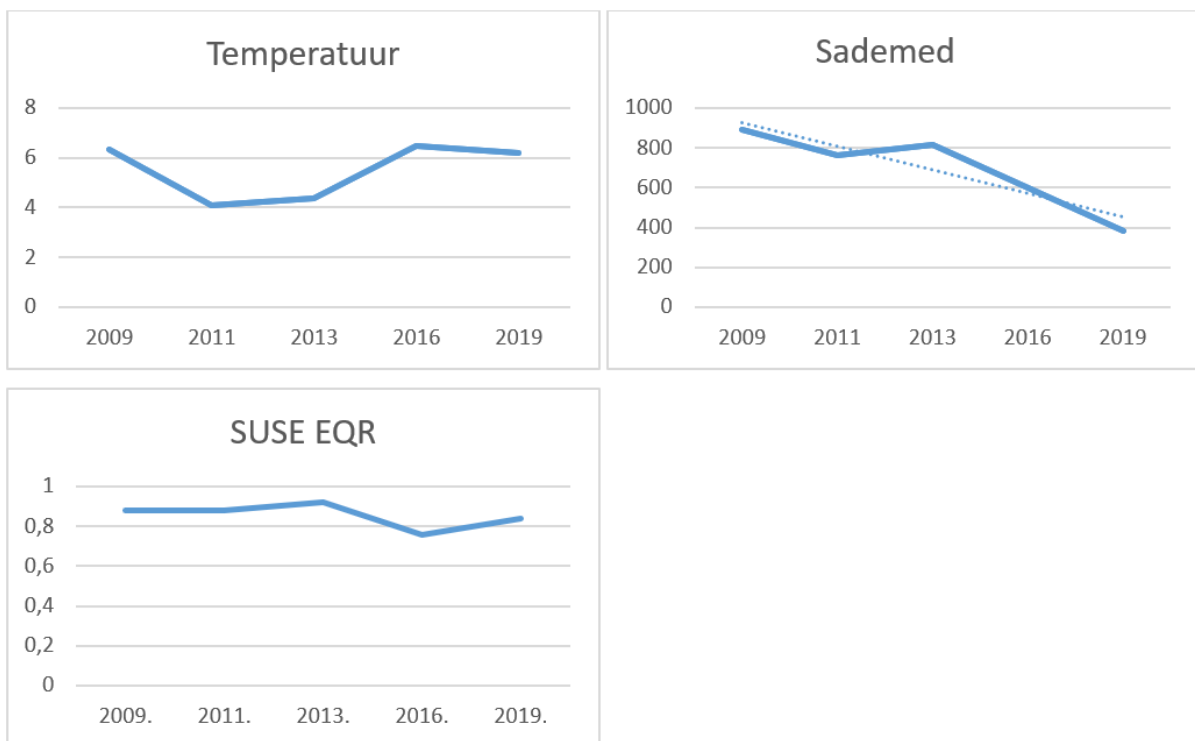
Viimase mõnekümne aasta jooksul pole Euroopa jõgede ja järvede suurselgrootutele kliima soojenemise otsest mõju tuvastatud (Burgmer *et al.* 2007, Jourdan *et al.* 2018).

Ilma mõju uuritud järvede suurselgrootutele.

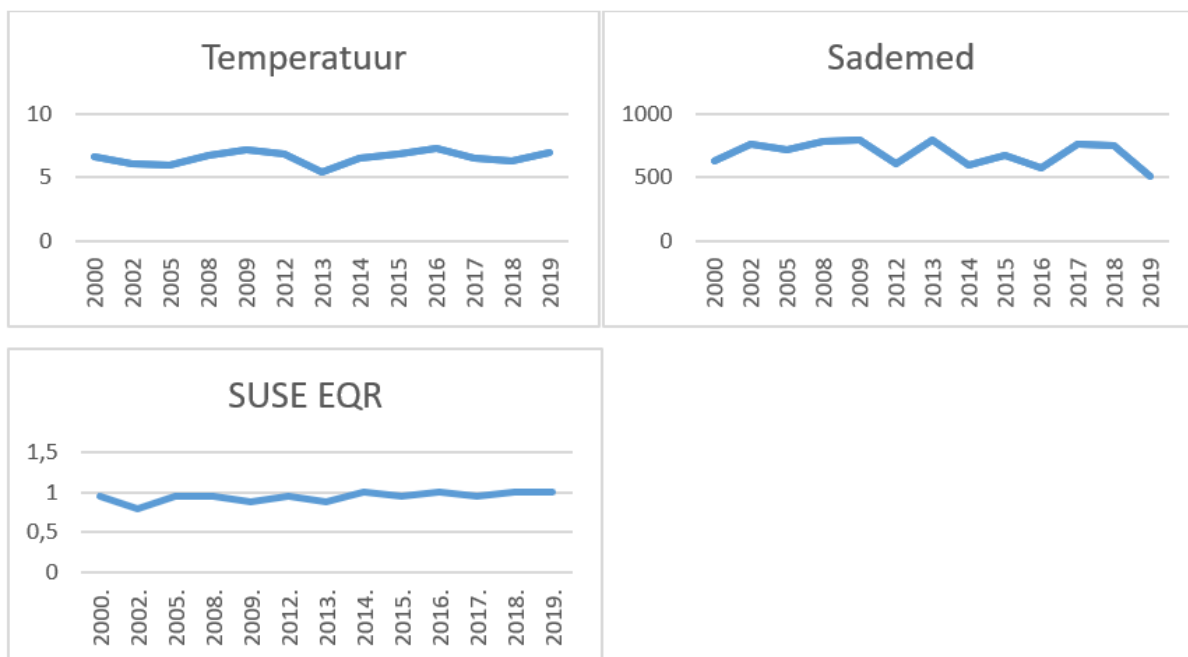
6 vaadeldava järve litoraali suurselgrootute kohta leidub aastatest 2000-2019 andmeid, mida saab seostada aasta keskmise õhutemperatuuri ja aasta summaarse sademehulgaga. Et suurselgrootute proove koguti reeglina kevadel, oleks õigem valida nende seisundi seostamiseks ilmatingimustega mitte sama, vaid eelmise aasta andmed. Nt 2019. a selgrootute proovi peaks võrdlema 2018. a temperatuuri ja sademehulgaga jne. Kui eraldada andmestikust ainult suurselgrootuproovidele vahetult eelnevad aastad, siis järvede puhul osutus temperatuuri tõus ja sademete vähenemine ilmseks ainult Endla ja Uljaste järve puhul, sademete osas ka Äntu Sinijärve puhul (joonised 5.5.1–5.5.6). Seega polnudki eriti suurt

tõenäosust vaadeldud perioodidel seisundi muutumist temperatuuri või sademete järgi tuvastada.

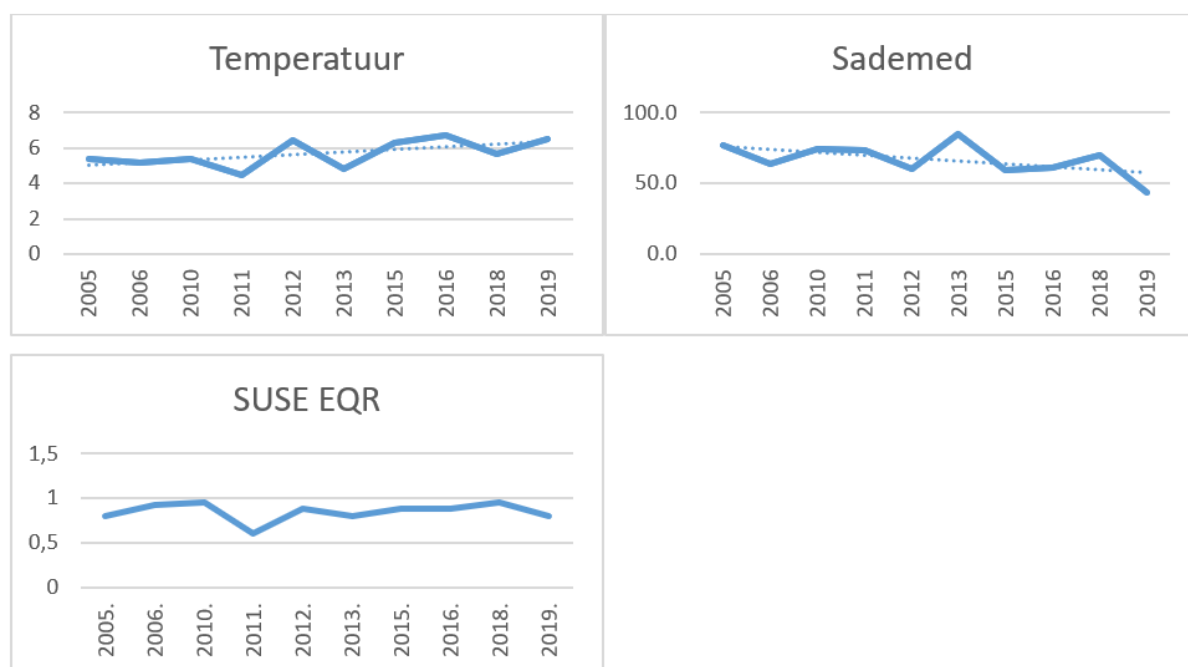
Selgrootute seisund (väljendatud kui EQR ehk protsent asjakohasest etalonväärtusest) ei ilmutanudki üheski järves erilisi aastatevahelisi muutusi ega trende. Üksikud ootamatult madalad väärtused (Endla 2011, Pühajärv 2002, Suurlaht 2018) tulenesid tõenäoliselt tavalisest erandlikult kõrgest veetasemest proovivõtmise ajal, mis hoopis raskendas liikide tabamist. Rõuge Suurjärves alanes seisund 2015-2016 a teadmata põhjustel, kuid ka mitte madalamale kui heale tasemele.



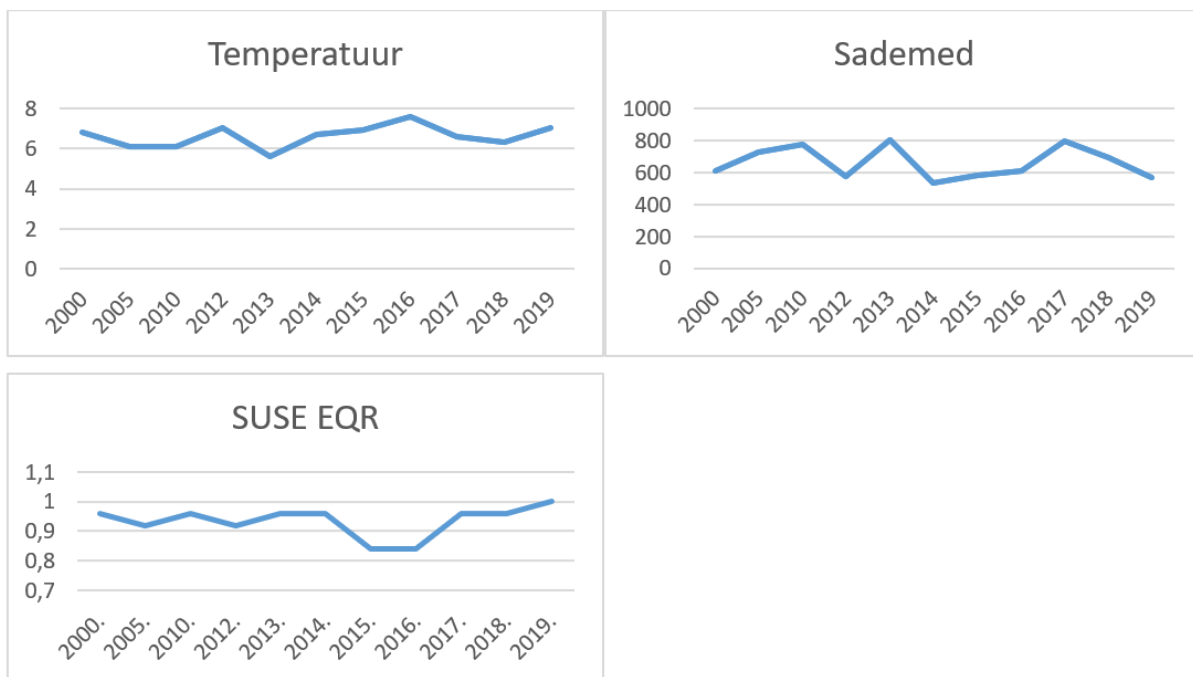
Joonis 5.5.1. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademetehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Äntu Sinijärves



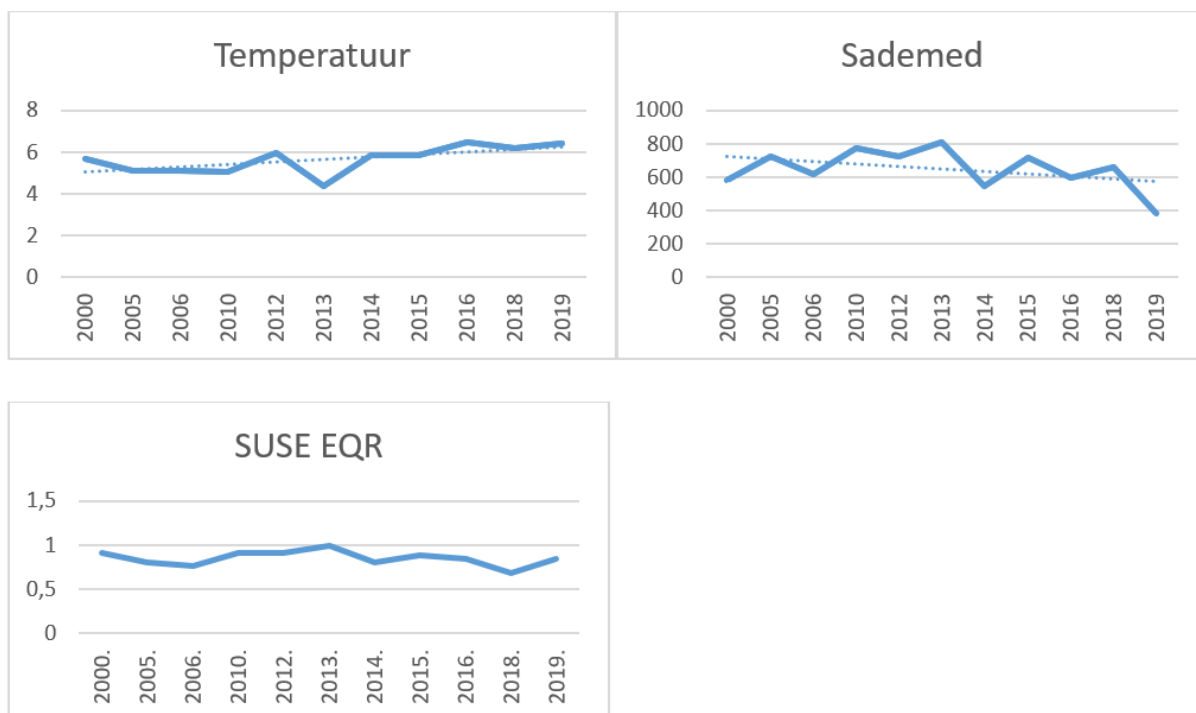
Joonis 5.5.2. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Pühajärves



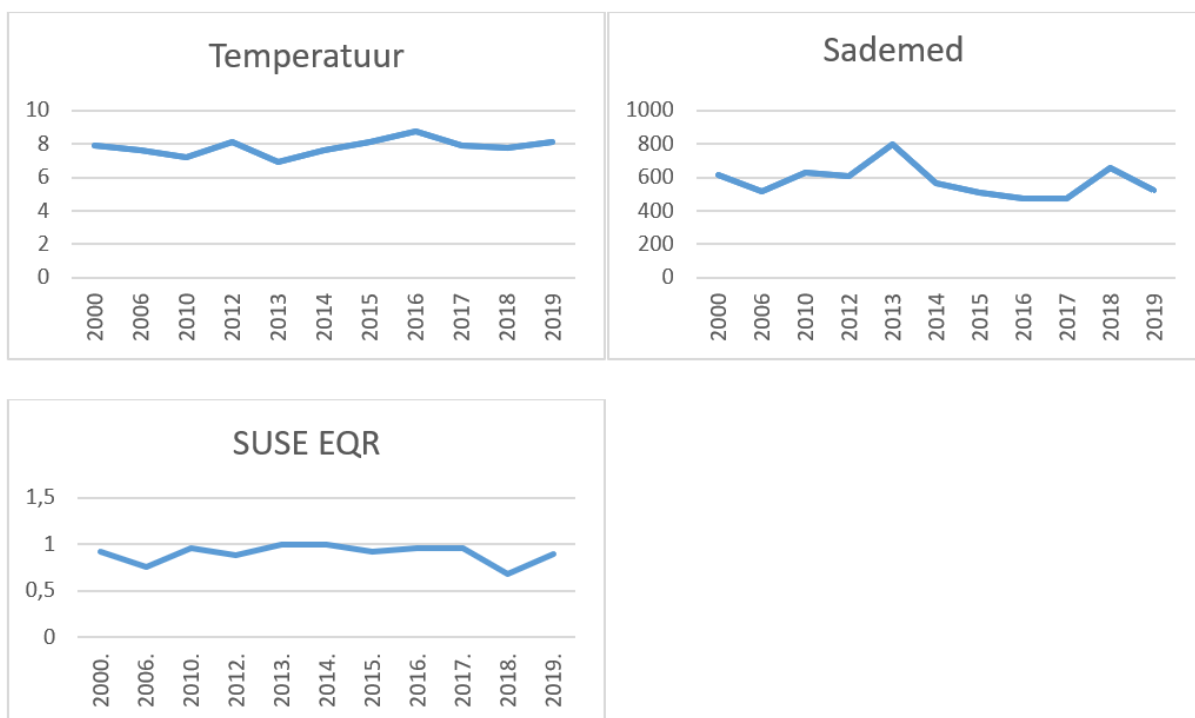
Joonis 5.5.3. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Endla järves



Joonis 5.5.4. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademetehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Rõuge Suurjärves



Joonis 5.5.5. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademetehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Uljaste järves

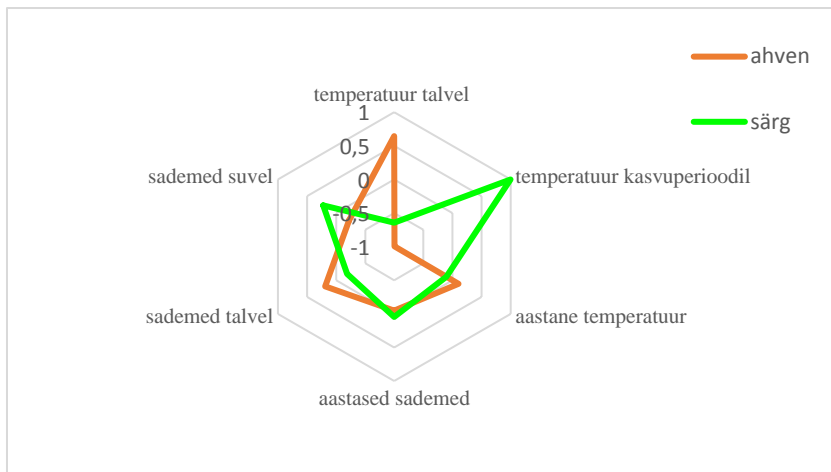


Joonis 5.5.6. Eelneva aasta keskmine õhutemperatuur (C°), eelneva aasta summaarne sademetehulk (mm) ning suurselgrootute (SUSE) seisund, väljendatuna kui protsent vastavast etalonväärtusest (EQR) Suurlahes

5.6. Kalad

5.6.1. Äntu Sinijärv

Kliimateguritest mõjutab soodsalt ahvena osakaalu soojem talv ($k=0,64$), särjele mõjub soodsalt suvise kasvuperioodi pikenemine ($k=0,99$). Et ahven on röövkala, peaks kliima jätkuv soojenemine talle piisava toiduaru tagama. Vaadeldud kliimategurite mõju tugevus Äntu Sinijärve kalastikule on esitatud joonisel 5.6.1.1.



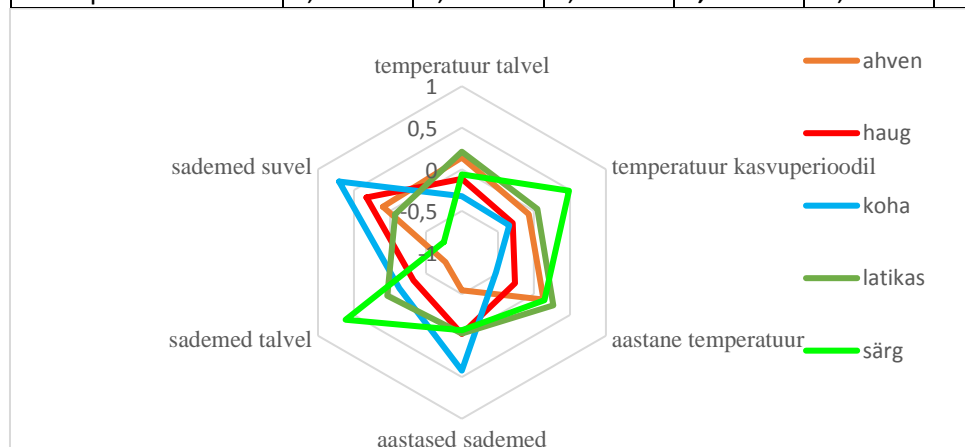
Joonis 5.6.1.1. Kliimategurite mõju tugevus Äntu Sinijärve kalastikule. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

5.6.2. Pühajärv

Kliima jätkuv soojenemine soosib Otepää Pühajärve kalastikus nuru osakaalu tõusu ($k=0,32$). Suuremate muutuste toimimiseks peaks mõni kliimamuutujatest teistest tugevamini toimima. Vaadeldud perioodi suundumused on esitatud tabelis 5.6.2.1. Kogusummana on kliimamuutustel selle järve kalastikule mõningane positiivne mõju. Liikidest mõjusid vaadeldud kliimategurid negatiivselt ahvenale, haugile ja kohale; järves elavaid lepiskalaliike kliimamuutused pigem soosisid. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele liikidele Otepää Pühajärves on esitatud joonisel 5.6.2.1.

Tabel 5.6.2.1. Kliimategurite mõju Otepää Pühajärve kalastikule väljendatuna korrelatsioonikordaja k väärtusena (2004-2019; paksus kirjas on toodud usaldusvääsed seosed).

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	Koha (<i>Sander luciopeira</i>)	Latikas (<i>Abramis bramas</i>)	Nurg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	Roosärg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	Särg (<i>Rutilus rutilus</i>)
Keskmine õhutemperatuur								
Talvine	0,142476	-0,11407	0,291242	-0,32312	0,212423	0,503479	0,318716	-0,06046
Kasvuperioodil	-0,07371	-0,29372	-0,57231	-0,34344	0,048957	-0,30616	-0,64078	0,486955
Aastane	0,133322	-0,2634	0,085715	-0,52787	0,268928	0,451223	0,088109	0,144758
Keskmine sademete kogus								
Aastane	-0,54539	-0,01966	0,461491	0,421027	-0,02527	0,566052	0,171474	-0,06429
Talvine	-0,7713	-0,3286	0,288279	-0,13302	0,037371	0,857278	-0,46961	0,616513
Kasvuperioodil	0,097684	0,326515	0,308607	0,7068	-0,07398	-0,16233	0,733957	-0,74813



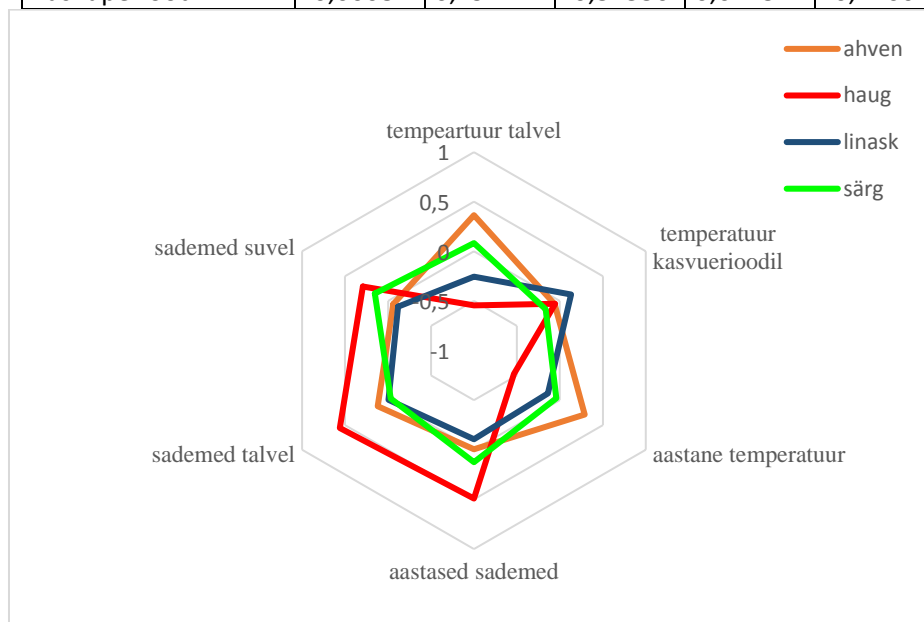
Joonis 5.6.2.1. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele kalaliikidele Otepää Pühajärves. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

5.6.3. Endla

Vaadeldud perioodil 1997-2018 mõjus Endla järve kalastikule teistest kliimateguritest tugevamalt talveperioodi sademete kogus. Ühelt poolt soodustas sademete koguse tõus haugi ja kiisa osa kalastikus samas kahandades vaid kogre osa (tabel 5.6.3.1). Liikidest võidavad selles järves kliima soojenemiset eelkõige kiisk ja ahven, kaotajaks jääb linask. Vaadeldud ajavahemikul mõjusid kliimategurid Endla järve kalastikule pigem soodsalt. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvate kalaliikidele Endla järves on esitatud joonisel 5.6.3.1.

Tabel 5.6.3.1. Kliimategurite mõju Endla järve kalastikule korrelatsioonikordaja k väärtusena (1997-2018).

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus Cernuus</i>)	Koger (<i>Carassius Carassius</i>)	Linask (<i>Tinca tinca</i>)	Särg (<i>Rutilus rutilus</i>)	Viidikas (<i>Alburnus alburnus</i>)
<i>Keskmine õhutemperatuur</i>							
Talvel	0,364921	-0,54263	0,612767	-0,29773	-0,25471	0,083586	0,190504
Kasvuperioodil	-0,06106	-0,05439	-0,2089	-0,2469	0,130576	-0,16371	0,48304
Aastane	0,289125	-0,53385	0,409351	-0,44829	-0,13884	-0,04095	0,519522
<i>Keskmine sademete kogus</i>							
Aastane	-0,00547	0,490953	-0,08502	0,363482	-0,10658	0,12464	-0,51819
Talvel	0,119912	0,560864	0,482907	-0,4719	-0,00553	-0,03084	-0,19981
Kasvuperioodil	-0,06081	0,292177	-0,31536	0,621342	-0,11661	0,153389	-0,48745



Joonis 5.6.3.1. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele liikidele Endla järves. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

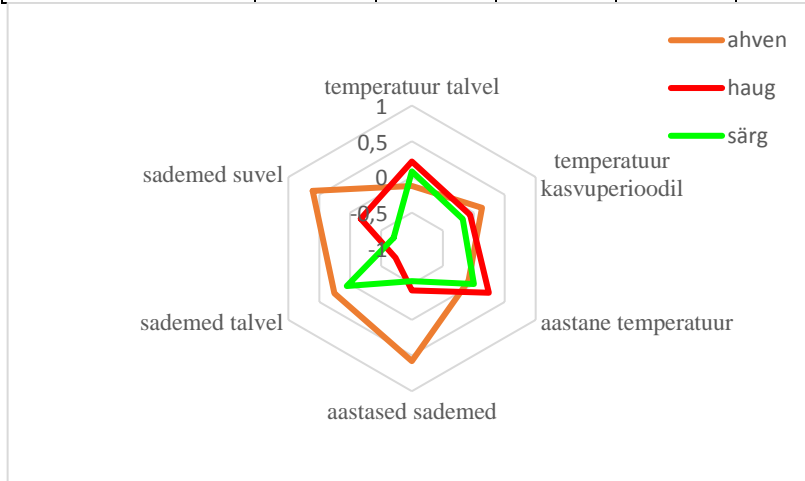
5.6.4. Rõuge Suurjärv

Rõuge Suurjärve kalastikule avaldasid kliimamuutused vaadeldud ajaperioodil 2008-2019 kokkuvõttes negatiivset mõju, seda kõigi vaadeldud mõjurite osas. Samas liike vaadeldes selgus, et üksikud kliimategurid tasandasid omavahel teineteist. Nii näiteks soodustas sademete koguse kasv nagu ka kasvuperioodi soojem õhutemperatuur roosärje asurkonda,

kuid soojemad talved mõjusid roosärje asurkonnale pärssivalt (tabel 5.6.4.1). Kuigi vaadeldud kliimategurid ei seletanud kalastikus toimunud muutusi eriti selgelt saab väita, et kliima jätkuv soojenemine mõjaks positiivselt ahvenale, mudamaimule ja roosärjele, negatiivselt haugile, kiisale, nurule, särjele ja viidikale. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele liikidele on esitatud joonisel 5.6.4.1.

Tabel 5.6.4.1. Kliimategurite mõju Rõuge Suurjärve kalastikule väljendatuna korrelatsioonikordaja k väärtusena (2008-2019; boldis on esitatud usaldusväärsed seosed).

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus Cernuus</i>)	Mudamaim (<i>Leucaspis Delineatus</i>)	Nurg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	Roosärg (<i>Scardinius Erythrophthalmus</i>)	Särg (<i>Rutilus rutilus</i>)	Viidikas (<i>Alburnus alburnus</i>)
<i>Keskmine õhutemperatuur</i>								
Talvine	-0,12584	0,216133	0,344444	-0,70028	-0,05319	-0,78496	0,07755	0,328221
Kasvuperioodi	0,132045	-0,05829	-0,85244	0,343172	0,503214	0,688352	-0,17993	-0,23008
Aasta	-0,08802	0,242423	-0,02499	-0,70189	0,205084	-0,6223	0,000871	0,291482
<i>Keskmine sademete kogus</i>								
Aasta	0,578876	-0,41297	-0,13511	0,739901	-0,69498	0,584537	-0,53986	-0,39737
Talvine	0,25415	-0,73573	-0,32456	0,499155	0,357971	0,357971	0,054428	-0,42865
Kasvuperioodi	0,60633	-0,17121	-0,0165	0,692829	-0,87614	0,564494	-0,70285	-0,29639



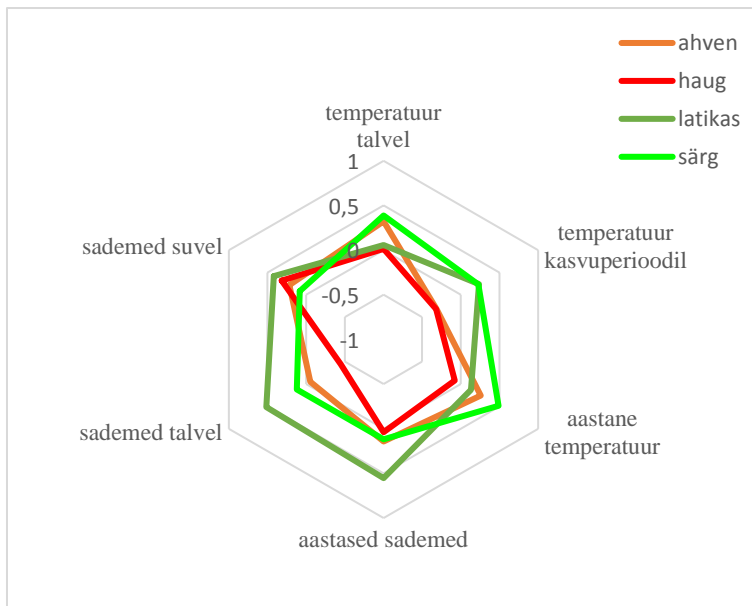
Joonis 5.6.4.1. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele liikidele Rõuge Suurjärves. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

5.6.5. Uljaste

Kliimategurid üksikult vaadelduna Uljaste järve kalastikule statistiliselt usaldusväärset mõju vaadeldud perioodil (2000-2019) ei avaldanud (tabel 5.6.5.1). Samas mõjutasid kõik vaadeldud tegurid Uljaste järve kalastikku tervikuna positiivselt. Kõige positiivsemaks mõjuriks osutus talvine sademete koguse suurenemine. Vaatamata asjaolule, et kliimategurid üksikuna kalaliikide osakaale Uljaste järves oluliselt ei ole mõjutanud, oli vaadeldud kliimategurite kogumõju kahele liigile: mudamaimule ja haugile negatiivne. Enim soosisid vaadeldud kliimategurid Uljaste järves roosärge ja latikat, veidi vähem ahvenat. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele kalaliikidele on esitatud joonisel 5.6.5.1.

Tabel 5.6.5.1. Kliimategurite mõju Uljaste järve kalastikule väljendatuna korrelatsioonikordajate väärtusena (2000-2019).

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus Cernuus</i>)	Latikas (<i>Abramis brama</i>)	Mudamaim (<i>Leucaspis Delineatus</i>)	Nurg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	Roosärg (<i>Scardinius Erythrophthalmus</i>)	Särg (<i>Rutilus rutilus</i>)
<i>Keskmine õhutemperatuur</i>								
Talvine	0,322525	0,014316	0,430428	0,057265	-0,39843	-0,66213	0,057265	0,387969
Kasvuperioodi	-0,31405	-0,31967	0,198378	0,235132	0,152469	0,538953	0,235132	0,228295
Aasta	0,257481	-0,0784	0,525055	0,131186	-0,38728	-0,55967	0,131186	0,487801
<i>Keskmine sademete kogus</i>								
Aasta	0,142692	0,038948	0,00988	0,553391	-0,35758	0,151647	0,553391	0,118391
Talvine	-0,05137	-0,44793	0,016327	0,515386	0,052945	0,445608	0,515386	0,121351
Kasvuperioodi	0,217417	0,316307	0,003279	0,419996	-0,49995	-0,06516	0,419996	0,083285



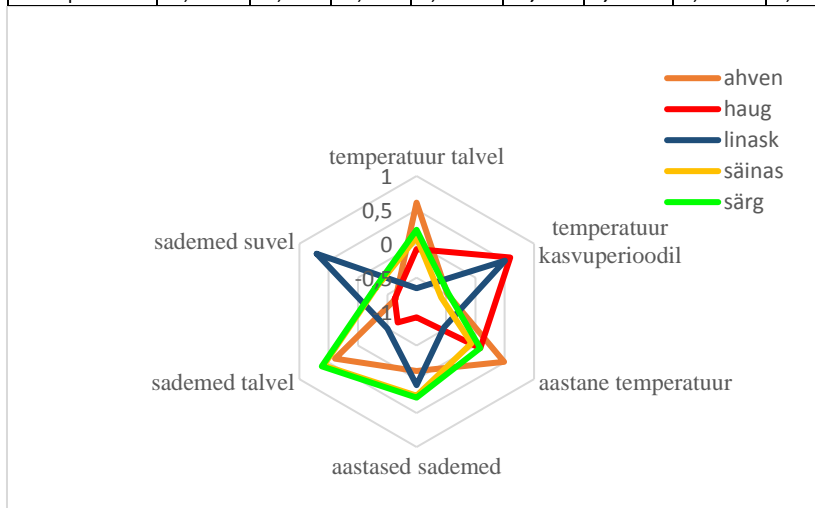
Joonis 5.6.5.1. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele kalaliikidele Uljaste järves. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

5.6.6. Suurlaht

Vaadeldud kliimategurid (tabel 5.6.6.1) üheskoos mõjusid Suurlahe kalastikule mõnevõrra soodsalt. Kõige positiivsemalt on mõjunud talviste sademete ja õhutemperatuuri tõus. Kõige negatiivsem oli vaadeldud kliimategurite koosmõjuna haugile, hõbekogrele ja kogrele. Kliimategurid soosisid enim roosärge, mudamaimu ja viidikat. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele kalaliikidele Suurlahes on esitatud joonisel 5.6.6.1.

Tabel 5.6.6.1. Kliimategurite mõju Suurlahe kalastikule väljendatuna korrelatsioonikordaja k väärtusena (2000–2019; paksus kirjas on esitatud usaldusväärsed seosed).

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	Höbekoger (<i>Carassius gibelio</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	Koger (<i>Carassius carassius</i>)	Linask (<i>Tinca tinca</i>)	Mudamaim (<i>Leucaspis delineatus</i>)	Nurg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	Roosärg (<i>Scardinius Erythrophthalmus</i>)	Teib (<i>Squalius leuciscus</i>)	Särg (<i>Rutilus rutilus</i>)	Viidikas (<i>Alburnus alburnus</i>)
<i>Keskmine õhutemperatuur</i>												
Talvel	0,607	-0,078	-0,118	-0,099	0,023	-0,656	0,280	0,246	-0,007	0,094	0,206	0,534
Kasvuperioodil	-0,478	0,594	0,554	-0,574	0,541	0,504	0,250	0,591	-0,147	-0,583	-0,463	-0,780
Aastane	0,489	0,083	0,031	-0,261	0,172	-0,533	0,359	0,419	-0,046	-0,065	0,083	0,332
<i>Keskmine sademete kogus</i>												
Aastane	-0,122	-0,915	-0,803	0,254	-0,901	0,086	0,320	0,117	0,822	0,243	0,270	0,443
Talvel	0,391	-0,674	-0,660	0,047	-0,536	-0,499	0,413	0,070	0,368	0,587	0,617	0,795
Kasvuperioodil	-0,636	-0,625	-0,470	0,334	-0,762	0,704	0,015	0,098	0,833	-0,302	-0,294	-0,235



Joonis 5.6.6.1. Kliimategurite mõju tugevus kalastajatele huvipakkuvatele kalaliikidele Suurlahes. Kliimateguri mõju tugevus kalaliigi biomassile: 1 - tugevaim soosiv mõju, 0 - mõju puudub, -1 tugevaim vastumõju.

6. Järvede võimalikud reaktsioonid ilma (kliima) muutustele. Üldine järvede režiimi võimalik muutus ja muutused ökosüsteemis.

Kliimastenaariumite realiseerumisel on oodata sademete hulga suurenemist, temperatuuritõusu, äärmuslike ilmanähtuste (torm, põud) sagenemist. Meie ökoloogilise piirkonna järvedele võib sellest lähtuvalt toimuda väga erinevaid ökosüsteemide vastuseid. Osad neist võivad olla ökoloogilist seisundit stabiliseerivad, osad halvendavad. Euroopa mastaabis läbiviidud uuring ja modelleerimine (Birk *et al.* 2020) rõhutas, et järvede ökosüsteemidele ilmamuutuste tõttu üksikute survetegurite mõju võib sünergeetiliselt suurened, kuid võib seisundit ka tasakaalustada. Näiteks üldine soojenemine kiirendab eutrofeerumist, kuid sellega kaasnev järvede pruunistumine (humiinainete lisandumine) tugevdab ökosüsteeme. Humiinained muudavad valgusrežiimi (valguse levik muutub neeldudes ja peegeldudes) ning adsorbeerivad fosfaate. Selle tõttu järvede primaarproduksioon väheneb. Eestis võiks arvestada selliste keskkonnamõjudega: aasta-aegade teravate piiride ähmastumine, kasvuperioodi pikenemine (nii varasem kevad kui ka hilisem sügis), kihistusrežiimi muutused, jäävaba perioodi pikenemine, suuremates järvedes valdavatest tugevamatest tuultest põhjustatud lainetuse mõju muutumine, veetaseme dünaamika muutused, veevahetusrežiimi muutused, valgalalt ärakande muutused, põhjavee režiimi muutused (allikatoide) jm.

6.1. Abiootilised vee omadused.

Vaadeldud järved esindavad erinevaid limnoloogilisi tüüpe, kuid valdavalt on nad loodusmaastikus või suhteliselt tagasihoidliku inimõjuga alal. Tuule tugevust ja suunamuutuse prognoosandmeid ei olnud kasutada. Analüüsitud järvedest on tuultele avatud eelkõige Suurlaht, vähem Uljaste ja Pühajärv. Kui valdavate tuulte suund (edalast) jääb samaks, siis neis järvedes laine mõju suureneb. Kuna tegemist on madalate või pisut sügavamate järvedega, siis tuule mõju senist režiimi oluliselt ei muuda.

Kasvuperioodi pikenemine, varajane kevad ja pikem sügis võib mõjutada ainete ärakannet valgalalt ja ka sisekoormust. Mõju võib olla mitmekesine sõltuvalt valgalast ja ilmanähtuste muutuste suurusest. Üks võimalus on, et pehmemate talvedega kantakse tavalisest rohkem

toiteaineid järve ja viimased eutrofeeruvad. Teisest küljest, kui kogused jaotuvad pikema kasvuperioodi peale ühtlasemalt, siis ei teki ökoloogilise seisundi kiireid ja olulisi halvenemisi. Eestis on mitmel viimasel aastal olnudki nii, et kasvuperiood on pikk ja ökoseseisund väikejärvedes suhteliselt hea. Oluline on siin rõhutada valgala maakasutust. Mida looduslikum valgala, seda rohkem toimib nõ lahjendusefekt, st sissekantav vesi vähendab järves toiteainete kontsentratsiooni. Ka käsitletud järvedes paistab see nii olevat.

Veetaseme kõikumine ja sellest tulenevad ökosüsteemi vastused on käsitletud madalates järvedes üsna olulised. Aruandes on rõhutatud, et neis on ilmanäitajatega rohkem statistilisi seoseid. Madalad järved on suhteliselt väikese veemahuga ja ka veetaseme kõikumine mõjutab olukorda. Veetaseme alanemisel suurenevad lahustunud ainete kontsentratsioonid, võivad paljanduda ulatuslikud kalda-alad. Kui veetase alanemine kestab näiteks terve kasvuperioodi, siis paljandunud aladel mineraliseeruvad orgaanilised setted ja veetaseme tõstmisel tekivad täiesti uued elustiku kooslused. Muutunud substraadis vahelduvad taimeliigid ja muutused on ka teistes hüdrobiontide kooslustes. Veetaseme kõikumisele on eriti tundlikud analüüsitud järvedest Suurlaht, Uljaste, Endla ja pisut vähem Pühajärv.

Kliimamuutused võivad põhjustada kihistusrežiimi muutusi. Arvatakse, et kihistumine võib tugevneda selliste tegurite kaudu: rohkem sademeid (veetase kõrge), rohkem ainete sissekandeid, soojem vesi. Eelkõige soojem vesi peaks teravdama kihistust. Omakorda sellest tulenevalt tekib sügavamates kihtides hapnikuvaegus, elustik vaesustub kogu veesambas jmt. Sügavamad järved on ilmastikumuutuste suhtes termiliselt stabiilsemad ja toiteainete koormuse suhtes vastupidavamad (Scheffer *et al.* 2001), vaatamata asjaolule, et kõrgem veetemperatuur põhjustab ka teravama lämmastiku kihistumise, mis on põhjustatud kevadisest nitraatide ja ammooniumsoolade sisaldusest. Valgalal on suur osatähtsus inimtegevusest mõjutatud maakasutustüüpidel, sest kevadise suurvee ajal kantakse oluline kogus toiteaineid järvedesse ja eutrofeerumisprotsess kiireneb (Meerhoff *et al.* 2007; Winder, Sommer 2012).

Analüüsitud järvedest võiks sellised nähtused tekkida Pühajärves, mis on vahel kihistunud ja vahel mitte. Sarnane on ka Uljaste järv. Rõuge Suurjärv on alati kihistunud ja väga olulist režiimi muutust seal tõenäoliselt ei toimu. Meil on mõnel aastal (2010) kihistunud isegi väga madalad järved, kuid väga laias ulatuses ei kujuta seda kihistumise üleüldist teravdumist põhiliseks stsenaariumiks.

Pruunistumine on üks nähtustest, mida on Euroopa järvedes kirjeldatud ja mida nähakse ette ka kliimamuutustes. Eesti järved on suhteliselt tumedaveelised, sest valgaladel on palju metsi ja soid. Valdav vee värvus on kollane. Nii, et looduslikud värvunud veed on Eestis tavanähtus. Siiski ka meie analüüsis selgus, et kollase ainega on mitmetes järvedes statistilised seosed. Rõuge Suurjärv, Äntu Sinijärv, Suurlaht on kõik heledaveelised, kuid ilmaandmete järgi võib oletada, et nendes võib pruunistumine olulist rolli mängida. Kõige rohkem on mõjutatud sellest Uljaste järv. Seejuures mõju ei ole mitte ainult humiinainete, vaid ka lämmastikuringe kaudu.

6.2. Fütoplankton

Ilmastikumuutused kutsuvad esile mitmeid liigispetsiifilisi elutsüklite muudatusi, mis võivad mõjutada toiduahelaid. De Senerpont Domis (2013) peab seda pikemas mastaabis kohanemiseks mikroevolutsiooni kaudu. Fütoplankton, kui toiduahela alus, on mitmetest stressoritest mõjutatud ja seetõttu on oluline uurida, milliseid tagajärgi võivad ilmastiku muutused endaga kaasa tuua.

Mitmete näitajate ja fütoplanktoni biomassi (BM) vahel on tugev korrelatiivne seos (Pühajärv, Uljaste järv ja Rõuge Suurjärv). Enamus uuritud järvi on madalad ja nad funktsioneerivad ning reageerivad ilmastiku muutustele sarnaselt. Sügavad järved on enamasti stabiilsemad ja võivad ilmamuutustele reageerida teisiti. Madalate järvede puhul täheldati, et neis on rohkem statistiliselt usaldusväärseid seoseid ilmastiku ja fütoplanktoni näitajate vahel. Sügavates järvedes on neid vähem, seosed avalduvad enamasti vee abiootiliste näitajate ja ilmastiku vahel. Madalad järved on väiksema veemahuga, suurema veetaseme kõikumisega ja reageerivad ilmamuutustele kiiremini.

Leiti ka, et mõneti on ilma mõjutustele sarnased Äntu Sinijärv ja Suurlaht. Neis esineb soojema vee korral kõrgem hapnikusisaldus. Siin on oluliseks mõlemas järves domineeriv primaarprodutsentide rühm - mändvetikad. Kuigi soojas vees on enamasti hapniku lahustuvus väiksem, suudavad mändvetikad suurendada väga oluliselt nii hapnikusisaldust kui ka pH väärtust.

Kliima on aastakümnete vältel oluliselt muutunud ja ekstreemsete nähtuste esinemine sagenenud. Talvised olud (temperatuur, sademete hulk, lumi- ja jääkatte kestvus) mõjutavad vegetatsiooniperioodi tingimusi oluliselt. Lumevaesele talvele järgneb eeldatavalt vähene

suurvee aeg ja kevadel veekogusse kanduvad toiteained kasutatakse elustiku poolt kiiresti ära. Sellisel juhul intensiivseid veeõitsenguid suviti ei teki. Lumerohkel talvel on sulavett kevadel rohkem ja sellistel veerikastel perioodidel võib toimuda, sõltuvalt valgala maakatte tüüpidest lahjendusefekt, kus ainete kontsentratsioonid vähenevad ja ökosüsteemi funktsioneerimine stabiliseerub. Varasem jääminek ei tähenda alati veeõitsengute jaoks soodsaid tingimusi, sest kevadel võib fütoplanktoni arenguks olla liiga külm, biomass võib küll mõõdukalt suurened, aga toiteainete koormus jaotub ühtlasemalt kogu vegetatsiooniperioodi peale.

Koldvetikate biomassi suurenemist on täheldada kõigis uuritud madalates järvedes (Endla, Uljaste, Pühajärv ja Suurlaht) ja Äntu Sinijärves (lisad 1, 2, 3, 5 ja 6). Pühajärves ja Suurlahes ei ole tõusev trend nii ilmselge ning vajab täiendavaid uuringuid. Sellega ei saanud kinnitust esialgne arvamus, et koldvetikate biomass on vegetatsiooniperioodil suurenenud. Seda võib põhjendada ajaoluga, et kuigi koldvetikad eelistavad pehmeveelisi, vähetoitelisi ja pigem happelise pH-ga veekogusid, võivad ilmastiku olud kevadeti (eriti mai kuus) biomassi suurendada, kuid see nähtus on lühiajaline. Pehmeveelises Uljaste järves, kus uuritud aastate vältel on vee pH muutunud happelisemaks, on koldvetikate osakaal vegetatsiooniperioodi vältel tõusnud. Rühma eripäraks on toiteainete tõhus kasutamine, mistõttu on nad kõigis veeproovides esindatud. Üldjuhul on nende poolt põhjustatud veeõitsenguid täheldatud mais. Lisaks on koldvetikatel (näiteks *Uroglena* sp.) kohastumus ebasoodsad tingimused üle elada tänu stratosfäärilise moodustumise võimele.

Endla järves esines sademete ja koldvetikate biomassi vahel korrelatiivne seos, mida võib põhjustada suhteliselt suur hümiinainete sisaldus.

Pühajärves ja Uljaste järves võib erakordselt soe õhutemperatuur põhjustada veesamba kihistumise, mis on tavapärasest erinev (nö mikrokihistumine). Nii näiteks tekkis 2010. ja 2018. a erakordselt soojal vegetatsiooniperioodil veesamba kihistumine, mille tulemusena esinesid sügisel veeõitsengud. Seda saab seletada asjaoluga, et äkiline kõrge õhutemperatuur muutis järved teravalt kihistunuks ja toiteainete varud kasutati epilimnionis kiiresti ära, mis pikendas selgevee perioodi, aga põhjustas biogeenide puuduse. Suve teises pooles laskub hüppekiht madalamale ja toiteained on kasutamiseks kättesaadavad.

Kuigi koldvetikad on veekogudes alati esindatud, võib järk-järguline temperatuuri tõus külmalembeste rühmade arengut pidurdada ja vahetuvad välja soojalembeliste tsüanobakterite vastu. Tsüanobakterid eelistavad stabiilset veesammast ja tugevad veeõitsengud kujunevad üldjuhul välja siis, kui veetemperatuur on üle 16°C (Wasmund 1997).

Meie oma vaatluste andmed näitavad, et sinivetikad võivad domineerida isegi juba kevadel jahedama veetemperatuuri juures. Nagu eelnevalt on mainitud, siis aeg-ajalt on soojematel aastatel Pühajärv kihistunud ja see võib olla põhjuseks, miks esineb tsüanobakterite poolt põhjustatud veeõitsenguid. Pühajärves on uuritud aastatel olnud vesi alati nõrgalt aluselise reaktsiooniga, mis on vastupidiselt Uljaste järvega tsüanobakteritele üha enam meelispaigaks. Uljaste järvele on iseloomulik ka tativetika ja tsüanobakterite vaheldumine. Tativetikas on veesambas aktiivselt liikuv ja võrreldes tsüanobakteritega ei vaja suuri fosfori koguseid. Suured toiteainete kogused on olulised niitjatele tsüanobakteritele (näiteks perekonnast *Dolichospermum* ja *Woronichinia*).

Nii pH kui ka hapnik on olulised indikaatorid vee ökosüsteemides, mõjutades metabolismi protsesse (Wetzel 1983). Intensiivse fotosünteesi tõttu tõuseb vee pH ja hapniku sisaldus kõigub ööpäevaringselt olulisel määral. Lagunemisprotsesside käigus vabanenud ammoonium muutub aluselises keskkonnas ammoniaagiks (kõrge temperatuuri ja pH juures), põhjustades massilist kalade hukku. Sellise "ökokatastroofi" poolt on ohustatud ka näiteks Pühajärv ja Suurlaht aga ka meie suurjärv Peipsi. Peipsis juhtus selline olukord 2018. aastal väikeses mastaabis.

Olgugi, et aluseline vee pH mõjutab Uljaste järve funktsioneerimist, on uuritud aastate jooksul täheldada hoopis Uljaste järve vee pH järk-järgulist happelisemaks muutumist. Selle peamiseks põhjuseks tuleb pidada rabast järve valguvat happelisemat vett. Lisaks aitab lähtejärvena toimiva Uljaste järve pH muutusele kaasa ka idakalda järsk nõlv. Suurte sajuhoogude korral kandub sealt veesambasse humiinaineid. Selline keskkond pole tsüanobakteritele meelepärane ning arvatavasti on see üheks põhjuseks, miks on täheldada tativetika domineerimist (lisa 5; 2018. a).

Oluline on rõhutada, et väikejärvede seiret teostatakse mõnel korral vegetatsiooniperioodi vältel, mis kindlasti ei anna abiootilistest ja biootilistest näitajatest terviklikku pilti, sest fütoplankton reageerib kiiresti ja muutused võivad toimuda päevadega.

6.3. Zooplankton

Kliima poolt on enim mõjutatud pehmeveelised ja/või madalad järved. Lisaks kliimast tingitud muutustele mõjutab zooplanktonit ka kalastiku surve. Soojemas vees suureneb zooplanktoni

koosluses keriloomade ja vesikirbuliste osakaal. Aerjalaliste seas hakkavad domineerima keskkonnatingimuste suhtes vähetundlikud ja tolerantsed liigid. Vähesed, kes suudavad areneda täiskasvanuks, süüakse kalade poolt ning koosluses on valdavalt vähikvastsed e naupliused ja aerjalgsete noorjärgud e kopepodiidid. Zooplanktoni koosluse seisundist sõltub aga toiduahela efektiivsus ja kaladeni jõudva energia kvaliteet. Vähilaadsete (aerjalalised ja vesikirbulised) arvukus ja biomass on tasakaalus ökosüsteemis enamasti kõrgemad. Probleemsetes veekogudes aga domineerivad keriloomad, kelle arvukus võib olla isegi mitu miljonit kuupmeetris järvevees.

6.4. Fütobentos ja suurtaimed

Neile rühmadele mõjub ilm üsna sarnaselt fütoplanktoniga, kuid oluliselt sõltuvad taimed veel substraadist ja lainetusest. Siinkohal saame rõhutada Eesti järvedes toimunud muudatusi, mis on sarnased kliimamuutuste mõjutustele. Kaldaveetaimede levikuala on üldiselt suurenenud. Veetaseme kõikumine suurenemisel ja sagenemisel vahetuvad kitsa ökovalentsiga liigid vähenõudlike ja pioneertaimede koosluste vastu. Veetaseme tõus ilma kõikumiseta võiks taimedele soodsalt mõjuda. Siiski on see pigem vähetõenäoline variant. Kui üldine veetaseme tõuseb, siis arvatavasti toimuvad praegusest veelgi suuremad taseme kõikumised, mis ei luba olukorral stabiliseeruda. Madalates järvedes jätkub kinnikasvamine. Järvede pruunistumine oletatavasti suurtaimedele väga suurt mõju ei avalda, kuid võib olla on mõjutatud sügavamad järved (Äntu Sinijärv, Rõuge Suurjärv, VRD III ja V tüübi järved). Näiteks võib märgata meie sügavamates vähetoitelistes järvedes veesisese taimestiku kahjustumist või lagunemist valgustingimuste vähenemise tõttu. Üldise eutrofeerumise ühe olulise tunnuseks toimub taimede pealiskasvu suuremine. Suurema tuulekorideridega madalates järvedes võib kahjustuda ja väheneda veesiseste taimede leviala (Suurlaht). Kui praeguseni on meie järvedes suhteliselt vähe tulnukliike, siis nende liikide arv ja arvukus võib suurendada eelkõige temperatuuri tõustes.

6.5. Suurselgrootud

Siin vaadeldud järved paiknevad kas peaaegu päris loodusmaastikus (Äntu Sinijärv, Endla, Uljaste, Suurlaht) või nõrga inimõjuga segamaastikus (Pühajärv, Rõuge Suurjärv), kus reoveepuhastus on viidud kaasaegsele tasemele. Praegune inimõju segab soojenemise võimalikku mõju niisiis vähe, seega oleksid elustiku seosed soojenemisega kergesti märgatavad, kui neid leiduks. Siiani on kliima soojenemise mõju vaadeldud 6 järve litoraali suurselgrootutele aga nii väike, et seda on keeruline eristada. Iseasi, et elustiku andmeid leidub ainult viimase paarikümne aasta kohta, kui suurem hüpe õhutemperatuuris oli juba toimunud.

Järvede litoraali suurselgrootute edasisi võimalikke muutusi on võimalik jälgida ainult nende pideva seiramise teel. Soojenemine soodustab ka lõunapoolsete tulnukliikide liikumist Eesti järvedesse, mille suhtes tuleb olla tähelepanelik. Kuni veetaseme muutused ei põhjusta järvedele katastroofilisi tagajärgi, pole põhjust neid ka paisutamise kaudu mõjutada. Paisutamine väldib küll järvede madalaveeliste alade täiskasvamist maismaataimedega, kuid tal on ka ebasoodsaid tagajärgi. Kasvõi järve väljavool kaotab paisutamise läbi veelgi rohkem vett, mistõttu ta elustik võib hukkuda.

Äntu Sinijärve iseloomustab väga tugev külma lubjase põhjavee sissevool ning sellest tulenev läbivool. Põhi on lausaliselt mudane ning enamik sellest kaetud mändvetikatega, ka sügavamal kui kalda ääres. Rohke veetaimestik pakub selgrootutele mitmekesiseid elupaiku. Vähesese fosforisisalduse tõttu on vesi siiski "lahja" ning nii taimestik kui ka loomastik seetõttu üsna liigivaesed. Et veevarustus allikate kaudu jääb tõenäoliselt ka edaspidi stabiilseks, vesi külmaks ning selle kõrge karbonaatsus puhverdab kergesti võimalikud hüdrokeemilised mõjud, siis pole järve suurselgrootute faunas erilisi muutusi ette näha ka ilmade mõõdukal soojenemisel. Ainus, mis võiks selle hiiglasliku allika põhjaselgrootuid oluliselt muuta, oleks veetaimestiku või kaldametsa tugev häirimine, seda aga takistab kohalik maastikukaitserežiim. Järvest kirdes ulatub suur lageraieala siiski kõigest 100 m kaugusele veepiirist.

Pühajärv on siin vaadeldavate järvede seas suhteliselt suur ja sügav ning rohkete sissevooludega. Vee võimalik soojenemine ning selle hulga vähenemine mõjutaks kõige rohkem kaldaäärseid madalaid servi. Veepiir nihkuks sügavamale ning kivised-liivased alad jääksid kuivale. Sama sügavad madalad alad oleksid edaspidi tõenäoliselt mudasemad ning

taimerikkamad kui senised. Võib arvata, et seni litoraali asustavad pool-vooluveelised liigid (nt ehmeestiiviline *Goera pilosa*, ühepäevikuline *Ephemera vulgata* jmt) asenduksid taimestiku- või tiigiliikidega. Suure veemassi ning vee hea puhverduvusvõime tõttu ei oleks suurselgrootute muutused Pühajärves kiired ning sõltuksid rohkem kohapealsetest elupaigatingimustest (taimestiku hulk ja tüüp, mudastumise tase vastavalt paiknemisele valdava tuuelseuna suhtes).

Endla järv on pruuniveeline, üleni madal, mudase põhjaga ja taimi täis. See aga tähendab, et ta põhjaelustik on juba nagunii sooja veega harjunud. Humiinaineterikka rabavee ning Põltsamaa jõe kareda ja hästi väetatud vee üheaegne sissevool võimaldavad ühte suuremat suhtelist liigirikkust Eesti järvedes (mitu korda on täheldatud > 40 taksonit ühe standardproovi kohta). Järve veetasel on minevikus tugevasti alandatud ning praegune elustik tekkinud aastatepikkuse stabiliseerumise käigus. Kõige tundlikum ongi järv veetaseme edasise languse suhtes, mis võib ta väga kuivadel aastatel muuta üksikute lompidega madalsooks. Siiski, suur osa praegusi selgrootuliike oleks selliseks olukorraks tõenäoliselt valmis ning suudaks seda aasta või paar taluda. Kuivuse kestmisel muutuksid järve jäänustes tavapäraseks ajutiste vete liigid.

Rõuge Suurjärves on kare vesi, oma pindala kohta suur veemass, tugev läbivool ning väga järsk kaldaprofiil. Seetõttu ei teeks ei kerge soojenemine ega veetaseme väike alanemine talle niipea erilist kahju. Järve litoraali elustik on teiste seas kliima soojenemise suhtes üks vastupidavamaid.

Uljaste järv erineb teiste siin vaadeldavate seast mitme olulise tunnuse poolest. Ta vesi on pehme ning tal puuduvad nii märkimisväärsed sissevoolud kui ka väljavool. Oma pindala kohta on järv suhteliselt madal, kuid toiduvaesuse tõttu pole ta seni kuigivõrd taimi täis kasvanud. Kaldaäärne, lauge liivane ja kruusane põhi, võimaldab elada pool-vooluveelisel ehmeestiivaliseliigil *Goera pilosa*. Kui veetase alaneks, jääks see väärtuslik litoraalia ala kuivale nagu Pühajärveski. Et aga Uljaste järv on palju väiksem ja pehmeveelisem, mõjuks veetaseme alanemine talle tõenäoliselt rängemini ning raskemini ennustatavalt. Siinvaadeldavate järvede suhtes on veetaseme alanemine Uljaste järvele kõige ohtlikum, sest seda pole hädakorral võimalik väljavoolu pidurdamise kaudu leevendada. Samaväärset pehmet vett aga pole ümbruskonnast kuskilt võtta. Võimalik, et soojenemisel muutuks vesi ka karedamaks ning eluvõimaluse saaks rohkem tavapärase järvede liike.

Mitte alati ja kõigile elustikurühmadele pole kliima soojenemine kahjulik. 1993. a palava suve tagajärjel, kui Uljaste järves surid kalad, võis järgmistel aastatel näha ebatavalist vaatepilti. Madalas vees heleda liivase põhja kohal liikus rahumeeli suuri selgrootuid, keda kalad ei oleks seal kindlasti "lubanud" kuigi kaua rahulikult toimetada.

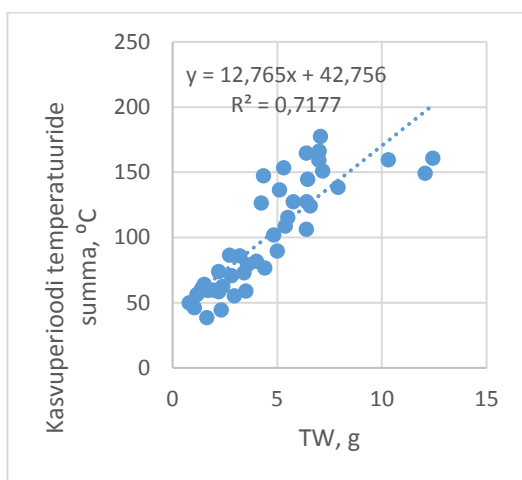
Suurlaht on Endla järvega sarnaselt suur, madal, mudane, taimerikas ning tugeva läbivooluga. Päril laialt leidub liivast või isegi kivist kallast, mis peaks hapnikunõudlikele selgrootuliikidele sobima. Oluline erinevus aga tuleneb vee kõrgest soolasisaldusest, mis taksonirikkust oluliselt pärsib. Suurlaht on teiste rannajärvede seas veel isegi üsna liigirikas, kuid kõik liigid on tavapärased ja vähenõudlikud. Madaluse tõttu on põhieht järvele veetaseme alanemine. Olemuselt on Suurlaht muidugi nagunii endine merelaht, mis on järveks kujunenud maapinna kiire tõusu (st veetaseme langemise) tagajärjel. Seetõttu pole kindel, kas loodushoiu mõttes tulekski selle järve võimalikule kahanemisele üldse vahele segada.

6.6. Kalad

Kokkuvõtlikult võib öelda, et vaadeldud järvede kalastikule mõjub kliima soojenemine positiivselt, soodsaim mõjur on aastase keskmise sademete koguse suurenemine. Sademete koguse suurenemine mõjub kalastikule hästi nii talvel kui kasvuperioodil. Seevastu õhutemperatuuri tõus mõjus üldises plaanis vaadeldes negatiivselt, seda eriti talvel. Kliimategurite mõju oli siiski nii järvede kui kalaliikide osas vastuoluline, sestap ka alljärgnev täpsustus.

Kalendriuu keskmise õhutemperatuuri tõus talvel soodustas ahvena osakaalu suurenemist kalastikus kõigis uuritud järvedes (Suurlahes $k=0,61$) peale kõige lõunapoolsema s.o. Rõuge Suurjärve. Samas oli Rõuge Suurjärv ainuke järv, kus see kliimamuutuja kalaliikide osakaalu kalastikus ainsa dominantliigi (ahvena) domineerimise suunas nihutas (liikide vahel statistiliselt negatiivne seos, $k=-0,88$). Suvine kasvuperioodi temperatuuri tõus vähendas üsna kindlalt kiisa osa kõigis uuritud järvedes, täiesti usaldusväärset aga Rõuge Suurjärves ($k=-0,85$). Roosärjele mõjus soojem kasvuperiood vastuoluliselt - ühelt poolt vähendades see mõjur roosärje osa Otepää Pühajärves ($k=-0,64$), kuid tõstis roosärje osa Rõuge Suurjärves ($k=0,69$). Soojem kasvuperiood ei sobinud viidikale ($k=-0,78$), kuid seda vaid Suurlahes - lõunapool asuvates järvedes muutus mõju järk-järgult väiksemaks. Ahvenale suvine soojem kasvuperiood üldiselt ei sobinud, seda eriti Äntu Sinijärves ($k=-0,99$); ka mõju ahvenale

väheneb lõunapoolsema asukohaga järvedes. Samas soodustas kasvuperioodi pikenedamine zooplanktonitoiduliste ahvenate kaalkasvu (joon. 6.6.1) isegi väga usaldusväärselt. Soojem kasvuperiood soodustas ühe kalaliigi osakaalu domineerimist teiste üle isegi kahes järves – Äntu Sinijärves ($k=-0,99$) ja Otepää Pühajärves ($k=-0,60$). Aasta keskmise temperatuuri tõusu mõju ahvena osakaalule kalastikus seondus selgelt järve paiknemisega ja oli kõrgeim Saaremaal asuvas Suurlahes ($k=0,49$) ning madalaim Võrumaal asuvas Rõuge Suurjärves. Ka mudamaimu osakaalul ilmnes sarnane tendents, kusjuures keskmise õhutemperatuuri mõju oli positiivne vaid Suurlahes muutudes Eesti mandriosa järvedes negatiivseks (Uljastes $k=-0,43$ ja Rõuge Suurjärves $k=-0,70$).



	0+ vanusrühm	1+ vanusrühm
Suurlaht	0,68	0,81
Rõuge Suurjärv	0,98	0,96
Otepää Pühajärv	0,62	0,65
Endla	0,99	0,52
Uljaste	0,83	0,93

Joonis 6.6.1. Planktonitoidulise ahvena kaalkasvu (TW) sõltuvus kasvuperioodi pikkusest ja usaldusväärsust näitava korrelatsioon kordaja k väärtused uuritud järvedes (boldis on esitatud usaldusväärne seos).

Kalendriuu keskmine sademete hulk suvel mõjutas uuritud järvedes kalastiku liike üldiselt soodsalt. Liikidest kahjustas see tegur enim hõbekokre (keda leidis küll vaid Suurlahes). Mitmele liigile, sh. ahvenale, mõjus see tegur ühes järves üht- ja teises järves teistmoodi. Näiteks põhjustas suvine sademete rohkus madalates järvedes ahvena osakaalu langust (Suurlahes $k=-0,64$), samas soodustades sügavamates järvedes ahvena osa saagis (Uljastes $k=0,42$ ja Rõuge Suurjärves $k=0,61$). Mõningast järve asukohast sõltuvat trendi võis märgata ka nuru osakaalus, siin mõjusid suvised sademed liigi osakaalule seda halvemini, mida enam lõunas see asus (Rõuge Suurjärves $k=-0,87$). Roosärjele mõjus suvine sademete tõus hästi kõigis uuritud järvedes olenemata järve asukohast või sügavusest (keskmine $k=0,59$), sealhulgas statistiliselt usaldusväärselt Suurlahes ($k=0,83$) ja Otepää Pühajärves ($k=0,73$). Särjele seevastu mõjus vihmane kasvuperiood pärssivalt, seda eelkõige lõunapoolsema

asukohaga järvedes nagu Rõuge Suurjärv ($k=-0,70$) ja Otepää Pühajärv ($k=-0,75$). Kui mandrijärvede kalastikule mõjus suvine sademete hulga tõus dominantliike pärssivalt ($k=0,81$ Otepää Pühajärves ja $k=0,52$ Rõuge Suurjärves), siis Suurlahes võis märgata vastupidist tendentsi. Sademeterikkad talved mõjusid haugile halvasti igal pool peale Endla järve ($k=0,56$) ja Rõuge Suurjärves oli talvise sademeterohkuse negatiivne mõju haugile isegi statistiliselt usaldusväärne ($k=-0,74$). Kui mandri-Eesti järvedes kaasnes vihmase talvega viidika osakaalu vähenemine kalastikus, siis Suurlahes mõjus vihmane talv viidikale soodusalt ($k=0,79$). Aasta keskmisest suurem sademete hulk pärssis haugi asurkonda, seda eriti Suurlahes ($k=-0,91$). Vastukaaluks, Endla järve haugile sademete suurenemine sobis ($k=0,49$). Roosärg oli ainus kalaliik, kellele keskmine aastase sademete hulga tõus statistiliselt usaldusväärset sobis, seda eriti Suurlahes ($k=0,82$).

Kliimategurite tekitatud muutused kalastikus olid pigem lokaalse iseloomuga. Kui vaadelda kõiki valitud järvi üheskoos, selgus, et seoste usaldusväärsus langes nii kliimanäitaja mõju osas kogu kalastikule, kui ka konkreetsele kalaliigile. Seejuures ilmnes veel asjaolu, et erinevate järvede kalastikule mõjusid kliimamuutuse erinevad elemendid. Mõnevõrra selgitab erinevusi ja vastuolusi järve paiknemine. Ainus kõiki järvi ühendav tendents oli seotud roosärjega, kelle osakaalu kalastikus sademeterikkad aastad soosisid ($k=0,63$). Kalastiku ja kliimamõju seoste tõlgendamisel järve hüdro-morfoloogiliste omaduste alusel muutusid mõned seosed läbipaistvamaks. Nii suurenes kliimategurite mõjul dominantliikide arv madalates järvedes (Endla ja Suurlaht), samal ajal kui sügavates järvedes (Rõuge Suurjärv, Otepää Pühajärv) dominantliikide arv kalastikus vähenes.

Uuritud järvede kalastikule antud ajavahemikul muutunud ilmategurite poolt avaldatud mõju jäi halvasti jälgitavaks (tabel 6.6.1), samal ajal kui nii inimeste tekitatud veekogude eutrofeerumisest tulenev kalastiku biomassi tõus kui ka kalade omavahelised mõjud (röövkalade mõju saakloomadele) on selgelt jälgitavad. Kuigi kliima kindlasti mõjutab ka kalastikku, ei eristu see veekvaliteedi hindamiseks läbiviidud katsepüükide andmetes mitte just väga selgelt. Esiialgu näib, et vaid samasuviste röövkalade parem elulemus soojadel talvedel seob kliima ja kalastiku muutusi omavahel kõige paremini. Eraldi uurimist vajaks kliimamuutuse mõju kalade kudemistingimuste muutumisele.

Kevadiste üleujutuste ärajäämisel mõjuvad haugi looduslikule taastootmisele halvasti sademetevaesed kevaded. Asjaolude parandamiseks on võimalusi mitmeid, üheks neist on hoida olemasolevad koelmualad haugile (ja ka teistele varakevadel kudevatele kalaliikidele)

sobivana st ligipäasetava ja üleujutatuna. Mõnevõrra enam on kasutatud lihtsama meetodina varakevadel kudevate kalaliikide asustamist.

Tabel 6.6.1. Kliimategurite ja kalastiku vahelised seosed uuritud järvede keskmisena väljendatuna korrelatsioonikordaja k väärtusena.

	Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	Haug (<i>Esox lucius</i>)	HHõbekoger (<i>Carassius gibelio</i>)	Kiisk (<i>Gymnocephalus cernuus</i>)	Koger (<i>Carassius carassius</i>)	Koha (<i>Sander lucioperca</i>)	Latikas (<i>Abramis brama</i>)	Linask (<i>Tinca tinca</i>)	Mudamaim (<i>Leucaspis delineatus</i>)	Nurg (<i>Blicca bjoerkna</i>)	Roosärg (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	Turb (<i>Squalius cephalus</i>)	Roosärg (<i>Rutilus rutilus</i>)	Viidikas (<i>Alburnus alburnus</i>)
Järvede arv, kus liik leidis	6	5	1	5	2	1	2	2	3	4	4	1	6	3
<i>Keskmine õhutemperatuur</i>														
Talvel	0,325	-0,101	-0,118	0,315	-0,136	-0,323	0,134	-0,455	-0,272	0,008	-0,104	0,094	0,008	0,351
Suvel	-0,298	-0,026	0,554	-0,401	0,147	-0,343	0,142	0,317	0,248	0,331	0,033	-0,583	0,150	-0,175
Aastane	0,197	-0,11	0,031	0,146	-0,137	-0,527	0,2	-0,336	-0,243	0,129	-0,112	-0,065	0,095	0,381
<i>Keskmine sademete kogus</i>														
Suvel	0,0004	0,027	-0,470	0,063	-0,07	0,706	0,173	0,294	0,069	-0,251	0,638	-0,302	-0,214	-0,339
Talvel	0,021	-0,325	-0,66	0,102	-0,504	-0,133	0,276	-0,252	0,321	0,432	0,193	0,587	0,198	0,055
Aastane	0,0002	-0,163	-0,803	0,101	-0,269	0,421	0,264	-0,01	0,234	0,034	0,532	0,243	-0,007	-0,157

7. Kliimamuutustega kohanemise ettepanekud.

Kliimamuutuste ja survetegurite mõju leevendamiseks soovitatakse samu meetmeid (Birk *et al.* 2020). See eeldab järvede meetmekavade senisest intensiivsemat rakendamist. Kui peamiselt peab tegelema mitteheas ökoloogilises seisundis olevate järvedega, siis edaspidi vajavad olulist tähelepanu ka teised. Arvestades käsitletud järvede limnoloogilist iseloomustust rõhutagem järvede kaupa, mis aitaks ökoloogilist seisundit säilitada/parandada.

Äntu Sinijärv on olnud väga stabiilse ökosüsteemiga, mille põhjuseks on allikatoide, madal veetemperatuur, suur sügavus ja rohke lubiainete sisaldus. Vee läbipaistvus on vähenenud ja tundub mõjuvat humiivainete lisandumine. Lihtsaid meetmeid on siis keeruline pakkuda. Hüdro-morfoloogilise vaatluste põhjal saaks teha ettepaneku, et peaks kahandama metsaraie mõju ja kontrolli all hoidma külastatavust.

Endla on olnud väga palju mõjutatud veetaseme kõikumisest väga pika aja jooksul, mis on nõrk koht. Samas tuleb tugevuseks pidada suurt pindala, karedat vett. Veerežiimi muutusteks tuleks hoiduda. Kui võimalik, siis oleks veetaset tõsta ja stabiliseerida.

Pühajärve uuringud on kestnud üle saja aasta ja oma algsetelt keskkonnatingimustelt on tegemist tugeva ökosüsteemiga va veevahetus, mis on nõrk. Eutrofeerumine on toimunud, kuid mitte väga oluliselt. Kuna Pühajärv on asustuste poolt piiratud, siis on inimõju tuntav. On olnud ka lühiajalisi ökoloogilise seisundi halvenemisi. Näiteks mõjus mitu aastat seisundile halvasti Mõisalahe kalda korrastustööd, mille käigus valgusid setted järvevette. Sellega kaasnes toitelisuse tõus ja veeõitsengud. Pühajärve ökoloogiline seisund on üldstatult üsna hea ja kesise piiril. Praegu toimub valgala uuring ja veebilansi koostamine. Neist tulemustest lähtuvalt peaks koostama täpsustatud meetmekava. Selle hulka võik kuuluda Neitsijärve tervendamine, võib olla väliskoormuse vähendamine, sekundaarreostuse ohu selgitamine (kui vaja siis vähendamine), kallastel puhvertsoonide ülevaatus ja võimalik laiendamine jmt.

Rõuge Suurjärv on väga tugeva ökosüsteemiga, sest on sügav, ülikareda veega ja intensiivse veevahetusega. Pindala pole küll suur, see kahandab ökosüsteemi tugevust. Muutusi on siiski ka selles järves. Inimõju on ka suheliselt suur. Oletatavasti kliimamuutused seda järve palju ei mõjuta. Preventiivsete abinõudena peaks virgestuskoormuse kavandamisel arvestama võimalike keskkonnamõjudega ja kindlasti hoiduma veetaseme alandamisest.

Suurlahe ökosüsteem on tugev, sest on väga suur, kareda veega. Siiani mõjutab järve merevesi. Valgala on päris suur ja ajalooline (aastakümneid tagasi) koormus on olnud oluline. Valgala koormus on olnud viimastel aastatel talutaval tasemel nii Suurlahel kui ka Mullutu lahel ja hüdro-morfoloogilised hinnangud head. Selle järve puhul on väga oluline veetaseme säilitamine. Võimalikud senisest suuremad tuuled võivad järve tõsiselt mõjutada. Tuule mõju kompenseerimiseks on metsa säilitamine vajalik. Kuna järv on suur, siis lainetus jääb oluliseks mõjufaktoriks ka edaspidi. Järve võimalik pruunistumine ei tohiks režiimi oluliselt muuta.

Uljaste on suhteliselt nõrga ökosüsteemiga, mida on näidanud ka tema ökoloogilise seisundi dünaamika ja kalade hukkumine 1993. aastal. Kuigi pindala on päris suur ja vees keskmiselt humiinaineid, siis ebastabiilsuse annab pehme vesi ja läbivoolu puudumine. Kliimamuutused võivad seda järve oluliselt mõjutada nii temperatuuri, veerežiimi, tuule mõju kui ka pruunistamise kaudu. Kuna inimõju järvele on peamiselt vaid külastuskoormusena, siis tuleks selle tegevuse juures arvestada keskkonnamõjudega. Mingeid olulisi tervendamismeetmeid ei ole mõtet seal rakendada.

Kirjandus

Alekin, O. A., 1959. Metody issledovaniya fizicheskikh svojstv i himicheskovo sostava vody. In E. N. Pavlovski & V. I. Zhadin (eds), *Zhizhn' presnyh vod SSSR* 4, 213–300. [vene k.]

Anneville, O., Domaizon, I., Kerimoglu, O., Rimet, R., Jacquet, S. (2015). Blue-green algae in a "Greenhouse century"? New Insights from field data on climate change impacts on cyanobacteria abundance. *-Ecosystems*. Vol. 18, No. 3, pp. 441–458.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.

Bêche, L.A. & Resh, V.H., 2007. Short-term climatic trends affect the temporal variability of macroinvertebrates in California "Mediterranean" streams. *Freshwater Biology* 52: 2317-2339.

Besacier Monbertrand, A.L., Timoner, P., Rahman, K., Burlando, P., Fatichi, S., Gonseth, Y., Moser, F., Castella, E., Lehmann, A., 2019. Assessing the Vulnerability of Aquatic Macroinvertebrates to Climate Warming in a Mountainous Watershed: Supplementing Presence-Only Data with Species Traits. *Water* 11(4), 636; <https://doi.org/10.3390/w11040636>.

Bhowmik, A.K. & Schäfer, R.B., 2015. Large Scale Relationship between Aquatic Insect Traits and Climate. *PLoS ONE* 10(6): e0130025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130025>.

Birk, S., Chapman, D., Carvalho, L., Spears, B. M., Andersen, H.E, Argillier, C., Auer, S., Baattrup-Pedersen, A., Banin, L., Beklioglu, M., Bondar-Kunze, E., Borja, A., Branco, P., Bucak, T., Buijse, A.D., Cardoso, A.C., Couture, R.-M., Cremona, F., de Zwart, D., Feld, C.F., Ferreira, M.T., Feuchtmayr, H., Gessner, M.O., Gieswein, A., Globevnik, L., Graeber, D., Graf, W., Gutiérrez-Cánovas, C., Hanganu, J., Işkın, U., Järvinen, M., Jeppesen, E., Kotamäki, N., Kuijper, M., Lemm, J.U., Lu, S., Lyche Solheim, A., Mischke, U., Moe, S.J., Nöges, P., Nöges, T., Ormerod, S.J., Panagopoulos, Y., Phillips, G., Posthuma, L., Pouso, S., Prudhomme, C., Rankinen, K., Rasmussen, J.J., Richardson, J., Sagouis, A., Santos, J.M., Schäfer, R.B., Schinegger, R., Schmutz, S., Schneider, S.C., Schülting, L., Segurado, P., Stefanidis, K., Sures, B., Thackeray, S.J., Turunen, J., Uyarra, M.C., Venohr, M., von der Ohe, P.C., Willby, N. & D. Hering. 2020. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>

Blenckner, T., Adrian, R., Arvola, L., Järvinen, M., Nöges, P., Nöges, T., Pettersson, K., Weyhenmeyer, G. (2010). The impact of climate change on lakes in Northern Europe. George D.G. *The Impact of Climate Change on European Lakes*. *-Aquatic Ecology*. Vol. 4, No. 18, pp. 339-358.

Bonada, N., Doledec, S., Stutzner, B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658-1671.

Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M. & G. B. West, 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85: 1771–1789.

Burgmer, T., Hillebrand, H., Pfenninger, M., 2007. Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia* 151: 93-103.

Conti, L., Schmidt-Kloiber, A., Grenouillet, G., Graf, W., 2013. A trait-based approach to assess the vulnerability of European aquatic insects to climate change. *Hydrobiologia* 721: 297-315.

EVS-EN ISO 10870:2012. Water quality – Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters (ISO 10870:2012). Eesti Standardikeskus.

Cremona, F., Laas, A., Kõiv, T., Sepp, M., Nõges, P., Nõges, T. (2019). How light conditions influence theoretical pelagic to benthic primary production ratios in small lakes. -*Lakes & Reservoirs Research & Management*. Vol. 24, No. 1, pp.18–23.

De Senerpont Domis, L.-N., Elser, J.J., Gsell, A.-A., Huszar, V.M., Ibelings, B.W., Jeppesen, E., Kosten, S., Mooij, W.-M., Roland, F., Sommer, U., Donk, E., Winder, M., Lürling, M. (2013). Plankton Dynamics Under different climatic conditions in space and time. -*Freshwater Biology*. Vol. 58, No. 3, pp. 463-482.

Dumont, H. J., Van de Velde, I., & Dumont, S., 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19, 75-97.

EVS-EN 15110:2006 Water Quality – Guidance standard for the routine sampling of zooplankton from standing waters.

Feld, C., Birk, S., Eme, D., Gerisch, M., Hering, D., Kernan, M., Maileht, K., Mischke, U., Ott, I., Pletterbauer, F., Poikane, S., Salgado, B., Sayer, C., van Wichelen, J., Malard, F. (2016). Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems. - *Ecological Indicators*. Vol. 60, pp. 71–83.

Feuchtmayr, H., McKee, D., Harvey, I.F., Atkinson, D., Moss, B., 2007. Response of macroinvertebrates to warming, nutrient addition and predation in large-scale mesocosm tanks. *Hydrobiologia* 584: 425-432.

George, G. (2010). The Impact of Climate Change on European Lakes. -*Aquatic Ecology Series*. Vol.4. 507 pp.

Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M. & E. L. Charnov, 2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293:2248–2251.

Gillooly, J. F., Charnov, E. L., West, G. B., Savage, V. M. & J. H. Brown, 2002. Effects of size and temperature on developmental time. *Nature*, 417:70–73.

Hayden, B., Myllykangas, J.-P., Rolls, R.J., Kahilainen, K.K., 2017. Climate and productivity shape fish and invertebrate community structure in subarctic lakes. *Freshwater Biol.* 62: 990-1003.

Hering, D., Schmidt-Kloiber, A., Murphy, J., Lucke, S., Zamora-Munoz, C., Lopez-Rodriguez, M.J., Hesselschwerdt, J., Wantzen, K.M., 2018. Global warming may lower thermal barriers against invasive species in freshwater ecosystems – A study from Lake Constance. *Science of the Total Environment* 645: 44-50.

Heathwaite, A.L., Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (1993). Nitrogen Cycling in Surface Waters and Lakes. In *Nitrate: Processes, Patterns and Management. -Lancaster University*. John Wiley & Sons, Chichester. pp. 90-140

Huber, T., Graf, W., 2009. Potential impact of climate change on aquatic insects: A sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences* 71: 3-14.

Jaagus, J., Viru, B. (2020). Spatio-temporal variability and seasonal dynamics of snow cover regime in Estonia. -*Theoretical and Applied Climatology*. Vol. 139, No. 5. pp. 759–771.

Jaeschke, A., Bittner, T., Reineking, B., Beierkuhnlein, C., 2013. Can they keep up with climate change? Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. – *Insect Conservation and Diversity* 6: 93-103.

Jeppesen, E., Lauridsen, T., Kronvang, B., Olesen, E., Meerhoff, M., Sondergaard, M., Hansen, K.M., Andersen, H.M., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Özen, A. (2009). Climate change. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. -*Journal of Environmental Quality*. Vol. 38, No. 5, pp. 1930-1941.

Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T.-A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.-S., Bjerring, R., Amsinck, S.-L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). - *Hydrobiologia*. Vol. 676, No. 1, pp. 279–297.

Johnson, R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.

Jourdan, J., O'Hara, R.B., Bottarin, R., Huttunen, K.L., Kuemmerlen, M., Monteith, D., Muotka, T., Ozolins, D., Paavola, R., Pilotto, F., Springe, G., Skuja, A., Sundermann, A., Tonkin, J.D., Haase, P., 2018. Effects of changing climate on European stream invertebrate communities: A long-term data analysis. *Science of the Total Environment* 621: 588-599.

Jyväsjärvi, J. & Hämäläinen, H., 2015. Profundal benthic invertebrate communities in boreal lakes vary with climate fluctuation. *Aquatic Sciences* 77: 261-269.

Kalff, J. (2002). *Limnology, Inland water ecosystem*. McGill University. 592 pp.

Keevallik, S. (2003). Trendid meteoroloogilistes parameetrites ja nende seoses õhuvooluga vabas atmosfääris. -*Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis*. Vol. 93, pp. 37-52.

King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., Yallop, M. (2006). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. -*Journal of Applied Phycology*. Vol. 18, No.1, pp. 15-25.

Киселев (Kissel'ov), И. А., 1956. Методы исследования планктона. В кн.: Жизнь пресных вод СССР IV (ред. Е.Н. Павловский, В.И. Жадин). Москва-Ленинград: 183-265.

Laarmaa, R. (2017). Mis on mikroobne toiduahel ja kuidas see meid mõjutab? Teadus kolme minutiga. *Argo Kirjastus*, lk 108-111.

Laarmaa, R., Ott, I., Timm, H., Maileht, K., Sepp, M., Mäemets, H., Palm, A., Krause, T. & K. Saar, 2019. *Eesti järved*. Varrak, 256 lk.

Lacroix, G, Lescher-Moutoué, F., Bertolo, A. (1999). Biomass and production of plankton in shallow and deep lakes: are there general patterns? -*Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. Vol. 35, No.2, pp. 111-122.

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. North American Benthological Society* 7: 222-233.

Li, W., Xu, W., Yao, J., Tanaka, N., Nishimura, O., Ma, H. (2019). Combined effects of elevated carbon dioxide and temperature on phytoplankton-zooplankton link: A multi-influence of climate change on freshwater planktonic communities. -*Science of the Total Environment*. Vol. 658, pp. 1175–1185.

Luhamaa, A., Kallis, A., Mändla, K., Männik, A., Pedusaar, T., Rosin, K. (2014). Eesti tuleviku kliimastenaariumid aastani 2100. Lepingulise töö aruanne projekti "Eesti riikliku kliimamuutuste mõjuga kohanemise strateegia ja rakenduskava ettepaneku väljatöötamine" lisana. Keskkonnaagentuur. 90 lk.

Magee, M.R., Wu, C.H. (2017). Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. -*Hydrology and Earth System Sciences*. Vol. 21, No.12, pp. 6253–6274.

Maileht, K., Nõges, P., Nõges, T., Ott, I., Mischke, U., Carvalho, L., Dudley, B. (2013). Water colour, phosphorus and alkalinity are the major determinants of the dominant phytoplankton species in European lakes. -*Hydrobiologia*. Vol. 704, No.1, pp. 115–126.

Mammarella, I., Gavrylenko, G., Zdrovennova, G., Ojala, A., Erkkilä, K.M., Zdrovennov, R., Stepanyuk, O., Palshin, N., Terzhevik, A., Vesala, T., Heiskanen, J. (2018). Effects of similar weather patterns on the thermal stratification, mixing regimes and hypolimnetic oxygen depletion in two boreal lakes with different water transparency. -*Boreal environment research*. Vol. 23, pp. 237–247.

Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.

Meerhoff, M., Jeppesen, E., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.-L., Mazzeo, N., Branco, C.-C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *-Hydrobiologia*. Vol. 581, No. 1, pp. 269–285.

Mustonen, K.R., Mykra, H., Marttila, H., Sarremejane, R., Veijalainen, N., Sippel, K., Muotka, T., Hawkins, C.P., 2018. Thermal and hydrologic responses to climate change predict marked alterations in boreal stream invertebrate assemblages. *Global Change Biology* 24: 2434-2446.

Mäemets, A. (1961). Eesti vesikirbuliste (Cladocera) ökoloogiast ja fenoloogiast. Hüdrobioloogilised uurimused II. *-Eesti NSV Teaduste Akadeemia. Zooloogia ja botaanika instituut*. Tartu. lk 108-148.

Мяеметс (Mäemets), A., 1980. Изменение зоопланктона. В кн. Антропогенное воздействие на малые озера. с. 54-64.

Nõges, P., Nõges, T. (2011). Kuidas kliimamuutus mõjutab järvede elustikku ja aineringeid? - *Teadusmõte Eestis (VII). Meri. Järved. Rannik. Eesti Teaduste Akadeemia*. lk.25-37.

Nõges, P., Jaagus, J., Järvet, A., Nõges, T., Laas, A. (2012). Kliimamuutuse mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad. *Keskkonnaministeeriumiga sõlmitud lepingulise uurimuse aruanne*. Eesti Maaülikool. 249 lk.

Olli, K. (2010). Algoloogia, Ökoloogia ja maateaduste instituut, *-Tartu Ülikool*, 144lk.

Osborne, P., Kyle J.-H. (1987). Effects of seasonal water level changes on the chemical and biological limnology of Lake Murray, Papua New Guinea. *-Marine and Freshwater Research*. Vol. 38, No.3, pp. 397 – 408.

Ott, I. (1994). Vesi on järve peegel. *-Eesti Loodus*. Vol. 2. lk 53-54.

Ott, I., Kõiv, T. (2011). Sissejuhatus järvedeaduse alustesse ja järvede tervendamisesse. Eesti Maaülikool. Keskkonnainvesteeringute keskus. 29lk.

Pace, G., Bonada, N., Prat, N., 2013. Long-term effects of climatic-hydrological drivers on macroinvertebrate richness and composition in two Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 58: 1313-1328.

Paillex, A., Castella, E., zu Ermgassen, P., Gallardo, B., Aldridge, D.C., 2017. Large river floodplain as a natural laboratory: non-native macroinvertebrates benefit from elevated temperatures. *Ecosphere* 8: AR e01972.

Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused. RT I, 21.04.2020, 61.

- Rakko, A. (2009). Veeõitsengud Eesti järvedes EL 2009/7. -*Eesti Loodus*. Nr. 7.
- Reynolds, C.-V. Huszar, C., Kruk, L., Naselli-Flores S.-M. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. -*Journal of Plankton Research*. Vol. 24, No. 5, pp.17–428.
- Rosset, V., Lehmann, A., Oertli, B., 2010. Warmer and richer? Predicting the impact of climate warming on species richness in small temperate waterbodies. *Global Change Biology* 16: 2376-2387.
- Pinto, G.-J., Raible, C.-C. (2012). Past and recent changes in the North Atlantic oscillation. Wiley interdisciplinary reviews. -*Climate Change*. Vol. 3, No. 1, pp. 79–90.
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 71–76.
- Rühland, M., Smol, J.-P., Wang, X., Muir, D.-G. (2003). Limnological characteristics of 56 lakes in the Central Canadian Arctic Treeline Region, -*Journal of Limnology*. Vol. 62, No. 1, pp. 9-27.
- Ryding, S.-O., Rast, W. (1989). The Control of Eutrophication in lakes and reservoirs. Man and the Biosphere Series. -*Environmental Conservation*. Vol. 18, No. 4, pp. 380-381.
- Savage, V. M., Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B. & E. L. Charnov, 2004. Effects of body size and temperature on population growth. *Am. Nat.*, 163:429–441.
- Scheffer, M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. *London: Chapman & Hall*. 357pp.
- Scheffer, M., Carpenter, R., Foley, S., Folke, J.-A., Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. -*Nature*. Vol. 413. No. 6856, pp. 591-596.
- Sipkay, C., Hufnagel, L. (2012). Climate change and freshwater zooplankton: What does it boil down to? -*Aquatic Ecology*. Vol. 46, pp.501-519.
- Sondergaard, M., Jenses, J.-P., Jeppesen, E. (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. -*The scientific world*. Vol.1, pp. 428-442.
- Spector, D.-L. (1984). Dinoflagellates. -*Cell Biology, Academic Press*. Florida, pp. 107-147.
- StatSoft, Inc.(2016). Tulsa, OK. STATISTICA, version 13.2.
- Timm, H., Käiro, K., Mardi, K., Timm, T., 2011. Haruldaste suurselgrootute leide Eesti sisevetest. *Eesti Looduseuurijate Seltsi Aastaraamat* 86: 212-215.
- Unifitsirovannye metody issledovaniya kachestva vod, 1977. Moskva. 831 pp. [vene k.]
- Vadadi-Fülöp, C., Sipkay, C., Meszaros, G. & L. Hufnagel, 2012. Climate change and freshwater zooplankton: what does it boil down to? *Aquat. Ecol.*, 46, 501–519.
- Veepoliitika raamdirektiiv. (2002). Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium.

Verdonschot, P.M., Hering, D., Murphy, J., Jähnig, S.-C., Rose, N.L., Graf, W., Brabec, K., Sandin, L. (2010). Climate change and the hydrology and morphology of freshwater ecosystems. *-Freshwater Ecosystems*. Vol. 1. pp. 65-83.

Walker, G.T. (1925). Correlations in seasonal variations of weather IX. *Mem India Meteorol.* Vol. 24, pp. 275–332.

Wantzen, K.-M., Rothhaupt, K.O., Mörtl, M., Cantonati, M., Toth, L.-G., Fischer, P. (2008). Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. *-Hydrobiologia*. Vol. 613, pp. 1-4.

Wasmund, N. (1997). Occurrence of cyanobacterial blooms in the Baltic sea in relation to environmental conditions. *-Hydrobiology*. Vol. 82, No. 2. pp. 169-184.

Wetzel, R.-G. (1983). *Limnology, Second Edition*. 858 pp.

Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystem*, 3rd ed. Academic Press, New York, 1006 pp.

Winder, M., Sommer, U. (2012). Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*. Vol. 698, No. 1, pp. 5–16.

Käsikirjad:

Eesti väikejärvede seire aruanded 1992-2019. EV Keskkonnaministeeriumi tellitud lepingulised uurimised. Vastutav täitja I. Ott. Käsikirjad EMÜ PKI Limnoloogiakeskuses.

Peipsi järve ja Narva veehoidla hüdrobioloogiline seire ja uuringud aastal 2018. EV Keskkonnaministeeriumi tellitud lepingulised uurimised. Vastutav täitja L. Tuvikene.

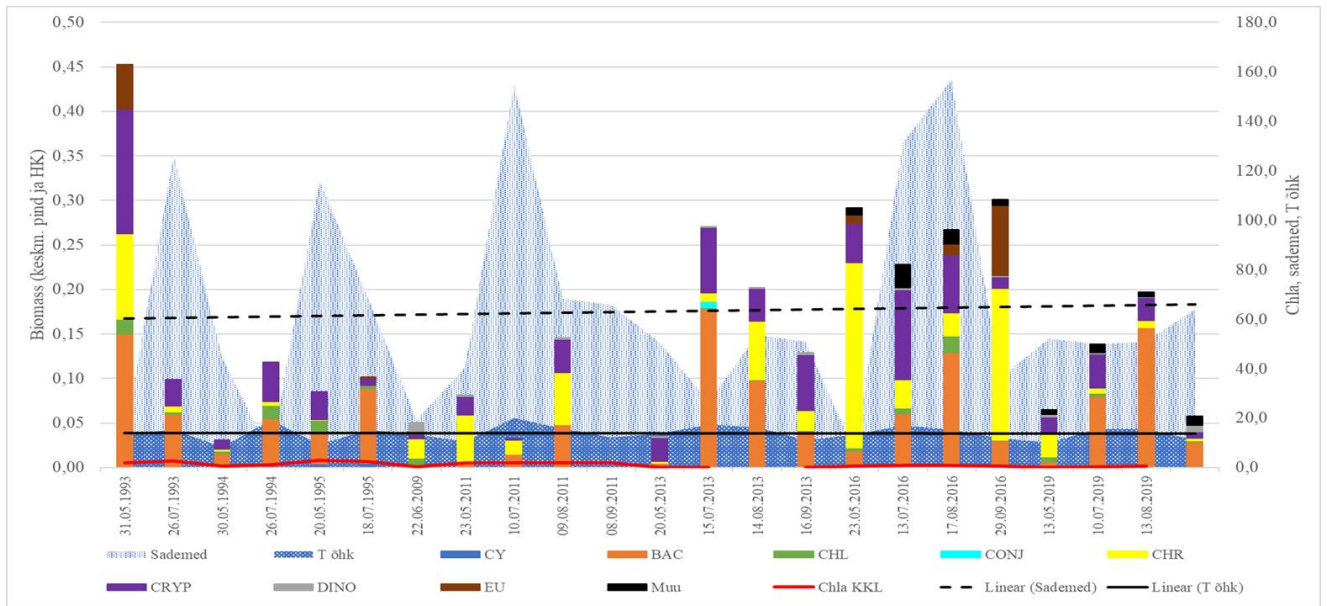
Internetiallikad:

ELIS (Eesti Looduse Infosüsteem). (2020). Kättesaadav: <http://infoleht.keskkonnainfo.ee>. (14.03.2020)

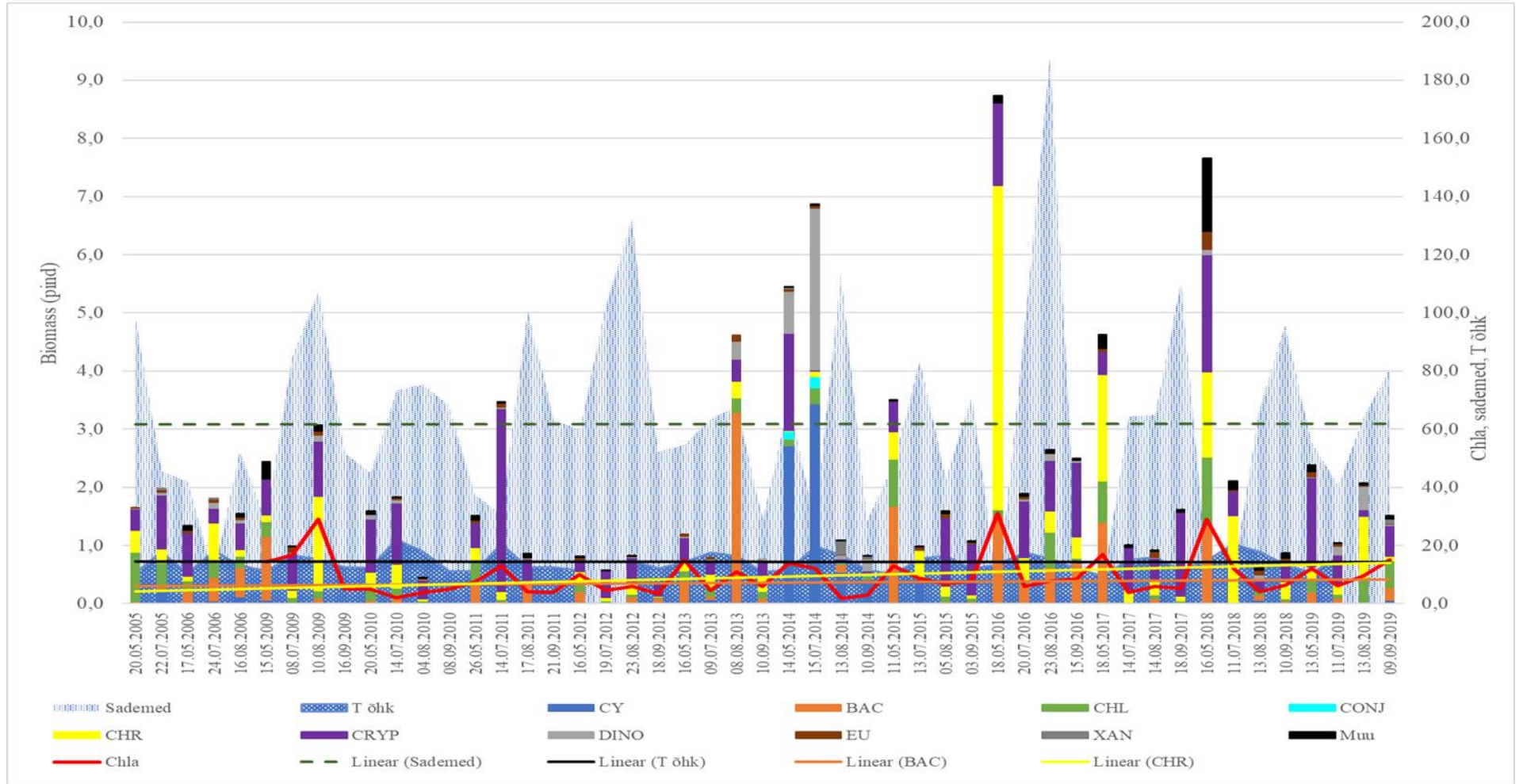
Riigi Ilmateenistus, Keskkonnaministeerium. (2020). Kättesaadav: <https://www.ilmateenistus.ee/> (03.03.2019).

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2018). Kättesaadav: <https://www.ipcc.ch/sr15/> (14.03.2020)

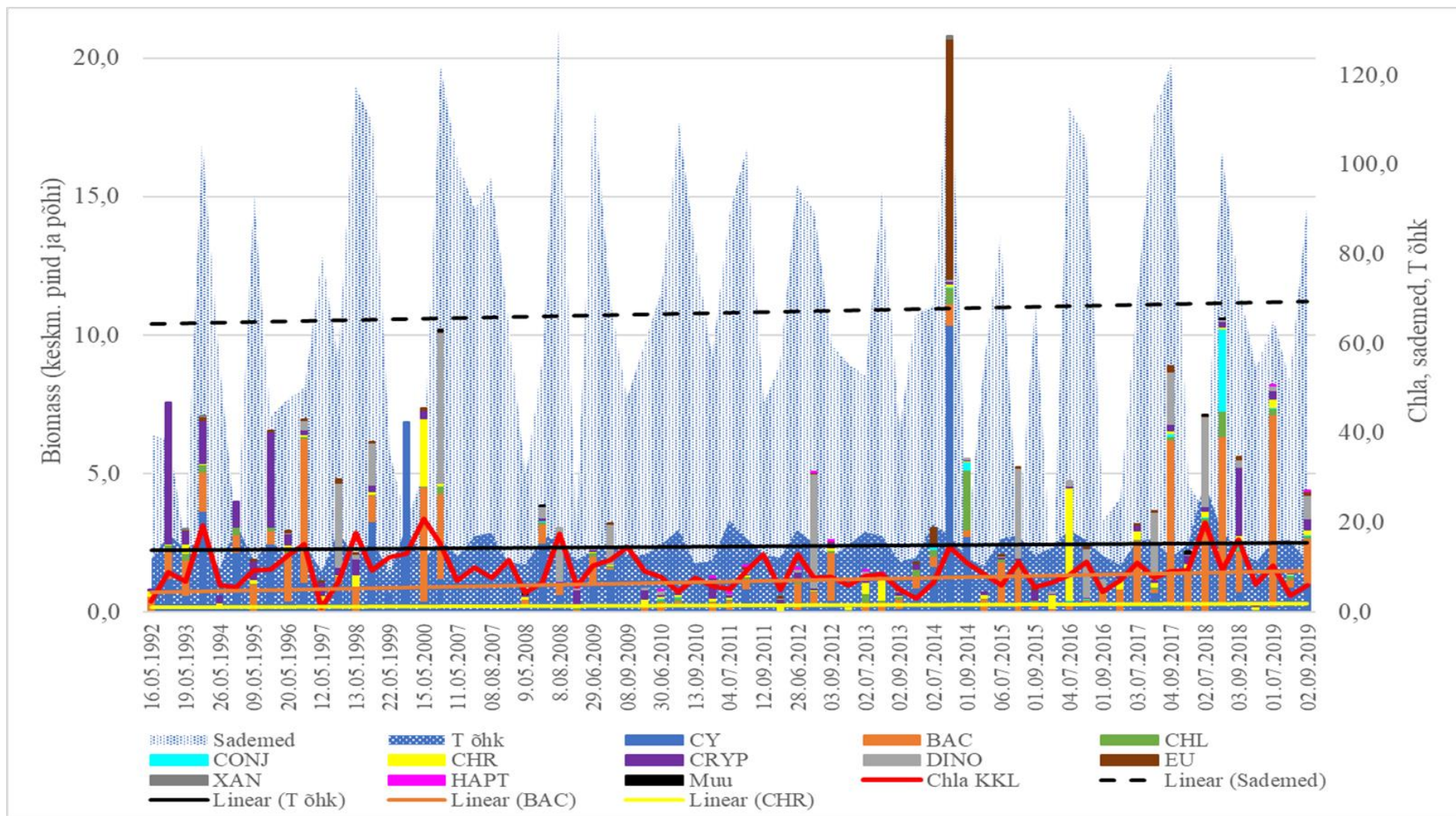
LISA 1. Äntu Sinijärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.



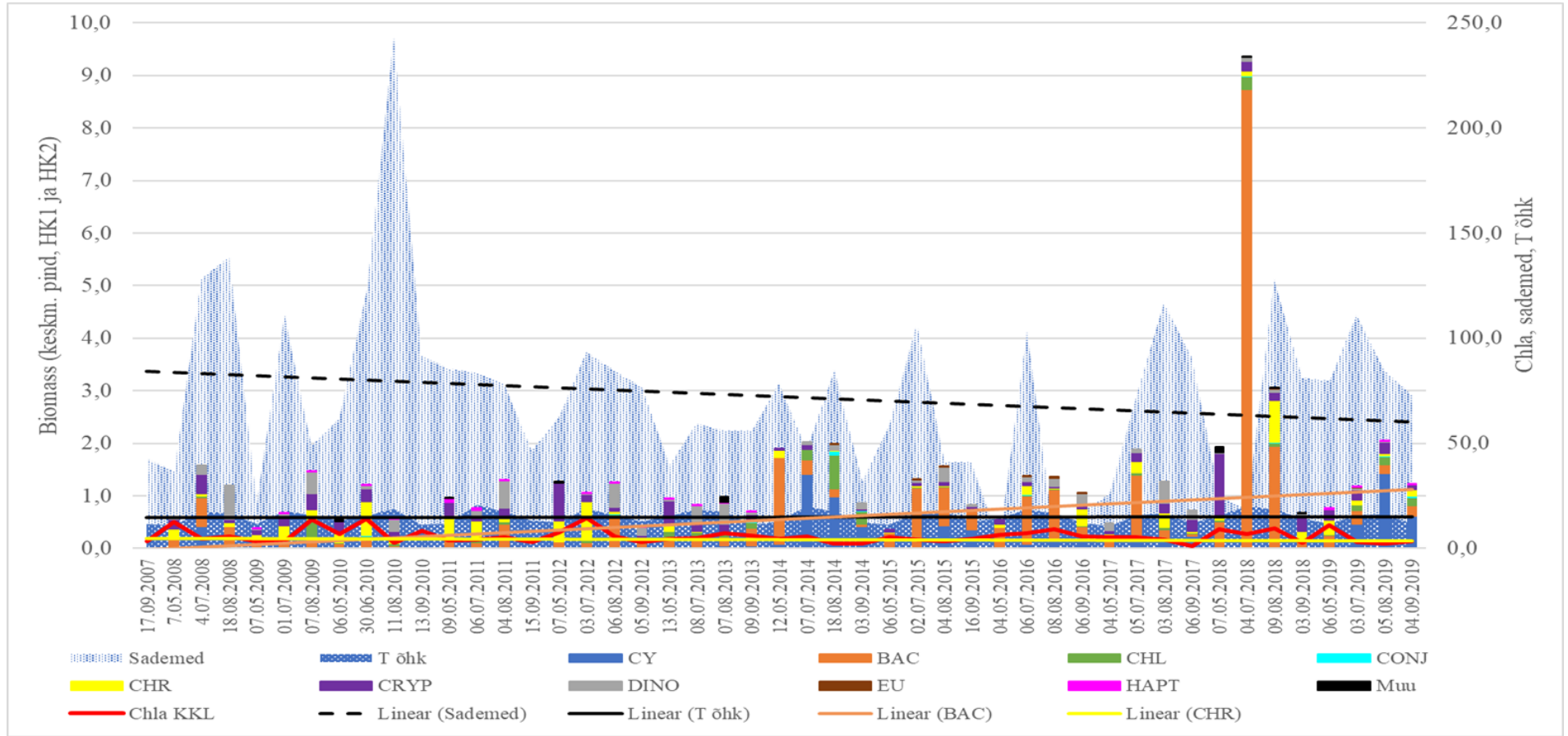
LISA 2. Endla järve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.



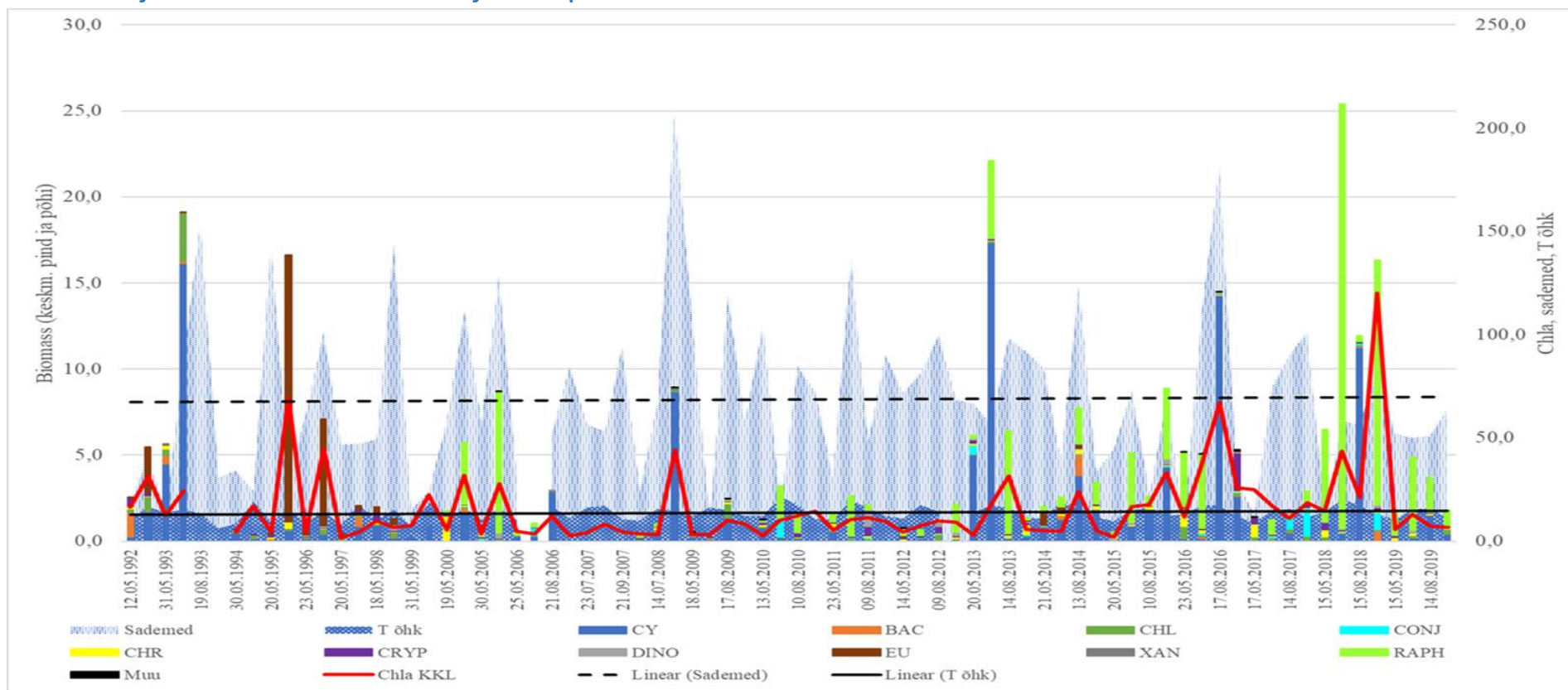
LISA 3. Pühajärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.



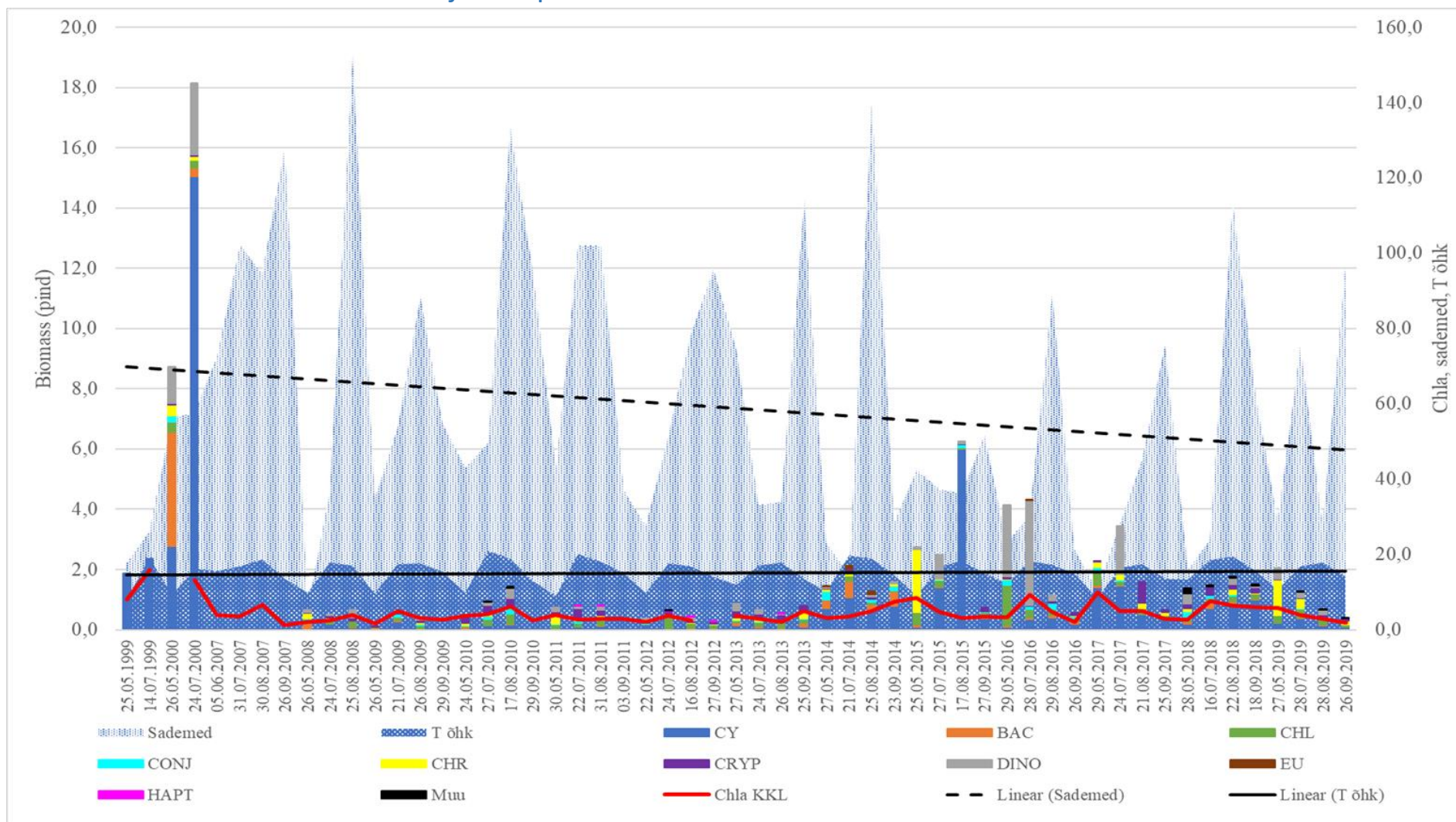
LISA 4. Rõuge Suurjärve ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.



LISA 5. Uljaste ilmastikuandmed ja fütoplanktoni dünaamika.



LISA 6. Suurlahe ilmastikandmed ja füttoplanktoni dünaamika.



LISA 7. Uurimisaastatel suurtaimede liigilise koosseisu ohtrused

Äntu Sinijärv

Liik/uurimisaasta	2009	2011	2013	2016	2019
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m	2,0	0,8		1,0	3,0
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m	2,0	2,0		1,7	2,0
Veesisese taimestiku sügavuspiir, m	3,2	5,5		5,3	5,6
Kaldaveetaimed					
<i>Calla palustris</i> L. - soovõhk	x	1	1	1	1
<i>Caltha palustris</i> L. - harilik varsakabi	x				
<i>Carex</i> spp. - tarnad		4	4	4	4
<i>Carex appropinquata</i> Schumach. - eristarn		x	x		
<i>C. diandra</i> Schrank - ümartarn	x	x	x	1	1
<i>C. flava</i> L. - kollane tarn		x	x		
<i>C. limosa</i> L. - muda tarn		x	x	1	1
<i>C. nigra</i> (L) Reichard - harilik tarn			x	1	1
<i>C. rostrata</i> L. - pudeltarn		x	x	1	1
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihl	2	2	2	2	2
<i>Dactylorhiza incarnate</i> (L.) Soo - kahkjaspunane sõrmkäpp		1	x	1	1
<i>D. fuchsia</i> (Druce) Soo - vööthuul-sõrmkäpp		x	x	1	1
<i>Eleocharis quinqueflora</i> (Hartm.) O. Schwarz - õievähene alss		2	1	1	1
<i>Empetrum nigrum</i> L. subsp. <i>nigrum</i> - harilik kukemari		1	1	1	1
<i>Epilobium palustre</i> L. - soo-pajulill		2	2	2	2
<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz - soo-neiuvaip		2	2	1	1
<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck. - ahtalehine villpea		1	1	1	1
<i>E. vaginatum</i> L. - tupp-villpea		1	1	2	2
<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>palustre</i> - soomadar		2	2	2	2
<i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein	2	2-3	3	2	3
<i>Lycopus europaeus</i> L. - harilik parkhein	1	1	1	1	1
<i>Lysimachia thysiflora</i> L. - ussilill	x	2	2	1	1
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W. Schmidt - leseleht		2	2	1	1

<i>Menyanthes trifoliata</i> L. - ubaleht	3	3	3	2	3
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench. - harilik sinihelmikas		1	1	1	1
<i>Oxycoccus palustris</i> Pers. - harilik jõhvikas		2	2	2	2
<i>Parnassia palustris</i> L. - harilik ädalalill		x	1	x	1
<i>Pedicularis palustris</i> L. - soo-kuuskjalg		x	x		
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. – harilik pilliroog	1	1-2	2	1	1
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch. - tedremaran		2	2	2	2
<i>Ranunculus lingua</i> L. - suur tulikas	x		x	x	1
<i>Rubus</i> sp. - murakas		1	1	1	1
<i>Succisa pratensis</i> Moench - harilik peetrileht		x	1	x	1
<i>Triglochin palustre</i> L. - soo-õisluht		2	2	2	2
<i>Viola</i> sp. - kannike		x	x		
Ujulehtedega ja ujutaimed					
<i>Lemna minor</i> L. - väike lemmel		x	x	x	1
<i>Potamogeton natans</i> L. - ujuv penikeel	1	1	2	1	1
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. - vesilääts					1
Veesised taimed					
<i>Chara</i> spp. - mändvetikad	5	5	5	5	5
<i>Chara aspera</i> var <i>curta</i>		x	x		
<i>Ch. delicatula</i> Ag. - õrn mändvetikas		x	x	x	1
<i>Ch. hispida</i> L. - karvane mändvetikas	x	x	x	x	1
<i>Ch. rudis</i> A. Br. - krobe mändvetikas	x	x	x	x	1
<i>Ch. strigosa</i> A. Br. - okas-mändvetikas	x	x	x	x	1
<i>Ch. tomentosa</i> L. - ruuge mändvetikas		x	x	x	1
<i>Myriophyllum spicatum</i> L. - tähk-vesikuusk		2	2		
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne - vahelmine vesihernes		1	2		1
Turbasamblad (vaid kaldal)		3	3	3	3
Määramata samblad	1	2	2	1	
Niitrohevetikad			2	2	

Pühajärv

Liik/uurimisaasta	1995	1998	2007*	2010	2013	2016	2018
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m				2,7		2,0	2,3
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m			2,0	2,9		2,3	2,3
Veesisese taimestiku sügavuspiir, m		2,9	2,9	3,4		2,8	2,6
Kaldaveetaimed							
<i>Acorus calamus</i> L. harilik kalmus	2	1	2	1	1	1	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. harilik konnarohi			1		x	1	1
<i>Calla palustris</i> L. soovõhk					x	x	1
<i>Carex acuta</i> L. sale tarn			2	2	x	x	1
<i>C. elata</i> Bell. ex All. luhttarn				x			1
<i>C. nigra</i> (L) Reichard - harilik tarn					x	x	1
<i>C. pseudocyperus</i> L. kraavtarn				1	1	1	1
<i>C. rostrata</i> L. pudeltarn			2	1	2	2	2
<i>Carex</i> spp. tarnad	2	2	2		2	2	2
<i>Cicuta virosa</i> L. mürkputk		2		2	1	1	1
<i>Comarum palustre</i> L. soopihl					1	1	1
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult. soolss		2	2	2	x	1	1
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. konnaosi	2	3	3	3	2	3	3
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim. - angervaks					x	1	1
<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>palustre</i> - soomadar					x		1
<i>Iris pseudacorus</i> L. kollane võhumõök	2	2			1	1	1
<i>Juncus gerardii</i> Loisel. tuderluga				x			
<i>Juncus</i> sp.				x			
<i>Lycopus europaeus</i> L. harilik parkhein				1	x	1	1
<i>Lysimachia thyrsoflora</i> L. ussilill	1	2	2	2	1	1	1
<i>L. vulgaris</i> L. harilik metsvits				1	2	2	2
<i>Lythrum salicaria</i> L. harilik kukesaba				1	x	1	1
<i>Menyanthes trifoliata</i> L. ubaleht				1	x	1	1
<i>Myosotis scorpioides</i> L. soo-lõosilm				x	x	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L. päideroog		1	x				1

<i>Peucedanum palustre</i> Moench soo-piimputk				1			1
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. pilliroog	3	3	4	4	3	3	3
<i>Ranunculus lingua</i> L. suur tulikas	2	2	2	2	2	2	2
<i>Rumex sp.</i> oblikas		1					
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. jõgi-kõõlusleht	3	3	3	4	3	3	3
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla järvkaisel	3	3	2	3	2	2	2
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashain					x	1	1
<i>Solanum dulcamara</i> L. harilik maavits				x	x	1	1
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman - liht-jõgitakjas					2	1	1
<i>S. erectum coll.</i> L. haruline jõgitakjas	2	2	2	3	3	2	2
<i>Thelypteris palustris</i> Schott harilik soosõnajalg		3	1	2	1	1	1
<i>Typha angustifolia</i> L. ahtalehine hundinui	2	2	1	3	1	1	1
<i>T. latifolia</i> L. laialehine hundinui	2	2	2	1	1	1	1
Ujulehtedega ja ujutaimed							
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. - konnakilbukas					x		1
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith kollane vesikupp	3	3	4	4	3	3	2
<i>Nymphaea alba</i> L. valge vesiroos					x		
<i>N. candida</i> C. Presl. - väike vesiroos					x		
<i>Nymphaea sp.</i> vesiroos	2	2	1	1			
<i>Polygonum amphibium</i> L. vesi-kirburohi	3	3	3	3	1	2	2
<i>Potamogeton natans</i> L. ujuv penikeel	2	2	3	3	2	1	2
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. - hulgajuurine vesilääts					1	1	3
Veesised taimed							
<i>Ceratophyllum demersum</i> L. räni-kardhein		2			x	2	
<i>Chara fragilis</i> Desv. rabe mändvetikas			1				
<i>Chara spp.</i> mändvetikad		2	2				
<i>Drepanocladus sp.</i> sirbikud		1					
<i>Elodea canadensis</i> Michx kanada vesikatk	3		3	3	3	3	3
<i>Myriophyllum spicatum</i> L. tähk-vesikuusk	2	2	2		x		
<i>M. verticillatum</i> L. männas-vesikuusk							

<i>Potamogeton compressus</i> L. lapik penikeel		2	1	2	1	X	1
<i>P. crispus</i> L. kähar penikeel	2			x	1	1	1
<i>P. friesii</i> Rupr. ogaterav penikeel				2	x		2
<i>P. lucens</i> L. läik-penikeel	3	3	4	4	2	2	2
<i>P. pectinatus</i> L. kamm-penikeel		1					
<i>P. perfoliatus</i> L. kaelus-penikeel	3	3	2	3	2	2	2
<i>P. praelongus</i> Wulfen pikk penikeel		2	1		1		
<i>Potamogeton</i> sp. penikeel			x				
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth. sõõr-särjesilm	2	2	1	1	x	2	1
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. harilik vegisammal			2	1			2
Niitrohevetikad				2	2	1	2

Endla järv

Liik/uurimisaasta	2004	2009	2011	2015	2018
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m		2,0	1,5		1,5
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m		2,1	2,5		2,5
Veesisese taimestiku sügavuspiir, m	2,2	2,1	2,5		2,5
Kaldaveetaimed					
<i>Agrostis stolonifera</i> L. - valge kastehein	x		x	x	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi	2	x	1	1	1
<i>Bidens cernua</i> L. - longus ruse	x		x		
<i>B. tripartita</i> L. - kolmisruse	x				
<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth. - sookastik	3				1
<i>Calla palustris</i> L. - soovõhk	2	x	1	1	1
<i>Caltha palustris</i> L. harilik varsakabi	x	x	1	1	1
<i>Cardamine</i> sp. - jürililled	x				
<i>Carex</i> spp. - tarnad	3	3	3	3	3
<i>Carex acuta</i> L. - sale tarn			x	x	1
<i>C. acutiformis</i> Ehrh. - sootarn	x				1
<i>C. diandra</i> Schrank - ümartarn	2		x		2
<i>C. lasiocarpa</i> Ehrh. - niitjas tarn	x				1
<i>C. pseudocyperus</i> L. - kraavtarn	3	x	x	x	1
<i>C. rostrata</i> L. - pudeltarn	3		x	x	1
<i>Cicuta virosa</i> L. - mürkputk	3	1	3	3	3
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihi	2	1	2	2	2
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult. - sooalss	x	x	x	1	1
<i>Epilobium palustre</i> L. - soo-pajulill	x		x	1	1
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. - konnaosi	4	2	3	3	3
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim. - angervaks			1	1	1
<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>palustre</i> - soomadar	x		x	1	1
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br. - harilik parthein	2		x	1	1
<i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein	2	x	x	1	1
<i>Iris pseudacorus</i> L. - kollane võhumõök	x	x	1	x	1
<i>Lycopus europaeus</i> L. - harilik parkhein	x	x	2	2	2

<i>Lysimachia thysiflora</i> L. - ussilill	2	x	2	2	2
<i>L. vulgaris</i> L. - harilik metsvits	x	x	2	2	2
<i>Lythrum salicaria</i> L. - harilik kukesaba		x	2	2	2
<i>Menyanthes trifoliata</i> L. - ubaleht	2	1	2	2	2
<i>Myosotis scorpioides</i> L. - soo-lõosilm	x	x	1	1	1
<i>Nasturtium officinale</i> L. - ürtallik-kress			x		
<i>Peucedanum palustre</i> Moench - soo-piimputk	2	x	2	2	2
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog	2		x		
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog	4	4	5	5	5
<i>Ranunculus lingua</i> L. - suur tulikas	x	x	1	x	1
<i>R. reptans</i> L. - kaartulikas	1				
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. - jõgi-kõõlusleht		1	2	2	2
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla - järvkaisel	3	3	3	3	3
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashein	x	x	x	1	1
<i>Solanum dulcamara</i> L. - harilik maavits	2	x	1	1	1
<i>Stachys palustris</i> L. - soo-nõianõges	1		1		1
<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop. - vesitähthein	x				
<i>Thelypteris palustris</i> Schott - harilik soosõnajalg	2	1	3	3	3
<i>Typha latifolia</i> L. - laialehine hundinui	3	1	2	2	2
<i>Veronica</i> sp. - mailane	x				
<i>Zizania latifolia</i> (Griseb.) Stapf. - laialehine vesiriis	3	2	3	3	3
Ujulehtedega ja ujutaimed					
<i>Nuphar lutea</i> L. Smith - kollane vesikupp	4	3	4	4	4
<i>N. pumila</i> (Timm) DC. - väike vesikupp	1	2	2	1	1
<i>Nymphaea alba</i> L. - valge vesiroos	x	1	2	2	2
<i>N. candida</i> C. Presl. - väike vesiroos	x	2	2	2	2
<i>Nymphaea</i> sp. - vesiroos	x				
<i>Polygonum amphibium</i> L. - vesi-kirburohi			x	1	1
<i>Potamogeton natans</i> L. - ujuv penikeel	2	2	2	2	2
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman - liht-jõgitakjas	3	1	2	2	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. - konnakilbukas		2	1	2	2

<i>Lemna minor</i> L. - väike lemmel	2	1	x	1	1
<i>L. trisulca</i> L. -ristlemmel	2	x	x	1	2
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. - vesilääts	3		1	1	2
Veesised taimed					
<i>Chara</i> spp. - mändvetikad	3	4	3	4	3
<i>Chara contraria</i> A. Braun Ex Kuetzing - näsa-mändvetikas	x				
<i>Ch. fragilis</i> Desvaux. = <i>Ch. globularis</i> - rabe mändvetikas	x				
<i>Ch. intermedia</i> A. Br - keskmine mändvetikas			x		
<i>Ch. tomentosa</i> L. - ruuge mändvetikas	3		2	2	2
<i>Nitella</i> sp. - nitellid	x				
<i>Nitellopsis obtusa</i> (Desv. in Lois.) Gr. - nitellopsis	3		2		
<i>Ceratophyllum demersum</i> L. - räni-kardhein	2		1	1	2
<i>Elodea canadensis</i> Michx. - kanada vesikatk	2	2	x	2	2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L. - tähk-vesikuusk	3		x	2	3
<i>M. verticillatum</i> L. - männas-vesikuusk	3	2	3	3	3
<i>Najas flexilis</i> (Willd.) Rostk. et Schm. - nõtke näkirohi	1				
<i>Potamogeton crispus</i> L. - kähar penikeel	1				
<i>P. friesii</i> Rupr. - ogaterav penikeel	4	2	2	2	2
<i>P. pectinatus</i> L. - kamm-penikeel	2	x	2	2	2
<i>P. perfoliatus</i> L. - kaelus-penikeel	3	3	3	3	3
<i>P. praelongus</i> Wulfen - pikk penikeel			x		
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.- sõõr-särjesilm	2	1	1	1	2
<i>R. trichophyllus</i> Chaix (s.l.) - jõgi-särjesilm	x				
<i>Stratiotes aloides</i> L. - vesikarikas	2	3	3	3	3
<i>Utricularia vulgaris</i> L. - harilik vesihernes	3	x	1	1	1
<i>Bryophyta</i> - sammaltaimed		1			
<i>Amblystegium riparium</i> (Hedw) B., S & G. Bryol. - kallas-tõmpkaanik	2				
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. - harilik vesisammal	2	1	2	2	2
Nitrohevetikad		2	2	2	3

Rõuge Suurjärv

Liik/uurimisaasta	1996	2004	2010	2013	2014	2017	2019
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m			2,0		2,0	2,0	3,4
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m			2,5	2,5	2,5	2,5	4,6
Veesisese taimestiku sügavuspiir, m	2,5	3,0	5,5	4,9	5,2	5,0	5,2
Kaldaveetaimed							
<i>Acorus calamus</i> L. - harilik kalmus	2	x	1	1	1	1	1
<i>Agrostis</i> sp. - kastehein				x			
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi	2	2	1	1	1	1	1
<i>Calla palustris</i> L. - soovõhk				1	1	1	1
<i>Caltha palustris</i> L. - harilik varsakabi			x				
<i>Cardamine</i> sp. - jürilill	1						1
<i>Carex acuta</i> L. - sale tarn			x	2			1
<i>C. acutiformis</i> Ehrh. - sootarn				x			1
<i>C. diandra</i> Schrank - ümartarn		x	x	1			1
<i>C. pseudocyperus</i> L. - kraavtarn			x	1		2	2
<i>C. rostrata</i> L. - pudeltarn		x	x	2		3	3
<i>Carex</i> spp. - tarnad	3	3	2	3	2	3	3
<i>Cicuta virosa</i> L. - mürkputk	2	2	x	1	1	1	1
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihl	x		x	1	1	2	2
<i>Epilobium palustre</i> L. - soo-pajulill					1	1	1
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. - konnaosi	2	2	2	2	1	2	2
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim. - angervaks				x			1
<i>Galium palustre</i> L. - soomadar			x	x	1	1	1
<i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein	3	2	2			3	3
<i>Juncus bufonius</i> L. kraavluga					x		
<i>Juncus effusus</i> L. - harilik luga				x			
<i>J. tenuis</i> Willd. - sale luga				x			
<i>Juncus</i> sp. - luga		x					
<i>Juncus</i> spp. - load				x			
<i>Lycopus europaeus</i> L. - harilik parkhein		x	x	1			1

<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L. - ussilill	1	1	x	1		2	2
<i>Menyanthes trifoliata</i> L. - ubaleht						1	1
<i>Myosotis scorpioides</i> L. - soo-lõosilm			x	1			1
<i>Peucedanum palustre</i> Moench - soo-piimputk	1	x		1		1	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog				x			
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog	3	3	3	3	3	3	3
<i>Ranunculus lingua</i> L. - suur tulikas	2	1	2	2	2	3	3
<i>Rumex aquaticus</i> L. - vesioblikas				x			
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla -järvkaisel	2	2	2	2	3	2	2
<i>Scirpus sylvaticus</i> L. - metskõrkjas			x	x			
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashain			x	x		1	2
<i>Solanum dulcamara</i> L. harilik maavits			x	x			1
<i>Sparganium erectum</i> L. s. str. - haruline jõgitakjas	1						1
<i>Typha latifolia</i> L. - laialehine hundinui		x	1	x	1	2	3
Ujulehtedega ja ujutaimed							
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. - konnakilbukas	1	2		1			1
<i>Lemna trisulca</i> L. - ristlemmel							
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith - kollane vesikupp	3	3	4	3	3	2	3
<i>Nymphaea alba</i> L. - valge vesiroos	2	2	2				
<i>N. candida</i> C. Presl. - väike vesiroos				1	1	2	2
<i>Potamogeton natans</i> L. - ujuv penikeel	2	2	2	1	1	2	2
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman - lihtjõgitakjas	2			x		1	2
Veesisesed taimed							
<i>Chara contraria</i> A. Braun ex Kuetzing			x				
<i>Ch. rudis</i> A. Br. - krobe mändvetikas või <i>Ch. hispida</i> L.			x				
<i>Chara</i> sp. - mändvetikas	2	2	1			2	2
<i>Elodea canadensis</i> Michx. - kanada vesikatk	1	1	x				2
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. - harilik vesisammal	3	2	3	3		2	2

<i>Myriophyllum spicatum</i> L. - tähk-vesikuusk	2	1	x			2	3
<i>M. verticillatum</i> L. - männas-vesikuusk	2	1		2			
<i>P. crispus</i> L. - kähar penikeel	2	2					2
<i>P. lucens</i> L. - läik-penikeel		x	4	4		3	3
<i>P. perfoliatum</i> L. - kaelus-penikeel	3		2	2		1	1
<i>P. praelongum</i> Wulfen - pikk penikeel			1	x		2	2
<i>Potamogeton</i> sp. - penikeel	x						
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth. - sõõr-särjesilm	2	2	2	2		2	3
Niitrohevetikad				1			1

Uljaste järv

Liik/uurimisaasta	1993	2004	2010	2012	2016	2018
Kaldaveetaimestiku levikusügavus (m)		0,9	1,5		1,6	1,6
Ujulehtedega taimestiku levikusügavus (m)		2,4	3,2		3,4	3,4
Veesisese taimestiku levikusügavus (m)		2,6	2,7		2,5	2,5
<i>Agrostis stolonifera</i> L. - valge kastehein		x				1
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi		1	x	x	1	1
<i>Andromeda polifolia</i> L. - harilik küüvits		x		x	1	1
<i>Calamagrostis</i> sp. - kastik		2		x	1	1
<i>Calla palustris</i> L. - soovõhk						1
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh. - niitjas tarn			x	x		
<i>C. rostrata</i> L. - pudeltarn	2	2				2
<i>C. vesicaria</i> L. - põistarn		x	x	x		2
<i>Carex</i> spp. - tarnad	x		2	1	2	2
<i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench - hanevits				1	1	1
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihl		3	2	3	2	2
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem et.Schult. - nõelalss	1					1
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem et.Schult. - sooalss	1	1		x		
<i>Eleocharis</i> sp. - alss			1			
<i>Equisetum fluviatile</i> L. - konnaosi	2	2	2	2	2	2
<i>Eriophorum vaginatum</i> L. - tupp-villpea		x	1	1	1	1
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br. - harilik parthein	x	1	x	1	1	1
<i>Iris pseudacorus</i> L. - kollane võhumõök		1	1	1	1	1
<i>Juncus effusus</i> L. - harilik luga				x		
<i>Juncus</i> sp. - luga		1				
<i>Ledum palustre</i> L. - sookail				x	1	1
<i>Lycopus europaeus</i> L. - harilik parkhein		2	1	3	2	2
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i> L. - ussilill		x	x	2	2	
<i>L. vulgaris</i> L. - harilik metsvits		3	2	3	2	1
<i>Lythrum salicaria</i> L. - harilik kukesaba			x	1	1	
<i>Mentha aquatica</i> L. - vesimünt			x	x	1	1
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench - harilik sinihelmikas		3	2	3	2	3
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench - soopiimputk		2	2	2	2	2
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog		1	x	x	1	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. Ex Steud. - harilik pilliroog	2	2	2	2	2	2
<i>Scirpus sylvaticus</i> L. - metskõrkjas		2	1	1	1	
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashein		x	1	1	1	1
<i>Stachys palustris</i> L. - soo-nõianõges		x		x	x	1
<i>Thelypteris palustris</i> Schott - harilik soosõnajalg				1	1	1
<i>Typha latifolia</i> L. - laialehine hundinui	2	2	x	1	x	1
<i>Viola</i> sp. - kannike				1		
Ujulehtedega taimed						
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith - kollane vesikupp	2	2	2	2	2	2
<i>Nymphaea alba</i> L. - valge vesiroos		1	1	x	1	1
<i>Polygonum amphibium</i> L. - vesi-kirburohi	3	3	2	2	1	1
<i>Sparganium</i> sp. - jõgitakjas				x		

Veesisesed taimed						
<i>Elodea canadensis</i> Michx. - kanada vesikatk	1	1				
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw. - harilik vesisammal		2				
<i>Fontinalis</i> sp.- vesisamblad				2		
<i>Hypnobryales</i> - ulmikulaadsed	1					
<i>Isoetes lacustris</i> L. - järv-lahnarohi	3	3	2	2	2	2
<i>Lobelia dortmanna</i> L. - vesilobeelia	3	4	2	2	3	3
<i>Nitella flexilis</i> (L.) Agardh - lookjas nitell			x			
<i>Nitella</i> sp.- nitell	3	x				
<i>Nitellopsis obtusa</i> (Desv. In Lois.) Gr. - nitellopsis		x				
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen - pikk penikeel		1		1		
<i>Potamogeton sturrockii</i> A. Benn		2				
<i>Sphagnum</i> spp. - turbasamblad				2	3	3
<i>Cladophora aegagropila</i> = <i>Aegagropila sauteri</i> - järvepallivetikas			x	2	1	1
Niitjad vetikad			3	4	1	1

Suurlaht

Liik/uurimisaasta	2003	2009	2010	2012	2016	2018
Kaldaveetaimestiku levikusügavus (m)		2,0	1,0		1,0	1,0
Ujulehtedega taimestiku levikusügavus (m)		1,0	-		-	-
Veesise taimestiku levikusügavus (m)		2,0	2,0		1,8	1,5
Kaldaveetaimed						
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi	x	x		x	x	1
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla - merimugulkõrkjas	2	2	x	x	x	1
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh. - sootarn	x					
<i>C. elata</i> Bell. ex All. - luhttarn		x		x	x	1
<i>C. pseudocyperus</i> L. - kraavtarn	x	x	x	x	x	1
<i>C. viridula</i> Michx. - ojatarn	x					
<i>Carex</i> sp. - tarn			x			
<i>Carex</i> spp. - tarnad			1	1	1	1
<i>Cladium mariscus</i> (L.) Pohl - lääne-möödkrohi	2	2	2	2	2	2
<i>Cicuta virosa</i> L. - mürkputk				x	x	1
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihl	x	x		x	x	1
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult. - soosalss	x	1		1	x	1
<i>E. uniglumis</i> (Link) Schult - soomusalss	2					
<i>Epilobium hirsutum</i> L. - karvane pajulill			x	x	1	1
<i>Juncus articulatus</i> L. - läikviljane luga	1		x	1	x	1
<i>Juncus</i> sp. - luga		2				
<i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein	2					
<i>Lycopus europaeus</i> L. - harilik parkhein		x	x	x	x	1
<i>Lysimachia thyriflora</i> L. - ussilill		x				
<i>L. vulgaris</i> L. - harilik metsvits	x		x	x	x	1
<i>Lythrum salicaria</i> L. - harilik kukesaba	x	x	x	x	1	1
<i>Mentha aquatica</i> L. - vesimünt		1	x	x	1	1
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench - harilik sinihelmikas	3					
<i>Myosotis scorpioides</i> L. - soo-lõosilm		x		x	x	1
<i>Peucedanum palustre</i> Moench - soo-piimputk			x	x	1	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog		x		x	1	1
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog	4	5	4	5	5	5
<i>Rumex aquaticus</i> L. - vesioblikas	x		1	x		
<i>Rumex hydrolapathum</i> L. - jõgioblikas		x		x		1
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla - järvkaisel		2	1		x	1
<i>Sch. tabernaemontanii</i> (C.Ch.Gmel.) Palla - kare kaisel	2		1	1	1	1
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashain	x		x	x		1
<i>Sium latifolium</i> L. - harilik jõgiputk	x	x		x		
<i>Solanum dulcamara</i> L. - harilik maavits	x					1
<i>Triglochin maritimum</i> L. - rand-õisluht	x					
<i>Typha angustifolia</i> L. - ahtalehine hundinui	2	3	1	1	1	2
<i>T. latifolia</i> L. - laialehine hundinui				x		
Ujulehtedega ja ujutaimed						
<i>Polygonum amphibium</i> L. - vesi-kirburohi	1			x		
<i>Lemna minor</i> L. - väike lemmel	1			x	x	
<i>L. trisulca</i> L. - ristlemmel	1			x	x	
Veesised taimed						

<i>Ceratophyllum demersum</i> L. - räni-kardhein			x	x		
<i>Chara aspera</i> Deth. ex Willd. - kare mändvetikas		4	3	4	4	4
<i>Ch. intermedia</i> A. Braun - keskmine mändvetikas			x	x		1
<i>Ch. tomentosa</i> L. - ruuge mändvetikas		3	2	3	2	3
<i>Chara</i> spp. - mändvetikad	4	5	5	5	5	5
<i>Myriophyllum spicatum</i> L. - tähk-vesikuusk	2	1	2	2		
<i>Najas marina</i> L. subsp. <i>intermedia</i> (Wolfg. Ex Gorski) Casper - vaheline näkirohi		1	2	2	3	3
<i>Potamogeton friesii</i> Rupr. - ogaterav penikeel	1			x	x	
<i>P. gramineus</i> L. - hein-penikeel	1	2				
<i>P. pectinatus</i> L. - kamm-penikeel	2	3	3	3	3	4
<i>Utricularia australis</i> R. Br. - lõuna-vesihernes			x	x		
<i>U. intermedia</i> Hayne - vaheline vesihernes						
<i>U. vulgaris</i> L. - harilik vesihernes	1					
Niitrohevetikad			1	1	1	3