

A photograph of a misty lake with a forest in the background. In the foreground, there are several dead, moss-covered tree trunks and branches. The text is overlaid on the image.

Projekti

HÜDROGEOLOOGILISE JA LIMNOLOOGILISE  
UURINGU LÄBIVIIMINE  
KOOS LOODUSDIREKTIIVI JÄRVEDELE  
LUBATAVA VEETASEME KÕIKUMISE  
VAHEMIKU MÄÄRAMISEGA  
KURTNA MAASTIKUKAITSEALAL

Lõpparuanne

Töö tellija: Keskkonnaamet (hange nr 186535)



KESKKONNAAMET

Töö rahastaja: Keskkonnainvesteeringute Keskus



KESKKONNAINVESTEERINGUTE KESKUS

Töö teostajad:

Tallinna Ülikool, Loodus- ja terviseteaduste  
instituut, Ökoloogia keskus

Tartu Ülikool, Maateaduste ja ökoloogia  
instituut, Geoloogia osakond



TALLINNA ÜLIKOOL



TARTU ÜLIKOOL

Uuringus osalenud eksperdid:

**Tallinna Ülikool**

Jaanus Terasmaa  
Marko Vainu  
Egert Vandel  
Liisa Puusepp  
Galina Kapanen  
Tiit Vaasma  
Oliver Koit

**Tartu Ülikool**

Argo Jõelett  
Marko Kohv  
Maile Polikarpus

# Sisukord

Sisukord.....	3
1. Lähteülesanne.....	5
1.1. Taustainfo .....	5
1.2. Uuringu eesmärk.....	5
1.3. Uuringu eesmärgi saavutamiseks vajalikud tegevused .....	5
2. Probleemi kirjeldus .....	9
2.1. Kurtna järvestiku üldiseloomustus.....	9
2.2. Uuritavate järvede veetaseme kõikumised .....	13
3. Uuringumetoodika .....	17
3.1. Välitööd.....	17
3.2. Limnoloogilised uuringud.....	18
3.2.1. Hüdrofüüsikalised ja -keemilised uuringud .....	18
3.2.2. Fütoplanktoni uuringud .....	20
3.2.3. Zooplanktoni uuringud.....	22
3.2.4. Suurtaimestiku uuringud.....	23
3.2.5. Hüdro-morfoloogilised uuringud .....	24
3.2.6. Natura seisundi hindamine .....	26
3.3. Fotograafilised uuringud .....	29
3.4. Batümeetrilised ja topograafilised uuringud .....	30
3.5. Põhjasetete uuringud.....	31
3.5.1. Georadari uuringud ja sondeerimine.....	31
3.5.2. Litoloogilise koostise määramine.....	32
3.5.3. Fosfori sisalduse määramine.....	33
3.6. Hüdroloogilised uuringud .....	34
3.6.1. Vooluhulkade mõõtmised.....	34
3.6.2. Filtratsioonimõõtmised.....	35
3.6.3. Järvede veebilansside arvutamine .....	38
3.7. Hüdrogeoloogiline modelleerimine .....	40
3.7.1. Mudeli kirjeldus .....	40
3.7.2. Võrdlusmudeli tingimuste valiku alused.....	44
4. Tulemused.....	51
4.1. Järvede seisundid.....	51
4.1.1. Valgejärv.....	51
4.1.2. Martiska järv .....	70
4.1.3. Kuradijärv .....	86
4.1.4. Liivjärv .....	103
4.1.5. Saarejärv .....	119
4.1.6. Järvede troofsuseisundid .....	132
4.2. Järvede batümeetria ja pinnaveevalglad .....	134
4.3. Põhjasetted .....	145
4.3.1. Järvede mineraalsed nõod ja sette paksus .....	145
4.3.2. Setete litoloogia .....	157
4.3.3. Setete fosforisisaldus .....	159
4.4. Järvede ainebilansi hinnang.....	177
4.5. Hüdroloogia .....	180
4.5.1. Vooluhulkade mõõtmised.....	180
4.5.2. Filtratsioonimõõtmised.....	181
4.5.3. Järvede veebilansid .....	186
4.6. Järvede optimaalsed veetasemed, lubatud kõikumiste vahemikud ja veetaseme muutuste mõju ökosüsteemidele.....	190

4.6.1. Valgejärv.....	190
4.6.2. Martiska järv .....	193
4.6.3. Kuradijärv .....	196
4.6.4. Liivjärv .....	199
4.6.5. Saarejärv .....	202
4.7. Hüdrogeoloogilise modelleerimise tulemused .....	205
4.7.1. Põhjavee voolamine vaatluste ja 2017. aasta võrdlusmudeli alusel .....	205
4.7.2. Modelleeritud stsenaariumid .....	209
4.8. Võimalused ja soovitud saavutamaks järvede optimaalseid veetasemeid .....	231
4.8.1. Võimalused Vasavere veehaarde mõjude leevendamiseks.....	231
4.8.2. Võimalused Sirgala karjääri mõjude leevendamiseks.....	234
4.8.3. Võimalused Estonia kaevanduse mõjude leevendamiseks.....	234
4.8.4. Täiendavad tegevused järvede seisundi parandamiseks.....	235
5. Laiendatud kokkuvõte.....	236
5.1. Valgejärv .....	236
5.2. Martiska järv .....	237
5.3. Kuradijärv .....	238
5.4. Liivjärv .....	239
5.5. Saarejärv .....	240
Kasutatud kirjandus .....	242
LISAD .....	247

# 1. Lähteülesanne

## 1.1. Taustainfo

Kurtna järvestiku Kurtna maastikukaitsealale (edaspidi *Kurtna MKA*) jäävates järvedes jätkub veetasemete aastakümneid kestnud kõikumine ja alanemine, mis ohustab järvi ja nende elustikku ning võib viia loodusdirektiivi järveelupaikade lõpliku hävinemiseni. Käesoleval ajal pole läbi viidud kaasaegset uuringut, mis tooks selgelt välja järvi mõjutavad looduslikud ja inimtekkelised mõjurid ning nende ulatuse ja osakaalu kõigi teadaolevate mõjutegurite hulgas. Kaasaegsete uuringute nappus järvede veetasemeid mõjutavatest teguritest ja nende ulatusest on tinginud olukorra, kus puudub üheselt mõistetav hinnang iga konkreetse järve veetaseme kõikumise põhjustele, samuti pole kindlaks määratud lubatavat veetasemete kõikumiste vahemikku. Seetõttu on järvede, sealhulgas loodusdirektiivi järvede seisundi säilitamiseks ja parandamiseks vajalike leevendus- ja kaitsemeetmete rakendamine takistatud.

## 1.2. Uuringu eesmärk

Uuringu eesmärgiks on vastavalt Kurtna MKA kaitsekorralduskavale (2015–2024) selgitada välja, mis põhjustab Kurtna MKA järvede veetasemete kõikumist, määrata iga lisa 2 nimetatud Kurtna MKA loodusdirektiivi järve ja selle elupaigatüübile iseloomuliku elustiku säilimiseks vajalik optimaalne veetaseme vahemik ning selgitada välja võimalused nende vahemike saavutamiseks ja säilitamiseks.

Kurtna MKA järvede veetaset mõjutavad alljärgnevad tegurid:

- kliima;
- Pannjärve ja Pannjärve II liivakarjäärid;
- Vasavere veehaare;
- põlevkivikaevandused (sh. Narva karjäär ja Estonia kaevandus, kavandatud Estonia II kaevandus ning suletud Ahtme ja Viru kaevandused);
- Oru turbaväli;
- kraavide süsteemid (sh. Raudi kanal ja selle poolt Kurtna MKA järvedesse juurde toodav vesi) ja jõed (sh. Vasavere jõgi ja Mustajõgi).

## 1.3. Uuringu eesmärgi saavutamiseks vajalikud tegevused

1.3.1 Hüdrogeoloogilise mudeli koostamisel tuleb aluseks võtta KIK projekti nr 11808 raames valmiv Virumaa hüdrogeoloogiline mudel (2017 valmib esmane versioon, projekti lõpptähtaeg mai 2018) ning selle täpsustamiseks ja kohalikele oludele vastavuse kontrolliks teha järgmist:

1.3.1.1 Koguda kokku ja töötada läbi töö eesmärgi saavutamiseks olulise tähtsusega materjalid seni teostatud uuringute ja seirete kohta, kogutud materjalide kohta koostada nimekiri.

1.3.1.2. Teostada vähemalt tabelis 1.1 nimetatud järvedes georadari ja kontrollpuurimistega põhjasetete uuringud arvestusega, et kontrollpuurimisi tuleb teha igas uuritavas järves vähemalt kahes kohas ning georadari profiilide maht on uuritavate järvede peale kokku vähemalt 7 km.

1.3.1.3. Teostada voluhulkade mõõtmised hüdrooloogilise tsükli jooksul sagedusega vähemalt üks kord kuus suurvee perioodil ja üks kord kahe kuu jooksul muul ajal (kokku vähemalt 9 korda) arvestusega, et mõõtmised hõlmaksid olulisemaid pinnavee juhtmeid.

1.3.1.4. Teostada vähemalt tabelis 1.1 nimetatud järvedes filtratsioonimõõtmised (sh mõõdetakse põhjavee liikumise suunda ja filtreerumiskiirust) vähemalt kahel korral hüdrooloogilise tsükli jooksul arvestusega, et filtratsioonimõõtmised kataksid veetasemete kõrgseisu ja madalseisu eesmärgiga kaardistada läbi järvepõhja toimuva veevahetuse liikumise suund ja hulk ning nende muutumine sesoonselt. Saadud andmeid kasutatakse hüdrogeoloogilise mudeli kontrolliks ja kalibreerimiseks järvede kui käesoleva projekti fookuspunktide kohal.

1.3.1.5. Arvutada vähemalt tabelis 1.1 nimetatud järvede ja Pannjärve liivakarjääri veebilansid kasutades muuhulgas punktis 1.3.1.3 mõõdetud vooluhulkasid, modelleeritud ning punktis 1.3.1.4 teostatud filtratsioonimõõtmistega kontrollitud põhjaveevahetuse koguseid, asjakohaseid meteoroloogilisi andmeid (sh Riigi Ilmateenistuse Tiirikoja ja Jõhvi jaamas kogutud andmeid) ning vajadusel teisi asjakohaseid mõõtmisi.

1.3.1.6. Teostada vajadusel pumpamiskatsed pinnase filtratsiooniomaduste määramiseks, et iseloomustada pinnase veejuhtivust.

1.3.2. Kalibreeritud hüdrogeoloogilise mudeli põhjal kirjeldada lahti seletatult kõikide punktis 1.2 toodud mõjutegurite mõju Kurtna MKA järvedele nende mõjutegurite kaupa tööde teostamise ajal ning järgmistel juhtudel (arvestada tuleb, et juhtumeid täpsustatakse ja täiendatakse projekti käigus juhul, kui see on vajalik nende kooskõlla viimiseks juhtumitega seotud ettevõtete tulevikuplaanidega):

1.3.2.1. sademeid infiltreerub 20% keskmisest rohkem;

1.3.2.2. sademeid infiltreerub 20% keskmisest vähem;

1.3.2.3. veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 10 000 m<sup>3</sup> ööpäevas;

1.3.2.4. veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 8000 m<sup>3</sup> ööpäevas;

1.3.2.5. veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 6000 m<sup>3</sup> ööpäevas;

1.3.2.6. veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 4000 m<sup>3</sup> ööpäevas;

1.3.2.7. Estonia kaevandus ulatub idaosa mäeeraldise piirini ning kaevandust hoitakse kuivana (põhjaveetase kaevanduses põlevkivi lasundi kõrgusel);

1.3.2.8. põlevkivikaevandamine Estonia kaevanduses on kogu mäeeraldise piires oleva varu ammendamisel lõppenud ning kaevandus täitunud veega;

1.3.2.9. ammendatud on kogu põlevkivi varu karjääri viisilisel kaevandamisel Sirgala II karjääri mäeeraldise piires, rajatud on filtratsioonitõkkesein ning veetase reguleeritud 30 m ü.m.p. kõrgusele;

1.3.2.10. ammendamisel on kogu all-maa kaevandamisega kaevandada plaanitud varu Sirgala karjääri mäeeraldise piires ning rajatud kanal V-5, täiendavat filtratsioonitõkke sein pole rajatud;

1.3.2.11. ammendatud on kogu all-maa kaevandamisega plaanitud varu Sirgala karjääri mäeeraldise piires ning kaevandus on täitunud veega, rajatud on kanal V-5 ning täiendavat filtratsioonitõkke sein pole rajatud.

1.3.2.12. juhtumid 1.3.2.2, 1.3.2.3, 1.3.2.7, 1.3.2.8, 1.3.2.9, 1.3.2.10 ja 1.3.2.11 esinevad üheaegselt.

1.3.3. Määrata vähemalt tabelis 1.2. nimetatud Kurtna MKA loodusdirektiivi järvedele iga järve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks (järv säilitab või saavutab looduskaitse seisundi hinnangu loodusdirektiivi elupaigatüüpide kriteeriumite järgi vähemalt tasemel hea ning ökoloogilise seisundi hinnangu veepoliitika raamdirektiivi (edaspidi VRD) kriteeriumite järgi vähemalt tasemel hea) vajalik optimaalne veetase (m ü.m.p.) ja lubatud veetaseme kõikumise vahemik, võttes baastasemeks järvede Tabelis 1.2. nimetatud baas-veetasemed.

Lubatud veetasemete kõikumise vahemike väljaselgitamiseks tuleb teha järgmist:

1.3.3.1. Koguda kokku ja töötada läbi töö eesmärgi saavutamiseks olulise tähtsusega materjalid Kurtna MKA järvedes seni teostatud uuringute ja seirete kohta, kogutud materjalide kohta koostada nimekiri.

1.3.3.2. Teostada vähemalt tabelis 1.2. nimetatud järvedes elustiku uuringud (kasutades väikejärvede seire meetodikat) arvestusega, et uuringusse oleksid elustikurühmadest hõlmatud vähemalt:

- fütoplankton (liigid, biomass, seisundi indeksid) järve keskmisest osast sõltuvalt kihistusest 1-3 proovi;
- zooplankton (liigid, seisundi indeksid, arvukus ja biomass);
- suurtaimed (liigid, rühmade ohtrused, levikusügavus, domineerivate koosluste alusel seisundi hinnang).

1.3.3.3. Teostada vähemalt tabelis 1.2 nimetatud järvede hüdrofüüsikalised ja keemilised analüüsid vähemalt üks kord vegetatsiooniperioodil (vahemikus mai kuni september), võttes iga järve

sügavaimast punktist sõltuvalt kihistusest 1-3 proovi (kihistunud järvede puhul üks proov igast veekihist) ning laboris määrata järgmised näitajad:

- N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub> ja N-üld kontsentratsioonid (mg/l);
- PO<sub>4</sub> ja P-üld kontsentratsioonid (mg/l);
- Cl<sup>-</sup> kontsentratsioon (mg/l);
- lahustunud orgaaniline aine (dikromaatne oksüdeeritavus);
- kollane aine (mg/l);
- klorofüll A (mg/m<sup>3</sup>);

Kohapeal tuleb samal ajal mõõta järgnevad parameetrid:

- mõõtekoha sügavus;
- pH;
- lahustunud aine sisaldus (TDS);
- üldaluselisus;
- vee värvus;
- elektrijuhtivus;
- vee läbipaistvus;
- hapnikurežiim veesambas;
- temperatuurirežiim veesambas.

1.3.3.4. Teostada vähemalt tabelis 1.2 nimetatud järvede hüdro-morfoloogilised uuringud vastavalt VRD-st tulenevale kohustusele vähemalt üks kord uuringuperioodi jooksul eesmärgiga määrata järvede kaldaalade looduslik seisund ja täpsemalt kirjeldada veetaseme muutustega kaasnevat mõju. Töö läbiviimiseks tuleb kasutada muuhulgas punktis 1.3.3.8 kirjeldatud meetodikaga tehtud kõrglahutusega ortofotosid (tif formaadis).

1.3.3.5. Järve erinevate kihtide mahtude määramiseks ning veebilansi koostamiseks tuleb koostada iga tabelis 1.1. nimetatud järve kohta sügavuskaart. Sügavuskaardid peavad olema seostatavad iga tabelis 1.1. nimetatud järve baasveetasemega ning baseeruma hüdrograafilisel mõõdistamisel, kus mõõteprofiilide tihedus on kuni 10 ha järvede puhul <30 m, suuremate järvede puhul <60 m). Lisaks tuleb pisteliselt sondeerimise ning georadari abil määrata järvede settelasundi paiknemine ja mineraalse nõo morfoloogia.

1.3.3.6. Teostada vähemalt iga tabelis 1.2 nimetatud järves setete uuringud järvede enesereostuse ohu väljaselgitamiseks määrates selleks setete aktiivses kihis orgaanilise ja anorgaanilise aine sisaldus ja erinevad fosfori fraktsioonid (labiilne ja nõrgalt seotud fosfor, raua- ja alumiiniumiühenditega seotud fosfor, mitteapatiitne anorgaaniline fosfor, kaltsiumiühenditega seotud fosfor ja orgaanilise aine seotud fosfor) ning arvutada mobiilse ja mittemobiilse fosfori kogused. Töö teostamiseks tuleb esmalt määrata iga uuritava järve sette aktiivse kihi paksus, võttes setteläbilõiked järve läbivalt profiililt erinevatest sügavustest iga järves vähemalt kolmest punktist. Seejärel määrata iga setteläbilõike aktiivses kihis mobiilse ja mittemobiilse fosfori sisaldus 5 cm sammuga. Kogu järve aktiivses settekihis paikneva fosfori koguse arvutamisel tuleb kasutada punktis 1.3.1.2 teostatud sondeerimise ja georadariga leitud settimisala ulatust järves.

1.3.3.7. Kui mõnes järves tuvastatakse hüdrokeemiliste uuringute käigus järve põhjalähedases veekihi normist oluliselt kõrgemad toiteainete sisaldus, siis tuleb vastavale järvele koostada uuringu käigus kogutud (punkt 1.3.3.3 ja 1.3.3.6) ja muudele olemasolevasolevatele asjakohastele andmetele (nt välisõhu ja sademete seire) tuginev ainebilansi hinnang. Koostatud ainebilanss on üheks sisendiks ökosüsteemile avalduva veetaseme muutuste mõju hindamisel.

1.3.3.8. Teha vähemalt kahel korral aastas vegetatsiooniperioodil (esimene kord vahetult pärast jääminekut ning teine kord juuli lõpp – augusti algus) kõrglahutusega ortofoto (piksli suurus väiksem kui 4 cm, vajadusel kasutatakse teisi spektrivahemike (nt. NIR) hindamiseks bioproduktiooni), vähemalt

tabelis 1.2 nimetatud järvede veepeeglitest eesmärgiga kaardistada taimestiku ulatus ja iseloom, hinnata järvede kalda ja litoraali iseloomu ning järvede hüdro-morfoloogilist seisundit.

1.3.4. Kirjeldada veetaseme muutuste mõju vähemalt tabelis 1.2 nimetatud Kurtna MKA loodusdirektiivi järvede ökosüsteemidele, kajastades arutelus muuhulgas elustiku reageerimisega ja tuginedes muuhulgas punkti 1.3.3 alapunktides läbi viidud uuringutele, järgmistel juhtudel: (veetasemete võrdlustasemeks tuleb võtta tabelis 1.2 nimetatud baasveetasemed ning veetaseme muutuste mõju tuleb kirjeldada 0,5 m sammuga, v.a. stsenaariumid, mis ületavad tabelis 1.2 nimetatud 1946. a veetasemeid):

- 1.3.4.1. veetase langeb püsivalt 0,5 m;
- 1.3.4.2. veetase langeb püsivalt 1 m;
- 1.3.4.3. veetase langeb püsivalt 1,5 m
- 1.3.4.4. veetase langeb püsivalt 2 m;
- 1.3.4.5. veetase langeb püsivalt 2,5 m;
- 1.3.4.6. veetase tõuseb püsivalt 0,5 m;
- 1.3.4.7. veetase tõuseb püsivalt 1 m;
- 1.3.4.8. veetase tõuseb püsivalt 1,5 m.

1.3.5. Kalibreeritud hüdrogeoloogilise mudeli põhjal kirjeldada lahti seletatult võimalusi saavutamaks punktis 1.3.3 loodusdirektiivi järvedele määratud iga järve ökosüsteemi normaalseks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase ja lubatud veetaseme kõikumine erinevate tegurite koosmõjul.

1.3.6. Esitada soovitus edaspidiseks tegutsemiseks saavutamaks olukorda, kus Kurtna MKA loodusdirektiivi järvede veetasemete kõikumised jäävad igal tabelis 1.2. nimetatud järvel punktis 1.3.3 määratud lubatud veetasemete kõikumiste vahemikku.

*Tabel 1.1. Hüdrogeoloogilise mudeli kalibreerimiseks uuritavad järved, nende baas-veetasemed ning 1946. a (enne Ahtme kaevanduse avamist) mõõdetud veetasemed. Baas-veetasemete määramisel on kombineeritud 2012. a kevadel tehtud täppismõõdistusi, Eesti Energia seireandmeid ning 2009. a. läbi viidud LiDAR-mõõdistamise andmeid. BK77 – Balti kõrgussüsteem, EH2000 – Euroopa kõrgussüsteem*

Järv	Baas-veetase (BVT), m ü.m.p. (BK77)	Baas-veetase (BVT), m ü.m.p. (EH2000)	1946. a mõõdetud veetase, m ü.m.p. (BK77)
Ahnejärv	44,9	45,09	46,8
Kuradijärv	44,2	44,39	46,0
Liivjärv	42,9	43,09	45,7
Martiska	44,4	44,59	46,0
Nõmmejärv	45,7	45,89	46,5
Saarejärv	44,3	44,49	44,3
Suurjärv	46,5	46,69	47,4
Valgejärv	44,2	44,39	44,4

*Tabel 1.2. Loodusdirektiivi järgi elupaigatüübis 3110 olevad järved\*, mille antakse ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik seisundi hinnang, nende baas-veetasemed ning 1946. a. (enne Ahtme kaevanduse avamist) mõõdetud veetasemed. Baas-veetasemete määramisel on kombineeritud 2012. a. kevadel tehtud täppismõõdistusi, EE seireandmeid ning 2009. a. läbi viidud LiDAR-mõõdistamise andmeid*

Järv	Baas-veetase (BVT), m ü.m.p. (BK77)	Baas-veetase (BVT), m ü.m.p. (EH2000)	1946. a mõõdetud veetase, m ü.m.p. (BK77)
Kuradijärv	44,2	44,39	46,0
Liivjärv	42,9	43,09	45,7
Martiska	44,4	44,59	46,0
Saarejärv*	44,3	44,49	44,3
Valgejärv	44,2	44,39	44,4

\*Alates veebruarist 2019 on Saarejärv EELISE Natura elupaikade kihil ümberklassifitseeritud elupaigatüüpi 3160.



## 2. Probleemi kirjeldus

### 2.1. Kurtna järvestiku üldisloomustus

Kurtna maastikukaitseala (pindala 2805 ha; joonis 2.1) asub Ida-Viru maakonnas Alutaguse vallas. Kaitseala on moodustatud ENSV Ministrite Nõukogu 8. juuni 1987. a määrusega nr 319 “Vilsandi Riikliku Looduskaitseala kaitsetsooni ja Kurtna maastikukaitseala moodustamine” kaitse alla võetud ala baasil. Kaitseala loodi eesmärgiga säilitada Kirde-Eesti ainulaadset mõhnastikega järve- ja jõekaitseala koos kõigi selle komponentidega ning neis toimivate loodusprotsesside ja -nähtuste kulgemise uurimiseks. Kehtiva kaitse-eeskirja järgi on maastikukaitseala kaitse-eesmärkideks Kurtna järvederikka mõhnastiku maastikuilme, unikaalsete järveökosüsteemide ja koosluste, sealhulgas EÜ nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta I lisas nimetatud elupaigatüüpide – liivaalade vähetoiteliste järvede (3110), vähe- kuni kesktöiteliste mõõdukalt kareda veega järvede (3130) ning vähe- kuni kesktöiteliste kalgiveeliste järvede (3140) kaitse, säilitamine ning sellega seotud puhkeväärtuste kaitse ja tutvustamine (Kurtna järvestiku... 2005). Kaitseala pindalaks on 2805 ha, millest 93% on tänasel päeval riigi omandis. Kaitsealal domineerib mets (74% – 2077 ha), järgnevad sood (12% – 336 ha) ja veekogud (6,7% – 200 ha). Alates 24.11.2018 kuulub maastikukaitseala Alutaguse rahvusparki koosseisu.

Kurtna järvestik asub Alutaguse madalikul, Kurtna mõhnastikus ja seda ümbritsevatel tasandikualadel (joonis 2.1). Mõhnastik kujunes viimase jääaja lõpus 12 200–12 300 aastat tagasi Vasavere ürgoru kohale taganeva liustikukeele poolt maha jäetud irdjääväljas (Karukäpp 1987). Mõhnad koosnevad limno- ja fluvioglatsiaalsetest liivadest ja kruusadest. Nendevahelised sulglohud ehk sõllid on tekkinud glatsiokarstiliselt ehk kujunesid osaliselt mattunud jääpangaste aeglasel sulamisel. Mõhnastiku küngaste ja seljandike ning nendevaheliste sulglohude kõrgused varieeruvad vahemikus 40–70 m ü.m.p. (Kont & Arold 1987) Põhjaveetaseme tõesust täitusid madalama absoluutkõrgusega sulglohud veega ning kujunesid arvukad järvesilmad. Taimkattes domineerivad enamikul alast kuivad palu- ja nõmmemännikud. Järvede kallastel ja kuivade sõllide põhjades esineb ka kase ülekaaluga metsatukki.

Vasavere ürgorg on kuni 80 m sügavune Kvaternaariajastu liiva ja kruusaga täitunud vagumus Ordoviitsiumi settetikivimites. Ürgoru suure veejuhtivusega setetes asub vabapinnaline Kvaternaari Vasavere põhjaveekiht, mida osaliselt eraldab sügavamal paiknevast Ordoviitsiumi veekihist madala veejuhtivusega katkendlik moreenikiht. (Erg 1987, Perens et al. 2012) Looduslik põhjavee liikumise suund järvestikus on läänest itta (Vallner 1987). Vasavere põhjaveekihi oluline roll mitme Kurtna järve veebilansis. Samuti ammutatakse sellest veekihist Vasavere põhjaveehaarde kaudu Jõhvi ning Kohtla-Järve Ahtme, Oru, Järve ja Kukruse linnaosade joogivesi.

Järvestiku järvede arvu puhul on kindlam kasutada mõnda umbmäärasust väljendavat sõna. Põhjuseks asjaolu, et järvede täpne arv erinevates käsitlustes mõnevõrra varieerub, sõltuvalt sellest, kas mõnda pisemat veekogu või mõne järve pooleraldatud soppa loetakse (eraldi) järveks. Näiteks on Konsu järvest lühikese väinaga eraldatud Peenjõe loetud nii Konsu järve osaks (nt. Mäemets 1968; 1977; 1987; Ideon & Pöder 1996) kui eraldi järveks (Tamre 2006; EELIS 2019). Eraldi järvedeks on loetud ka järvestiku põhjaosas Kulpjärve läheduses asuvat Laukesoo laugast ja Suurjärvest lõunas asuvat Niinsaarte-tagust laugast (Pallo 1976; Mäemets 1987; Reisenbuk et al. 1989). Lisaks on varasemates nimistutes kirjas Konnajärve ja Kihljärve vahel asunud Vasavere Mustjärv (nt. Mäemets 1977), mis aga oli 1987. aastaks kuivanud (Mäemets 1987) ning pole enam taastunud. Keskkonnaregistri andmetel on 2019. aasta seisuga järvestikus 39 looduslikku järve, mille pindala ulatub 0,1 ha-st 146 ha-ni.

Lisaks sellele, et tegemist on Eesti kõige järverikkaima piirkonnaga, seisneb ala unikaalsus ka järvetüüpides, mis seal asuvad või on lähiminevikus asunud. Enamik järvestiku järvedest on ilma pinnavee sisse- või väljavooluta umbjärved. Enamik praeguseid läbivoolu- või lähtejärvigi on oma looduslikus seisus olnud umbjärved ning nende veerežiim on ümberkorraldatud inimeste poolt. 1960ndatel aastatel asus järvestikus Aare Mäemetsa hinnangul viis (Ahnejärv, Kuradijärv, Liivjärv, Martiska järv ja Valgejärv) Eesti üheksast oligotroofsest ehk vähetoitelisest järvest (Mäemets 1966). Oligotroofsed järved sisaldavad väga vähe toit-, mineraal- ja huumusaineid. See muudab need väga haruldaseks ning väga haavatavaks nii looduslikele kui eriti inimtekkelistele mõjuritele.

Tänapäeval on järvestiku 18 järve loetud piisavalt väärtuslikuks, et on liigitatud Euroopa Liidu loodusdirektiivi (LD) üleeuroopalise tähtsusega elupaigatüüpide hulka (joonis 2.1). Kuus neist kuulub elupaigatüüpi 3110 – liiva-alade vähetoitelised järved, kaks elupaigatüüpi 3130 – vähe- kuni kesktoitelised mõõdukalt kareda veega järved, seitse elupaigatüüpi 3140 – vähe- kuni kesktoitelised kalgiveelised järved ning kolm elupaigatüüpi 3160 – huumustoitelised järved ja järvikud. Kuni veebruarini 2019 olid elupaigatüüpi 3160 järved loetud elupaigatüüpi 3110. Elupaigajärvedest 15 (v. a. Pannjärv, Kastjärv ja Konsu järv) jäävad EÜ nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ alusel moodustatud Kurtna loodusala piiridesse. Üksikutes elupaigatüüpi 3110 kuuluvates järvedes kasvab endiselt haruldasi teise looduskaitsekategooriasse kuuluvaid vähetoiteliste järvede tunnusliike vesilobeeliat (*Lobelia dortmanna*), lamedalehist jõgitakjat (*Sparganium angustifolium*) ja järv-lahnarohtu (*Isoetes lacustris*). (EELIS, 2019) Kui praegu leidub neist esimest kahte vaid Valgejärves, siis varem olid need levinud laialdasemalt, sh. Martiska ja Ahnejärves (Mäemets 1977).

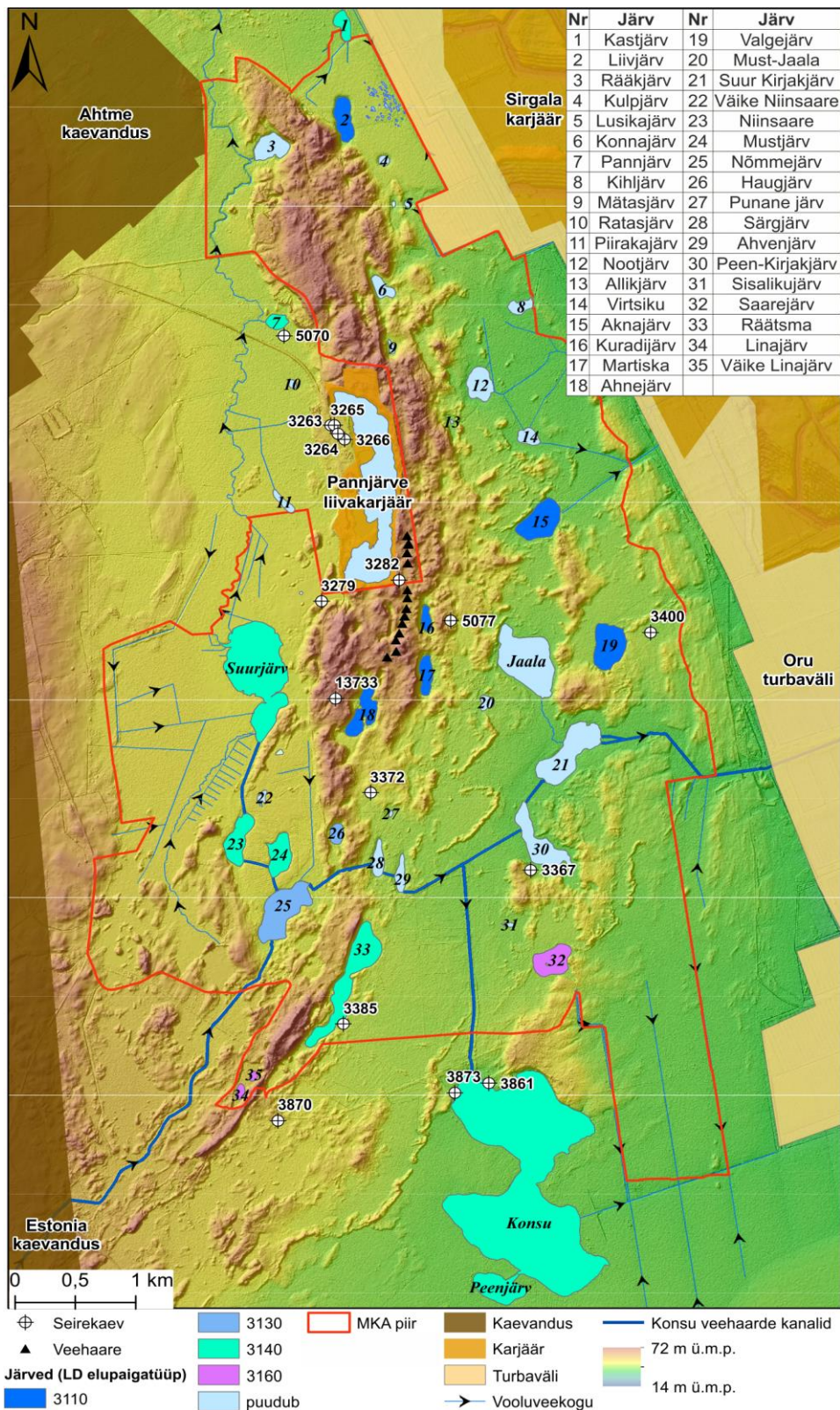
Kurtna järvestikule avalduva inimõju esimesi märke võib leida alates 19. sajandi keskpaigast, kui mõned järved ühendati omavahel kraavidega (Punning et al. 1997). 19. sajandi lõpuks olid omavahel ühendatud senised umbjärved Nõmmejärv, Ahnejärv ja Särgjärv ning rajatud väljavool Peen-Kirjakjärve. Samuti oli rajatud ühendus Raudi oja ja Nõmmejärve vahele. Varem voolas Raudi oja Kurtna Suurjärve. Olemas olid juba ka väljavoolukraavid Liiv-, Kast- ja Valgejärvest. Samuti oli rajatud Konnajärve ja Vasavere Mustjärve Kihljärvega ühendav kraavisüsteem. Ajalooliste kaartide põhjal võib järeldada, et looduslik vooluveestik oli 19. sajandi keskel Kurtna järvestiku alal järgmine. Järvestikust edelas sai lähte ja suubus Kurtna Suurjärve Raudi oja. Kurtna Suurjärvest sai lähte põhjasuunas voolanud Vasavere jõgi. Sisalikujärvest algas läbi Peen- ja Suur-Kirjakjärve idasuunas voolanud Mustajõgi. Mustajõkke voolas ka oja Jaala järvest. Allikjärvest, Virtsiku järvest ja Kihljärvest sai oma veed idasuunas voolanud Viivikonna oja. (Kivioja 2017)

1920ndatel ja 1930ndatel tegutses Nõmmejärve ääres sõjaväelaager ning II maailmasõja ajal põletati mõhnastiku keskosa männimetsad. Neile tegevustele vaatamata olid järved kuni 1940ndate aastateni suhteliselt looduslikus seisus. (Mäemets 1987)

Aastal 1946 rajati järvestikust loodesse **Ahtme põlevkivikaevandus** (joonis 2.1). Põlevkivikihtide lasumise tõttu allpool põhjaveetasel tuli kaevandusest hakata põhjavett välja pumpama, mis tõi kaasa põhjaveetaseme languse kaevanduse ümber. Seega oli tegemist esimese Kurtna piirkonna põhjavee taset ja voolusuundi mõjutava inimtegevuse ilminguga. (Vallner 1987) Kaevandus jõudis järvestikust 400 m kaugusele ning suleti 2002. aastal, seejärel täitusid kaevanduskäigud taas põhjaveega (Savitski & Savva 2005). Sulfaadirikka põhjavee liikumise takistamiseks Vasavere veehaarde poole rajati Sanniku oja lähedusse ülevoolu puurkaevud, mis hoiavad veetaseme kaevanduses vahemikus 42,0–43,5 m ü.m.p. (Perens et al. 2010).

Aastal 1962 avati järvestikust idas **Sirgala põlevkivikarjäär** (Sepp & Pensa 2009). See tegutseb endiselt ning on jõudnud lähimast järvest 500 m kaugusele (joonis 2.1). Tranžeede põhjas asuvate veesilmade veetaseme kõrguste (Maa-ameti kõrgusmudeli alusel) ja karjääri läänepiirile lähedaste põhjaveekaevude veetaseme järgi võib hinnata, et põhjaveetaseme on karjääris langenud enam kui 20 m. Alates 1990ndatest on kaevandajal kohustus hoida karjääri ja järvestiku vahel asuvas filtratsioonibasseinis piisaval hulgal vett, et vältida põhjaveetaseme langust järvestiku idaosas. Samuti tuleb tagada karjääri läänepiiril vähejuhtivatest setetest filtratsioonitõkke olemasolu. (Metsur et al. 2015)

Aastal 1973 rajati järvestikust edelasse **Estonia põlevkivikaevandus** (Kutsar 2017). Kaevandus tegutseb siiani, kuid seni teadaolevalt ei ulatu selle põhjaveetasel alandav mõju (veel) järvestikuni.



Joonis 2.1. Kurna järvestiku järved Keskkonnaregistri andmetel, piirkonna topograafia, inimtegevuse mõjurid ja põhjaveetaseme seirekaevud.

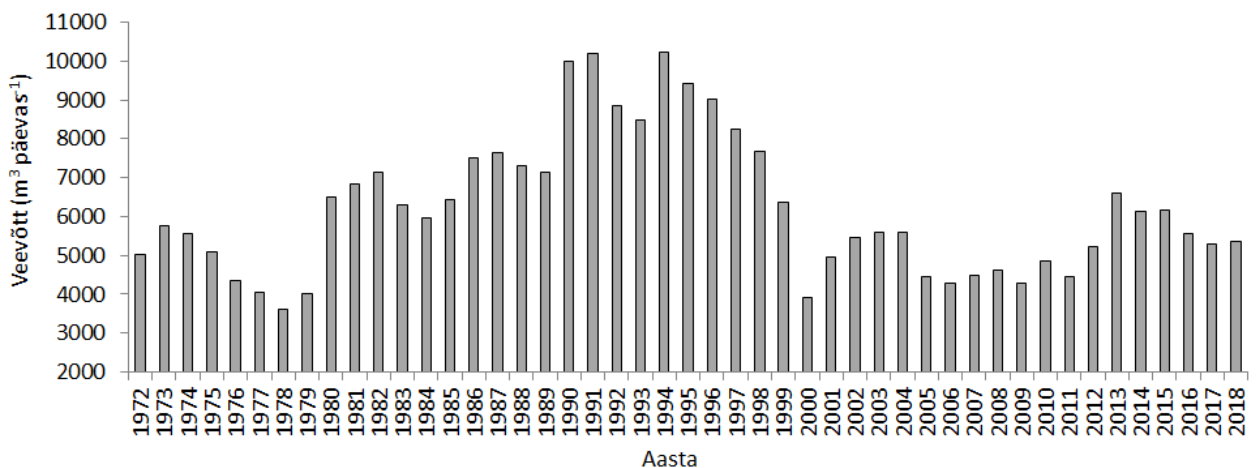
Aastal 1948 rajati **Konsu järve pinnaveehaare** (Aruniit 1961), s.t. pumbajaam ja torujuhe Kohtla-Järvele, et varustada sealset põlevkivikeemia tehist (tänapäeval Viru Keemia Grupp AS) tehnoloogilise veega. Konsu veekoguse säilitamiseks rajati aastatel 1953–1963 kanalite süsteem, mis ühendas omavahel 11 järve (Mäemets 1977; Ilomets et al. 1987). Alates 1970. aastast suunati veevarude täiendamiseks süsteemi peakanalisse – Raudi kanalisse – kaugemal läänes asunud Viru kaevandusest väljapumbatud vett. Hiljem hakati kanalisse pumpama ka Estonia kaevanduse vett. (Ideon ja Põder, 1996) Tänapäeval on kanalisüsteemiga ühendatud üheksa järve (joonis 2.1) ja siia suunatakse kaevandusvett vaid Estonia

kaevandusest. Osa veest jõuab Konsu järve, kuid osa läbib järvestiku ning väljub sellest Mustajõe kaudu ning suundub pärast Narva põlevkivikarjääri läbimist Narva jõkke. Kanalite süsteemi rajamise tõttu langes veetase sellega ühendatud järvedes ning muutis oluliselt nende veekeemiat (Mäemets 1977).

Aastal 1964 rajati järvestikust idasse **Oru turbaväli** (Ilomets et al. 1987), et ära kasutada põlevkivi peal lasuvad turbavarud. Turbavälja kuivendussüsteemid tõid kaasa veetaseme languse selle lähedal asuvates järvedes. Näiteks Liivjärve veetase alanes 2 m aastatel 1960–1975 (Vartsen 1989; Ideon ja Pöder 1996). Turba kaevandamine jätkub tänapäevani.

Samuti 1964. aastal avati järvestiku keskosas **Pannjärve liivakarjäär** (Ideon ja Pöder 1996). Esialgu toimus kaevandamine põhjaveetasemest kõrgemal, mistõttu sellel ei olnud järvedele arvestatavat mõju. Kuid alates 1979. aastast on liiva kaevandatud põhjaveetasemest madalamal hüdropumpamise teel (Ideon ja Pöder 1996). Kaevandamine jätkub tänapäevani ning moodustunud on 45 ha suurune tehisjärv (joonis 2.1).

Kõige värskem veeresursside kasutamise rajatis Kurtnas on **Vasavere põhjaveehaare**. See ehitati 1972. aastal (Ideon ja Pöder 1996) ning koosneb 14-st põhja-lõuna suunaliselt paigutatud puurkaevust (joonis 2.1), millest pumbatavat vett tarbitakse olmeveena Jõhvis ning Kohtla-Järve Ahtme, Oru, Järve ja Kukruse linnaosades. Aastast 2006 on maksimaalne lubatud summaarne veevõtt puurkaevudest 8000 m<sup>3</sup>/d (Ida-Viru maakonna... 2006). Kogu tegutsemisperioodi jooksul on ametlik veevõtt kõikunud 4000 m<sup>3</sup>-st ööpäevas 10 000 m<sup>3</sup>-ni ööpäevas (joonis 2.2). Viimati toimus oluline põhjaveevõtu suurenemine 2012. aasta suvel, pärast osade puurkaevude rekonstrueerimist. Kui perioodil 06.2011–05.2012 oli keskmine pumpamismaht 4190 m<sup>3</sup>/d, siis perioodil 06.2012–05.2013 oli see 6340 m<sup>3</sup>/d ehk kasv oli 51% ning 2013. aasta aastakeskmine veevõtt ulatus 6600 m<sup>3</sup>/d. Viimastel aastatel on keskmine veevõtt püsinud vahemikus 5300–5600 m<sup>3</sup>/d.



Joonis 2.2. Keskmised põhjaveeammutamise kogused Vasavere põhjaveehaardest (andmed – Eesti Geoloogiateenistus ja vee-ettevõtte OÜ Järve Biopuhasti).

Esimest korda tõusis Kurtna loodusliku maastiku säilitamise ja loodusressursside kasutamise laiendamise vaheline konflikt esile 1970ndatel, kui limnoloogid hakkasid nõudma järvestiku range kaitse alla võtmist ning kõigi kaevandamis- ja veevõtutegevuste lõpetamist järvestiku läheduses (Mäemets 1977). Aastal 1977 koostati projekt, et rajada veehaarde veevarude täiendamiseks filtratsioonibasseinide süsteem, kuhu hakataks pumbatama vett Suurjärvest (Metslang & Metslang 1977). Seda plaani ei viidud aga ellu.

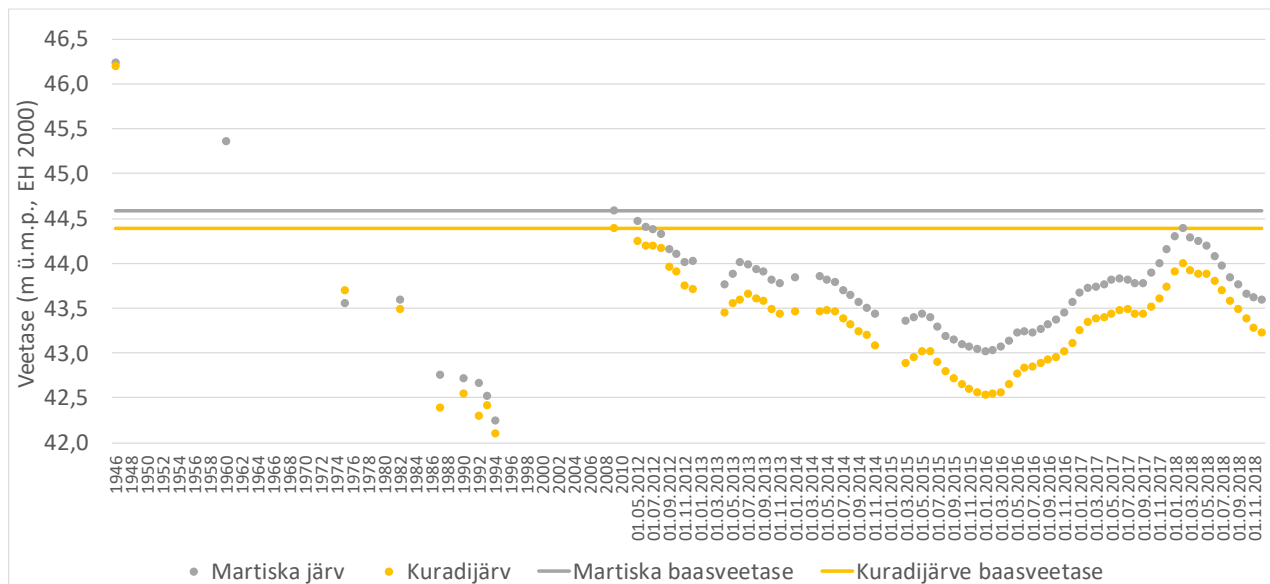
1980ndate keskel viidi järvestikus läbi põhjalik erinevaid maastikukomponente hõlmav uuring (Ilomets 1987; 1989), mille tulemused aitasid kaasa maastikukaitseala rajamisele 1987. aastal. See aga ei lõpetanud ühtegi eelkirjeldatud järvestikku mõjutavat tegevust. Suurim mõju oli pigem selles, et plaanid kaevandada põlevkivi järvestikule veel lähemal või ammutada veel rohkem põhjavett, ei realiseerunud.

1990ndate aastate esimeses pooles viidi läbi USA Keskkonnakaitse ameti kaasrahastatud keskkonnaekspertiis Kurtna piirkonna tootmisalade järvestikule avalduva mõju väljaselgitamiseks ja leevendamiseks (Ideon & Pöder 1996). Töös anti soovitusi seirevõrgustike rajamiseks ja pakuti leevendusmeetmeid inimõhu vähendamiseks. Taaskord jäid enamik väljapakutud plaane paberile, peamiselt Eestit 1990ndate lõpus tabanud majanduskriisi tõttu.

## 2.2. Uuritavate järvede veetaseme kõikumised

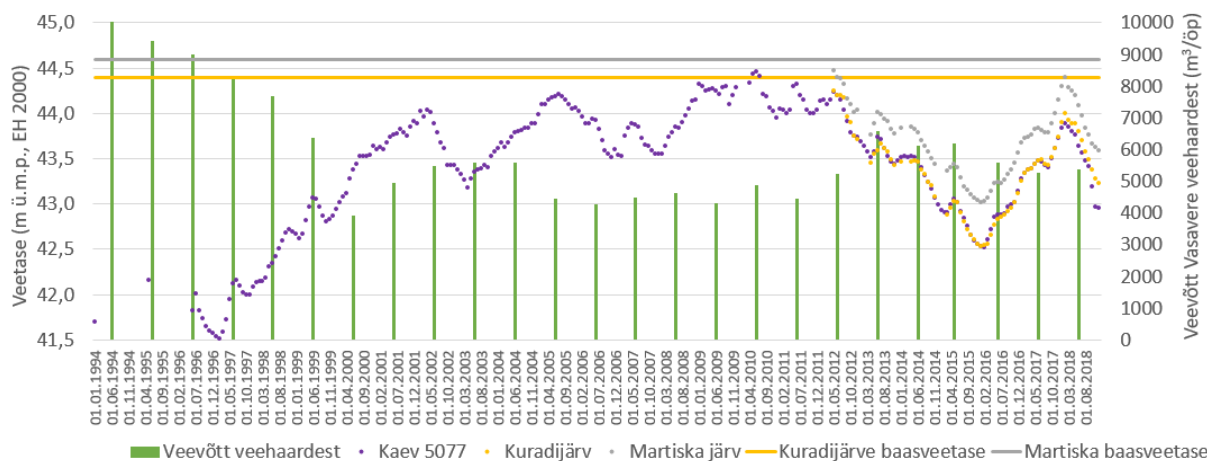
Uuringu fookuses on viis Kurtina looduslal asuvat Natura elupaigatüüpi 3110 kuuluvat järve, Valgejärv, Martiska järv, Kuradijärv, Liivjärv ja Saarejärv. Tegemist on järvedega, millel on viimase 70 aasta jooksul juba toimunud ulatuslikud ökosüsteeme kahjustanud veetaseme muutused (Martiska järv, Kuradijärv, Liivjärv) või mille läheduses planeeritava inimtegevuse tõttu on neil reaalne oht ulatuslikeks ökosüsteeme kahjustatavateks veetaseme muutusteks (Valgejärv, Saarejärv).

Uuringujärvede loodusliku veetaseme teadaolevad andmed pärinevad aastast 1946 (Erg & Ilomets 1989; Vartsen 1989). Perioodist 1946–2012 on järvede veetasemete kohta vaid üksikuid mõõtmisandmeid (Erg & Ilomets, 1989; Vartsen 1989; Domanova & Krapiva 1996; Domanova & Fyodrov 1997) (joonis 2.3). Nende põhjal võib järeldada, et Martiska ja Kuradijärve veetase oli mõnevõrra langenud juba 1960. aastaks. Suurem veetaseme langus algas 1970ndatel ning teadaolevad madalaimad veetasemed saavutati 1990ndate keskpaigas. Nende järvede puhul algab pidevam veetasemete seirerida 2012. aasta maikuust. Kui 2012. aasta maiks olid järvede veetasemed 1990ndate keskpaiga madalseisust tugevalt taastunud ning veetasemed olid kuni meetri võrra kõrgemad ka 1970ndate keskpaiga veetasemetest, siis 2012. aasta suvest algas veetaseme langus, mis vältas 2016. aasta alguseni. Selleks ajaks oli kummagi järve puhul 1990ndate miinimumist puudu jäänud vastavalt kaheksakümmend ja viiskümmend sentimeetrit. 2016. aasta alguses pöörasid veetasemed taas tõusule ning tõus kestis 2018. aasta kevadeni. Seejärel hakkasid järvede veetasemed taas langema.



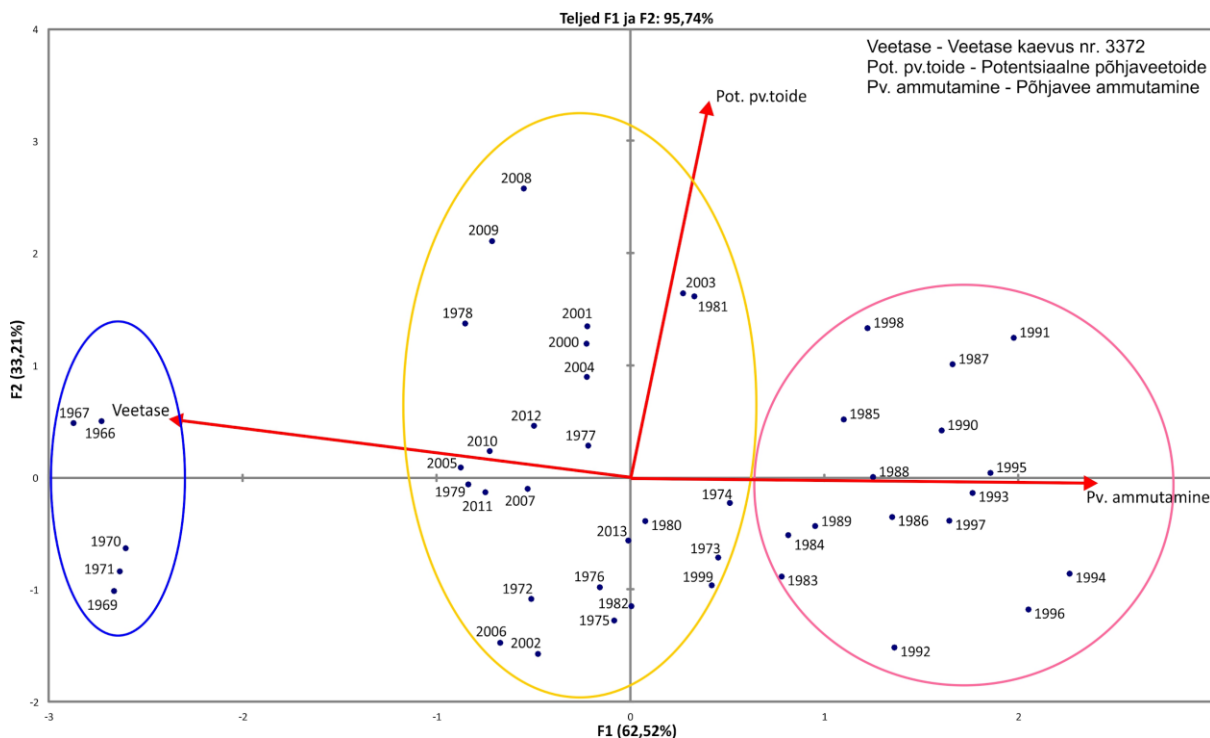
Joonis 2.3. Martiska ja Kuradijärve veetaseme muutused 1946–2018.

2012. aastast varasema perioodi kohta puuduvad küll järvede veetasemete seireandmed, kuid alates 1996. aastast on olemas on Kuradijärvest idas asuva Kvatenaari põhjavee seirekaevu veetaseme andmed (joonis 2.4). Seirekaevu ning Kuradi- ja Martiska järve veetasemete võrdlus perioodil 2012–2018 näitab, et seirekaevu veetaseme käik langeb tugevalt kokku mõlema järve veetaseme käikudega. Seega võib seirekaevu veetaseme andmete põhjal teha ettevaatlikke oletusi ka nimetatud järvede veetasemete kohta 1990ndate teises pooles ja 21. sajandi alguses. Selgub, et järvede veetasemete tegelik miinimum võis olla 1996. aasta lõpus 1997. aasta alguses, mil põhjaveetase oli 60–70 cm madalam kui järvede veetasemed 1994. aastal. Selle sajandi kõige kõrgem veetase võis aga olla 2010. aastal, mõnikümmend sentimeetrit kõrgem kui 2012. aasta kevadel.



Joonis 2.4. Põhjavee seirekaevu nr 5077 ning Martiska ja Kuradijärve veetaseme muutused 1994–2018 ja aastakeskmise ööpäevane veevõtt Vasavere veehaardest.

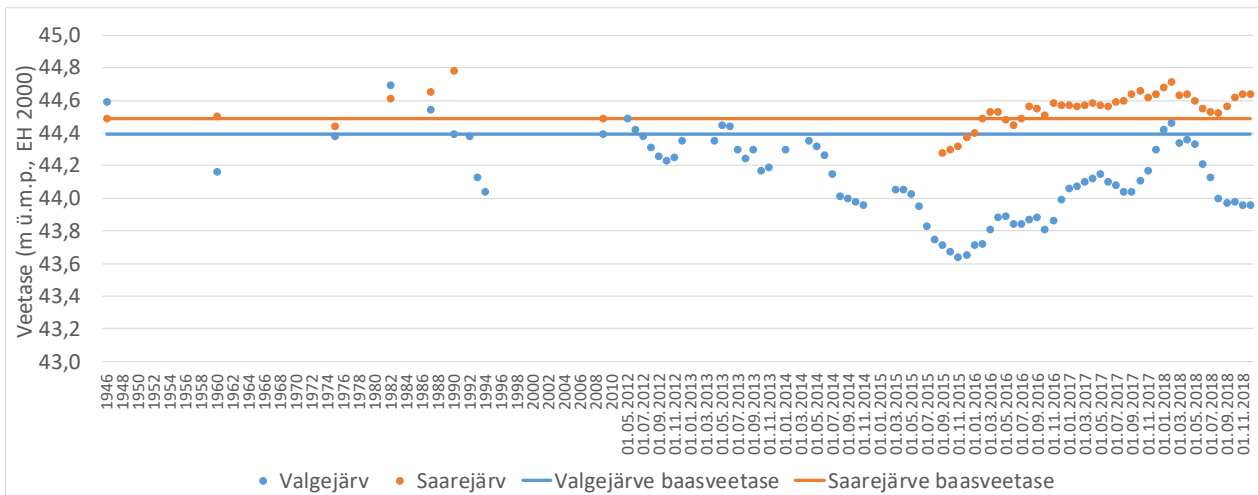
Vainu (2018) doktoritöös on näidatud, et Martiska ja Kuradijärve veetaseme muutustega hästi korreleeruva pika andmeregaga (alates 1959. aastast) Kvaternaari põhjavee seirekaevu nr. 3372 (mai 2012–detsember 2015 Martiska järv  $R^2=0,88$ , Kuradijärv  $R^2=0,83$ ) aastakeskmise veetasemete muutusi kirjeldab eelkõige aastakeskmise põhjaveevõtt Vasavere veehaardest mitte aga sademete ja aurumise vahest sõltuv potentsiaalne põhjaveetoide (joonis 2.5). See tähendab, et nii põhjavee kui Martiska ja Kuradijärve veetaseme kõikumisi mõjutab eelkõige põhjaveevõtt Vasavere veehaardest.



Joonis 2.5. Põhjavee seirekaevu nr. 3372 aastakeskmise veetaseme, Vasavere veehaarde aastakeskmise veevõtu ja aasta summaarse potentsiaalse põhjaveetoide peakomponentanalüüsi tulemused (Vainu 2018). Sinises ovaalis on kõrge põhjaveetasemega aastad enne veevõtu algust, roosas ovaalis on madala põhjaveetaseme ja suurima põhjaveevõttuga aastad, kollases ovaalis on keskmise põhjaveevõtu ja keskmise põhjaveetasemega aastad. Potentsiaalse põhjaveetoide telg mõjutab aastate paigutumist teljestikus eelkõige keskmise põhjaveevõttuga aastatel.

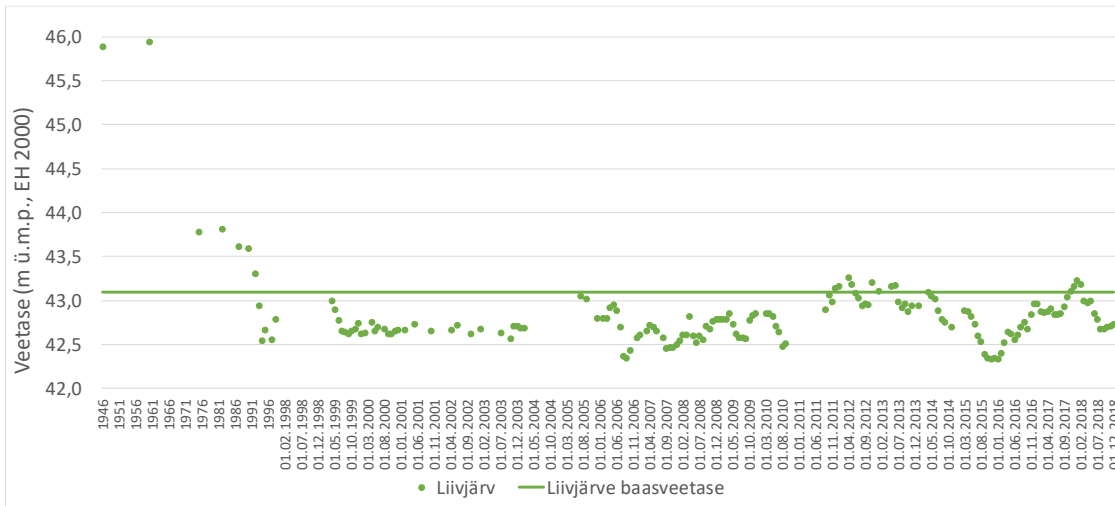
Valgejärve veetase kõikus 1946. aastast 1994. aastani teadaolevate andmete põhjal poolmeetrises vahemikus, Saarejärve veetase perioodil 1946 kuni 1990 veelgi vähem (joonis 2.6). Saarejärve veetase oli üldjuhul Valgejärve veetasemest mõnevõrra kõrgem, kuid erinevus oli maksimaalselt mõnikümmend sentimeetrit. Pidevamad veetaseme seireandmed Valgejärve kohta algavad 2012. aasta maikuust, Saarejärve kohta 2015. aasta septembrist (joonis 2.6). Valgejärve veetase kõikus kuni 2014. aasta kevadeni varasema amplituudi piires, kuid siis hakkas langema ning langes kuni 2016. aasta alguseni.

Miinumumhetkel oli järve veetase 40 cm madalam kui varasema teadaoleva miinimumi ajal. Pärast seda pööras järve veetase taas tõusule ning tõusis 2018. aasta kevadeni, saavutades taas varasema kõikumisamplituudi sisse jääva veetaseme. 2018. aasta kevadest hakkas järve veetase aga taas langema. Saarejärve veetaseme pideva andmerea alguses oli järve veetase teadaolevate andmete kohaselt miinimumis, kuid see miinimum oli vähem kui 20 cm madalam senisest teadaolevast miinimumist. 2015. aasta lõpust 2018. aasta kevadeni tõusis ka Saarejärve veetase ja saavutas teadaolevate andmete maksimumi lähedase veetaseme. Sarnaselt teistele järvedele langes ka Saarejärve veetase pärast 2018. aasta kevade maksimumi, kuid ka see langus jäi vaid paarikümne sentimeetri piiresse. Seega on Saarejärve veetase perioodil september 2015 kuni detsember 2018 kõikunud oluliselt väiksema amplituudiga kui teistel uuringujärvedel. Oluline on ka märkida, et Valgejärve veetaseme miinimumi ajal oli selle veetaseme erinevus Saarejärve veetasemest oluliselt suurem kui teadaolevate andmete põhjal kunagi varem.

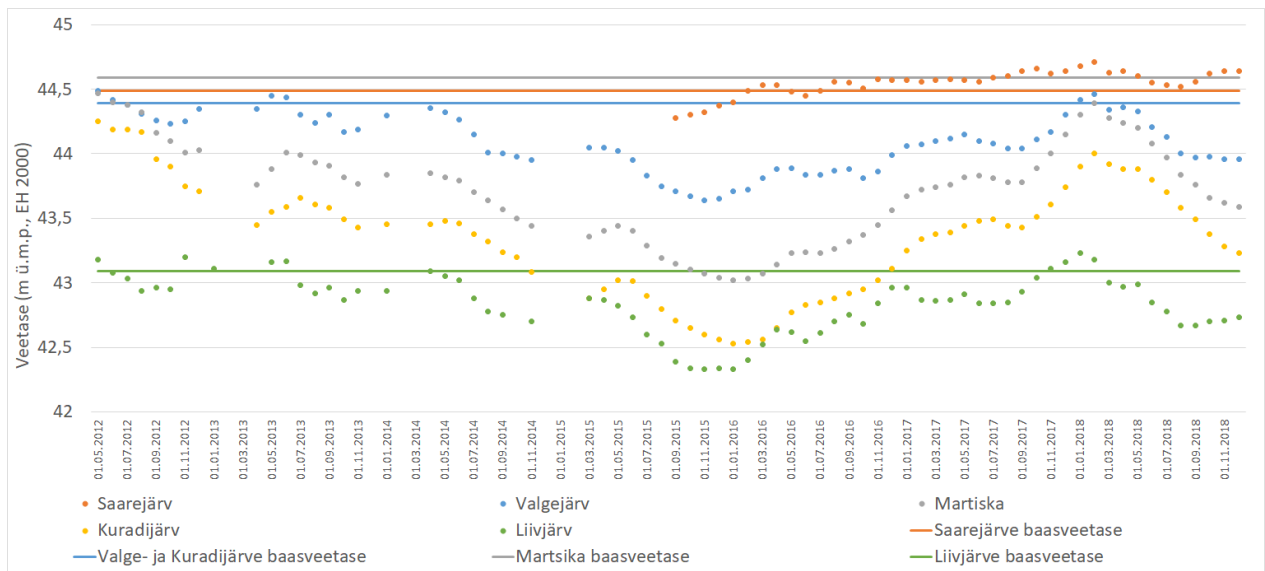


Joonis 2.6. Valgejärve ja Saarejärve veetaseme muutused 1946–2018.

Liivjärve veetaseme kohta on olemas pikem andmerida, kui teistel uuringujärvedel, kuna Eesti Energia alates 1997. aastast kohustus selle järve veetaset teatud regulaarsusega mõõta (joonis 2.7). Andmetest selgub, et Liivjärve veetaseme kõige suurem langus toimus aastatel 1960–1975. Seejärel oli järve veetase suhteliselt stabiilne kuni 1980ndate lõpuni ning teine oluline veetaseme langus toimus vahemikus 1989–1994. Sellest ajast on järve veetase jäänud kõikuma meetrisesse amplituudi. Ajaloolised miinimumid saavutas järve veetase 2006. aasta sügisel ja 2016. aasta alguses. Selle perioodi maksimumid olid 2012. ja 2013. aasta kevadel ning 2018. aasta talvel. Need maksimumid jäid aga mitukümmend sentimeetrit alla ka 1980ndate lõpu veetasemetele. Perioodi 05.2012–12.2018 jooksul oli Liivjärve veetaseme käik sarnane Valgejärve veetaseme käigule (joonis 2.8). 2014. aasta kevadeni kõikus veetase 30 cm vahemikus. Seejärel langes kuni 2016. aasta alguseni ning tõusis 2018. aasta kevadeni. Alates 2018. aasta kevadest järve veetase taas langes.



Joonis 2.7. Liivjärve veetaseme muutused 1946–2018.



Joonis 2.8. Saarejärve, Valgejärve, Martiska järve, Kuradijärve ja Liivjärve veetaseme muutused mai 2012 – detsember 2018.



## 3. Uuringumetoodika

### 3.1. Välitööd

Välitööd viidi läbi vastavalt lähteülesandele ning konkreetsete päevade valikul lähtuti ilmastikuoludest jm tulemuse saavutamiseks olulistest asjaoludest (tabel 3.1).

Tabel 3.1. Uuringu vältel toimunud välitööd

Aeg	Tegevus
28.12-29.12.2017	Vooluhulgad
23.01-24.01.2018	Martiska georadar, mõõtekohatade valimine, tööplaan
21.02.2018	Vaatlused, tööplaan täpsustamine
14.03-16.03.2018	Settekernid
28.03.2018	Georadar: Saarejärv, Valgejärv, Liivjärv, Kuradijärv, Ahnejärv, Suurejärv, Nõmmejärv
06.04.2018	Georadar: Martiska kordus, Jaala järv
18.04.2018	Vooluhulgad
21.05-25.05.2018	Elustik (plankton), järvede hüdrokeemia, filtratsioon, hüdro-morfoloogia
25.05.2018	Vooluhulgad, järvede droonitamine
11.06-15.06.2018	Järvede veetasemed, vooluhulgad, Nõmmejärve filtratsioon
25.07-27.07.2018	Elustik (plankton), järvede hüdrokeemia, suurtaimestiku kaardistamine
06.08.2018	Vooluhulgad
24.09-27.09.2018	Elustik (plankton), järvede hüdrokeemia, filtratsioon, Saarejärve hüdro-morfoloogia
11.10.2018	Vooluhulgad
07.12.2018	Vooluhulgad, puurkaevude veetasemete kontroll
07.01.2019	Sondeerimine: Saarejärv ja Jaala järv
29.04.2019	Batümeetriliste andmete täpsustamine (Martiska järv, Kuradijärv, Ahnejärv)

Kokku viibiti välitöödel enam kui 30-l päeval ning koguti selle ajaga suur hulk uusi proove ning kohapeal mõõdetud andmeid (välitöödel tehtud fotod vaata Lisa 10). Näiteks viidi läbi filtratsioonimõõtmised 23 mõõtmisalal, kus omakorda oli 49 mõõtepunkti, mis kokku andsid 146 mõõtmistulemust. Georadariprofiile tehti erinevatel järvedel kokku üle 40 km. Järvedest koguti üle 80 füto- ja zooplanktoni proovi, 44 veeproovi (millest tehti 370 analüüsi) ning teostati kohapeal 932 väliparameetrite mõõtmist. Lisaks sellele võeti 15 poolemeestri puursüdamikku, millest saadud 750 proovist teostati laboris 3000 litoloogilist analüüsi ning 630 fosforianalüüsi.

## 3.2. Limnoloogilised uuringud

### 3.2.1. Hüdrofüüsikalised ja -keemilised uuringud

Valge-, Kuradi-, Liiv-, Saare- ja Martiska järve hüdrofüüsikalisi ja -keemilisi väliuuringuid viidi läbi kolmel korral 21.–22. mail, 25.–26. juulil ning 24.–25. septembril 2018. Järvedes uuriti eelkõige pindmist, hüppe- ja põhjalähedast veekihti. Väliparameetreid mõõdeti ka järve pinnalt alustades iga meetri tagant. Hüppekihi eristamisel võeti aluseks vees lahustunud hapniku sisalduse muutus 1,5 mg/l meetri kohta. Sellest kriteeriumist lähtuvalt ei olnud kihistunud ainult Valgejärv maikuiste uuringute ajal. Seega koguti mais neljast järvest kolm proovi ja ühest järvest kaks proovi ning juulis ja septembris viiest järvest kolm proovi – kokku 44 proovi. Proove koguti ja mõõtmisi teostati järve kõige sügavamas kohas, mis suudeti leida. Proovide võtmiseks kasutati *12V 185W COMET Geo-Duplo Plus/COMET Plus* pumpa. Veeproovid koguti HDPE pudelitesse ning hoiti kuni analüüsimiseni pimedas ja jahedas.

Kohapeal määrati järgmised vee füüsikalise-keemilised parameetrid: mõõtekoha sügavus, vee läbipaistvus, vee värvus, vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent, pH, erielektri juhtivus, lahustunud ainete üldsisaldus ja üldaluselisus. Mõõtekoha sügavus mõõdeti 30 cm läbimõõduga valge Secchi ketta ning käsikajaloodiga *Hondex PS-7*. Vee läbipaistvust mõõdeti valge Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m. Vee värvus määrati visuaalselt Secchi ketta taustal, poole läbipaistvuse sügavusel. Vee temperatuur (°C), lahustunud hapniku sisaldus (mg/l) ja küllastusprotsent (O<sub>2</sub>%), pH, erielektri juhtivus (µS/cm), oksüdatsiooni-reduktsiooni potentsiaal (mV) ning lahustunud ainete üldsisaldus (TDS) (mg/l) mõõdeti multimeetriga *Hanna HI98195* ja hapnikumõõtjaga *Marvet Junior 2000* iga meetri järel. Veeproovide üldaluselisus (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ühik mg/l ja mg-ekv/l) määrati arvutuslikult karbonaatse kareduse kaudu, mis määrati tiitrimiskomplekti *VISOCOLOR HE Carbonate Hardness C 20 kit* (mõõtmistäpsus ±0.2 mmol/L H<sup>+</sup>) kasutades.

Veeproovid analüüsiti OÜ Keskkonnauuringute Keskuse Tartu osakonna laboris (EKUK), Eesti Geoloogiateenistuse laboris (EGT) ja Tallinna Ülikooli Loodus- ja terviseteaduste instituudi laboris (TLÜ) (tabel 3.2).

Tabel 3.2. Laborites määratud hüdrokeemilised tunnused ja neid iseloomustavad näitajad

Määratav tunnus	Tunnuse tähis	Proovi aeg (kuu)	Määramis-koht	Määramis-piir	Meetod (standardi number)	Ühik
Orgaanilise aine üldsisaldus dikromaatse oksüdeeritavusena	KHT <sub>Cr</sub>	V	EKUK	15	EVS-ISO 15705	mg/l
Kergesti oksüdeeritava orgaanilise aine sisaldus permanganaatse oksüdeeritavusena	KHT <sub>Mn</sub>	VII, IX	EGT	0,5	EVS-EN ISO 8467	mg/l
Üldlämmastik	Nüld	V	EKUK	0,2	ISO 29441	mg/l
Üldlämmastik	Nüld	VII, IX	EGT	0,5	EVS-EN ISO11905	mg/l
Ammooniumlämmastik	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	V	EKUK	0,01	EVS-EN ISO 11732	mgN/l
Ammooniumlämmastik	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	VII, IX	EGT	0,05	GOST 4192	mgN/l
Nitraatlämmastik	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	V	EKUK	0,02	EVS-EN ISO 10304-1	mgN/l
Nitraatlämmastik	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	VII, IX	EGT	0,09	ISO 7890-3	mgN/l
Üldfosfor	Püld	V	EKUK	0,002	ISO 15681-2	mg/l
Üldfosfor	Püld	VII, IX	EGT	0,010	EVS-EN-ISO 6868	mg/l
Fosfaatfosfor	PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> -P	V	EKUK	0,002	ISO 15681-2	mgP/l
Fosfaatfosfor	PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> -P	VII, IX	EGT	0,003	EVS-EN ISO 6878	mgP/l
Kollane aine		V, VII	EKUK	0,4	STJ nr. V30	mg/l
Kloriid	Cl <sup>-</sup>	V	EKUK	0,05	EVS-EN ISO 10304-1	mg/l
Kaltsium	Ca <sup>2+</sup>	V	TLÜ	0,1	EVS-EN ISO 14911:2000	mg/l
Magneesium	Mg <sup>2+</sup>	V	TLÜ	0,1	EVS-EN ISO 14911:2000	mg/l
Sulfaat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	V	TLÜ	0,1	EVS-EN ISO 10304-1	mg/l
Klorofüll a	Chl a	V, VII	EKUK	1	ISO 10260	µg/l

Järvede tüpologia aluseks on keskkonnaministri määrus nr. 44 (Pinnaveekogumite... 2009). Käesolevas uuringus käsitletud järved kuuluvad kõik kas IV või V tüüpi:

- Tüüp IV – pehme- ja tumedaveelised järved (<80 HCO<sub>3</sub> mg/l, <165 µS/cm, kollast ainet ≥ 7 mg/l);
- Tüüp V – pehme- ja heledaveelised järved (<80 HCO<sub>3</sub> mg/l, <165 µS/cm, kollast ainet < 7 mg/l).

Eestis traditsiooniliselt kasutatava järve troofsustasemel baseeruva tüpologia aluseks on Ott & Kõiv (1999) järvetüüpide määramistabel (tabel 3.3).

Tabel 3.3. Eesti järvetüüpide määramistabel. Tabelis pole toodud alkalitroofsete, halotroofsete ja siderotroofsete järve tunnuseid, kuna uuritavad järved nende hulka kindlasti ei kuulu

Järvetüüp	Suvine vee värvus	Secchi ketta nähtavus suvel (m)	Aluselisus HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg-ekv/l)	pH	Dikromaatne hapnikutarve (mg O/l)	Permanganaatse/dikromaatse oksüd. suhe (%)
Oligotroofne	sinakasroheline või heleroheline	>3	<1,3	ca 7; ca 6 põhja lähedal	<20	<40
Semidüstroofne	kollane või pruunikaskollane	1–5	<1,3	5–7,5	15–35	>40
Atsidotroofne	punakaspruun või pruun	≤1	<0,15	<5	>50	>40
Düstroofne	kollakaspruun või pruun	≤1	<0,1	4–6	50–100	>40
Eutroofne	kollakasroheline või roheline	<3	1,3–4,0	7–10	<35	<40
Miksootroofne	kollakaspruun või pruun	<3	>1,3	6–9	>35	>40
Hüperotroofne	roheline, sinakasroheline, sinakaspiimjas, kollakasroheline	≤1		>8,3		

Vee orgaanilise aine ja mineraalainete koguse ning aluselisuse hindamisel lähtuti Eesti pinnavete keemilise koostise võrdlevaks iseloomustamiseks esitatud piirväärtustest (tabel 3.4). Vee värvuse ja kollase aine sisalduse järgi saab kaudselt hinnata orgaanilise aine päritolu. Roheline värvus on tingitud fütoplanktonist (autohtoonne ehk järves toodetud orgaaniline aine) ning kollakas, pruunikas ja punakas värvus humiinainetest (allohtoonne ehk valglalt järve kantud orgaaniline aine) (Ott 2017). Dikromaat oksüdeerib ühtviisi hästi nii järves toodetud ehk autohtoonset orgaanilist ainet kui ka valglalt sissekantavat ehk allohtoonset orgaanilist ainet (huumusaineid). Samas permanganaat oksüdeerib paremini fulvohappeid, mis moodustavad üldjuhul huumusainete koostisest enamiku. Seega näitab permanganaatne oksüdeeritavus eelkõige järve allohtoonse orgaanilise aine hulka. Eelnevast tulenevalt saab permanganaatse oksüdeeritavuse (KHT<sub>Mn</sub>) ja dikromaatse oksüdeeritavuse (KHT<sub>Cr</sub>) suhte ehk oksüdeeritavusprotsendi (OX%) järgi hinnata järve orgaanilise aine päritolu. Kui OX%≈20%, siis on orgaaniline aine tekkinud veekogus endas, kui OX%>60%, on orgaaniline aine tekkinud väljaspool veekogu. Kui OX%<40%, valdab järves tekkinud orgaaniline aine, kui OX%>40%, valdab valglalt tekkinud orgaaniline aine (Lozovik et al. 2007).

Tabel 3.4. Piirväärtused vees lahustunud orgaanilise aine ja mineraalainete sisalduse hindamiseks Eesti pinnaveses (Simm 1975 järgi)

Sisaldus	Dikromaatne oksüdeeritavus KHT <sub>Cr</sub> (mgO/l)	Permanganaatne oksüdeeritavus KHT <sub>Mn</sub> (mgO/l)	Mineraalainete sisaldus (mg/l)	Aluselisus HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg-ekv/l)	Aluselisus HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)
Väga väike	<10	-	<50	<0,5	<30
Väike	10–25	<10	50–120	0,5–1,3	30–79
Keskmine	25–35	10–15	120–250	1,3–2,6	79–159
Suurenenud	-	-	250–350	2,6–4,0	159–244
Suur	>35	>15	>350	>4,0	>244

Järvede seisundit hinnati vastavalt keskkonnaministri määruse nr. 44 lisas 5 kehtestatud kvaliteedinäitajatele (Pinnaveekogumite... 2009) (tabel 3.5). Iga järve füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate seisundiklassid tuletati kõigi uuringuperioodi jooksul kogutud proovide analüüsi- või mõõtmistulemuste aritmeetiliste keskmiste põhjal. Järve hüdrokeemilise koondseisundi leidmiseks omistati kvaliteedinäitajate seisundiklassidele järgmised arvulised väärtused: väga hea – 1, hea – 2, kesine – 3, halb – 4, väga halb – 5 ning leiti nende aritmeetiline keskmine. Samas tuleb siinkohal juhtida tähelepanu sellele, et pH väärtustest aritmeetilise keskvaartuse leidmine pole meetodiliselt korrektne, sest pH puhul on tegu negatiivse logaritmiga vesinikioonide kontsentratsioonist. pH väärtuste tegeliku keskvaartuse saamiseks tuleb see leida vesinikioonide kontsentratsioonidele ning siis uuesti tagasi arvutada negatiivseks logaritmiks.

Tabel 3.5. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite (tüüp IV ja tüüp V) ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi (Pinnaveekogumite... 2009)

Tüüp IV – pehme- ja tumedaveeline järv (analüüsitulemuste aritmeetiline keskmine)						
Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
pH		3–7,7	3–7,7	>7,7	>7,7	>7,7
Üldfosfor	µg/l	<30	30–60	>60–80	>80–100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<600	600–900	>900–1200	>1200 – 1500	>1500
Tüüp V – pehme- ja heledaveeline järv (analüüsitulemuste aritmeetiline keskmine)						
pH		5,5–7	<7–7,5	>7,5–8	>8–8,5	>8,5
Üldfosfor	µg/l	<10	10–20	>20–40	>40–60	>60
Üldlämmastik	µg/l	<200	200–500	>500–800	>800–1100	>1100
Secchi ketta nähtavus	m	>5	3–5	2–<3	1–<2	<1

### 3.2.2. Fütoplanktoni uuringud

Valge-, Kuradi-, Liiv-, Saare- ja Martiska järve fütoplanktoni uuringuteks koguti proove kolmel korral 21.–22. mail, 25.–26. juulil ning 24.–25. septembril 2018. Kvantitatiivsed proovid koguti 12V 185W COMET® Geo-Duplo Plus/COMET® Plus pumbaga järve võimalikult sügavaimast kohast pinna- ja hüppekihist (kui oli tekkinud) ning põhjast. Kvalitatiivsed proovid koguti Apsteini planktonvõrguga (silma suurus 20 µm) vertikaalselt veesambast ja paadi järeleol. Proovid fikseeriti Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus).

Igast proovist sadestati 10 või 25 ml loenduskambris ja loendati rakud invertmikroskoobi Motic AE21 abil, sõltuvalt nende suurusel suurendustel 10x40, 10x20 ja/või 10x10. Määrati taksonid, kogubiomass ning seisundi indeksid. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand et al. 1999). Vetikate erikaaluks võeti 1. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

$$FKI = \frac{Cy. + Chloroc. + Centr. + Eugl. + Cryp. + 1}{Desm. + Chr + 1}$$

kus, Cy. – sinivetikate liikide arv, Chloroc. – algrohevetikate liikide arv, Centr. – ketasränivetikate liikide arv, Eugl. – silmviburvetikate liikide arv, Cryp. – neelvetikate liikide arv, Desm. – ikkesvetikate liikide arv, Chr. – koldvetikate liikide arv.

Järvede seisundi määramiseks fütoplanktoni järgi kasutati keskkonnaministri määruse nr. 44 lisas 5 loetletud kvaliteedinäitajaid (Pinnaveekogumite... 2009) (tabel 3.6). Iga järve fütoplanktoni kvaliteedinäitajate seisundiklassid tuletati kõigi uuringuperioodi jooksul kogutu proovide analüüsitulemuste aritmeetiliste keskmiste põhjal. Järve fütoplanktoni koondseisundi leidmiseks omistati kvaliteedinäitajate seisundiklassidele järgmised arvulised väärtused: väga hea – 1, hea – 2, kesine – 3, halb – 4 ning leiti nende aritmeetiline keskmine.

Tabel 3.6. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite (tüüp IV ja tüüp V) ökoloogiliste seisundiklasside piirid fütoplanktoni seisundinäitajate väärtuste järgi (Pinnaveekogumite... 2009)

<b>Tüüp IV – pehme- ja tumedaveeline järv (analüüsitulemuste aritmeetiline keskmine)</b>						
Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
Pinnakihi klorofüllü a sisaldus (0,5 m sügavusel)	µg/l	<10	10–20	>20–30	>30	>30
Fütoplanktoni koondindeks		<2	2–4	>4–7	>7	>7
Fütoplanktoni kooslus		*				
Pielou ühetaolisuse indeks		>0,8	>0,6–0,8	>0,4–0,6	>0,2–0,4	0–0,2
<b>Tüüp V – pehme- ja heledaveeline järv (analüüsitulemuste aritmeetiline keskmine)</b>						
Kogu veesamba klorofüllü a sisaldus (kolme limnoloogilise kihi keskmine)	µg/l	<10	10–20	>20–30	>30	>30
Pinnakihi klorofüllü a sisaldus (0,5 m sügavusel)	µg/l	<5,4	5,4–13	>13–26	>26–103	>103
Fütoplanktoni koondindeks		<2	2–4	>4–7	>7	>7
Fütoplanktoni kooslus		*				
Pielou ühetaolisuse indeks		>0,8	>0,6–0,8	>0,4–0,6	>0,2–0,4	0–0,2

\* kasutati väikejärvede seires rakendatavaid koosluse seisundiklasside kirjeldusi, mis erinevad mõnevõrra määruses esitatutest:

- **Väga hea** – Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on <60. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/l. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule (Ott, 1987; Maileht, 2008). Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl a väärtuse järgi (Chl a väärtus on <10 µg/l).
- **Hea** – Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on 60–80. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/l. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl a väärtuse järgi (Chl a väärtus on vahemikus 10–20 µg/l).
- **Kesine** – Biomass on >3 mg/L ja samal ajal domineerivad 2–5 liiki (summaarne biomass >80%). Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl a väärtuse järgi (Chl a väärtus on vahemikus >20–30 µg/l).
- **Halb** – Üks liik domineerib biomassi osas >80 %. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl a väärtuse järgi (Chl a väärtus on vahemikus >30 µg/l).
- **Väga halb** – Domineerivad (>50% loendusproovi biomassist) tsüanobakteritest perekondade *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Radiocystis*, *Planktothrix*, *Limnothrix*, *Woronichinia*, *Anabaena* või rohevetikatest *Chlorococcales* esindajad ja samal ajal on Chl a sisaldus >20 µg/l.

### 3.2.3. Zooplanktoni uuringud

Valge-, Kuradi-, Liiv-, Saare- ja Martiska järve zooplanktoni uuringuteks koguti proove kahel korral 25.–26. juulil ja 24.–25. septembril 2018. Proovide tarbeks koguti 12V 185W COMET® Geo-Duplo Plus/COMET® Plus pumbaga järve võimalikult sügavaimast kohast vastavalt väikejärvede seire metoodikale integraalselt erinevatest sügavustest 20 liitrit järvevett. Kogutud vesi kurnati läbi 50 µm silmaläbimõõduga Apsteini planktonvõrgu. Proovid fikseeriti kohe Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus) ning analüüs toimus Bogorovi kambris binokulaariga Olympus ja Nikon (40x – 100x suurendusega).

Määrati taksonid, arutati arvukus ja biomass veesamba kohta ning seisundi indeksid (eutroofsuse ja oligotroofsuse indeks). Zooplanktoni arvukus saadi zooplankterite loendamise teel teatud kindlas koguses vees.

Biomassi määramisel mõõdeti proovist võimaluse korral 30 isendit igast liigist (vormist) ning leitud pikkuste alusel arutati vastavate valemite abil (Dumont et al. 1975; Ruttner-Kolisko 1977) zooplankterite individuaalsed kaalud. Loomade arvukuse ja kaalu põhjal arutati zooplanktoni biomass. Arvukuse ja biomassi hindamisel kasutati tabelis 3.7 esitatud piirväärtuseid.

Tabel 3.7. Zooplanktoni biomassi ja arvukuse hindamisel kasutatud piirväärtused (Ott, 2017)

	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )
Madal	< 1	< 50
Keskmine	1–3	50 – 100
Kõrge	> 3	> 100

Eutroofsuse (ZE) ja oligotroofsuse (ZO) indeksid (tabel 3.8) arutati järgnevate valemitega:

$$ZE = \frac{Rot(ME + 1)}{(Cop + Clad)(OM + 1)} \quad ZO = \frac{OM + 1}{ME + 1}$$

kus, *Rot* – keriloomade (Rotifera) liikide arv; *Cop* – aerjalaliste (Copepoda) liikide arv; *Clad* – vesikirbuliste (Cladocera) liikide arv; *OM* – oligo-mesotroofsete indikaatorliikide arv; *ME* – meso-eutroofsete indikaatorliikide arv (Mäemets 1991; Ott 2016).

Indikaatorliikidena kasutati Mäemets (1991) nimekirjades esitatuid. OM-indikaatorliigid: *Holopedium gibberum*, *Limnospida frontosa*, *Bosmina longispina*, *Bosmina lilljeborgi*, *Bythotrephes cederstroemi*, *Cyclops scutifer*, *Heterocope saliens*, *Acanthodiptomus denticornis*, *Eurytemora lacustris*, *Bythotrephes longimanus*, *Ophryoxus gracilis*, *Heterocope appendiculata*, *Cyclops abyssorum*, *Keratella serrulata*, *Ploesoma hudsoni*, *Daphnia cristata*, *Conochilus hippocrepis*, *Conochilus unicornis*, *Asplanchna herricki*, *Ascomorpha ovalis*, *Synchaeta grandis*, *Gastropus stylifer*, *Ceriodaphnia quadrangular*, *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia galeata*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Cyclops bohater*, *Ascomorpha testudo*, *Gastropus minor*, *Kellicottia longispina*.

ME-indikaatorliigid: *Bosmina berolinensis*, *Bosmina gibbera*, *Bosmina thersites*, *Bosmina insignis*, *Bosmina kessleri*, *Bosmina longicornis*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina coregoni*, *Daphnia hyaline*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Cyclops kolensis*, *Chydorus sphaericus*, *Mesocyclops crassus*, *Keratella quadrata*, *Keratella hiemalis*, *Trichocerca capucina*, *Trichocerca birostris*, *Filinia longiseta*, *Filinia limnetica*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Leptodora kindti*, *Polyarthra major*, *Polyarthra euryptera*, *Trichocerca porcellus*, *Trichocerca similis*, *Trichocerca pusilla*, *Platyias quadricornis*.

Eutroofsuse indikaatorliigid: *Brachionus* spp., *Keratella ticinensis*, *Pompholyx sulcata*, *Pompholyx complanata*, *Pompholyx triloba*, *Trichocerca cylindrical*, *Hexarthra mira*, *Anuraeopsis fissa*, *Keratella cochlearis tecta*, *Keratella cochlearis hispida*.

Tabel 3.8. Troofsusindeksite klassipiirid

	ZO-indeks	ZE-indeks
Oligotroofne	>4	<0,2
Mesotroofne	1,5–4	0,2–1
Eutroofne	0,5–1,5	1–4
Hüpertroofne	<0,5	>4

Hinnangu andmisel järve seisundi kohta arvestati zooplanktoni arvukust ja biomassi, liigilist mitmekesisust (liikide arv), rühmade (aerjalgsed, vesikirbulised, keriloomad) osa zooplanktoni koguarvukuses ja kogubiomassis ning dominantliikide olemasolu korral nende tundlikkust keskkonnatingimuste suhtes.

Hinnangu andmisel lähtuti järgmistest näitajatest:

- dominantide (vähemalt 60% rühma arvukusest) esinemine zooplanktoni rühmades;
- keriloomaliikide *Keratella tecta* ja/või *Pompholyx sulcata* esinemine;
- keriloomade domineerimine arvukuses;
- keriloomade domineerimine biomassis (v. a. *Asplanchna priodonta*);
- zooplanktoni biomassi ja arvukuse suhe (keskmine kaal);
- väikesemõõtmeliste liikide domineerimine koorikloomade rühmades (aerjalgsed, vesikirbulised);
- koorikloomade liikide arv on alla 8;
- liigilise koosseisu vaesumine võrreldes varasemate aastatega.

### 3.2.4. Suurtaimestiku uuringud

Valge-, Kuradi-, Liiv-, Saare- ja Martiska järve suurtaimestiku uuringud viidi läbi 25.–27. juulil 2018. Lähtuti Eesti väikejärvede seires kasutatavast meetodikast. Paadiga läbiti järvede kaldajoon ja vähemalt iga 150–200 meetri tagant tehti järvedele ristiprofiil ühest kaldast teise. Registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused. Igale järvele koostati välitööde käigus taimkatte kaart. Lisaks makrofütidele hinnati järvedes ka suurte niitvetikate ohtrust. Taimestiku kaardistamine toimus visuaalsel vaatlusel, veesise taimestiku tuvastamiseks kasutati nõõri otsas olevat taimestiku konksu. Veetaimestiku liigid jagati kolme rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed. Liikide ohtrust hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale (1-5), mille väärtused on defineeritud järgmiselt:

- 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.

Järvede seisundi määramiseks suurtaimede koosluse järgi kasutati järgnevaid kvaliteedinäitajaid (Pinnaveekogumite... 2009):

Tüüp IV järved – pehme- ja tumedaveeline järv

- a) Taimekooslus

Tüüp V järved – pehme- ja heledaveeline järv

- b) Sammalde sügavuspiir (ainult järvedes keskmise sügavusega üle 3 m)
- c) Taimekooslus
- d) Lahnarohutude või vesilobeelia suhteline ohtrus VST rühmas
- e) Vesikatku või ujulehtedeta penikeelte ohtrus VST rühmas
- f) Suurte (ka epifütsete) niitrohevetikate ohtrus

Igale kvaliteedinäitajale anti klassi hinnang (tabel 3.9). Tüüpi V kuuluvate Järvede suurtaimestiku koondseisundi leidmiseks omistati seisundiklassidele järgmised arvulised väärtused: väga hea – 1, hea – 2, kesine – 3, halb – 4 ning leiti nende aritmeetiline keskmine. Keskkonnaregistri andmetel kuuluvad kõik seiratud järved tüüpi V (pehme- ja heledaveelised järved). Saarejärve hinnati käesolevas uuringus aga vastavalt tüübile IV (pehme- ja tumedaveelised järved), kuna järve vesi on väga suure kollase aine

sisaldusega ning olemasolevatel andmetel ei ole viimase sajandi jooksul ka kunagi heledam olnud (vt. pkt. 4.1.5.1).

Tabel 3.9. Tüüp IV (pehme veega tumedaveeline järv) ja tüüp V (pehme veega heledaveeline järv) ökoloogiliste seisundiklasside piirid suurtaimestiku seisundinäitajate väärtuste järgi. VST – veesised taimed; ULT – ujulehtedega taimed; UT – ujutaimed; KVT – kaldaveetaimed. (Pinnaveekogumite... 2009)

#### Tüüp IV

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
<i>Kvaliteedielement: suurtaimed</i>						
Taimekooslus	tähtsamate hüdrofüüdi-rühmade (VST, ULT ja UT) kirjeldus tähtsuse järjekorras	turbasambla domineerimisega kooslus (puudub)	turbasambla domineerimisega kooslus (puudub)	domineerivad ULT ja UT	ebamäärane, domineerivad UT	Piirid täpsustamata

#### Tüüp V

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
<i>Kvaliteedielement: suurtaimed</i>						
Sammalde sügavuspiir (ainult järvedes keskmise sügavusega >3 m)	m	>7	7–4	4–2	<2	<2
Taimekooslus (= tähendab kodominantsust või alternatiivi)	Tähtsamad hüdrofüütide <sup>1</sup> taksonid ohtruse järjekorras kogu järves; kõrgemate taksonite korral liigid kokku arvatult	Vesilobeelia ( <i>Lobelia dortmanna</i> ), lahnarohud ( <i>Isoëtes</i> ) = sammaltaimed ( <i>Bryophyta</i> ), vahelduvaõiene vesikuusk ( <i>Myriophyllum alterniflorum</i> )	Lahnarohud ( <i>Isoëtes</i> ) = vesilobeelia ( <i>Lobelia dortmanna</i> ) = vahelduvaõiene vesikuusk ( <i>Myriophyllum alterniflorum</i> ) = nitellid ( <i>Nitella</i> ) = õrn mändvetikas ( <i>Chara delicatula</i> )	ULT, ujulehtedeta penikeeled ( <i>Potamogeton</i> ), vesikatku ( <i>Elodea</i> ), sammaltaimed ( <i>Bryophyta</i> ), lahnarohud ( <i>Isoëtes</i> ), vesilobeelia ( <i>Lobelia dortmanna</i> )	Vees taimed puuduvad või on ujulehtedega	Piirid täpsustamata
Lahnarohude ( <i>Isoëtes</i> ) või vesilobeelia ( <i>Lobelia dortmanna</i> ) suhteline ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5). Mõlema esinemisel ohtrama hinnang	5	3–4	1–2	0	Piirid täpsustamata
Ainult Võru maakonnas: vahelduvaõiese vesikuuse ( <i>Myriophyllum alterniflorum</i> ) suhteline ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5)	3–4	5	1–2	0	Piirid täpsustamata
Vesikatku ( <i>Elodea</i> ) või ujulehtedeta penikeelte ( <i>Potamogeton</i> ) ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5)	0	1	2–3	VST puuduvad	Piirid täpsustamata
Suurte (ka epifüütsete) nitrohevetikate rohkus	skaalas 0–5	0	1–2	3	4	Piirid täpsustamata

### 3.2.5. Hüdromorfoloogilised uuringud

Hüdromorfoloogilise seisundi hindamisel lähtuti Eesti Maaülikooli poolt väljatöötatud meetodikast (Ott 2014).

Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamiseks hüdromorfoloogiliste kvaliteeditunnuste alusel kasutatakse järgmisi näitajaid:

- hüdrololoogiline kvaliteeditunnus: veetase, veevahetus/vee viibeag, sisse- ja väljavoolud (märgitakse inimtegevuse mõjutuste esinemine). Määratakse veekogu kasutusala ning veekogu tüüp (looduslik või muudetud).
- morfoloogilised kvaliteeditunnused: kaldavööndi, kalda-ala ja litoraali seisund.
- inimõju survetegurid: inimõju esinemine järve kaldavööndis.

Hüdromorfoloogilise seisundi koondhinnang antakse Vee Raamdirektiivi kehtivate kvaliteediklasside järgi ehk hinnangu andmisel kasutatakse viieastmelist skaalat (tabel 3.10). Esmalt selgitati välja kõigi kvaliteeditunnuste seisundihinnang iga proovikoha jaoks eraldi, summeerides välitööde protokollis esitatud punktid ja määraes seisundi vastavalt tabelile 3.10.



Tabel 3.10. Kvaliteedielementide seisundi hindamise seisundiklassid ühe proovipunkti kohta

Seisundiklass	Hüdroloogia	Kaldavöönd	Kalda-ala	Litoraali	Inimmõju
Väga hea	20–22	11–13	3	7	25–28
Hea	23–26	14–17	4–5	8–9	29–33
Kesine	27–30	18–21	6–7	10–11	34–40
Halb	31–36	22–27	8	12–13	41–48
Väga halb	37–40	28–31	9	14–15	49–75

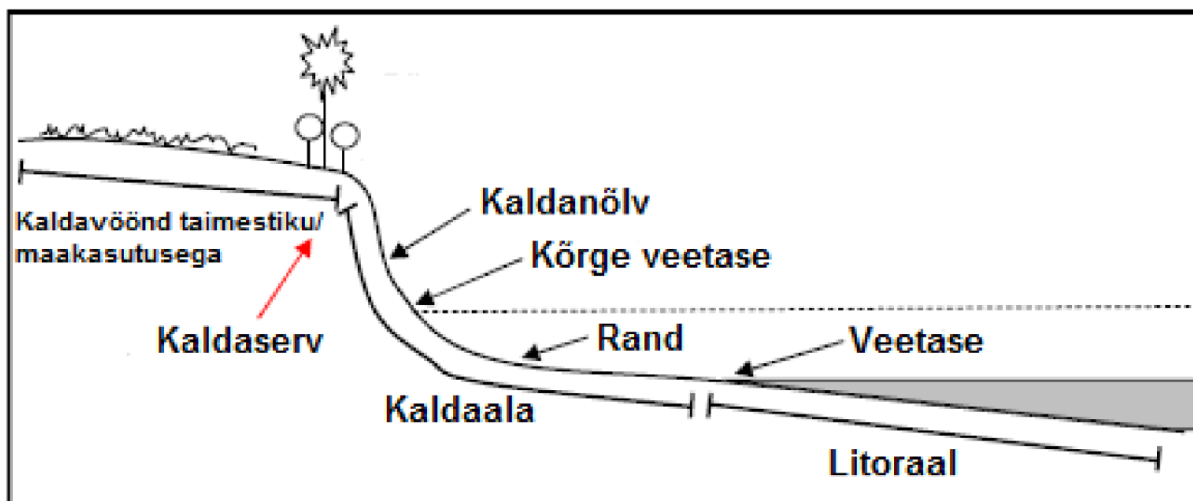
Seejärel anti iga proovikoha kvaliteedielemendi seisundiklassile arvuline väärtus vastavalt tabelile 3.11 ning üldine hinnang iga kvaliteeditunnuse kohta kujunes 4 proovikoha seisundiklassi väärtuste summana (tabel 3.11). Lisaks on tabelis 3.11 esitatud kõigile seisundiklassidele vastav ökoloogiline kvaliteedisuhe (*Ecological Quality Ratio* – EQR). EQR on suhtarv, mis näitab veekogu kõrvalekaldumist referentstingimustest. Need väärtused esitatakse vahemikus 0–1. 1 tähistab vastavust tüübispetsiifilistele võrdlustingimustele ning 0 näitab väga tugevat inimõju. Kogu järve hüdro-morfoloogiline koondhinnang leiti erinevate kvaliteeditunnuste (hüdroloogia, kaldavöönd, kalda-ala, litoraali, inimõju) EQR väärtuste aritmeetilise keskmisena. Väärtus 0,7 vastas heale, 0,5 kesisele ning 0,3 halvale seisundiklassile. Piiriks väga halva ja halva, halva ja kesise, kesise ja hea ning hea ja väga hea seisundiklassi vahel olid vastavalt väärtused 0,2; 0,4; 0,6; ja 0,8.

Tabel 3.11. Hüdro-morfoloogilise seisundi koondhinnang vastavalt kvaliteediklassidele

Seisundiklass	Seisundiklassi arvuline väärtus	Kvaliteedielemendi koondhinnang	EQR
Väga hea	1	4–6	1
Hea	2	7–9	0,7
Kesine	3	10–12	0,5
Halb	4	13–17	0,2
Väga halb	5	18–20	<0,2

Käesoleva uuringu käigus modifitseeriti hüdro-morfoloogilise seisundi hindamise juhendis (Ott 2014) esitatud välitööde protokollil litoraali hindamise “muude elupaiga omaduste” näitajat. Esiteks oli nimetatud näitaja hindamiskaala esitatud erinevalt ülejäänud hindamisprokollist viisil, kus halvem seisund andis vähem punkte ja parem seisund rohkem punkte. Teiseks oli nimetatud näitaja eest võimalik anda liiga palju punkte, mistõttu litoraali kvaliteedielemendi maksimaalne võimalik punktide hulk oli 23 mitte 15, nagu oli esitatud tabelis 3.10. Seega muudeti “muude elupaiga omaduste” näitaja hindamiskaalat järgnevalt: 1 – keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2 – siin-seal mõõdukal hulgal kuni puudub.

Hüdro-morfoloogilise seisundi hindamise jaoks kasutati kaardimaterjale, aerofotosid ja välitööde käigus kogutud andmeid. Välitööd teostati Valgejärvel, Martiska järvel, Kuradijärve ja Liivjärvel 22.05–25.05.2018 ning Saarejärvel 24.09.2018. Esimene proovikoht paigutati, vastavalt juhendile (Ott 2014), järvele saabumiskoha lähedusse. Teiste kohtade paigutamisel jaotati järve kaldajoon neljaks võrdse pikkusega lõiguks. Proovikoht jagunes kaldavööndiks, kalda-aks ja litoraaliks (joonis 3.1). Transekt oli 15 m laiune ja vaatlused tehti transekti keskelt. Kaldavöönd paiknes alates kaldaservast kuni 15 m maismaa poole. Kalda-ala hinnati kaldaservast kuni veepiirini (varieeruva laiusena, olenevalt veetasemest). Litoraalis tehti vaatlusi veepiirist kuni meetrisügavuse veeni.



Joonis 3.1. Proovikoha jagunemine erinevateks vöönditeks (Ott 2014 ref. Rowan et al. 2006).

### 3.2.6. Natura seisundi hindamine

Järvedele anti Natura seisundi hinnang vastavalt Kaitsealuste Natura 2000 järve-elupaikade inventeerimise juhistele (Mäemets 2013), kasutades uuringu käigus kogutud andmestikku. Eesti Looduse Infosüsteemi andmetel kuulusid kõik järved 2018. aasta seisuga elupaigatüüpi 3110 – liiva-alade vähetoitelised järved (tabel 3.12), kuid tingituna uuringu käigus selgunud Saarejärve füüsikalise-keemilistest näitajatest, anti Saarejärvele hinnang ka vastavalt elupaigatüübile 3160 – Huumustoitelised järved ja järvikud (alltüüp S – segatoitelised (pehme- ja pruuniveelised järved). Uuringu läbiviimise perioodil klassifitseeriti Saarejärve tulenevalt “Loodusdirektiivi järve-elupaikade inventuur 2016–2018” (Berg-Jürgens et al. 2017) tulemustest ka Eesti Looduse Infosüsteemis ümber elupaigatüüpi 3160.

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatu järgi (Paal 2007) kuuluvad Eestis elupaigatüüpi 3110 selge, hele- või sinakasroheline veega vähetoitelised (oligotroofsed) järved, samuti kollaka või helepruuni veega poolhuumustoitelised (semidüstroofsed) järved. Neis leidub või võiks leida vesilobeeliat *Lobelia dortmanna*, lahnarohte *Isoetes sp.*, vahelduvaõiest vesikuuske *Myriophyllum alterniflorum*. Nende järvede vesi sisaldab vähe mineraal- ja biogeenseid aineid, kuid poolhuumustoitelistes järvedes on rohkem huumusaineid. Põhi ja kaldad on vähetoitelistel järvedel valdavalt liivased, kõrgekasvulisi kaldaveetaimi on vähe, või need puuduvad hoopis (Mähuste järv Harjumaal, Koorküla Valgjärv Valgemaal, Viitna Pikkjärv Lääne-Virumaal). Poolhuumustoiteliste järvede (näiteks Uljaste ja Kurtina Valgejärv Ida-Virumaal) põhi ja kaldad on kohati turbased ning suurtaimestik ja taimhõljum (fütoplankton) on enamasti liigirikkamad.

Tabel 3.12. Elupaigatüübi 3110 hindamiskriteeriumid (Mäemets 2013)

<b>1. ESINDUSLIKKUS –</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täрни“ tunnusest.	
Tase	Kirjeldus
A	* Litoraali vähemalt 1/2 ulatuses asustatud vesilobeelia (Lob) või lahnarohu (Iso) või nende mõlematega. * Sageli leidub vahelduvaõiest vesikuuske (Myr). * Leidub õitsvat-viljuvat lamedalehist või ujuvat jõgitakjat (Spa). * Põhjas rohkesti samblaid.
B	* Lob ja/või Iso leidub <1/2 litoraalist; kuid ilmselt elujõuliste asurkondadena. * Myr ja/või Spa olemas. * Leidub mõru vesipipart või madalat luga. * Mitmel pool samblaid.
C	* Lob, Iso, Myr või Spa vähe – mõned taimed. * Leidub nõtket nitelli või õrna mändvetikat.
D	* On andmeid Lob, Iso, Myr või Spa leidumisest lähimenevikus. * Kõigi järve tunnuste poolest (liivane põhi, pehme- ja selgeveeline) võiks karakterliikidele sobida, kuid praegu neid pole.
<b>2. LOODUSKAITSELINE SEISUND</b>	
<b>2.1. Struktuuri säilimine.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täрни“ tunnusest.	
Tase	Kirjeldus
I	* Lob, Iso, Myr, Spa vitaalsed, ilma silmatorkava pealiskasvuta (epifüüttonita). * Taimestiku sügavuspiir (sammaldel) >4 m. * Vee süvine läbipaistvus >5 m (heledaveelistel järvedel).
II	* Tunnusliigid vitaalsed, kuigi neil on märgata pealiskasvu. * Samblad elus (või valdavalt elus) kuni 4 m sügavuseni. * Vee süvine läbipaistvus 3–5 m (heledaveelistel järvedel).
III	* 0–1 m võõndis liival mudakirme. * Veealused taimed paksus epifüüttonis. * Tugev vee õitsemine (fütoplanktoni masspaljunemine).
<b>2.2. Funktsioneerimine.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täрни“ tunnusest.	
I	Vähe külastatav. Kaldad metsased, ainult veepiiril lahtist liiva. Veetase (VT), valgala (VA) ja põhjaveehaare (PÕ) muutusteta.
II	Möödukul määral suplejaid, Ujumiskohti 1–2, üle 1/2 Lob ja/või Iso aladest jääb neist eemale. VT, VA ja PÕ muutusteta.
III	* Kaldail püsiasustus, ehkki heitvesi ei peaks järve sattuma. * Põllumajandusmaade naabrus, ehkki järvest isoleeritud veekaitseribaga. * Suuremad supluskohad. Tunnusliikide kasvualad enamjaolt kattuvad nendega. * Muutusi VT, VA ja PÕ osas: kraavitamine, erosioon, metsaraie, kaevandamine jne.
IV	* Püsiasustus kallastel ilma toimiva heitveepuhastuseta. * Ehitustegevuse, põllunduse või muuga seotud lahtise pinnase sisseuhtumine, väetiste mõju. * Laudad lähimbruses. * Telklaagrid (& pesemisvahendid). Trappimine madalvees, erosioon. * VT, VA või PÕ püsiv muutumine. * Kiire orgaanilise aine (ka huumusainete) lisandumine. * Vee kareduse pöördumatu tõus.
<b>2.3. Taastamise võimalused.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täрни“ tunnusest.	
I	KERGE TAASTAMINE POLE TÕENÄOLINE. TAASTAMINE ÜLDSE VÕRDLEMISI EBAREAALNE
II	VT, VA ja PÕ optimaalsed, (möödukas) reostus lõppenud, puhkajate mõju väike.
III	* Asustusest ja/või põllumajandusest tulevaid mõjusid ei saa likvideerida. * Puhkajaid ei suudeta ohjeldada. * Vaja oleks ka muda eemaldada. * VT, VA või PÕ muutvad tegurid toimivad.
IV	Kui pole teada, mis põhjustas elupaiga degradeerumise, kuigi see on ilmselt toimunud.
<b>3. ÜLDINE LOODUSKAITSELINE VÄÄRTUS</b>	
Väärtus	Tasemetekombinatsioon
A	Esinduslikkus A või B säilimise ja funktsioneerimise I või II tasemetel.
B	Esinduslikkus A või B säilimise ja funktsioneerimise III või IV tasemetel või C I või II tasemetel.
C	Esinduslikkus C säilimise ja funktsioneerimise III tasemel või D I või II tasemetel.
D	Esinduslikkus C säilimise ja funktsioneerimise IV või D III tasemel.

Elupaigatüübil 3160 eristatakse Eestis kolme alltüüpi, millel on ka erinevad hindamiskriteeriumid (tabel 3.13):

- huumustoitelised düstroofsed rabaveekogud – kõige arvukam alltüüp, kuhu kuuluvad pruuniveelised järved ja rabalaukad, mille vesi on happeline (pH 4–6) ning rohket huumusainete

tõttu üsna tume. Kõrgemat kasvu kaldaveetaimestik puudub või on väga hõre, veesiseseid soontaimi ei kasva ning ka ujulehtedega taimi on vähe, kuid nii kaldal kui kaldavees kasvab rohkesti turbasamblaid

- eriti happelise veega atsidotroofsed mineraalmaajärved – neil on tugev sissevool metsa- või sooladelt ning nende kaldavett asustavad ja õõtsikut moodustavad soopihla-soovõha-tarnade kooslused ja turbasamblad. Sellesse rühma kuuluvad näiteks Vioste, Pikamäe, Koolma, Partsi Mustjärv jt. Põlvemaal.
- pehme pruuni veega segatoitelised veekogud – nende järvede vesi sisaldab eelmiste omast pisut enam mineraalaineid, neis kasvab põhja kinnituvaid, veest välja ulatuva õisikuga taimi (elodeiide), ujulehtedega taimi ja mõnes järves üsna rohkesti konnaosja *Equisetum fluviatile*. Siia rühma kuuluvad näiteks Valguta Mustjärv Tartumaal, Suur-Apja (Koobassaare) järv ja Ubajärv Karula kõrgustiku serval.

Tabel 3.13. Elupaigatüübi 3160 alltüübi S – segatoitelised (pehme- ja pruuniveelised järved hindamiskriteeriumid (Mäemets 2013)

<b>1. ESINDUSLIKKUS</b>	
Tase	Kirjeldus
A	Veepiiril palju lubjavaest õõtsik- või madalsood; kaldavees valitsevad konnaosi, pudeltarn ja niitjas tarn. Ujulehtedega taimedest sagedaim ujuv penikeel. Veesisesele taimestikule tüüpilisim pikk penikeel, aga leidub ka teisi laialehiseid penikeeleliike või nitelle.
B	Valitsevad ujulehtedega taimed, eriti ujuv penikeel.
C	Palju kaldavee- ja ujulehtedega taimi, avavett vähe.
D	Inimtekkelised pehme- ja pruuniveelised veekogud (pruuniveelised tiigid ja paealade vanad turbaaugud võivad olla floristiliselt üsna rikkad)
<b>2. LOODUSKAITSELINE SEISUND</b>	
<b>2.1. Struktuuri säilimine.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täni“ tunnusest.	
Tase	Kirjeldus
I	Rikkalik veesisene taimestik, vähemalt 2 liiki.
II	Veesisene taimestik napp, 1–2 liiki.
III	Rabastumise tõttu veesisene taimestik kadumas, põhjas paks turbamuda.
<b>2.2. Funktsioneerimine.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täni“ tunnusest.	
I	Põhjas järvemuda (sapropeel), valgalalt ei tule reostust.
II	Järve lähem ümbrus loodusliku taimestikuga, kuid valgalal potentsiaalseid reostusallikaid.
III	Turbamuda ladestumine või reostus.
IV	Veerežiimi muutumine, eriti veetaseme alandamine.
<b>2.3. Taastamise võimalused.</b> Väärtuse andmiseks piisab ühe „täni“ tunnusest.	
I	POLE KERGESTI TAASTATAVAD.
II	Mõõduka biogeenide koormuse lõppemisel.
III	Vee kareduse tõus > 80 mg/l HCO <sup>3-</sup> või jätkuv reostus.
IV	Veetaseme püsiv alanemine
<b>3. ÜLDINE LOODUSKAITSELINE VÄÄRTUS</b>	
Väärtus	Tasemete kombinatsioon
A	Esinduslikkus A säilimise ja funktsioneerimise I või II tasemetel
B	Esinduslikkus B säilimise ja funktsioneerimise I või II tasemetel
C	Esinduslikkus C säilimise ja funktsioneerimise I või II tasemetel
D	Esinduslikkus D säilimise ja funktsioneerimise I ja II tasemetel

### 3.3. Fotograafilised uuringud

Kuradijärve, Liivjärve, Saarejärve, Martiska järve ning Valgejärve kaldaalade ning kaldalähedase veetaimestiku kaardistamiseks pildistati neid 25.05.2018 drooniga Phantom 3 PRO. Sellel droonil on integreeritud ja gimbaliga varustatud kaamera, mille sensori suurus on 12 Mpx. Kõiki järvi pildistati piki kallast kahel korral. Esimesel lennu korral oli lennukõrgus ca 35 m üle veepinna ning pildistati nurga all järve poolt kalda poole. Selle lennu eesmärgiks oli ennekõike kallastel leiduvate lõkkekohtade, prügi jms kaardistamine, mis nadiirfoto ("otse alla") abil pole enamasti võimalik, sest nimetatud järvede kaldad on üldiselt metsased ja maapinda pole läbi võrade näha. Selliselt tehtud fotodel on kaldal lähimate objektide puhul piksli suuruseks ca 1,5 cm (joonis 3.2).

Teine lennuring tehti kõrguselt ca 60 meetrit ning pildistati nadiirpilte lennates otse kaldajoone kohal. Selliselt kõrguselt pildistades kaetakse ühe pildiga 102 x 77 m ala ja peamiseks eesmärgiks on järvede kalda lähedase taimestiku kaardistamine. Nende fotode puhul on pikslisuurus ca 2,5 cm. Pildistamiseks kasutati intervallvõtet (2 sek), et piltidel oleks piisav ülekate hilisemaks töötluks.

Pildid salvestati .jpeg formaati ning on kõik seotud drooni GNSS seadmelt saadud koordinaatidega pildistamise hetkel. Kõigist järvedest tehti ka kaugemalt ülevaatlikud droonifotod.

Droonifotod, kokku 1070 pilti, töödeldi Adobe Lightroom tarkvara abil, parandades värvitemperatuuri, kontrastsust ning ühtlustades valgustatust eri ajahetkedel tehtud fotode vahel.

Järgnevalt kasutati fotogramm-meetrilist tarkvara Agisoft Photoscan v 1.4, et luua parendatud droonipiltidest esmalt järvekalda 3D mudel ning hiljem selle abil koostada ortofoto ühtlase piksli suurusega 3 cm. Ortofotode koostamine õnnestus enam-vähem täielikult Saarejärve, Martiska järve ja Valgejärve puhul; Liivjärve ja Kuradijärve puhul aga vaid osaliselt. Üsna vahelduvates valgusoludes tehtud pildid ei ole selleks otstarbeks mitte just kõige parem algmaterjal ja samuti oli pildistamise ajal üsna tugev tuul, mis raskendas metsaste kallaste puhul veelgi antud ülesannet.

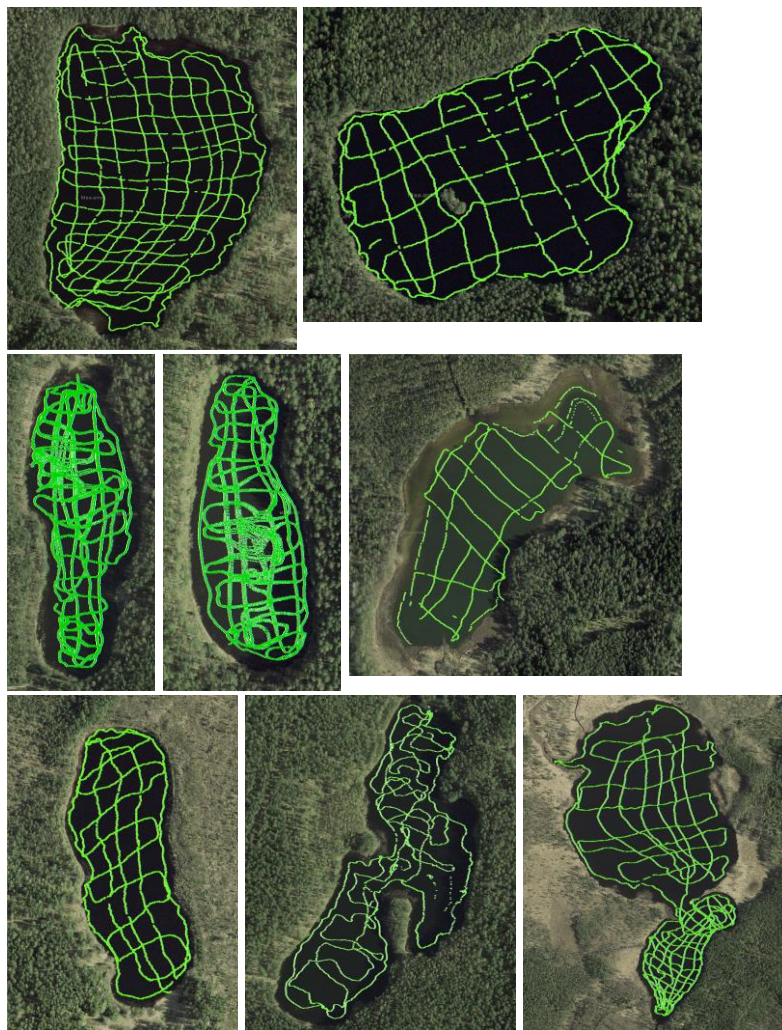


Joonis 3.2. Detail Liivjärve ortofotost.

### 3.4. Batümeetrilised ja topograafilised uuringud

Valgejärve, Liivjärve, Saarejärve, Nõmmejärve ja Kurtna Suurjärve sügavuskaartide koostamiseks kasutati alusena 2014. aastal toimunud hüdrograafiliste mõõdistamiste andmeid ning Martiska, Kuradi- ja Ahnejärve sügavuskaartide täpsustamiseks 2019. aasta aprillis toimunud mõõdistamiste andmeid. Aastal 2014. kasutati mõõdistamiseks kajaloodi *Lowrance LMS337*, sügavusmõõtjat kalibreeritud nööri ja kettakujulise raskusega ning käsi-GPSi *Garmin 60CS* (Taavita 2015). Aastal 2019. kasutati mõõdistamiseks GPSiga varustatud multikiirsensorit *Sontek HydroSurveyor M9*. Mõõteprofiilide tihedus oli alla 10 ha järvede puhul kuni 30 meetrit ja suuremate järvede puhul kuni 60 m (joonis 3.3). Mõõdistamisandmete töötluks ja sügavuskaartide koostamiseks kasutati tarkvara *ArcMap 10.5.1*. Mõõdistamispunktid puhastati, eemaldades ilmselged anomaaliad, ning teisendati vastavalt mõõdistamishetke järve veepinna tasemele absoluutkõrgusele (m ü.m.p.). Järvede sügavuspunktide ja Maa-ameti LiDAR-mõõdistamise maapinna kõrgusandmete põhjal loodi järvedest ja nende ümbruskondadest *Terrain*-mudelid. Kasutati värskemaid LiDAR-andmeid, mis pärinesid 2018. aasta maikuust. Saadud *Terrain*-mudelid konverteeriti 1x1 m ruumilise lahutusega rastermudeliteks ning tööriista *Contour* kasutades tekitati neile järvede 1 m intervalliga sügavusjooned, kasutades baasveetasemena Tabelis 1.1. nimetatud veetasemeid. Järvede veepiirina käsitleti rastermudelile joonistunud baasveetasemele vastavat kontuurjoont. Loodud järvede kõrgusmudelite põhjal leiti järvede veemahud ja pindalad erinevate veetasemete stsenaariumite korral.

Tabelis 1.2 nimetatud järvede ja nende ümbruskonna rastermudelite põhjal piiritleti ka järvede pinnaveevalglad, kasutades *ArcMap*'i *Arc Hydro* tööriistapaketi standardset töövoogu (Djokic 2008). Rasterkõrgusmudelitel täideti lohud, mille valgla oli väiksem kui 1000 m<sup>2</sup> või sügavus väiksem kui 1 m. Sügavamad lohud loeti järvede pinnaveevalglatest eraldiseivateks.



Joonis 3.3. Batümeetriliste mõõtepunktide paiknemine. Alates ülevalt vasakult: Valgejärv, Saarejärv, Martiska järv, Kuradijärv, Nõmmejärv, Liivjärv, Ahnejärv, Suurjärv. Aluskaart: Maa-amet.

## 3.5. Põhjasetete uuringud

### 3.5.1. Georadari uuringud ja sondeerimine

Järve erinevate kihtide mahtude määramiseks tehti mõõtmisi georadariga 28.03.2018 (Ahnejärv, Kuradijärv, Liivjärv, Nõmmejärv, Saarejärv, Suurjärv, Valgejärv) ja 06.04.2018 (Martiska ja Jaala järv). Mõõtmised teostati jää pealt seadmega *Zond 12e* sagedusega 300 MHz ja mõõtesammuga 5 cm. Profiilid koordineeriti radariga ühendatud GPS seadme abil (asukohaviga lagedatel aladel hinnanguliselt <5 m, sügavamates nõgudes ja/või metsa servas nagu näiteks Kuradijärve puhul kuni 10 m). Georadari mõõtepunktid on toodud joonisel 3.4. Detailsemalt uuriti Kuradi-, Ahne- ja Martiska järve. Profiilide kogupikkus ületas 40 km.

Radariprofiilide töötlemisel kasutati sagedusfiltreerimist ja võimendamist vastavalt vajadusele, et paremini visualiseerida järve põhjast ja muda/turba–mineraalpinnase kontaktilt tulevaid peegeldusi. Andmete tõlgendamisel klikiti need peegeldused mõne meetrise sammuga, reljeefsetes kohtades tihedamalt. Enamasti oli mineraalpinnas jälgitav sügavuseni 8–10 m veepinnast. Nõmme-, Suur- ja Jaala järve profile ei tõlgendatud, kuna vee kõrgest elektrijuhtivusest tulenevalt radarisignaal sumbus kiiresti ja pinnad olid jälgitavad kalda läheduses vähem kui 2 m sügavuseni.

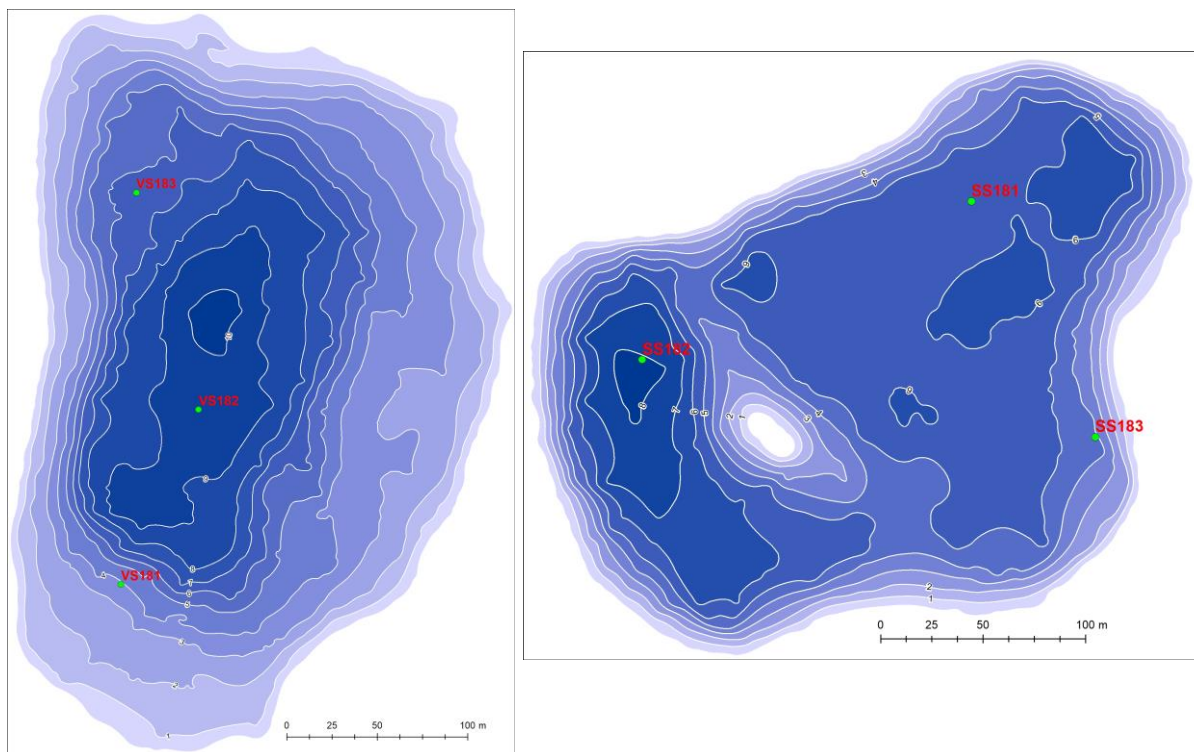
Georadariga registreeritud peegelduste saabumisaegade sügavusteks ümber arvutamiseks on vaja teada elektromagnetlainete levikukiirust (või suhtelist dielektrilist läbitavust). Vee dielektriline läbitavus on hästi teada ( $\epsilon = 81$ ), aga setete puhul sõltub väärtus peamiselt poorsusest (vee sisaldusest). Settetüüpide ja kihipaksuste kontrolliks teostati sondeerimist seitsmes järves kokku 20 asukohas. Radariprofiilide alusel valiti puurimiskohtadeks paigad, kus pinnad oleks võimaluse korral horisontaalsed või kus setete paksus oleks suurim. Sarnaselt kogu maastikukaitsealale on ka järvede all mineraalpinnase pealispind (ja ka muda pealispind) väga reljeefne ning profiilide mõnemeetrisest asukohaveast tulenevalt oli keeruline tabada kavandatud läbilõiget. Samuti tuli arvestada, et georadari mõõdistamistega võrreldes oli järvede veetase muutunud 0,1 kuni 0,95 m. Sondeerimiste tulemuste ja radariaegade võrdlemise tulemusena kasutati muda/turba kihi dielektrilise läbitavuse väärtusena  $\epsilon = 56$ .



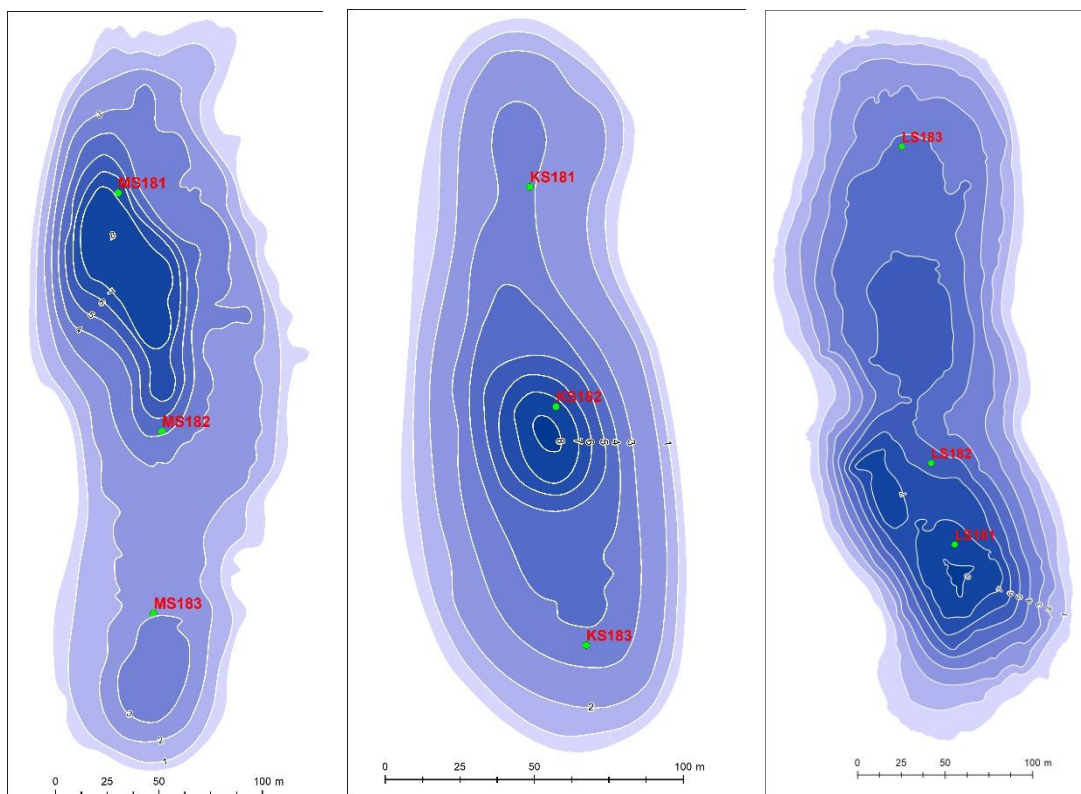
Joonis 3.4. Georadari mõõtepunktide paiknemine. Aluskaart: Maa-amet.

### 3.5.2. Litoloogilise koostise määramine

Setete litoloogilise koostise ja fosfori sisalduse määramiseks võeti 14.–15.03.2018 kõigist viiest uuritavast järvest kolm sette puursüdamikku (joonised 3.5, 3.6). Analüüsideks võeti ülemised kuni 50 cm setet, mis tükeldati kaldal 1 cm paksusteks proovideks ning paigutati markeeritud karpidesse argooni keskkonda. Kuni analüüsimiseni säilitati proove jahedas (+4 °C) ja pimedas. Sete võeti modifitseeritud *Livingstone-Vallentyne* tüüpi kolb-puuriga. Proovide võtmise asukohad fikseeriti *Garmin Oregon 550* GPS-iga ning proovivõtu punktis olev veesügavus fikseeriti käsikajaloodiga *Hondex PS-7*.



Joonis 3.5. Valgejärve (vasakul) ja Saarejärve (paremal) sette puursüdamike proovivõtukohtad.



Joonis 3.6. Martiska järve (vasakul), Kuradijärve (keskel) ja Liivjärve (paremal) sette puursüdamike proovivõtukohtad.



Setteproovide litoloogilise koostise määramiseks kasutati termogravimeetrit *Precisa prepASH 340 Series*. Setteproovide veesisalduse/kuivaine määramiseks kuumutati proove 105 °C juures kuni konstantse kaalutiseni. Kuivaine orgaanilise aine sisalduse määramiseks kuumutati proove 550 °C juures kuni konstantse kaalutiseni, põletuskadu loeti orgaanilise ja jääk anorgaanilise aine sisalduseks, millest kaltsiumkarbonaadi sisalduse määramiseks kuumutati proove veel 950 °C juures kuni konstantse kaalutiseni ning põletuskao põhjal arvutati kaltsiumkarbonaadi (CaCO<sub>3</sub>) sisaldus (Heiri et al. 2001). Klastilise mineraalaine sisalduseks loeti kogu anorgaanilise aine sisalduse ja kaltsiumkarbonaadi sisalduse vahe.

### 3.5.3. Fosfori sisalduse määramine

Kurtna järvede settes leiduva fosfori (P) sisaldus määrati samadest sette puursüdamikest (3 tk. järve kohta), millest on tehtud litoloogilise koostise analüüsid (joonised 3.5, 3.6). Fosforifraktsioonide säilimise nimel hoiti proove koheselt alates välitingimustest kuni analüüsimiseni 4 °C juures argooni keskkonnas. Analüüsimiseks kasutati kuivatamata setet. Fosfori fraktsioonid määrati setteläbilõigetel nn aktiivset kihist 5 cm kaupa (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm, 20–25 cm, 25–30 cm kihid). Aktiivne kiht, millest fosfor võib eralduda toitainete ringesse, määrati klasteranalüüsi (CONISS) abil sette ülemisest 30 cm paksusest kihist. Gruppeerimise aluseks olid kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja klastilise mineraalaine sisaldused. Fosfori fraktsioonide määramiseks vajalik eeltöötlus tehti vastavalt Jensen ja Thamdrup (1993) ja Lukkari et al. (2007) metoodikale, mida on meie oludesse sobivamaks kohendatud Kapanen (2012). Kõik P fraktsioonid on spektromeetriliselt analüüsitud Murphy ja Riley (1962) metoodika järgi. Laboratoorselt määrati lahustunud anorgaaniline fosfor (DIP, filtreerimine 0,4 µm) ja üldfosfor (*Total Phosphorus* TP). Mittereageeriv fosfor ehk NRP (*Non-Reactive P*; suuremas osas orgaanilise ainega seotud fosforifraktsioon) on arvatud üldfosfori ja lahustunud fosfori määrangute vahena  $NRP = TP - DIP$ .

Settest määrati fraktsioone, mida tõlgendatakse järgmiselt:

NaCl–P – labiilne, osaliselt lahustunud ning kergesti vabanev fosfor;

NaBD–P – redokstundlik, peamiselt rauaga seotud fosfor;

NaOH–DIP – peamiselt alumiiniumiga, samuti rauaga seotud fosfor;

NaOH–NRP – orgaanilise ainega (huumusainete, aga ka põhja settiva fütoplanktoni detriidiga) seotud fosfor, kus on kaks lisafraktsiooni: HMW–NRP (suured molekulid > 0,4 µm) suuremas osas seotud humiinhapetega ja LMW–NRP (väiksemad molekulid <0,4 µm) suuremas osas seotud fulvohapetega;

HCl–P – peamiselt kaltsiumiühenditega seotud fosfor;

Res–P – jääkfosfor (enamasti orgaaniline), mis jääb järele pärast kõikide ülalnimetatud fraktsioonide ekstraheerimist. Kõige väheliikuvam (stabiilsem) fraktsioon.

Lisaks arvutati potentsiaalse mobiilse ja stabiilse ehk inertse fosfori osad:

mobiilne (aktiivne) fosfor = NaCl–P + NaBD–P + NaOH–LMW–NRP;

stabiilne (inertne) fosfor = NaOH–DIP + NaOH–HMW–NRP + HCl–P + Res–P;

kus NaOH–LMW–NRP = NaOHfilt\_TP;

NaOH–HMW–NRP = NaOH–NRP - NaOH–LMW–NRP;

NaOH–NRP = NaOHunfilt\_TP - NaOHunfilt\_DIP.

Üldfosfor on arvatud mobiilse ja stabiilse fosfori osade summana.

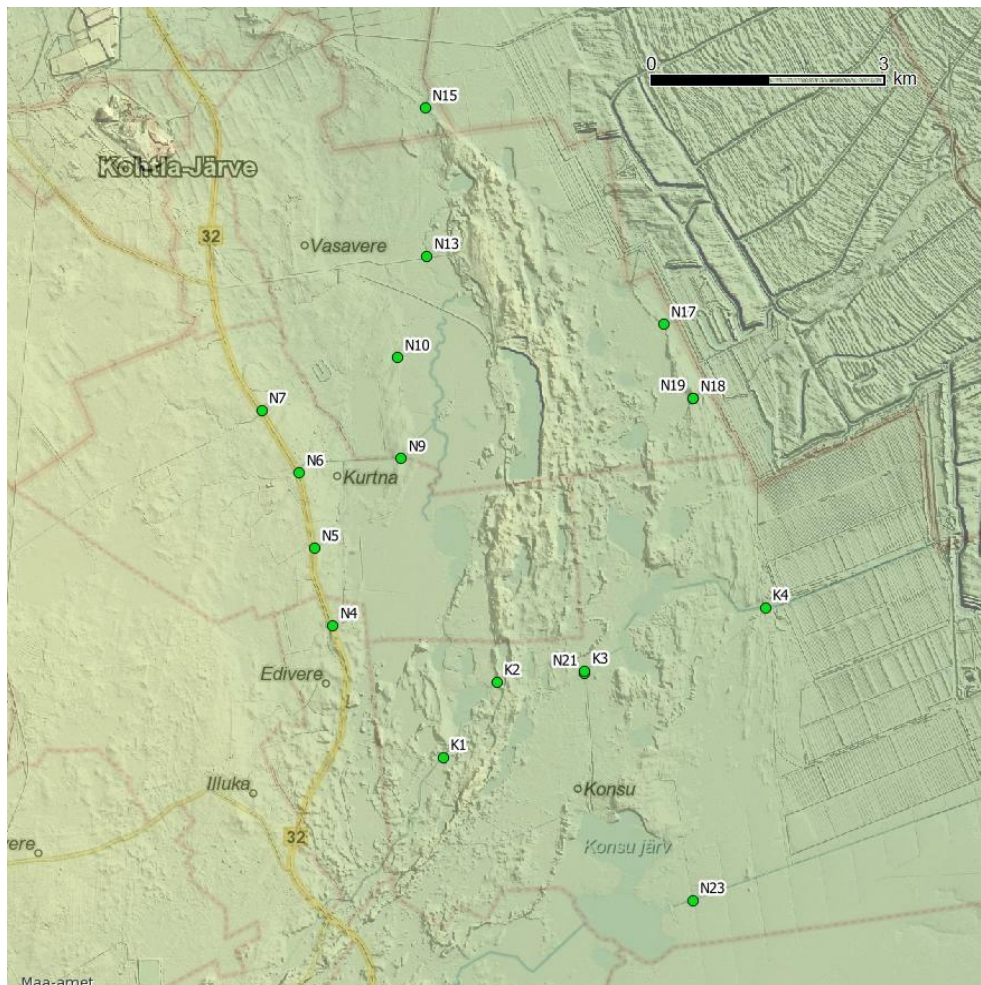
Järve setete aktiivsesse kihti kinnipeetud fosfori sisaldus arvutati 5 cm paksuste settekihtide kohta vastavalt: 5 cm paksuse settekihi kolme puursüdamiku keskmine kuivaine sisaldus g/cm<sup>3</sup> x 5 cm paksuse settekihi kolme puursüdamiku keskmine P sisaldus 1 g kuivaine kohta x 5 cm x settekihi lasundi pindala (cm<sup>2</sup>).

## 3.6. Hüdroloogilised uuringud

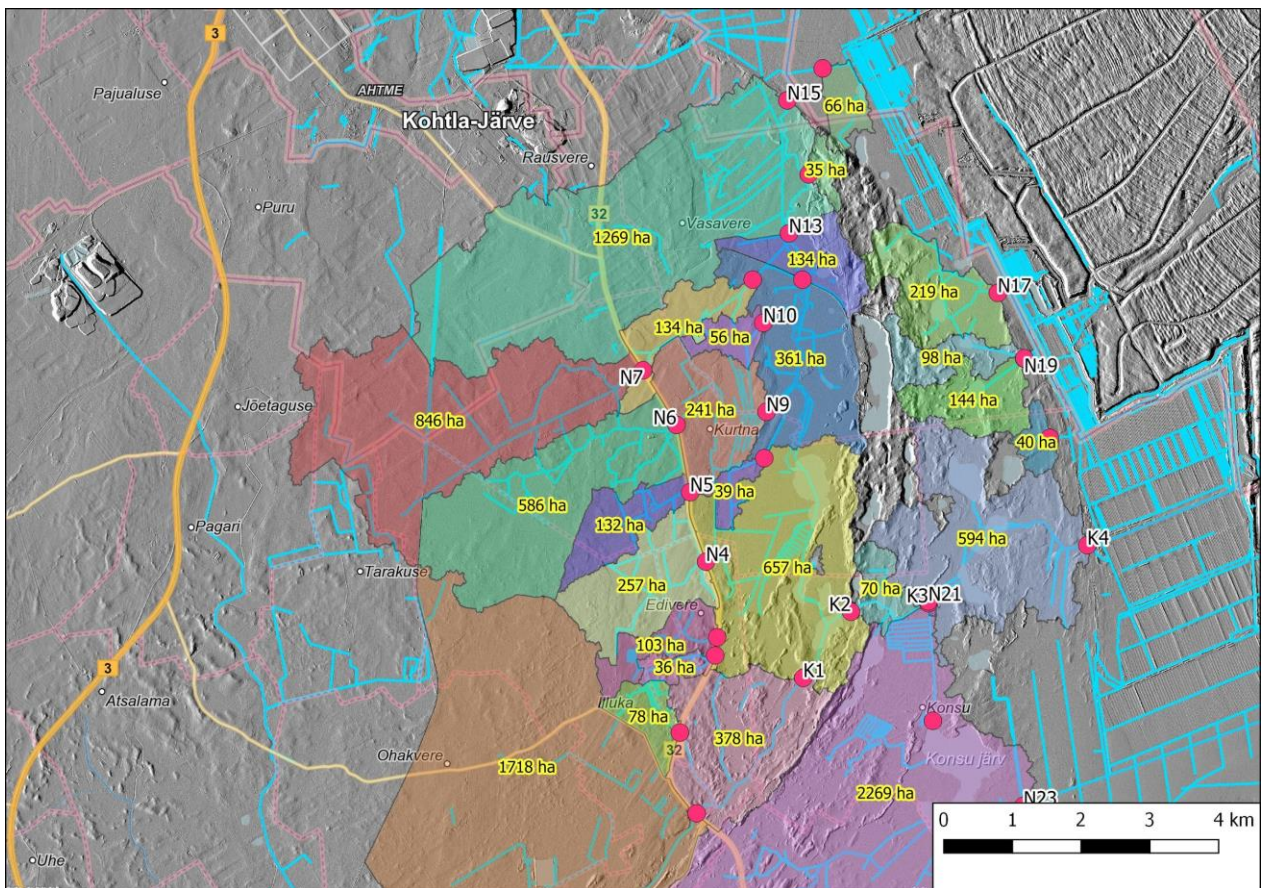
### 3.6.1. Vooluhulkade mõõtmised

Vooluhulkade seirekohtade valiku tegemiseks teostati välitööd 27.–28. detsembril 2017. Välitööde ajal oli lumi maas, õhutemperatuur veidi plussis ning vaadeldud lävendid enamasti jäävabad. Kokku tehti vaatlusi jõgedes-kraavides 28 punktis, millest vooluhulkasid mõõdeti 23 asukohas. Vooluhulkade seireks valiti välja 17 mõõtmiskohta (joonis 3.7). Need kohad hõlmavad olulisemaid Kurtna MKA veejuhtmeid (Raudi kanalil K1–K4, Konsu kanalil N21 ja N23, Vasavere jõel N13 ja N15), aga ka väiksemate vooluhulkadega veejuhtmeid, mis toovad vett läänest Jõhvi kõrgustiku poolt (N4–N7, N9 ja N10) või mis viivad vett ida suunas karjääride poole (N17–N19).

Vooluhulkade mõõtmiseks kasutati seadet *Valeport Model 801*. Raudi kanali lävenditel K1 ja K2 kasutati lisaks käsitsi vooluhulkade mõõtmisele ka automaatseid mõõtmisi. Selleks oli lävenditele paigaldatud kanalis veetaseme kõrgust registreerivad veetaseme andurid, mille tulemused arutati ümber vooluhulkadeks. Pidevkõverad aitasid paremini tõlgendada käsimõõtmiste ajalisi suhteid suurvee ja madalveega, kuna vaatlusaasta oli kliimaatiliselt mõneti eriline - pikale talvele järgnes lühike kevad ja põuane suvi. Kevadine suurvesi oli lühike ja väikese amplituudiga, sügisene suurvesi tuli oodatust hiljem ja samuti väikese amplituudiga. Kõigis 17 mõõtmiskohas teostati mõõtmisi kuuel korral. Vooluhulki ei olnud võimalik mõõta jaanuarist aprilli keskpaigani, sest lävendid olid külmunud, samuti olid suvel ja sügisel veetaseme madalseisu ajal paljud lävendid kuivad. Mõõtmisi häirisid kohati kopratammide rajamine ja nende lammutamine. Kuna lisaks ühekordsetele vooluhulkade mõõtmistele sai kõige suurema vooluhulgaga lävenditel kasutada vooluhulga hindamiseks ka veetaseme muutuste pidevandmeid, oli selline mõõtesagedus töö seisukohast piisav, sest andmed võimaldasid määrata erinevate pinnaveekogude vooluhulkade suhtvahekordi ja absoluutkoguseid uuringuperioodi kliimaatilistes tingimustes.



Joonis 3.7. Vooluhulkade mõõtmiskohad. Aluskaart: Maa-amet.



Joonis 3.8. Kurtna potentsiaalsete vooluhulkade seirepunktide (punased täpid) valgla. Kollasega ümbritsetuna on esitatud valgla pindala. Juhul, kui ühe veejuhtme peal on mitu seirepunkti, on iga seirepunkti juurde arvatud valgla, mis lisandub ülesvoolu jääva seirepunkti valgla. Vooluhulkade mõõtmisi teostati punktides, mille kohal on näidatud valgla ümbritsetud punkti ID analoogselt joonisega 3.7.

### 3.6.2. Filtratsioonimõõtmised

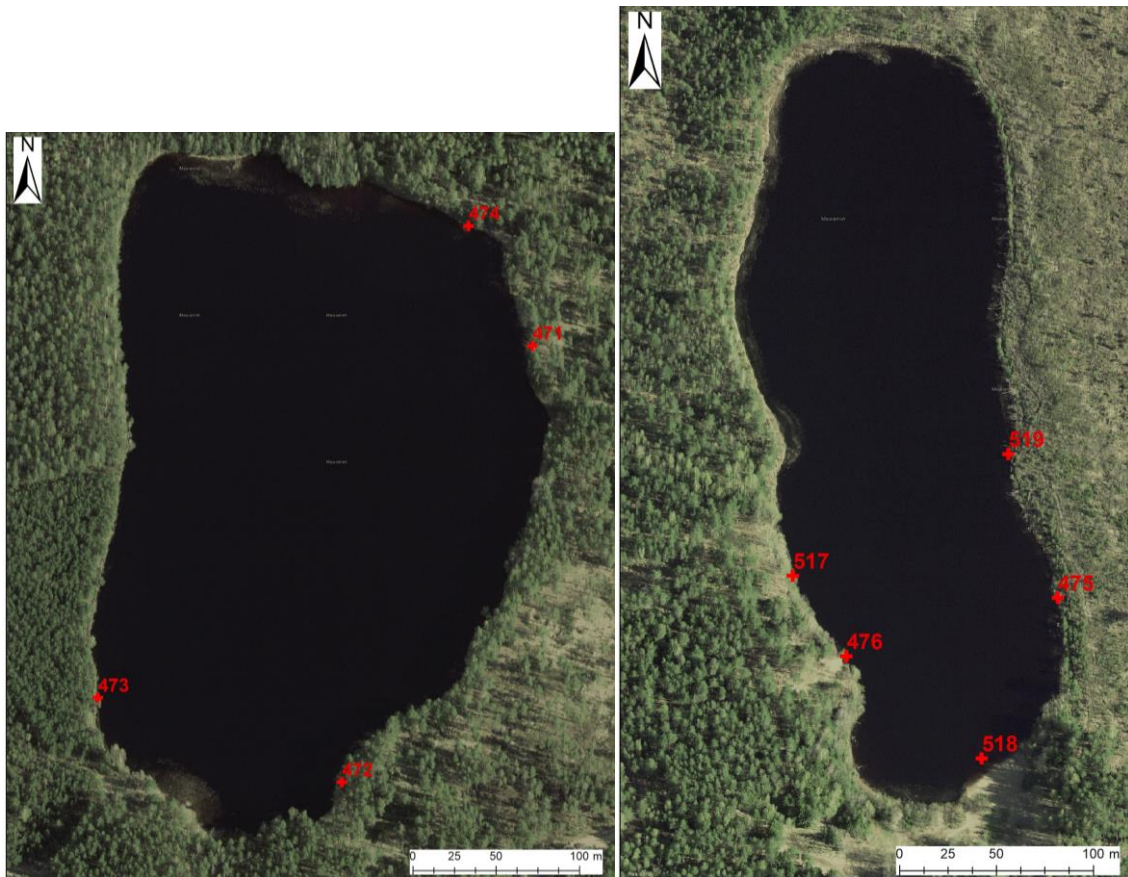
Järvede kaldatsooni põhjaveevahetuse intensiivsuse väljaselgitamiseks mõõdeti põhjavee filtratsiooni filtratsioonimõõturitega. Tegemist on ainsa meetodiga järve ja põhjavee vahetuse otseseks mõõtmiseks (Rosenberry et al. 2008). Mõõtmised toimusid kevadisel kõrgveeperioodil 22.05–25.05.2018 ja sügisel madalveeperioodil 25.09–27.09.2018. Nõmmejärvel 26.09.2017 ja 14.06.2018. Filtratsioonimõõturid paigaldati sobivas sügavuses ja kauguses kaldast järvepõhja setetesse. Põhjavee sissevoolu korral lisandub mõõtmise jooksul filtratsioonimõõturisse vett ning põhjavee väljavoolu korral veekogus filtratsioonimõõturis väheneb. Mõõtmiseks kulunud aja, filtratsioonimõõturite avatud osa pindala ning muutunud veekoguse põhjal arvutati välja põhjaveevahetuse keskmine kiirus mõõtepunktis. Filtratsioonimõõturite puuduseks on, et neid saab paigutada vaid sellistesse järvepõhja punktidesse, kus puudub tihe ja juurterohke taimestik ning oksad ja kännud. Samuti peab sete olema piisavalt kompaktnene, et mõõtur selles stabiilselt püsiks ega sisse ei vajuks.



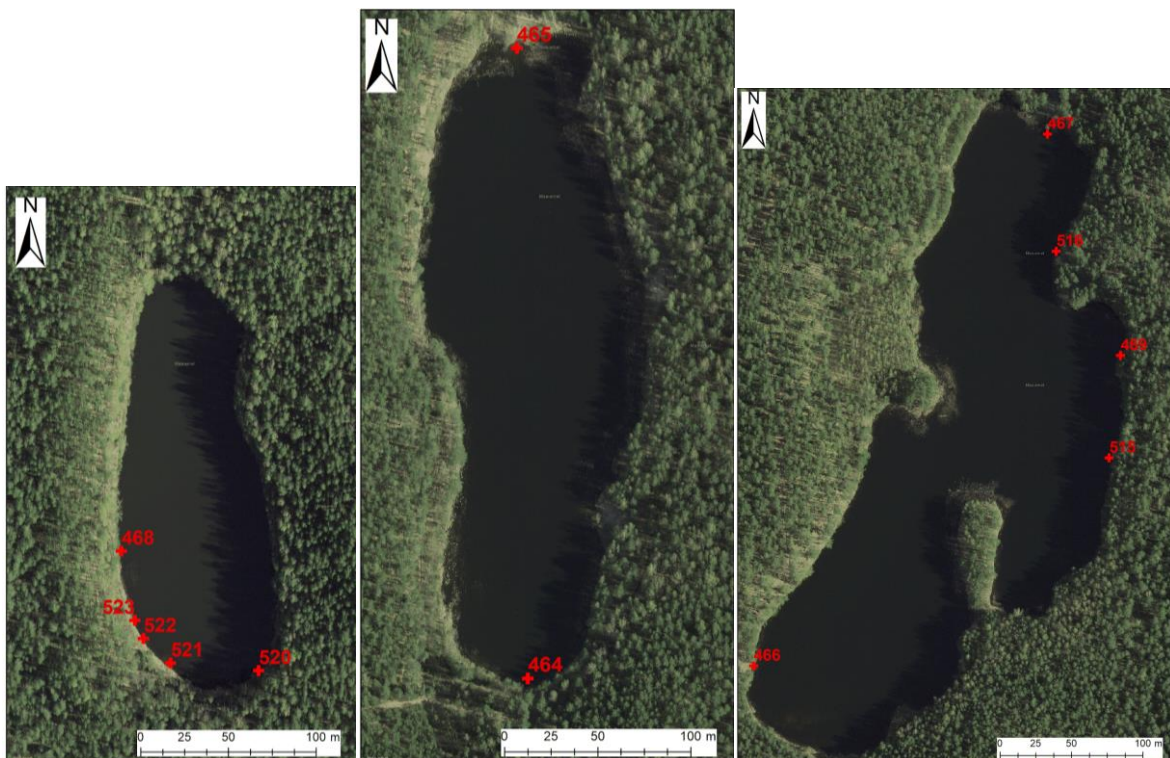
Joonis 3.9. Filtratsioonimõõturid Liivjärves (Foto: Marko Kohv).

Filtratsioonimõõtmiste asukohad valiti välja eeldatavate põhjavee voolusuundade järgi, eesmärgiga registreerida kõigis järvedes eelkõige põhjavee väljavoolu piirkonnad, aga ka põhjavee sissevoolu piirkonnad. Asukohti täpsustati minipiesomeetriga (Rosenberry et al. 2008) läbi viidud mõõdistamistega. Mõõdistamistel suruti minipiesomeeter 20 cm sügavusele järvepõhja settesse, pumbati veetase selle voolikus järve veetasemest kõrgemale ning seejärel lasti veetasemel stabiliseeruda. Pärast stabiliseerumist mõõdeti veetasemete erinevus minipiesomeetri voolikus järve veetasemega võrreldes. Järve veetasemest kõrgem veetase minipiesomeetri voolikus indikeerib põhjavee sissevoolu mõõtepunktis, järve veetasemest madalam veetase minipiesomeetri voolikus indikeerib põhjavee väljavoolu mõõtepunktis.

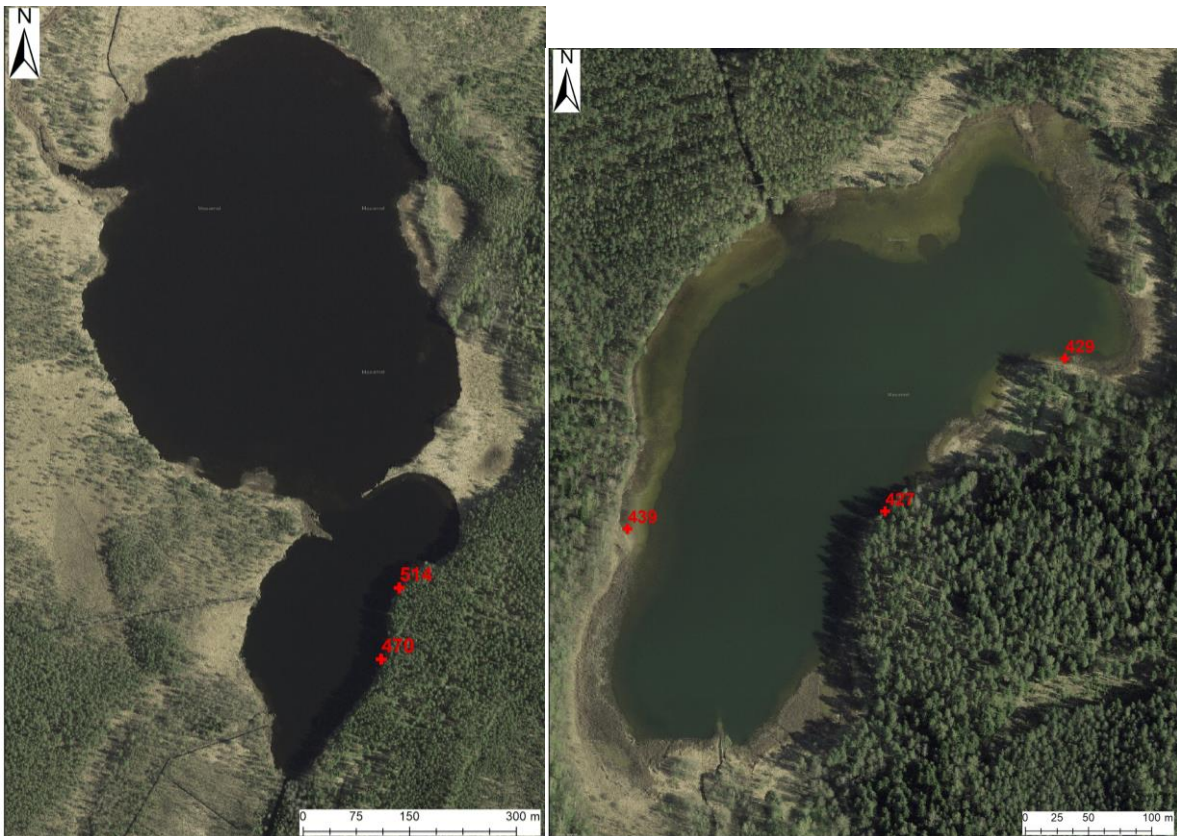
Kevadisel mõõdistamisel oli järvedes üks kuni neli mõõtmiskohta. Enamikes mõõtekohtades mõõdeti paralleelselt kahe üksteise lähedal asuva filtratsioonimõõturiga, mis paigaldati järve põhja võimalikult kalda lähedale (joonis 3.9). Ühte mõõturit kasutati vaid juhul, kui järvepõhja omaduste (juured, oksad, kamar) tõttu ei olnud füüsiliselt võimalik kahte mõõturit paigaldada. Igas mõõtekoahas teostati kolm (üksikutel juhtudel kaks) järjestikust mõõtmist. Sügisesteks mõõdistamisteks muudeti mõõtekohti vastavalt kevadiste mõõdistamiste tulemustele, eesmärgiga tuvastada eelkõige põhjavee väljavoolu alasid. Sügisel mõõtmiskorral paigaldati mõõturid üldjuhul ca. 50 cm sügavusele. Kahe mõõdistamiskorra peale kokku mõõdistati põhjavee liikumist igas järves kahes kuni viies kohas. Sügisel mõõdistamiskorral ei mõõdetud Martiska järve, kuna kevadised tulemused olid kooskõlas varasemate põhjalike filtratsioonimõõtmistega (Vainu 2018), mistõttu otsustati pigem suurendada mõõtepunktide hulka teistes, filtratsiooni seisukohalt vähemuuritud järvedes. Filtratsioonimõõtmised ei õnnestunud Saarejärves, kuna vertikaalse kaldanõlva ja püdeli turbase sette tõttu kogu järve perimeetril ei olnud filtratsioonimõõturite paigaldamine võimalik. Filtratsioonimõõtmiste asukohad on toodud joonistel 3.10, 3.11 ja 3.12.



Joonis 3.10. Filtratsioonimõõtmiste asukohad Valgejärves (vasakul) ja Liivjärves (paremal). Aluskaart: Maa-amet.



Joonis 3.11. Filtratsioonimõõtmiste asukohad Kuradijärves (vasakul), Martiska järves (keskel) ja Ahnejärves (paremal). Aluskaart: Maa-amet.



Joonis 3.12. Filtratsioonimõõtmiste asukohad Kurtna Suurjärves (vasakul) ja Nõmmejärves (paremal). Aluskaart: Maaamet.

### 3.6.3. Järvede veebilansside arvutamine

Kurtna piirkonna, sh järvede, veebilansi arvutamiseks kasutati Jõhvi kui kõige lähemal asuva riikliku ilmajaama andmeid. Seal kogutavatest andmetest kasutati perioodil 01.01.1980–31.12.2018 mõõdetud järgmisi parameetreid: päeva miinimum- ja maksimumtemperatuur, päeva miinimaalne ja maksimaalne õhu suhteline niiskus, päevakeskmine tuulekiirus, päevakeskmine pilvisus, päevane sademete summa, päevane lumikatte paksus.

Keskonnaagentuurilt saadud andmed olid üldiselt hea kvaliteediga, üldiselt oli andmetes lünkasid vähem kui 0,3%, vaid pilvkatte vaatlustes oli lünkasid 2%. Lüngad täideti vastava kuu keskmiste väärtustega. Lisaks lünkadele on huvipakkuva perioodi jooksul kasutatud ka erinevaid mõõtemetodeid ja ühikuid, seetõttu oli vaja mitmel puhul konverteerida andmeid ühtsesse formaati. Näiteks mõõdeti pilvkatte tihedust enne 2011. aastat 10 palli süsteemis vaateleja poolt, kuid üleminekul automaatseadmetele hakati kasutama 8 pallist süsteemi. Mõõteandmed sisaldasid kohati ka erinevaid numbrilisi koode, mis tuli samuti eemaldada.

Peale andmeridade ühtlustamist, kvaliteedikontrolli ja lünkade täitmist kasutati statistikaprogrammis R olevat andmetöötluspaketti „*Evapotranspiration*“ (Guo et al. 2016), et arvutada välja nii potentsiaalne kui ka tegelik evapotranspiratsioon ning järvede veepinnalt aurumine. Potentsiaalse evapotranspiratsiooni (tüüpiline lühend PET või ET0) arvutamiseks kasutati enamlevinud FAO Penman-Monteith valemit, vee pealt aurumise leidmiseks Penman-i valemit ning tegeliku aurumise arvutamiseks Granger-Gray valemit. Kõigi nende meetodite detailsem kirjeldus ning arvutamiseks vajalike parameetrite ning konstantide nimekirjad on esitatud McMahon et al. (2013) teadusartiklist.

Mudelite kohandamiseks konkreetselt Kurtna oludele muudeti arvutusteks kasutatavaid konstante nende vaikeväärtusega võrreldes järgmiselt (tabel 3.14)

Tabel 3.14. Veebilansi arvutamise mudelis kasutatud konstandid

Konstant	Vaikeväärtus	Uus väärtus	Allikas
Laiuskraad kraad	-34.9	59,3	Maa-ameti kaardirakendus
Laiuskraad radiaan	-0.609	1,036	Maa-ameti kaardirakendus
Kõrgus m ü.m.p.	48	73	Maa-ameti kaardirakendus
Aastakeskmised sademed mm	430	736	Kliimanorm Jõhvis
$a_s$ konstant	0,23	0,2	Tamm 2002
$b_s$ konstant	0,52	0,56	Tamm 2002
Albedo	0,23	0,12	Kuusinen et al. 2012

Infiltratsioon põhjavette ning põhjavee liikumisega seotud andmed saadi käesoleva töö jaoks koostatud hüdrogeoloogilisest mudelist kasutades *Zone Budget* tööriista, kus tsoonipiiriks oli järve veepiir.

## 3.7. Hüdrogeoloogiline modelleerimine

### 3.7.1. Mudeli kirjeldus

Modelleerimise eesmärgiks on kirjeldada lähteülesande punktis 1.3.2 toodud erinevate juhtumite mõju Kurtna MKA järvedele. Hüdrogeoloogilise mudeli koostamisel võeti aluseks KIKi projekti nr 11808 raames valminud Virumaade hüdrogeoloogiline mudel (virumudel.ut.ee). Virumudeli koostamisel pöörati täiendavat tähelepanu Vasavere ürgoru geoloogilisele ehitusele. Käesolevas projektis jäeti mudeli ülesehitus samaks, täpsustusid peamiselt kvaternaarisetete filtratsiooniomadused, piirkondlikud põhjavee toitetingimused ja kaevanduste levikuga seotud tingimused.

Hüdrogeoloogilise mudeli koostamisel kasutati tarkvara ModelMuse, mida kasutati ka Virumaade mudeli koostamisel. Modelleeritava ala on 20 x 25 km (Joonis 3.13). Mudeli servaaladel on võrgusamm 200 m, keskosas 60 m ja 20 m.

Mudeli 10 kihti moodustavad ülevalt alla:

**1.–2. kiht:** Kvaternaari (Q) setted kogu mudeli alal (kiht 1) ja Narva lademe dolomiit ja domeriit esinevad mudeli kaguosas (kiht 2). Vasavere ürgoru alal, kus Narva lade puudub, kasutatakse teist kihti pinnakatte modelleerimiseks, sest kaks kihti võimaldavad arvesse võtta kohakuti asetsevaid muutlike omadustega setteid (kruusast aleuriidini, moreen, soosetted). Ürgoru alal on 1. kihi paksus 3 m, teise kihi lamam vastab kvaternaarisetete lamamile ja omadused pinnakattele.

Pinnaste filtratsiooniparameetrid muutuvad modelleeritud alal suures vahemikus (Tabel 3.15). Vasavere ürgoru jääjõeliste setetega täitunud teljeosas Isandajärve ja Raudi kanali vahelises lõigus omistati 750–110 m laiuses vööndis horisontaalne filtratsioonikoefitsient  $K_h = 50$  m/d ja Jõuga oosistikuna jätkuvas vööndis 20 m/d. Varasemad uuringud näitavad, et väljaspool ürgorgu esinevad vahelduva terasuurusega jääjärvelised ja -jõelised liivad oluliselt väiksema veejuhtivusega. Mudeli kalibreerimiseks oli vaja luua halvasti kontrollitud kujuga madala horisontaalse ja/või vertikaalse veejuhtivusega ruumikujusid. Täiendavaid pumpamiskatseid filtratsiooniomaduste määramiseks läbi ei viidud, kuna halvasti määratletud filtratsiooniomadustega piirkondandes puudusid puurkaevud.

**3. kiht:** Nabala-Rakvere veekiht on suurel osal mudelist maapinnalt esimene aluspõhjaline veekiht.

**4. kiht:** Oandu lademe savikas mergel moodustab Vasavere ürgorust lääne poole jäävatel aladel kohaliku veepideme.

**5.–6. kiht:** Keila-Kukruse veekiht on jagatud mudelis kaheks kihiks. Veekihi alumine osa (kiht 6) vajab eraldi tingimusi, kuna sealsetes allmaakaevandustes toimub põlevkivi kaevandamise ajal veetaseme alandamine ja kaevandamise lõppedes on veetase tõus kusjuures kaevanduskäigud käituvad väga heade veejuhtidena.

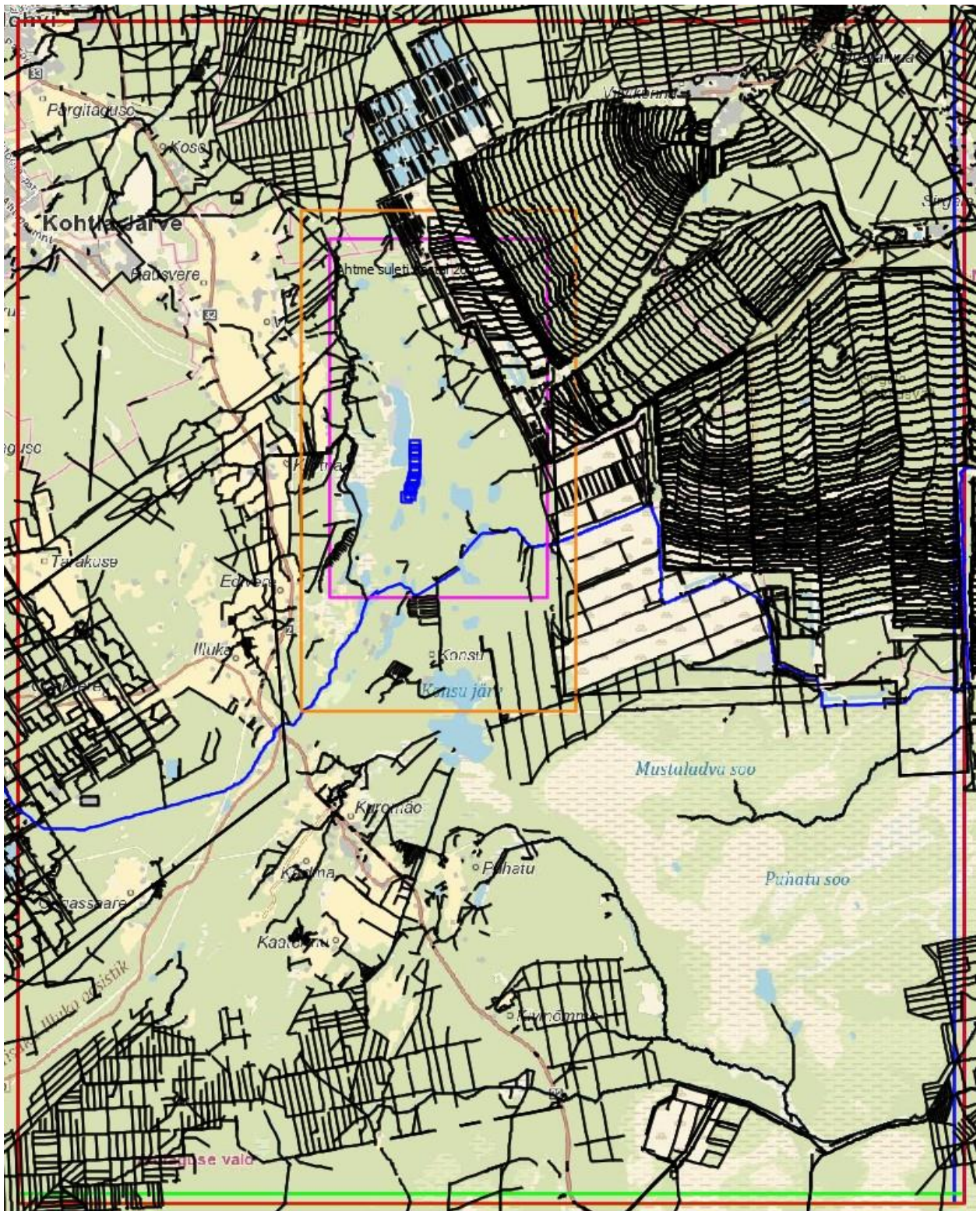
**7. kiht:** Uhaku suhteline veepide.

**8. kiht:** Lasnamäe–Kunda põhjaveekiht, mille moodustavad Väo ( $O_2v$ ) Kandle ( $O_2kn$ ) ja (Loobu  $O_2lb$ ) kihistud. Vasavere ürgorg on Kurtna MKA-I sisselõikunud selle kihini.

**9. kiht:** Ordoviitsiumi suhtelise veepideme moodustab Türisalu kihistu ( $O_{1tr}$ ), mis on keskmiselt 5 m paksune. Veepide on anisotroopne. Lateraalne filtratsioonikoefitsient on 0,1 m/d ja transversaalne on enamasti vahemikus  $10^{-7}$ – $10^{-6}$  m/d.

**10. kiht:** Kihi moodustab Ordoviitsiumi–Kambriumi (O-Ca) veekompleks. Geoloogilise kaardistamise andmetel on modelleeritava ala põhjaosas Vasavere ürgorg lõikunud selle kihini.





Joonis 3.13. Mudeliala (punane kast) on jaotatud võrgustikuks, mis on servadel sammuga 200 m ja keskosas sammuga 60 m (oranž kast) ja 20 m (lilla kast). Jõe ja dreni rajatingimused (sinised ja mustad jooned) on valdavalt rakendatud 1. kihis; kaevanduste ja karjääride puhul varieeruvad nii rajatingimuse sisselülitumise aeg kui ka kihid.

Tabel 3.15. Hüdrokeoloogilises mudelis kasutatud horisontaalsed ja vertikaalsed filtratsioonikoefitsiendid

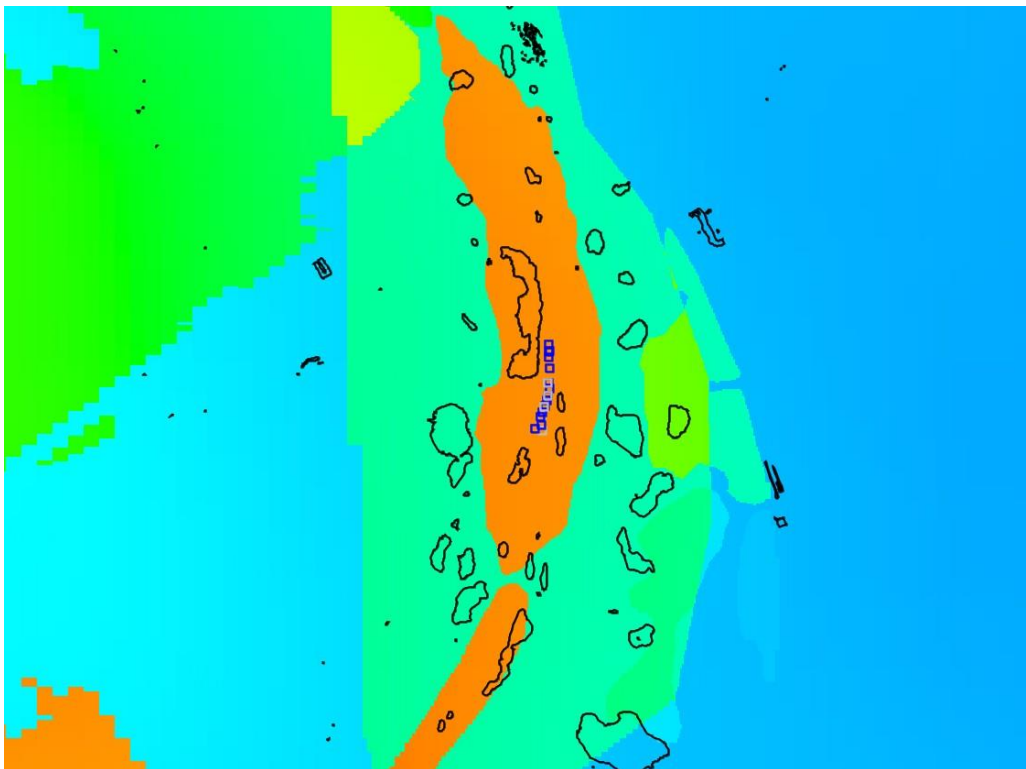
Kiht	Kx (m/d)	Kz (m/d)
1.–2. Kvaternaari veekiht	2–50 (400)	0,125–0,00075
2. Narva veepide	0,1–1	0,025
3. Nabala-Rakvere veekiht	40	0,035
4. Oandu veepide	0,001	0,0003
5. Keila-Kukuruse veekiht	1–2	0,001–0,0001
6. Põlevkivikiht	1–2 (kaevandustes 100–1000)	0,001–0,0001
7. Uhaku veepide	0,001	$1 \times 10^{-6}$
8. Lasnamäe-Kunada veekiht	0,75	Kx/10
9. Ordoviitsiumi veepide	0,1	$1 \times 10^{-7} - 7 \times 10^{-7}$
10. O-Cm veekiht	3	0,1

Mudeli ülapinna piirtingimustena rakendati: (i) enamasti toitumist sademete kaudu, (ii) nii toitumist kui ka väljavoolu lubavat *jõe (river)* tingimust suurematel jõgedel ja kanalitel (nt. Vasavere jõgi, Raudi ja Konsu kanalid), ning (iii) mudelisse sisse viidavatel olulisematel kraavidel piirtingimust *kraav (drain)*, mis viib mudelist vett välja ainult seatud lävendi (tavaliselt maapind miinus 0,5 m) ületamisel. Mudeli alumiseks piiriks on Ordoviitsiumi-Kambriumi regionaalse veepideme lasum, mida mudelis käsitletakse kui absoluutset veepidet. O-Cm kihi välispiiridel rakendatakse konstantset rõhku vastavalt Viru mudeli tulemustele.

Narva ja Sirgala II karjääri modelleerimisel saadi kaevandatud alade info aasta täpsusega Enefit Kaevandused AS-ist. Mudelis lülitati sisse vastavaks aastaks samal ajal kaevandatud alal dreeni rajatingimus põlevkivikihi lamami kõrgusega. Juba kaevandatud alal rakendusid järk-järgult drenid tranšeede asukohas.

Estonia kaevanduse alale omistati aastaks 2010 väljatud osas põlevkivikihis veejuhtivus  $K_h=100$  m/d ja dreeni tingimus kihi lamami kõrgusväärtusega. Kuna modelleerimisperioodil ei saa mudelis filtratsiooniparameetreid muuta, siis kaevanduse edenemist aastatel 2011–2018 ei lisatud. Sellel perioodil on mudeli ala piires kaevandus laienenud kirde suunas 0,5–1 km. Ahtme kaevandus suleti aastal 2002 ja sinna on rajatud ülevoolupuurkaevud, mis hoiavad survetaset kaevanduses ühtlasel tasemel, et vältida kaevandusega piirnevate alade üleujutamist. Modelleerimaks kaevanduses asuvat veekogu omistati põlevkivikihile  $K_h = 1000$  m/d ja dreni kõrgusega 43 m ü.m.p. Tammiku kaevandus avaldub mudelis suurema horisontaalse veejuhtivuse kaudu põlevkivikihis.

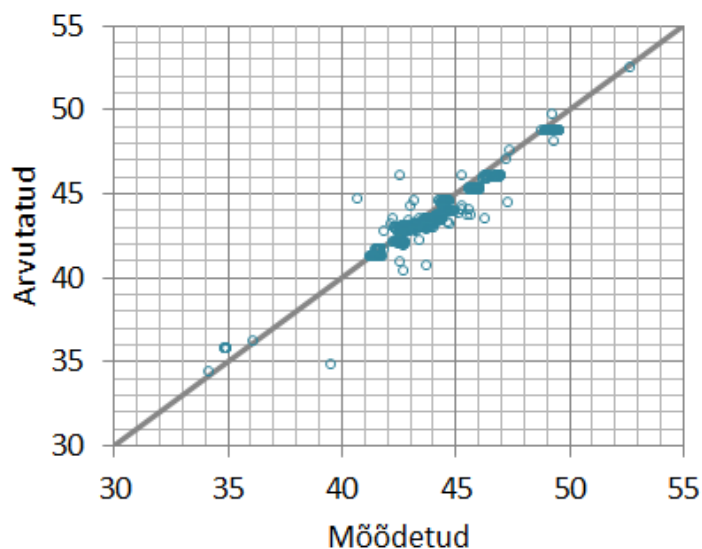
Sarnaselt Virumudelile muutub netoinfiltratsioon (*recharge*) sõltuvalt reljeefist (kõrgematel aladel infiltrerub rohkem sademeid) ja allmaakaevanduse levikust (Ahtme ja Estonia kaevanduste kohal suurem infiltratsioon). Mudeli kalibreerimise käigus lisati täiendavalt toitumist kõrgema reljeefiga liivastel aladel (joonis 3.14). Aeg-sõltuvana modelleeritud perioodil 2010–2018 toitumistingimusi ei muudetud.



Joonis 3.14. Väljavõtte mudeli toitetingimuse levikust Kurtna MKA-I. Sinistes toonides on regionaalne toitumine (0,1–0,2 mm/d), rohekad toonid (0,3–0,4 mm/d) on iseloomulikud liivaaladele ja Ahtme kaevandusele, oranžiga tähistatud aladel on toitumine kõige suurem ulatudes kuni 0,7 mm/d.

Mudeli kalibreerimiseks kasutati järvetasemete seireandmeid ja usaldusväärseid puurkaevude survetasemeid. Arvutatud ja mõõdetud kuukeskmised järvetasemed kogu perioodi 09.2015–11.2018 keskmisena erinevad KKA poolt seirataivate järvede puhul tüüpiliselt kuni 0,3 m, maksimaalselt kuni 0,7 m. Üksikute kuude lõikes ulatuvad erinevused maksimaalselt kuni 1,1 meetrini (joonis 3.15). Tuleb arvestada, et sellel perioodil hoiti mudelis netoinfiltratsioon konstantsena.

Arvutatud ja mõõdetud survetasemed erinevad kohati rohkem kui 1,5 meetrit puurkaevudes, mis avavad sügavamaid aluspõhjalisi veekihte. Neid vaatlusi mõjutavad peamiselt kaevandamisega seotud tegevused kohtades, mis asuvad mudelist väljaspool ning mida ei õnnestunud mudeli rajatingimuste seadmistega korralikult jäljendada.



Joonis 3.15. Arvutatud ja mõõdetud veetasemed.

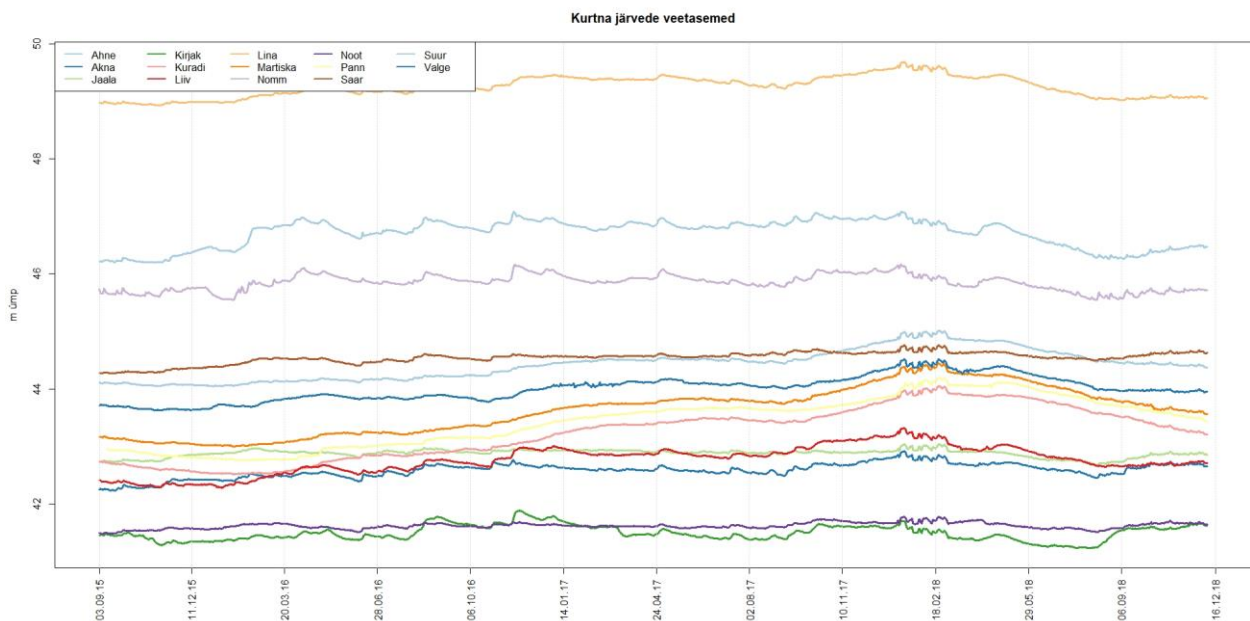
### 3.7.2. Võrdlusmudeli tingimuste valiku alused

Sedalaadi mudelite puhul on väga oluline defineerida referentsaeg, mille suhtes kõiki mudeleid võrdlema hakatakse. Käesoleva uuringu puhul valiti selleks 2017. aasta. Valiku aluseks olid peamiselt:

1. Ühtlase kvaliteediga seireandmete olemasolu järvede kohta
2. Võimalikult “normi” lähedane ilmastik, eelkõige sademete hulk
3. Võimalikult ühtlane veevõtt Vasavere veehaardest

Järgnevalt vaatame neid tingimusi ükshaaval lähemalt.

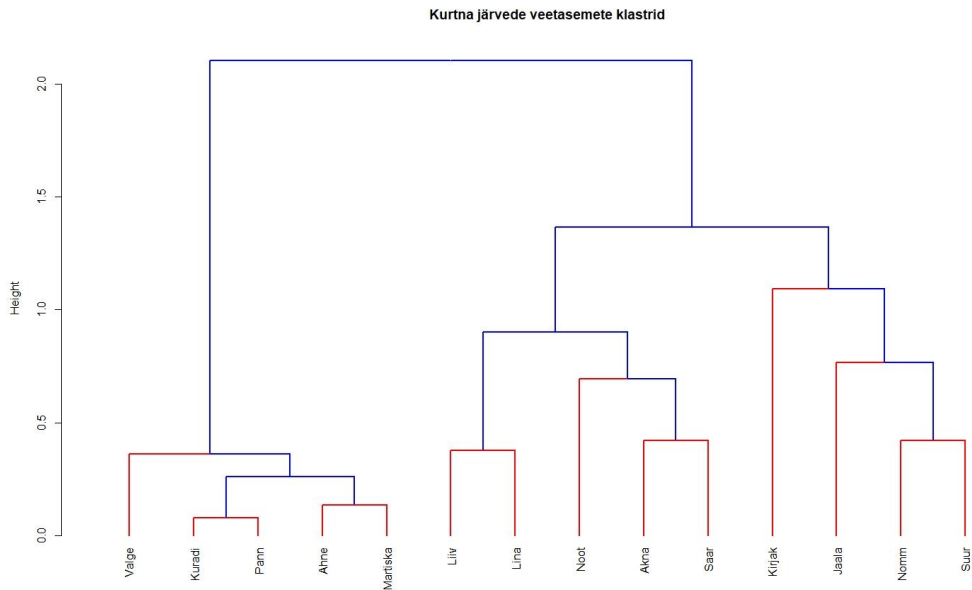
**Järvede veetasemete andmed** on enne 2015. aastat olemas vaid episoodiliselt või tuletatud kaudselt mõne puuraugu veetasemete kaudu (vt. ptk. 2.2). 2012. aastast alates on teatud korrapäraga (maksimaalselt üks kord kuus) mõõdetud käsitsi 11 järve veetasemeid. Ühesuguse meetodika alusel järvede veetasemete mõõtmiseni jõuti 2015. aasta sügisest, mil 14-ne järve veetasemete seireks paigaldati Keskkonnaameti tellimisel automaattõõturid. Nende mõõtesamm on 3 tundi ning seirevõrk toimib tänase päevani (ja loodetavasti ka tulevikus). Automaattõõturitega mõõdetud ja päevakeskmistatud veetasemed on näidatud joonisel 3.16.



Joonis 3.16. Kurtna järvestikus automaattõõturitega seiratavate järvede veetasemed.

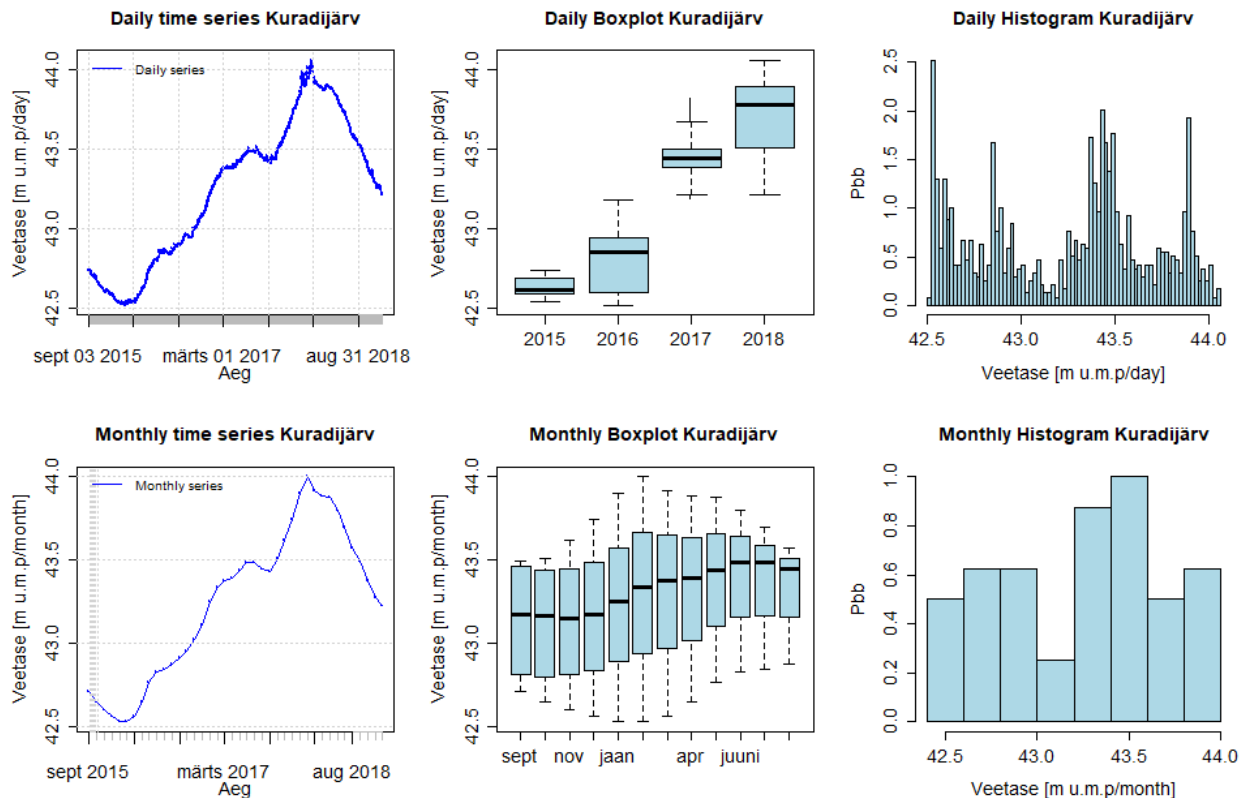
Juba visuaalsel vaatlusel on näha selgelt mõõteandmete grupeerumine, mida kinnitab ka korrellatsioonipõhine (Ward 2 statistik) klasteranalüüs, mille tulemus on esitatud joonisel 3.17.

Mida “madalamal” aegread dendrogrammil ühendatakse, seda sarnasemad need on: kõige sarnasemad on Kuradijärves ja Pannjärve karjääris mõõdetud veetasemed. Neile omakorda on kõige sarnasemad Ahne ja Martiska järve veetasemed jne. Mõnede gruppide puhul (nt. Kuradi-, Pann-, Ahne- ja Martiska järv) on oluline kaugus tugeva mõjuga objekti (Vasavere veehaare) suhtes; või omavahelised ühendused läbi kraavivõrgu (nt. Nõmme- ja Suurjärv).



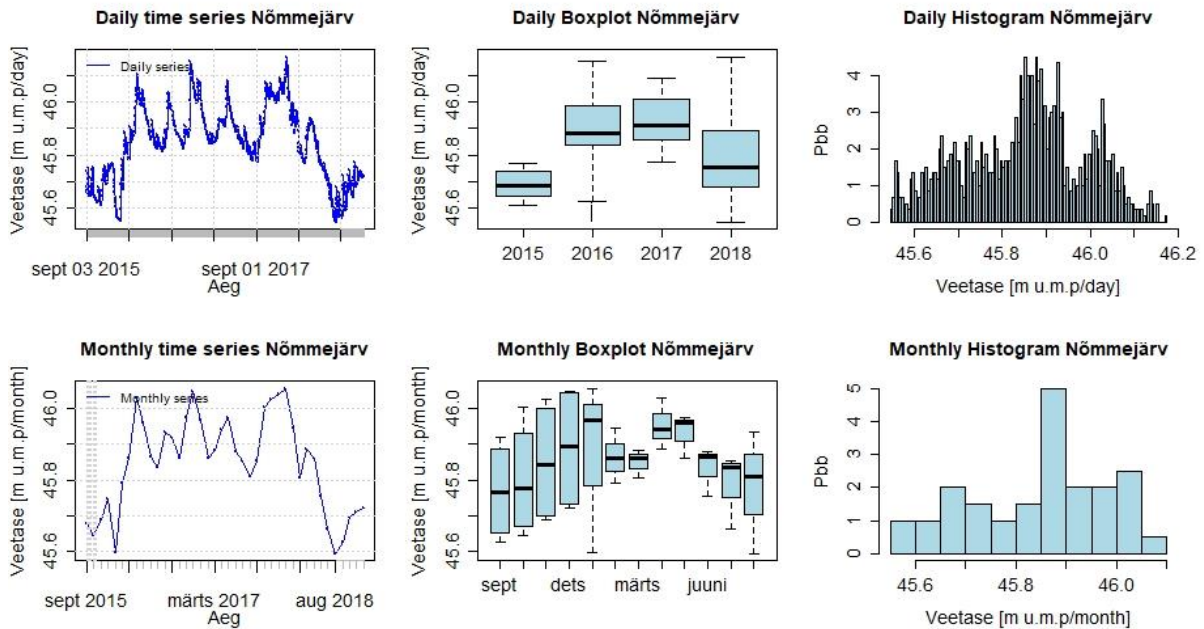
Joonis 3.17. Kurna järvede veetasemete (periood 09.2015–12.2018) klasteranalüüsi dendrogramm.

Kui analüüsida mõne selgema grupi iseloomulikuma järve veetasemeid hüdrooloogiliste analüüsivahenditega, siis joonistuvad erinevused veetasemete dünaamikas veelgi selgemalt esile. Näiteks Kuradijärve puhul on tüüpiline hüdrograafiline analüüs näidatud joonisel 3.18. Sealt on näha, et veetase on kõikunud perioodil 09.2015–12.2018 vahemikus 42,5 kuni 44 m ü.m.p.; kõige madalam oli veetase 2015. aastal ning kõige kõrgemal tasemel 2018. aastal. Kõige stabiilsem oli veetase 2017. aastal. Kuude kaupa vaadates mingit selget erinevust märgata ei ole – Eestis tavaline kahe maksimum- ja miinimum perioodiga sessoonne kõikumine “kaob” ära suurte aastatevahelise erinevuse ja Vasavere veehaarde tugeva mõju “sisse”.



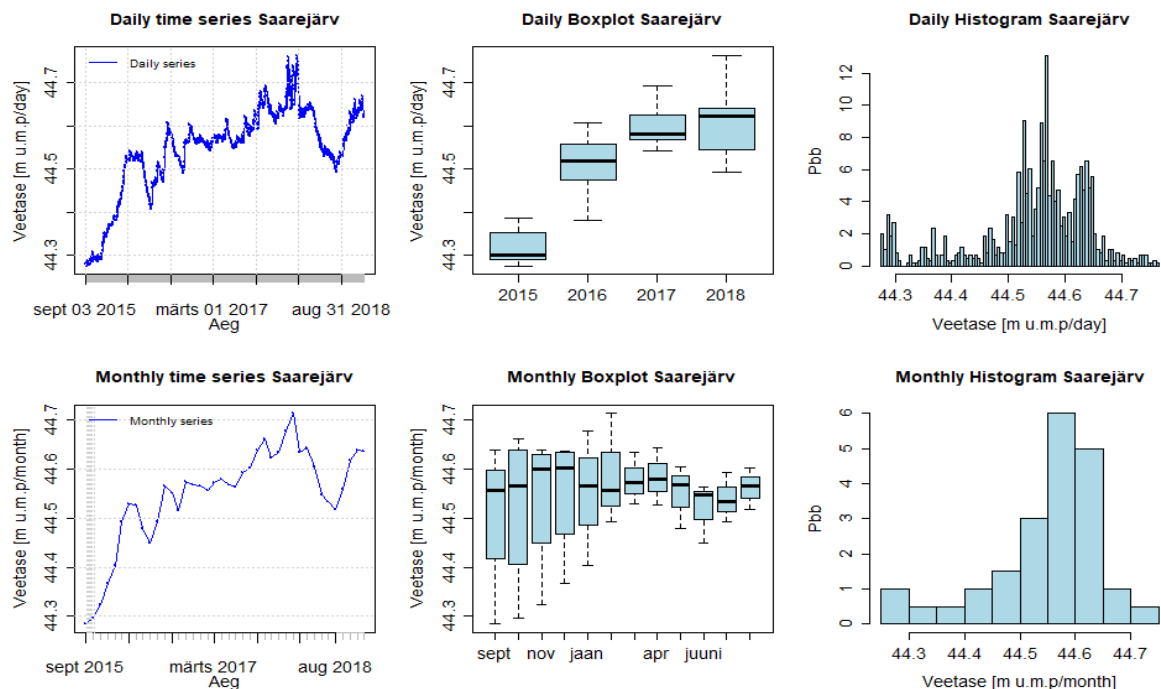
Joonis 3.18. Kuradijärve veetaseme (09.2015–12.2018) päeva- ja kuukeskmistatud aegread, karp-vurrud diagrammid ning sagedushistogrammid.

Kraavilävenditega kontrollitud ning periooditi Estonia kaevandusest vett saaval Nõmmejärvel on analoogne jooniste kogum hoopis erinev (joonis 3.19). Veetase on esiteks oluliselt stabiilsem, sest seda kontrollivad fikseeritud lävendid (kraavid) ja nii kõigub veetase vaid 0,6 m sees. Samas on kõikumised oluliselt järsumad kui Kuradijärves, kusjuures veetaseme tõus ja langus on asümmeetrilised. Selle põhjuseks on ühendus Estonia kaevandusega, kust pärinev suur veehulk pumbatakse maa peale ning suunatakse Nõmmejärve – veetase tõuseb järsku ning kitsukeste kraavide kaudu selle vee äravoolamine võtab oluliselt kauem aega. Samas on veetase kõige stabiilsem, analoogselt Kuradijärvega, 2017. aastal.



Joonis 3.19. Nõmmejärve veetaseme (09.2015–12.2018) päeva- ja kuukeskmistatud aegread, karp-vurrud diagrammid ning sagedushistogrammid.

Kõigist inimtekkelistest veetarbijatest kõige kaugemal asuval Saarejärves on veetase kõigist kolmest käsitletud järvest olnud kõige stabiilsem, veetaseme kõikumine jääb 0,4 m sisse (joonis 3.20). Ka siin on olnud kõige stabiilsem veetase 2017. aastal.



Joonis 3.20. Saarejärve veetaseme (09.2015–12.2018) päeva- ja kuukeskmistatud aegread, karp-vurrud diagrammid ning sagedushistogrammid.

**Ilmastiku analüüs** tehti Jõhvi ilmajaam andmete alusel, läbi analüüsiti andmed perioodil 1980–2018 kohta. 1980–2010 on praegu kasutatavate kliimanormide arvutamise periood, analüüs keskendus rohkem perioodile 2010–2018, kus on kõrvale võtta ka täpsemad järvede veetasemete andmed.

Kõige tähtsamad piirkonna veebilanssi mõjutavad parameetrid on temperatuur ja sademete hulk. Jõhvi ilmajaama vastavad kliimanormid ning perioodil 2010–2018 mõõdetud temperatuuri ja sademete kuueskmised andmed on esitatud tabelites 3.16–3.19.

Tabel 3.16. Jõhvi ilmajaama sademete norm ja mõõdetud hulgad

Aasta	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Summa
2010	34,4	34	55,6	14,8	99,4	79,9	6,0	65,8	66,4	86,1	118,0	51,9	<b>711,9</b>
2011	44,3	17,9	19,8	21,2	38,2	62,6	129,8	72,5	89,7	79,5	39,5	83,2	<b>698,2</b>
2012	45,9	17,7	54	39,7	51,5	113,5	54,4	70,6	66,3	86,0	77,0	34,0	<b>710,6</b>
2013	30,0	32,1	9,7	30,8	108,6	66,0	76,6	75,9	76,4	48,5	76,3	52,4	<b>683,3</b>
2014	37,0	28,2	38,3	6,2	95,2	81,9	36,8	121,7	31,5	21,9	34,9	54,8	<b>588,4</b>
2015	43,9	21,6	23,1	46,8	31,3	40,2	39,0	28,8	79,2	21,2	63,8	28,9	<b>467,8</b>
2016	66,5	66,6	24,1	48,2	3,0	127,0	113,1	175,1	20,3	73,0	88,6	30,4	<b>835,9</b>
2017	9,7	30,4	23,7	60,3	16,1	75,4	106,5	133,7	83,6	127,2	49,7	71,0	<b>787,3</b>
2018	33,9	24,9	20,1	51,5	16,6	23,0	15,2	75,5	72,3	77,7	18,1	82,1	<b>510,9</b>
<b>Norm</b>	<b>45</b>	<b>33</b>	<b>39</b>	<b>32</b>	<b>49</b>	<b>83</b>	<b>81</b>	<b>103</b>	<b>74</b>	<b>82</b>	<b>65</b>	<b>50</b>	<b>736</b>

Tabel 3.17. Jõhvi ilmajaamas mõõdetud sademete kuueskmiste erinevus kliimanormidest

Aasta	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Summa
2010	-11,0	1,0	16,6	-17,0	50,4	-3,1	-75,0	-37,2	-7,6	4,1	52,6	1,9	<b>-24,1</b>
2011	-0,7	-15,0	-19,2	-11,0	-10,8	-20,4	48,8	-30,5	15,7	-2,5	-26,0	33,2	<b>-37,8</b>
2012	0,9	-15,0	15,0	7,7	2,5	30,5	-26,6	-32,4	-7,7	4,0	12,0	-16,0	<b>-25,4</b>
2013	-15,0	-0,9	-29,3	-1,2	59,6	-17,0	-4,4	-27,1	2,4	-33,5	11,3	2,4	<b>-52,7</b>
2014	-8,0	-4,8	-0,7	-26,0	46,2	-1,1	-44,2	18,7	-43,0	-60,1	-30,0	4,8	<b>-147,6</b>
2015	-1,1	-11,0	-15,9	14,8	-17,7	-42,8	-42,0	-74,2	5,2	-60,8	-1,2	-21,0	<b>-268,2</b>
2016	21,5	33,6	-14,9	16,2	-46,0	44,0	32,1	72,1	-54,0	-9,0	23,6	-20,0	<b>99,9</b>
2017	-35,0	-2,6	-15,3	28,3	-32,9	-7,6	25,5	30,7	9,6	45,2	-15,0	21,0	<b>51,3</b>
2018	-11,0	-8,1	-18,9	19,5	-32,4	-60,0	-65,8	-27,5	-1,7	-4,3	-47,0	32,1	<b>-225,1</b>
<b>Keskmine</b>	<b>-6,6</b>	<b>-2,6</b>	<b>-9,2</b>	<b>3,5</b>	<b>2,1</b>	<b>-8,6</b>	<b>-16,8</b>	<b>-11,9</b>	<b>-8,9</b>	<b>-13,0</b>	<b>-2,2</b>	<b>4,3</b>	<b>-70,0</b>

Tabelitest 3.16 ja 3.17 on näha, et üldiselt on 2010–2015 olnud kuiv periood, eriti paistavad silma 2014 ja 2015: 2014. a oli sademete kogusumma 80% normist ning 2015. a vaid 64%. Samas suurusjärgus olid ka 2018. aasta sademete hulgad. Samas 2016 ja 2017 olid suhteliselt sademeterikkad (113% ja 107% normist), eriti palju vihma on sadanud mõlemal aastal suve teises pooles ja sügisel, tüüpilise vee madalseisu ajal. Kogu perioodi peale on suhteliselt kõige kuivemad olnud oktoobrid ja juulid; sademeterohkemad aga detsembrid ja maid.

Tabel 3.18. Jõhvi ilmajaamas mõõdetud temperatuuride kuueskmised ning kliimanormid

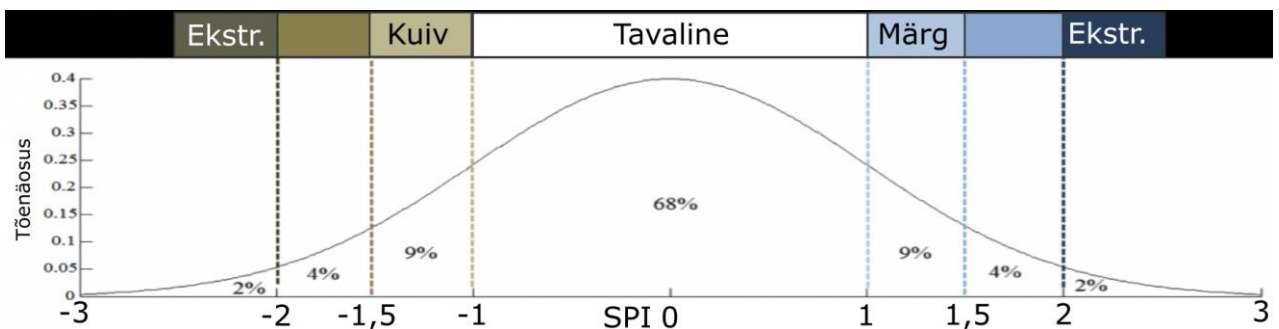
Aasta	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Keskmine
2010	-12,8	-8,9	-2,9	5,0	12,1	13,9	22,3	17,9	11,3	3,9	0,0	-8,2	<b>4,5</b>
2011	-5,2	-11,9	-2,3	4,9	10,4	16,8	20,3	16,0	12,2	7,2	3,8	1,2	<b>6,1</b>
2012	-5,6	-11,1	-1,3	4,1	11,1	12,8	17,7	14,6	11,8	5,5	2,3	-7,8	<b>4,5</b>
2013	-6,4	-3,6	-7,9	2,7	13,3	17,7	17,3	16,4	11,1	6,5	3,6	0,7	<b>6,0</b>
2014	-7,6	-0,9	1,4	5,2	11,3	13,0	19,4	16,8	11,8	4,9	0,5	-1,8	<b>6,2</b>
2015	-2,6	-1,3	2,0	4,9	9,9	13,8	15,5	15,9	12,3	4,8	3,3	1,9	<b>6,7</b>
2016	-10,7	-0,5	-0,7	5,0	12,9	15,4	17,1	15,4	12,1	4,0	-1,5	-0,5	<b>5,7</b>
2017	-3,5	-3,5	0,7	1,9	8,7	12,7	14,9	15,7	11,5	4,6	1,7	-0,1	<b>5,4</b>
2018	-2,4	-8,7	-4,3	6,2	14,5	15,0	20,3	17,9	13,6	6,5	2,2	-1,5	<b>6,6</b>
<b>Norm</b>	<b>-5,1</b>	<b>-6,0</b>	<b>-2,0</b>	<b>4,4</b>	<b>10,2</b>	<b>14,2</b>	<b>17,0</b>	<b>15,5</b>	<b>10,6</b>	<b>5,6</b>	<b>0,0</b>	<b>-3,6</b>	<b>5,1</b>

Tabel 3.19. Jõhvi ilmajaamas mõõdetud temperatuuride kuukeskmiste erinevus kliimanormidest

Aasta	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Keskmine
2010	-7,7	-2,9	-0,9	0,6	1,9	-0,3	5,3	2,4	0,7	-1,7	0,0	-4,6	-0,6
2011	-0,1	-5,9	-0,3	0,5	0,2	2,6	3,3	0,5	1,6	1,6	3,8	4,8	1,1
2012	-0,5	-5,1	0,7	-0,3	0,9	-1,4	0,7	-0,9	1,2	-0,1	2,3	-4,2	-0,5
2013	-1,3	2,4	-5,9	-1,7	3,1	3,5	0,3	0,9	0,5	0,9	3,6	4,3	0,9
2014	-2,5	5,1	3,4	0,8	1,1	-1,2	2,4	1,3	1,2	-0,7	0,5	1,8	1,1
2015	2,5	4,7	4,0	0,5	-0,3	-0,4	-1,5	0,4	1,7	-0,8	3,3	5,5	1,6
2016	-5,6	5,5	1,3	0,6	2,7	1,2	0,1	-0,1	1,5	-1,6	-1,5	3,1	0,6
2017	1,6	2,5	2,7	-2,5	-1,5	-1,5	-2,1	0,2	0,9	-1,0	1,7	3,5	0,3
2018	2,7	-2,7	-2,3	1,8	4,3	0,8	3,3	2,4	3,0	0,9	2,2	2,1	1,5
<b>Keskmine</b>	<b>-1,2</b>	<b>0,4</b>	<b>0,3</b>	<b>0,0</b>	<b>1,4</b>	<b>0,4</b>	<b>1,3</b>	<b>0,8</b>	<b>1,4</b>	<b>-0,3</b>	<b>1,8</b>	<b>1,8</b>	<b>0,7</b>

Kuukeskmised temperatuurid on mõõteperioodil olnud keskmiselt 0,7 kraad kõrgemad võrreldes kliimanormiga (1980–2010) (tabel 3.19). Suhteliselt kõige külmemad on olnud jaanuarid ja soojemad novembrid-detsembrid. Kasvuperioodil on olnud samuti keskmiselt ca. 0,8 kraadi soojem kui kliimanorm, kusjuures kõige rohkem on soojenenud septembrid.

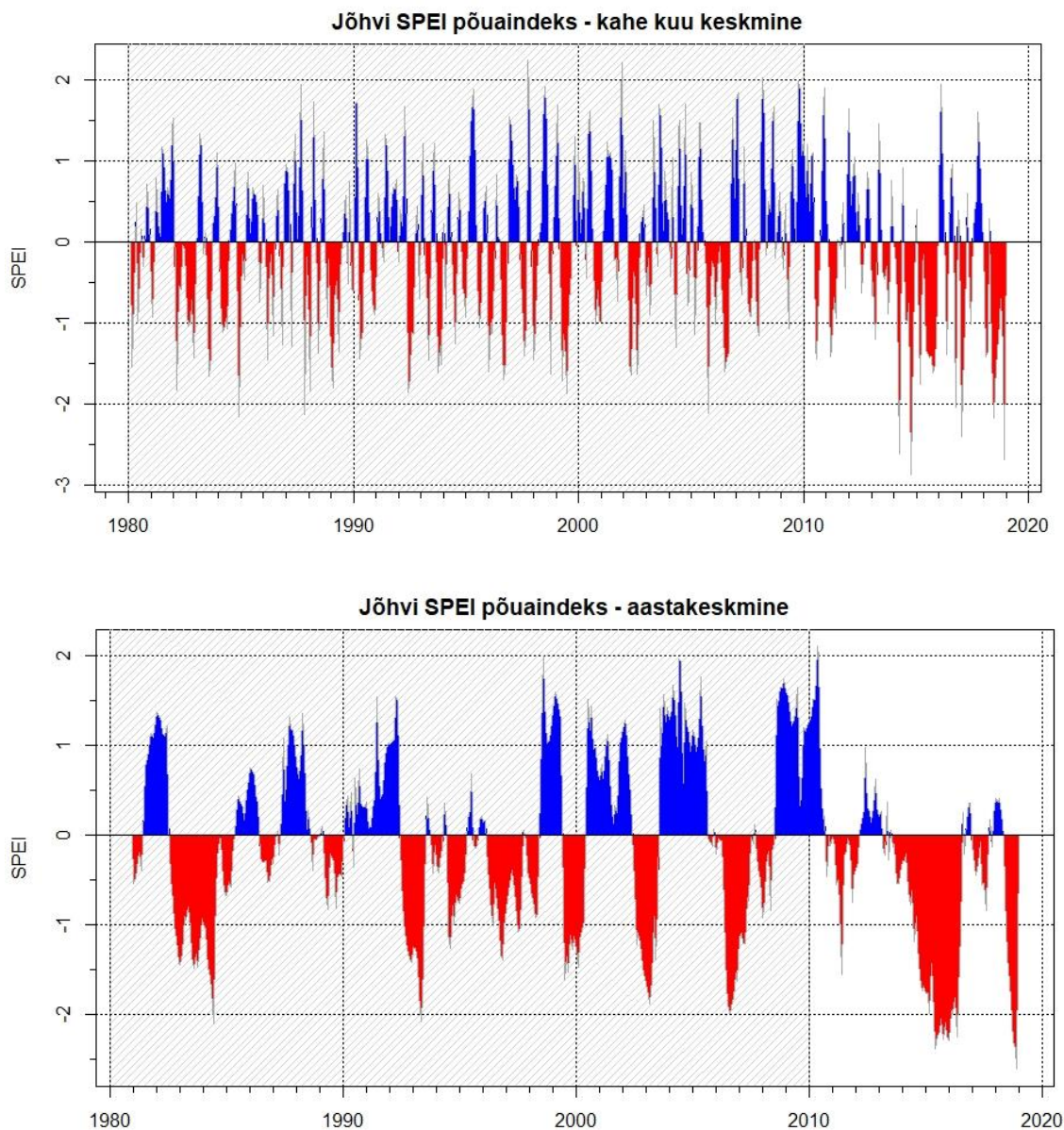
Sadamerikaste ja -vaeste perioodide eraldamiseks kasutatakse hüdroloogias standardiseeritud sademete indeksit (SPEI), mille abil saab näidata erinevate ajaakende (kuu, kvartal, aasta jne) kaupa suhteliselt sademetevaesed ja -rikkad perioode (Vicente-Serrano 2010). Selleks kasutatakse kuukeskmisi sademehulkasid millest on maha lahutatud potentsiaalne evapotranspiratsioon. Iga kuu kohta sobitatakse statistiline jaotuskõver ning esinemise tõenäosuse järgi saab konkreetse paiga kohta eristada pikkades (soovituslikult 30–50 aastat) aegridades suhteliselt tavalised ( $-1 > \text{SPEI} < 1$ ), kuivad/märjad ning ekstreemsed ajaperioodid. SPEI väärtusi aitab lahti mõtestada joonis 3.21.



Joonis 3.21. Standardiseeritud sademete ja standardiseeritud evapotranspiratsiooniga korrigeeritud sademete indeksi (SPEI ja SPEI) jaotumine.

Joonisel 3.22 on näidatud Jõhvi ilmajaama SPEI indeksi väärtus kahekuuse ja aastase perioodi kaupa. Referentsperioodiks on võetud 1980–2010 nagu kliimanormide puhulgi.

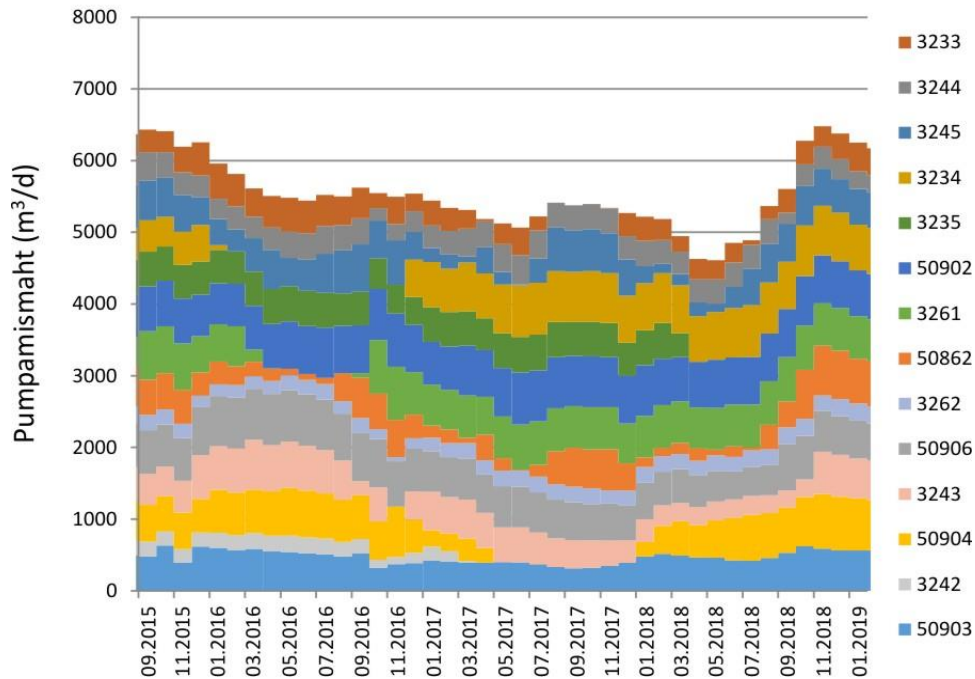
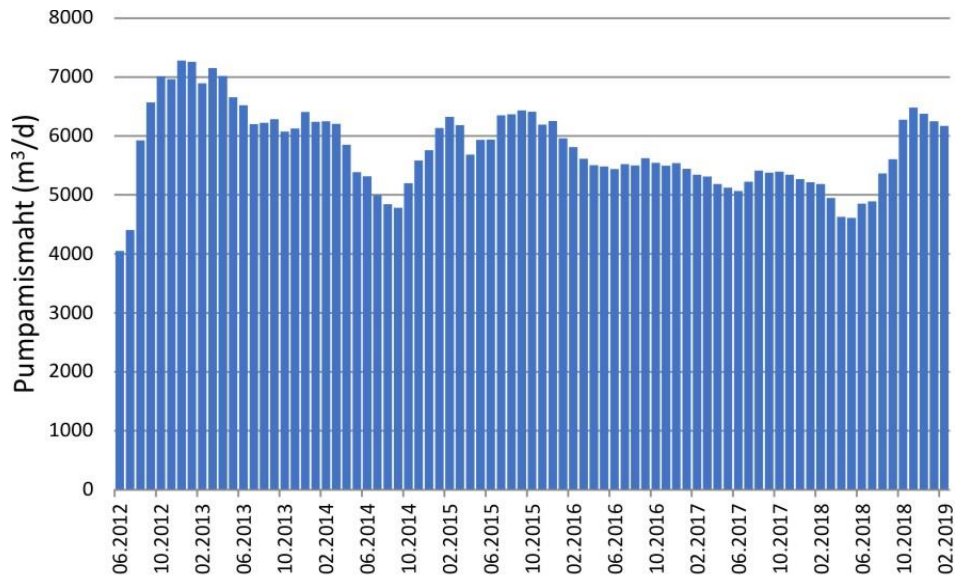




Joonis 3.22. Jõhvi ilmajaama andmete põhjal arvatatud SPEI indeks kahekuuse ja aastase keskmistatud perioodi kohta.

SPEI indeks näitab üsna ilmekalt, et viimased viis aastat on olnud üldiselt põuased – rekordiline aga suhteliselt lühike oli 2018. aasta põud, kuid pikk ja tugev põuaperiood oli ka 2014–2015. aastatel. See seletab ka näiteks Saarejärve veetaseme miinimumi 2015. aasta septembris, mil mõõtmised algasid. Ilmastikuandmetest lähtub, et nii sademete kui ka temperatuuride poolest on viimastest aastatest kõige “normaalsem” 2017. aasta.

**Vasavere veehaarde pumpamismaht** on aastate jooksul oluliselt varieerunud (joonis 2.2). Pärast veehaarde renoveerimist aastal 2012 on veetarbimine kuukeskmistena valdavalt muutunud vahemikus 4600–7300 m<sup>3</sup>/d (joonis 3.23). Mõningal määral on toimunud pumpamismahu ümberjaotumine veehaarde piires põhjapoolsete puurkaevude (kat. 3233, 3244, 3245, 3234, 3235) ja lõunapoolsete vahel. Pumpamismahtude muutused tulenesid vajadusest puurkaeve hooldada ja vähendada liiva hulka pumbatavas vees. Vasavere veehaardest pumbati 2017. aastal ligikaudu 5300 m<sup>3</sup>/d, mis vastab viimaste aastate tüüpilisele veetarbimisele. Seega on aasta 2017 sobilik võrdlusmudeliks ka veetarbimise seisukohalt. Võrdlusmudeliks puurkaevude pumpamismahtude määramisel tuli arvestada, et osad puurkaevud on nüüdseks reservis ning seetõttu lähtuti 2017. ja 2018. aasta tüüpilistest pumpamismahtudest (tabel 3.20) selliselt, et veehaarde summaarne veevõtt on 5500 m<sup>3</sup>/d.



Joonis 3.23. Vasavere veehaarde summaarsed kuu keskmised pumpamismahud aastatel 2012-2019 (üleväl) ja 09.2015–01.2019 pumpamismahud puurkaevude kaupa (all). Alumisel osal on puurkaevud reastatud põhjast (kat. 3233) lõunasse (kat. 50903). Andmed pärinevad Järve Biopuhastuse OÜ andmehaldussüsteemist ja võivad erineda ametlikest pumpamismahudest.

Tabel 3.20. Võrdlusmudelil kasutatud Vasavere veehaarde puurkaevude pumpamismahud

Kat. nr.	3233	3244	3245	3234	3235	50902	3261	50862	3262	50906	3243	50904	3242	50903
m <sup>3</sup> /h	10	15	20	25	5	25	25	20	10	20	15	20	0	20
m <sup>3</sup> /d	240	360	480	600	120	600	600	480	240	480	360	480	0	480

Kõigi nende andmete põhjal on tihedama järvede veetasemete seireandmete perioodi sees ilmselt **sobivaimaks mudeli referentsaastaks 2017. aasta**, sest siis oli kõige “normaalsem” ilmastik ning stabiilsed, viimaste aastate keskmise lähedased pumpamismahud Vasavere veehaardest.

## 4. Tulemused

### 4.1. Järvede seisundid

#### 4.1.1. Valgejärv

##### 4.1.1.1. Hüdrokeemia

Järve hüdrokeemiat on varem uuritud aastail 1937 (Riikoja 1940); 1954, 1957 (Mäemets 1968; Mäemets 1977); 1980, 1981 (Mäemets 1983; Mäemets & Mäemets 1991); 1985, 1986 (Ilomets 1987); 1987 (Ilomets 1989); 1988 (Vartsen 1989); 1995 (Ott et al. 1995); 2001, 2006, 2010 ja 2013 (Väikejärvede seire). Käesoleva uuringu käigus kogutud algandmed on esitatud Lisades 2 ja 3.

2018. aastal oli vee **värvus** kollakaspruun. Sarnane on see olnud ka varasematel aastatel 21. sajandil ja 1950ndatel, kuid 1937. aastal oli vesi heledavärviline. Järve maksimaalne sügavus uuringuperioodil oli vahemikus 10,2–10,5 m.

Vee **läbipaistvus** oli 2018. aastal vahemikus 1,5–1,7 m, mis vastab halvale tasemele. 2013. ja 2010. aastal oli läbipaistvus sarnane ehk vahemikus 1,2–2,0 m. Viimaste aastakümnete võrdluses on vee läbipaistvus vähenenud, 2001. ja 2006. oli läbipaistvus kesisel tasemel, 2,0–2,6 m. Oluliselt suurem ehk heale tasemele vastav oli läbipaistvus aga 1990ndate keskpaigani: 1995. aasta juulis 4,0 m, 1987. aasta juulis 3 m, 1985. ja 1986. aasta juulis 4 m, 1980. ja 1981. aasta juulis 3,2–3,7 m. Sarnane oli läbipaistvus ka aastakümneid varem: 1957. aasta suvel 3,6 m ja 1954. aasta suvel 4,4 m.

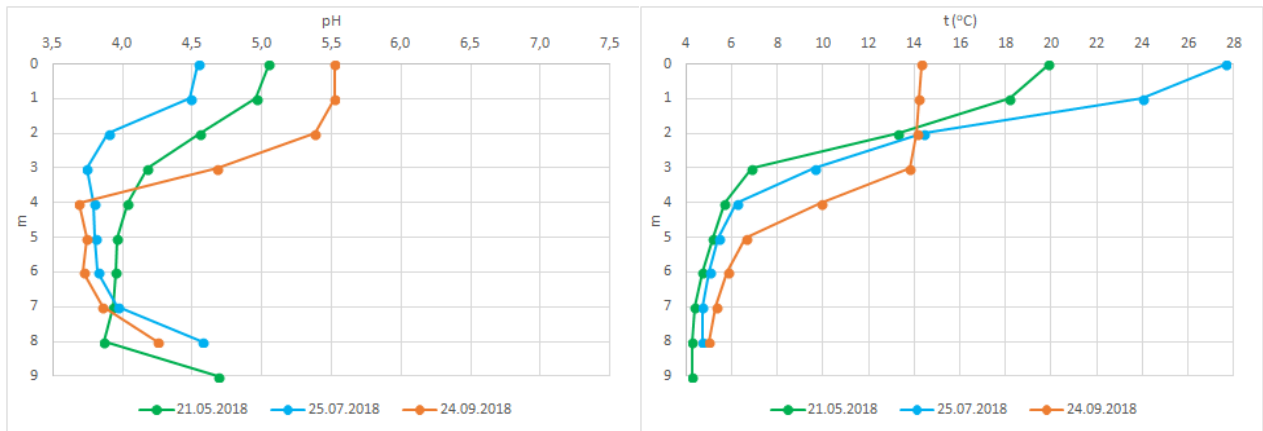
**Kollase aine sisaldus** oli küllaltki suur 13–24 mg/l. See näitab järve suurt huumusainete sisaldust. Suurem oli kollase aine sisaldus järve põhjakihis, kus see jäi vahemikku 22–24 mg/l, pinna- ja hüppekihis aga 13–18 mg/l. Kollase aine sisaldus on olnud sarnases suurusjärgus ka 2013. ja 2010. aastal (13–21 mg/l), ka siis registreeriti suuremad sisaldused järve põhjakihis. 2006. aastal oli kollast ainet järve ülemistest kihtides mõnevõrra vähem. Pinna- ja hüppekihis oli seda siis 10–11 mg/l, põhjakihis aga endiselt 17–20 mg/l.

**Orgaanilise aine üldsisaldus** oli samuti suur. Mais oli  $KHT_{Cr}$  nii pinnal kui ka põhjas sarnane 46–47 mgO<sub>2</sub>/l. Aastatel 2010 ja 2013 määrati  $KHT_{Cr}$  vaid pinnakihis ning see varieerus üldiselt vahemikus 38–53 mgO<sub>2</sub>/l, olles 2013. aasta juulis küll ka kõigest 16 mgO<sub>2</sub>/l. Varem on olnud orgaanilise aine sisaldus järves väiksem, 2001. ja 2006. oli  $KHT_{Cr}$  vahemikus 29–40 mgO<sub>2</sub>/l. **Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine** hulk oli 2018. aasta juulis ja septembris samuti suur. Juulis oli  $KHT_{Mn}$  pinnal- ja hüppekihis 16 mgO<sub>2</sub>/l ning põhjas veelgi suurem, 22 mgO<sub>2</sub>/l. Septembris oli see pinnal- ja hüppekihis sarnane, 14 ja 17 mgO<sub>2</sub>/l, kuid põhjas seevastu väga väike, 5 mgO<sub>2</sub>/l. Uuringuperioodi ja veekihtide peale keskmiselt oli  $KHT_{Mn}$  15 mgO<sub>2</sub>/l. Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine hulk ei ole võrreldes 2001. ja 2006. aastaga muutunud,  $KHT_{Mn}$  oli siis vahemikus 13–23 mgO<sub>2</sub>/l (2006. aasta juulis järve pinnal ka 9 mgO<sub>2</sub>/l). Kuna järve kergesti oksüdeeruva aine osakaal on viimase 17 aastaga vähenenud 40–50%lt 30–35%-ni, tähendab see, et järves endas tekkinud orgaanilise aine osakaal on kasvanud. See märk järve produktsiooni olulisest suurenemisest viimastel kümnenditel.

Pikemat perioodi vaadates on järves mitmekordistunud nii kogu orgaaniliste ainete sisaldus kui ka kergesti oksüdeeruva aine sisaldus. 1981. aasta juulis oli  $KHT_{Cr}$  pinnakihis 26 mgO<sub>2</sub>/l, põhjas 21 mgO<sub>2</sub>/l ning 1954. aasta juulis pinnakihis 13 mgO<sub>2</sub>/l.  $KHT_{Mn}$  oli 1954. aastal 5,5–7 mgO<sub>2</sub>/l ning 1937. aastal pinnakihis 8 mgO<sub>2</sub>/l. Seega on varasema perioodiga võrreldes kasvanud järves nii valgalt pärinevate huumusainete kui ka järves moodustunud orgaanilise aine hulk, kusjuures enam on kasvanud neist viimane.

Vesi oli 2018. aastal tugevalt **happeline**, pH oli 3,7–5,5, limnoloogiliste kihtide keskmisena 4,6. Kõrgeim pH oli järve pinnakihis, vahemikus 4,5–5,5 ning sügavuse suurenedes see langes (joonis 4.1). Mais oli pH kõige madalam seitsme-kaheksa meetri sügavusel (pH 3,9) ning järve põhjakihis veidi kõrgem. Juulis ja septembris oli pH kõige madalam hüppekihi all 3(4)–6 m sügavusel. Kõige happelisem oli järv juulis, mil pH varieerus vahemikus 4,5–3,7. Varasematel aastatel pole järv nii happeline olnud, aastatel 2013 ja 2010 oli pH

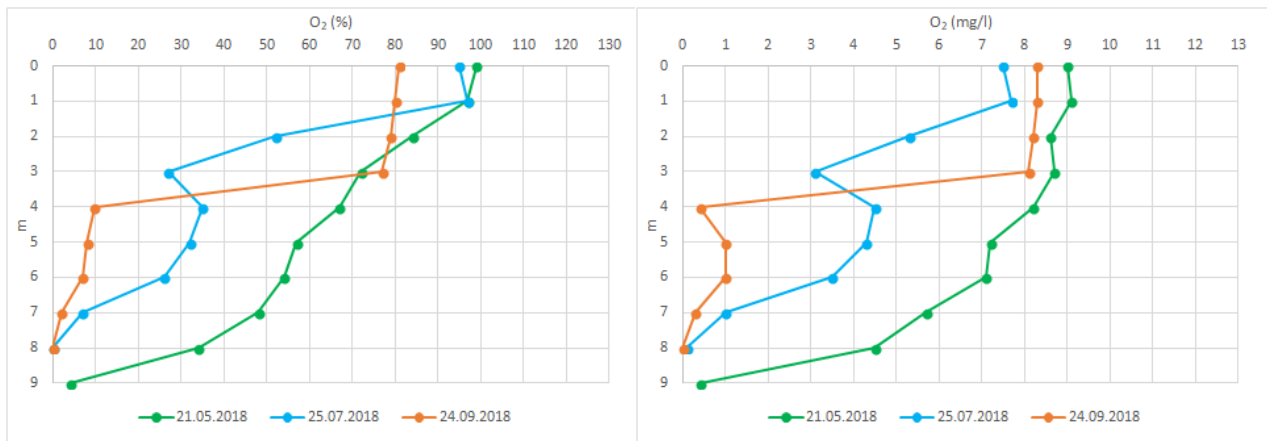
vahemikus 5,3–8,4. Kõrgem pH on läbivalt olnud pinnakihis. 2006. aastal oli järve vesi lausa aluseline pH 7,1–9,3 ning 2001. aastal nõrgalt happeline 5,5–6,6. Sarnane oli vee happelisus ka 1981. aastal, pH pinnal 7,0 ja põhjas 6,4 ning 1954. ja 1957. aasta suvel, pinnal vastavalt 6,5 ja 6,7, põhjas 6,0–6,2. Samas 1937. aasta augustis oli vesi nõrgalt aluseline pH 7,6.



Joonis. 4.1.1. pH (vasakul) ja veetemperatuuri (paremal) vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

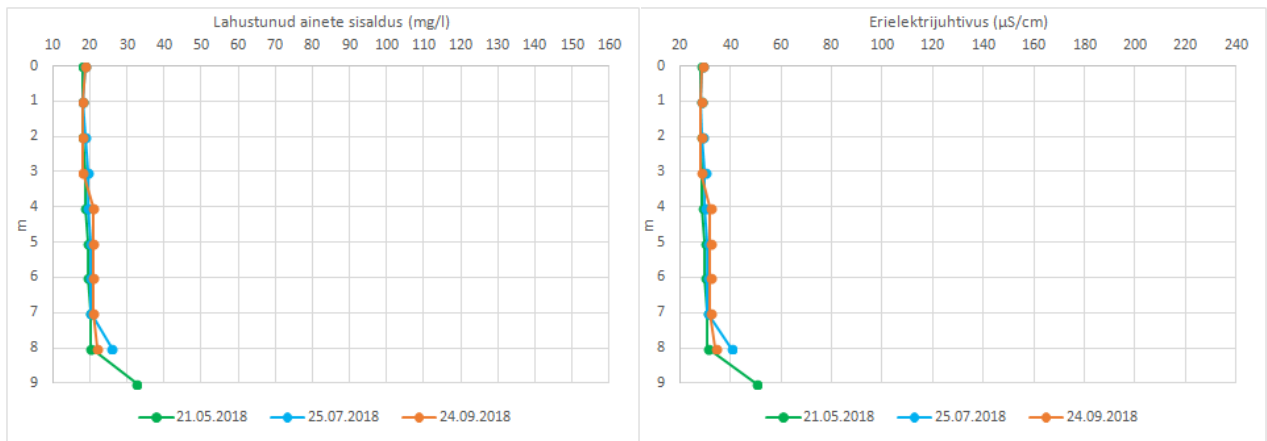
Järv oli vaatluste ajal **termiliselt** tugevalt kihistunud (joonis 4.1.1). Veetemperatuuri erinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli mais 15,6 °C, juulis 22,9 °C (suurim temperatuurierinevus uuritud järvedes) ja septembris 9,3 °C. Temperatuuri hüppekiht asus mais 2–3 m sügavusel, juulis 2 m sügavusel, septembris 3–4 m sügavusel. Ka varem on järv olnud suviti termiliselt tugevalt kihistunud, 1981. aasta juulis oli pinna- ja põhjakihi temperatuurierinevus 14,5 °C ning 1954. aastal 12,2 °C. Hüppekiht asus 1954. aastal 6 ja 7 m vahel.

Pinnakiht oli mais ja juulis **hapnikuga** kergelt alaküllastunud ( $O_2$  95–99%), septembris mõõdukalt alaküllastunud ( $O_2$  81%) (joonis 4.1.2). Metalimnion oli mais hapnikuga mõõdukalt alaküllastunud ( $O_2$  70%), teistel kuudel tugevalt alaküllastunud (mais  $O_2$  52% ning septembris langes 77%-lt 10%-ni). Põhjakihi hapnikuga küllastatus oli mais 4%, teistel kuudel hapnik põhjas puudus. Mais oli hapniku küllastusaste väiksem kui 10% alates 9 meetri sügavusest, juulis alates 7 meetrist ning septembris alates 5 meetrist. 2013., 2010., 2006. ja 2001. aastal oli olukord üldjoontes sarnane, kuid 2013. ja 2010. aastal langes hapniku küllastusaste põhjakihis alla 10% alates augustist ning oli juulis veel 30% lähedal. Teisalt, 2001. aastal oli juba mais põhjalähedases veekihi hapniku küllastusaste kõigest 8%. 1985.–1986. aasta juulis oli hapnikku järve põhjas keskmiselt 4,4 mg/l. Veetemperatuuri teadmata ei saa sellisele kogusele vastavat küllastusastet küll anda, kuid see ei saanud olla vähem kui 35%. 1981. aasta juulis oli järve põhjas hapniku küllastusprotsent 44%. 1954. aasta juulis oli vesi põhja lähedal veelgi hapnikurikkam ( $O_2$  53%). Seega on järve hapnikuolud püsinud viimastel aastakümnetel varasemate aegadega võrreldes kesised, kuid need on endiselt mõnevõrra paremad kui teistes käesolevas uuringus käsitletud järvedes.



Joonis 4.1.2. Hapniku küllastusprotsendi (vasakul) ja hapnikusisalduse (paremal) vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

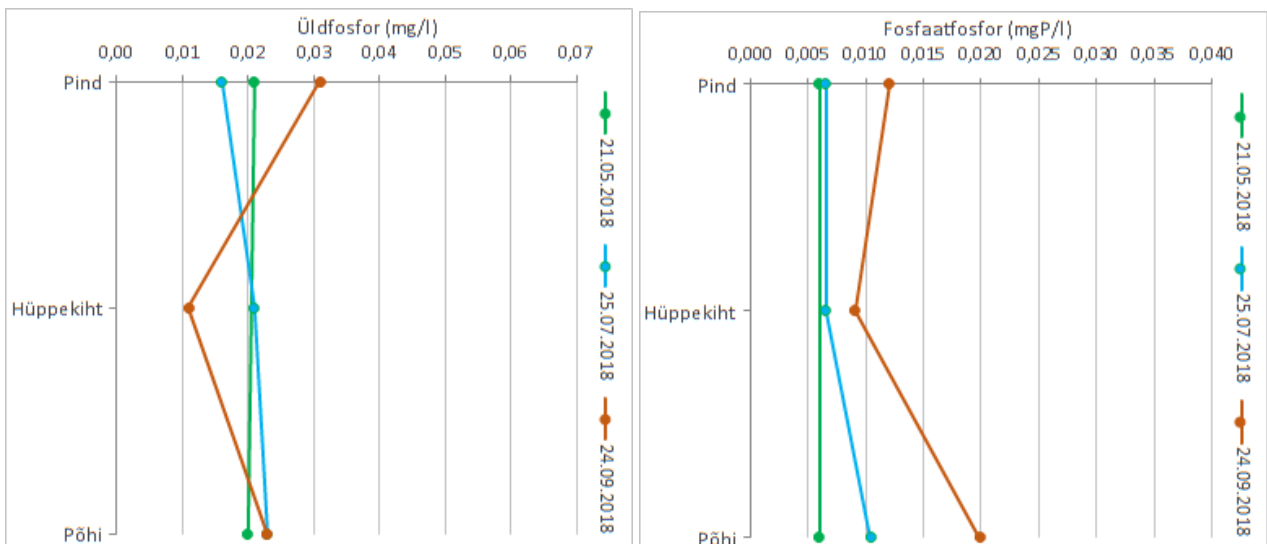
Vee **aluselisus** oli 2018. aastal väga madal, 0,1–0,2 mg-ekv/l. Aastatel 2013. ja 2010. oli see samas vahemikus, 2006. ja 2001. aastal veelgi madalam  $\leq 0,1$  mg-ekv/l, 1995. aastal 0,1 mg-ekv/l. Ka 1937. ja 1987. aastal oli aluselisus sarnane, 0,15 mg-ekv/l, 1954. aastal  $< 0,1$  mg-ekv/l. Seega on järve aluselisus ehk vesinikkarbonaatide sisaldus olnud üldiselt pidevalt väga madal. Erandi moodustab vaid 1981. aasta, mil aluselisus oli varasemast ja hilisemast mitu korda kõrgem – 0,35 mg-ekv/l. **Sulfaate** leiti 2018. aasta mais pinna- ja põhjakihis vähe, 6 mg/l, mis on võrreldav kogus 2013. aastaga, mil neid oli 5–7 mg/l ning ühel proovivõtukorral ka 12 mg/l. Vee sulfaadisaldus on olnud alates 1980ndatest pidevalt languses – aastatel 2006 ja 2001 leiti sulfaate 9–13 mg/l, samas 1987. aastal oli neid olnud lausa 28 mg/l. 1954. aastal samuti vaid 6 mg/l ning 1937. aastal 5 mg/l. Seega tõusis järve sulfaatidesisaldus kaheksakümnendate lõpuks tõenäoliselt suurtööstustest lähtuva õhusaaste mõjul (Punning & Punning 1987) ning seoses oluliselt karmistunud keskkonnanormidega, on vähenenud sulfaatide sisaldus nii sademetes kui järvede vees. **Kloriide** leiti 2018. aasta mais vähe, 1,1–1,2 mg/l. See on võrreldav 2013. aastaga, mil neid leiti 1,1–1,4 mg/l. Aastatel 2006. ja 2001. oli kloriidisisaldus veidi suurem, kuid siiski madal, 1,9–2,8 mg/l. Aastatel 1985–1986 oli järves kloriide 1,8–2,2 mg/l ning 1954. aastal 1,4 mg/l. Seega on järve kloriidisisaldus olnud püsivalt madal. **Kaltsiumisisaldus** oli 2018. aastal pinna- ja põhjakihis 4 mg/l, 2001. aastal oli see veidi kõrgem – 5–6 mg/l, 1986.–1987. aasta suvekuude keskmisena 8 mg/l ning 1937. aastal 2 mg/l. Mõningasele kõikumisele vaatamata on järve kaltsiumisisaldus püsinud ajalooliselt väike. **Magneesiumisisaldus** oli 2018. aastal 0,7–0,8 mg/l, samas vahemikus oli see ka 2001. aastal. Suurem oli see 1986.–1987. aasta suvel – 3,8 mg/l ning tänapäevast mõnevõrra suurem oli see ka 1937. aastal – 1,3 mg/l. **Lahustunud ainete üldsisaldus** oli 2018. aastal oli väga väike 18–21 mg/l. Vaid mais 9 m sügavusel oli see veidi suurem, 33 mg/l (joonis 4.1.3). Aastatel 2013., 2010., 2006. ja 2001. oli see vahemikus 20–30 mg/l. Suuremad väärtused pärinevad pigem selle perioodi algusest – 2001. aastal oli lahustunud ainete üldsisaldus vahemikus 26–30 mg/l. 1950ndatel oli mineraalainete sisaldus lähedane tänapäevasele  $< 20$  mg/l. 1937. aastal oli vee mineraalainete sisaldus aga kõigest 10 mg/l. Seega on järv olnud läbi viimase sajandi väga madala mineraalainete sisaldusega, vaid 1980ndatel oli see mõnevõrra kõrgem, tõenäoliselt tingituna õhusaaste suuremast mõjust.



Joonis 4.1.3. Lahustunud ainete sisalduse (vasakul) ja erielektri juhtivuse (paremal) vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Kooskõlas madala mineraalainete sisaldusega oli ka vee **erielektrijuhtivus** 2018. aastal väga madal (28–50 µS/cm) (joonis 4.1.3). Väärtused üle 32 µS/cm mõõdeti ainult järve põhjas. Ka varem on järve erielektrijuhtivus olnud väga madal. Aastatel 2006., 2010. ja 2013. jäi see vahemikku 31–45 µS/cm ning oli samuti suurem järve põhjas.

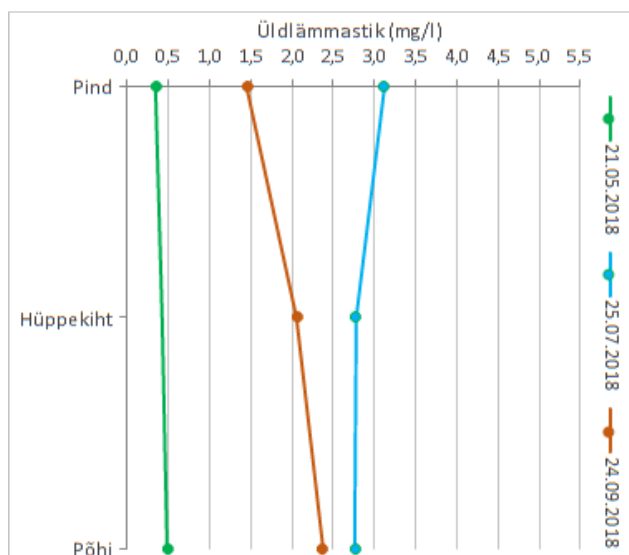
Valgejärve vesi oli küllaltki fosforivaene, **üldfosfori** sisaldus oli 0,011–0,031 mg/l, keskmiselt 0,020 mg/l (mesotroofne tase) (joonis 4.1.4). Suurim oli fosforisisaldus septembris pinnakihis, ülejäänud proovides ei ületanud see 0,023 mg/l. Mais oli fosforisisaldus järve veemassis pinnalt põhjani sarnane. Juulis tõusis pinnalt põhja suunas ning septembris oli kõrgeim pinnakihis ning madalaim hüppekihis. Fosforisisalduse varieeruvus erinevates proovides ühe aasta jooksul on viimasel ajal püsitud sarnane, olles ka 2013., 2010. ja 2006. aastal olnud vahemikus 0,011–0,032 mg/l. Samas aasta keskmine üldfosfori sisaldus on iga seirekorraga veidi kasvanud – 2006. aastal oli see 0,015 mg/l. 2001. aastal oli järve fosforisisaldus veelgi väiksem, varieerudes vahemikus 0,007–0,012 mg/l ning olles keskmiselt 0,010 mg/l. 1987. aasta juulis järve pinnakihist fosforiühendeid üldse ei leitudki.



Joonis 4.1.4. Üldfosfori (vasakul) ja fosfaatfosfori (paremal) vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Fosfaati**oonidena olevat fosforit leiti 2018. aastal järvest vähe kuni keskmiselt 0,006–0,020 mgP/l, suuremad kontsentratsioonid olid järve põhjas, kuid juulis ka järve pinnakihis (joonis 4.1.4). Fosfaatfosfori osakaal üldfosforist suurenes maist septembrini kõigis kihtides, erandiks oli vaid järve pinnakiht septembris. 2013., 2010., 2006. ja 2001. aastal oli järve fosfaatfosforisisaldus väga väike 0–0,006 mgP/l. Samas 1937. aasta augustis tervelt 0,022 mgP/l. Seega on viimastel kümnenditel suurenenud nii järve üldfosfori kui fosfaadina leiduva fosfori sisaldus. Samas on viimast aga varem olnud veelgi rohkem.

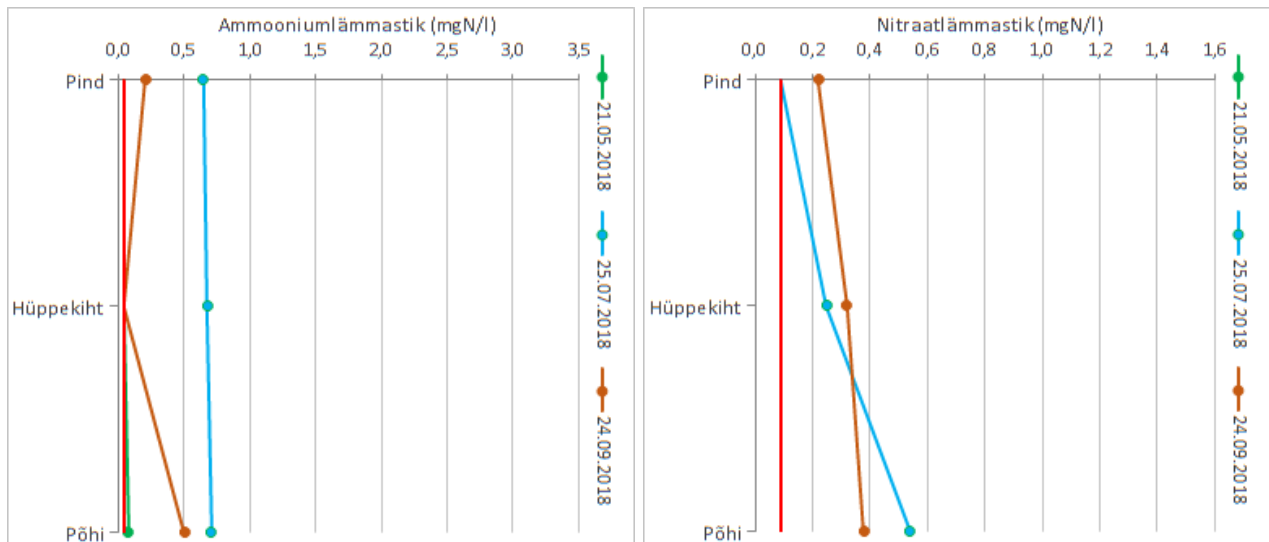
**Üldlämmastiku** sisaldus oli mais küllaltki väike: pinnal 0,35 mg/l ja põhjas 0,49 mg/l (joonis 4.1.5). Juulis ja septembris oli see aga oluliselt suurem – vahemikus 1,5–3,1 mg/l. Keskmine üldlämmastiku kontsentratsioon uuringuperioodi kohta oli 1,9 mg/l (hüpertroofne tase). Juulis oli üldlämmastiku kontsentratsioon suurim pinnakihis (3,1 mg/l) ning hüppekihis ja põhjas sarnane (2,8 mg/l). Septembris aga suurenes üldlämmastiku sisaldus pinnalt (1,5 mg/l) põhja suunas (2,4 mg/l). Sedavõrd suuri üldlämmastiku sisaldusi pole järves kunagi varem registreeritud. 2013., 2010., 2006. ja 2001. aastal jäi üldlämmastiku sisaldus vahemikku 0,34–0,74 mg/l. Ka 1987. aasta suvel oli järve pinnakihis lämmastikku 0,4 mg/l. Seega, kui varem kõikus järv üldlämmastiku sisalduse poolest oligotroofse (<0,4 mg/l) ja mesotroofse (0,4–0,6 mg/l) seisundi vahel, siis 2018. aasta juulis ja septembris oli järv selgelt hüpertroofses seisundis.



Joonis 4.1.5. Üldlämmastiku vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mineraalsetest lämmastikuühenditest valdas järves **ammooniumlämmastik** (joonis 4.1.6). Kui NH<sub>4</sub>-N sisaldus oli mais järve veesambas vahemikus 0,04–0,08 mgN/l, siis juulis oli seda juba 0,65–0,71 mg N/l. Septembris oli seda küll juulist mõnevõrra vähem, kuid siiski väga palju, v.a. hüppekihis. Ammooniumlämmastiku puhul hinnatakse suureks sisaldust juba alates 0,02 mgN/l ning üle 0,1 mgN/l väga suureks (Ott 2016). 2013. aastal järve pinnakihist ammooniumlämmastikku määramispiiri ületavas koguses ei leitud. Seni suurim kontsentratsioon väikejärvede seire raames oli saadud 2010. aastal põhjakihist – 0,1 mgN/l. Pinnakihi ammooniumisisaldust määrati ka 1988. aasta märtsis, siis saadi selleks tervelt 1,6 mgN/l.

**Nitraatlämmastikku** oli juulis ja septembris samuti keskmiselt kuni palju, 0,22–0,55 mgN/l (maksimum juulis järve põhjakihis), samas kui mais jäi see kogu veesambas alla 0,1 mgN/l (joonis 4.1.6). Juulis moodustasid ammoonium- ja nitraatlämmastik peaaegu poole järve põhjakihi lämmastikuisaldusest. Varem oli nitraatlämmastikku kõige rohkem tuvastatud 2006. aasta mais, siis oli seda järve põhjas 0,11 mgN/l. Ka 1988. aasta märtsis leiti seda pinnakihist vähem kui 2018. aastal, 0,09 mgN/l. Orgaanilise lämmastiku lagunemisel tekib esmalt ammooniumlämmastik ning see kas tarbitakse ära või nitrititakse hapniku juuresolekul nitraadiks. Hapnikupuuduses võidakse nitraat uuesti redutseerida ammooniumiks (kui orgaanilist ainet on palju) või saada denitrititseritud õhulämmastikuks ning eralduda järvest atmosfääri. Seega oli järve ülemistes kihtides septembriks vähenenud ammooniumlämmastiku sisaldus ja suurenenud nitraatlämmastiku sisaldus tingitud tõenäoliselt nitrititserumisest. Põhjakihis oli nitraatlämmastiku sisaldus septembriks aga vähenenud ilmselt seetõttu, et seal oli erinevalt juulist välja kujunenud hapnikupuudus, mistõttu sealsed nitraadid olid taas redutseeritud ammooniumlämmastikuks.



Joonis 4.1.6. Ammooniumlämmastiku (vasakul) ja nitraatlämmastiku (paremal) vertikaalne jaotus Valgejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris. Punase joonega on tähistatud määramispiir.

Kurna Valgejärv vee seisund oli pH (4,5) järgi väga hea, üldfosfori sisalduse (0,020 mg/l) järgi hea, läbipaistvuse (1,55 m) järgi halb ja üldlämmastiku sisalduse (1,9 mg/l) järgi väga halb (tabel 4.1.1). Järve hüdrokeemiline koondseisund oli kesine. Seisundihinnangut mõjutavatest näitajatest oli eelmiste seirekordadega võrreldes järves pH endiselt väga hea. Halvem oli seisund pH järgi vaid 2006. aastal. Läbipaistvuse järgi on seisund alates 2010. aastast olnud halb, varem oli kesine. Üldfosfori järgi on seisund olnud läbivaldvalt hea, kui väga hea ja hea piirilt oli see jõudnud hea ja kesise piirile. Oluliselt oli aga halvenenud seisundiklass üldlämmastiku järgi.

Tabel 4.1.1. Valgejärve füüsikalise-keemilised seisundinäitajad ja orgaanilise aine sisalduse näitajad 1950–2018

	pH	Läbipaistvus (m)	Üldfosfor (mg/l)	Üldlämmastik (mg/l)	Koondseisund	KHT <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	KHT <sub>Mn</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Kollane aine (mg/l)
<b>2018</b>	4,6	1,6	0,020	1,90	kesine	47	15	18
<b>2013</b>	6,1	1,6	0,019	0,46	hea	42	-	16
<b>2010</b>	6,5	1,8	0,016	0,52	hea	43	-	17
<b>2006</b>	8,0	2,6	0,015	0,55	kesine	35	16	13
<b>2001</b>	6,2	2,3	0,010	0,44	hea	31	14	-
<b>1980ndad<sup>1</sup></b>	6,7	3,0	0	0,4	hea	24	-	-
<b>1950ndad<sup>2</sup></b>	6,4	4,0	-	-	-	13	6	-

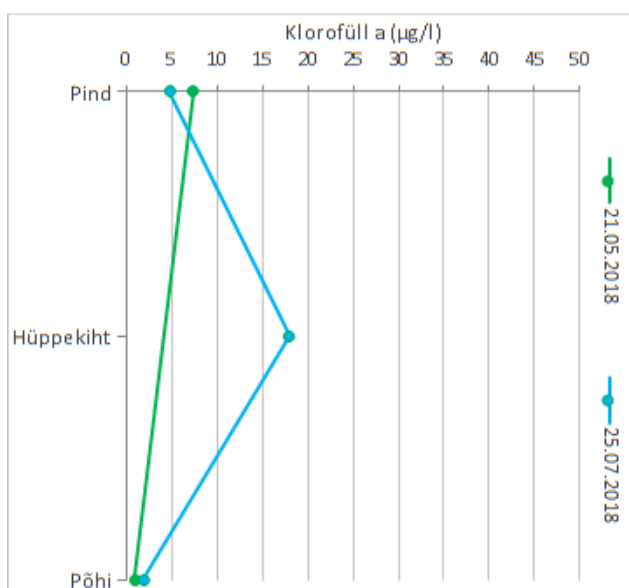
<sup>1</sup>1980ndatel on Püld, Nüld ja Lp puhul kasutatud ühe 1987. aasta juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Mäemets et al. 1989) ning pH ja KHT<sub>Cr</sub> puhul 1981. aasta juulikuiseid keskmisi andmeid (Mäemets & Mäemets 1991).

<sup>2</sup>1950ndate puhul on kasutatud olemasolevate andmete keskmisi.



#### 4.1.1.2. Fütoplankton

Valgejärve veesamba ja ka ainult pinnakihi keskmised klorofüll a sisaldused olid väikesed, vastavalt 6,6 µg/l ja 6,1 µg/l. Nii mais kui juulis oli järve põhjas klorofüll a sisaldus väga väike <2 µg/l (uuritud järvede madalaimad sisaldused). Ka pinnakihis oli klorofüll a sisaldus mais ja juulis sarnane, kuigi mõnevõrra suurem kui põhjas, vastavalt 4,8 ja 7,4 µg/l. Seevastu hüppekihis oli juulis klorofüll a sisaldus keskmine – 18 µg/l. Väikejärvede seire raames on Valgejärve klorofüll a sisaldust määratud 2001., 2006., 2010. ja 2013. aastal (tabel 4.1.2). Kõige väiksem oli klorofüll a sisaldus 2001. aastal, mil see oli nii veesambas keskmiselt kui ka ainult pinnakihis <5 µg/l. Kõige suuremad olid sisaldused 2006. aastal (tabel 4.1.2), kui juulikaise pinnakihi proovis saadi klorofüll a sisalduseks lausa 111 µg/l ning augustis hüppekihis 80 µg/l. Kuna suur klorofüll a sisaldus oli proportsionaalne biomassiga, siis seostati suuri väärtusi tativetika *Gonyostomum semen* suure arvukusega. 2010. aastal oli klorofüll a keskmine sisaldus veesambas väiksem kui 2018. aastal, kuid pinnakihis suurem ning 2013. aastal oli see 2018. aastast suurem nii veesambas keskmiselt kui eriti pinnakihis. 2013. aastal oli sarnaselt 2018. aastale klorofüll a sisaldus järve põhjakihis kõigil uuringukordadel väga väike <2 µg/l, hüppekihis kõigil kordadel <7 µg/l, kuid pinnal ulatus augustis 32 µg/l ja septembris 17 µg/l. 1980ndatel oli järve klorofüll a sisaldus väiksem kui kunagi 21. sajandi jooksul on õnnestunud tuvastada ehk 1–2 µg/l (tabel 4.1.2)



Joonis 4.1.7. Valgejärve klorofüll a vertikaalne jaotus 2018. aasta mais ja juulis.

Valgejärve biomassi oli kogu vegetatsiooni perioodil väike (1,5 g/m<sup>3</sup>), kuid juulis pinna- ja hüppekihis suurem (vastavalt 4,3 ja 5,4 g/m<sup>3</sup>). Liikide arv pole Valgejärves kunagi väga suur olnud. 2018. aastal võetud erinevates loendusproovides jäi see 3 ja 21 vahele (keskmine 16). Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal kuni keskmine (2,2). 2018. aasta fütoplanktoni näitajate poolest mesotroofsusel tasemel.

Biomassist andis kevadel enamuse koldvetikas *Dinobryon* sp. ja vaguviburvetikas *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum* esines ka sinivetika perekonda kuuluvat väikesemõõtmelist *Aphanocapsa* sp. ning suvel ja ka sügisel domineeris tativetikas *Gonyostomum semen*. Lisaks tativetikale andsid järve planktonikoosluses läbivalt tooni kold- ja neelvetikad ning vaguviburvetikad. Peale *G. semen* esinesid septembris koldvetikad *Mallomonas caudata* ja *Uroglena* sp., aga oli ka esindatud sinivetika perekond *Anabaena* sp., mida varem pole registreeritud.

Viimased andmed Kurtna Valgejärve fütoplanktoni näitajate kohta pärinevad 2006., 2010. ja 2013 aastast ning mõned uuringud on tehtud ka varasematel aegadel. Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.2. Viimase, 2013. aasta seire raames, oli järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel olnud hea ning ka 2018. aastal jääb see heaks.

Tabel 4.1.2. Valgejärve fütoplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 3 (klorofüll) ja Lisas 4

	Veesamba Chl a (mg/l)	Pinnakihi Chl a (mg/l)	FKI	Kooslus	Pielou ühetaolisuse indeks	Koondseisund	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Liike proovis
2018	6,6	6,1	3,2	hea	0,44	hea	1,5	16
2013	7,9	16,6	1,7	hea	0,41	hea	1,6	19
2010	5,1	9,0	1,4	hea	0,64	hea	0,9	20
2006	27,5	43,4	2,2	hea	-	kesine	3,6	21
2001	4,6	4,7	3,5	hea	-	hea	0,3	14
1995 <sup>1</sup>	-	3,0	4	-	-	-	0,02	6
1987 <sup>2</sup>	-	1,2	3	-	-	-	0,6	8
1981 <sup>3</sup>	2,2	-	4,4	-	-	-	1,2	19
1957 <sup>1</sup>	-	-	0,6	-	-	-	-	18

<sup>1</sup>Ott (2006); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1989) ja Ott (2006); <sup>3</sup>Ott et al. (1987) ja Ott (2006)

#### 4.1.1.3. Zooplankton

Valgejärve juulikuise veeproovist määrati 11 zooplanktoni taksonit. Zooplanktoni arvukus oli suvel järves kõrge, biomass madal (vastavalt  $147 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,8 g/m<sup>3</sup>). Septembris määrati 9 zooplanktoni taksonit ning nii zooplanktoni arvukus kui ka biomass olid madalad (vastavalt  $13 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,02 g/m<sup>3</sup>).

Arvukuselt domineerisid nii suvistes kui ka sügistes proovides aerjalised (vastavalt 48% ja 70% zooplanktoni arvukusest) ning taksoneid vastavalt 4 mõlemal proovivõtukorral. Keriloomi ja vesikirbulisi esines suvistes proovis vastavalt 18% (4 taksonit) ja 34% (3 taksonit) ning septembrikuises proovis 22% (3 taksonit) ja 8% (2 taksonit) (tabel 4.1.3). Aerjaliste fauna oli esindatud kolme Eesti väikejärvedes esineva liigiga – *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides* ja *Eudiaptomus gracilis*. Suvistes proovides ka *Cyclops vicinus*. Aerjaliste arvukuses oli suurim osa vähikvastsetel (juulis 60% rühma arvukusest). Keriloomade hulgas esinesid *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* ja *Polyarthra* spp. Vesikirbuliste faunas määrati kolm taksonit: *Bosmina longispina*, *Ceriodaphnia* sp. ja *Diaphanosoma brachyurum*. Arvukaimalt esines vesikirbuliste hulgas juulis *Ceriodaphnia* sp. (77%) ja septembris *Bosmina longispina* (67%).

Biomassilt domineerisid keriloomad, keda esines suvistes proovides 90% ning sügisel 62% kogu zooplanktoni biomassist. Enamiku keriloomade biomassist andsid suvel *Asplanchna priodonta* ning sügisel *Kellicottia longispina* ja *Polyarthra* spp.

Oligo-mesotroofsuse indikaatorliikidest tuvastati *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* (juulis), *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata* (juulis) ja *Kellicottia longispina*. Meso-eutroofsuse ja eutroofsuse indikaatorliike ei tuvastatud, kuid neid võis olla liigini määramata jäänud taksonite *Polyarthra* spp. ja *Ceriodaphnia* sp. hulgas. Aastatel 2010 ja 2013 leiti järvest ME-indikaatorliiki *Ceriodaphnia pulchella*. Liigini määratud indikaatorliikide alusel arvatud eutroofsuse ja oligotroofsuse indekse järgi oli järv oligotroofsuses seisundis.

Eesti Maaülikooli Limnoloogiakeskus on Valgejärve uurinud seitse korda aastatel 1954–1987 (Ott et al. 1995) ning väikejärvede seire raames 2006., 2010. ja 2013. aastal (Ott 2006; 2010; 2013). Kuni 1985. aastani esines järves vesikirpude seas pidevalt *Holopedium-Daphnia cristata* kooslus ning sageli oli *Holopedium gibberum* ka üheks biomassi dominandiks (Mäemets et al. 1987b). Tegemist on ühe parima hapnikurikaste oligotroofsete vete indikaatoriga. Kui *Holopedium* oli järves olemas ka 1987. aastal, siis *Daphnia cristata* enam ei leitud (Ott et al. 1995). Seda liiki ei ole enam ka hiljem leitud. Meso-eutroofsuse indikaatorliike on järves tuvastatud 1960. aastal, kui leiti *Bosmina longirostris* ja *Ceriodaphnia pulchella* (Mäemets et al. 1987b). Eutroofsuse indeksi järgi on järv püsinud pidevalt oligotroofsusel tasemel (tabel 4.1.3).

2006. aastal ei leitud järvest esimest korda liiki *Holopedium gibberum*. Leitud OM-liigid olid samad, mis 2018. aastal v.a. *Kellicottia longispina*. Sarnaselt 2018. aasta suvele, andis 2006. aastal olulise osa

keriloomade biomassist suuremõtmeline läbipaistev *Asplanchna priodonta*, kuid keriloomade osakaal kogu zooplanktoni biomassist oli madalam kui 2018. aastal. Samas domineerisid keriloomad erinevalt 2018. aastast zooplanktoni arvukuses. Nenditi, et kuigi järv oli zooplanktoni osas heas seisundis, näitas mõningast ebastabiilsust *Polyarthra* spp. domineerimine keriloomade arvukuses (Ott 2006).

2010. aastal leiti taas *Holopedium gibberum* ning see on ka seni viimane selle liigi leid Valgejärvest. Ülejäänud OM-liigid olid samad, mis 2018. aastal, ei leitud vaid *Heterocope appendiculata*. Keriloomade osakaal biomassis oli väga väike ning *Asplanchna priodonta* esines väga vähearvukalt, nende osakaal arvukuses oli aga sarnane 2018. aastale. Positiivsena tõsteti esile zooplankterite kõrget keskmist massi – 0,006 g (Ott 2010). 2013. aastal oli zooplanktoni biomass varasemate uuringutega võrreldes oluliselt suurem ning ka plankterite keskmine mass oli madalam (tabel 4.1.3). Arvukuses domineerisid keriloomad (*Polyarthra* spp. ja *Kellicottia longispina*), kuid biomassis endiselt koorikloomad. OM-liikidest ei leitud 2018. aastaga võrreldes *Heterocope appendiculata* ja *Bosmina longispina*. Leiti aga ME-liigid *Bosmina longirostris* ja *Ceriodaphnia pulchella* (viimast oli leitud ka juba 2010. aastal). Hinnang järve zooplanktoni seisundile oli endiselt hea (Ott 2013).

Seega on järve liigiline koosseis viimastel aastakümnetel püsinud suhteliselt stabiilsena. Koorikloomade arvukus on suhteliselt kõrge ning esindatud on mitmeid OM-liike. Võrreldes 2013. aastaga on toimunud isegi teatud paranemine, kuna leiti kaks OM-liiki rohkem ja vähemalt üks ME-liik vähem kui 2013. aastal (*Ceriodaphnia pulchella* osas ei saa kindlat hinnangut anda). Plankterite keskmine mass oli 2018. aastal endiselt suhteliselt kõrge, kuigi oluliselt madalam kui enamikel uuringukordadel 1954–1987 (tabel 4.1.3). Positiivseks tunnuseks on ka koorikloomade domineerimine arvukuses. Olulisim negatiivne muutus viimaste seirekordadega võrreldes on aga keriloomade tugev domineerimine biomassis. Kui juulis andis selle peamiselt suuremõtmeline *Asplanchna priodonta*, siis sügisel väikesemõtmelised *Kellicottia longispina* ja *Polyarthra* spp. *Asplanchna priodonta* suurt biomassi võib selgitada tativetika *Gonyostomum semen* domineerimisega Valgejärve fütoplanktoni biomassis juulis ja septembris, kuna tegemist on ühega vähestest zooplankteritest, kes antud liigist toituda saab. Sügisene väikesemõtmeliste keriloomade suur osakaal biomassis on aga koosluse ebasoodsa seisundi tundemärgiks ning indikeerib samuti suvise tativetikaõitsengu tagajärgi, kuna *Polyarthra* spp. totiub lagunevatest vetikajäänustest (detriidist). *Asplanchna priodonta* on järve keriloomade hulgas olnud aeg-ajalt ka varem biomassi dominant, kuid siis, vähemalt 21. sajandi jooksul, pole ei see ega teised keriloomad moodustanud peaaegu kogu järve zooplanktoni biomassi. Seega on Valgejärve seisund zooplanktoni näitajate alusel endiselt hea, kuid on mõningaid märke seisundi halvenemise suunas.

Tabel 4.1.3. Valgejärve zooplanktoni üldnäitajad 1954–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka lisis 4

	Taksonite arv (sh. koorikloomi)	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Cop %A	Clad %A	Rot %A	Cop %BM	Clad %BM	Rot %BM	ZE	ZO	Keskmine mass (g)
2018.09	9 (6)	13	0,02	70	8	22	33,1	4,8	62,1	0,1	31	0,001
2018.07	11 (7)	147	0,8	48	34	18	4,6	5,6	89,8	0,1	51	0,005
2013.07	11 (7)	1038	1,5	43	6	51	71	22	7	-	-	0,001
2010.07	11 (8)	188	1,1	55	16	29	44	56	<1	-	-	0,006
2006.07	- (8)	233	0,6	30	5	65	-	-	67	-	-	0,003
2006.05	- (8)	167	0,9	-	-	57	-	50	-	-	-	0,005
1987.07 <sup>1</sup>	-	43	2,2	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,051
1986.07 <sup>2</sup>	-	37	0,6	48	33	19	-	-	-	0,1	-	0,016
1985.07 <sup>2</sup>	-	26	1,1	39	52	9	-	-	-	0,03	-	0,042
1981.07 <sup>2</sup>	-	13	0,9	29	68	3	-	-	-	0,1	-	0,069
1980.07	-	34	3,7	34	65	1	-	-	-	0,05	-	0,109
1960.06	-	58	0,4	23	17	60	-	-	-	0,4	-	0,007
1954.07 <sup>2</sup>	-	13	0,2	11	69	20	-	-	-	0,1	-	0,015

<sup>1</sup>Mäemets et al. (1989); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1987a)

#### 4.1.1.4. Suurtaimed

Valgejärve iseloomustab kaitsealuste liikide vesilobeelia ja järv-lahnarohu esinemine, samas leidus massiliselt niitvetikaid. Liiginimekiri on esitatud Lisas 5.

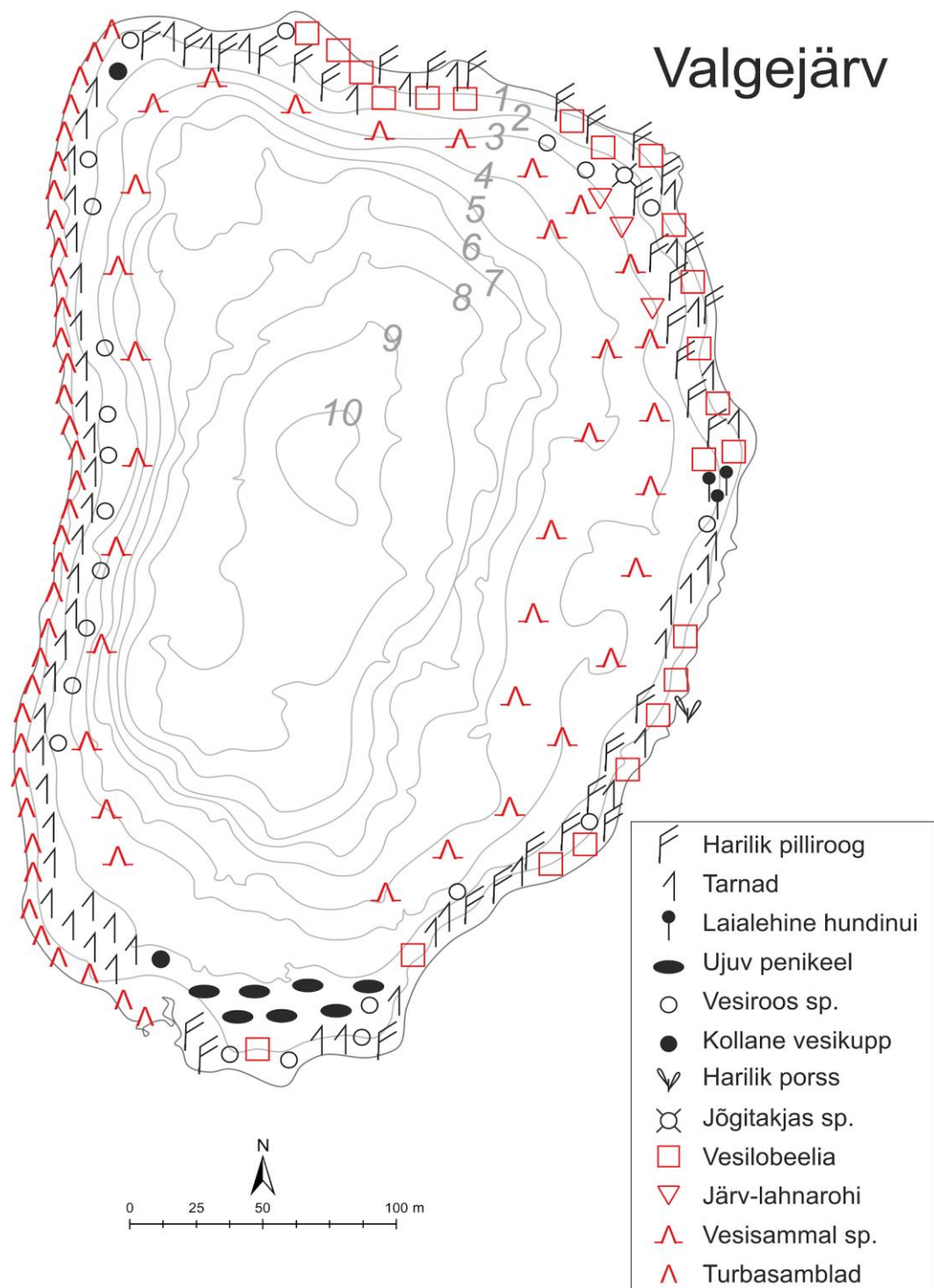
- Kaldaveetaimed: 6 liiki. Dominandid: pudeltarn, harilik pilliroog
- Ujulehtedega ja ujutaimed: 5 liiki. Dominandid: -
- Veesisesed taimed: 3 liiki. Dominandid: vesisammal, kuid leidub ka ohtralt vesilobeeliat

Järve taimestikku on varem uuritud aastatel 1954, 1968, 1976, 1980, 1981, 1985, 2001, 2006, 2010 ja 2013 aastal. Varem (1954) on järves levinud samblad (loigu-turbasammal) kuni 8 m sügavuseni, kuid viimati täheldati samblaid vähesel määral 1981. aastal ja kuni 2013. aastani (k.a.) neid järvest enam leitud. Seetõttu on märkimisväärne, et 2018. aasta taimestiku seire käigus tuvastati palju vesisammalt (Braun-Blanquet skaala järgi ohtrus 4), mis ulatus kuni 4,5 meetri sügavuseni. Järve seisundi halvenemisest annab märku niitrohevetikate ohtruse üsna järsk tõus alates 2006. aastast. Kui 2006. aastal hinnati niitrohevetikate ohtruseks 3, siis alates 2013. aastast on see olnud 5 (joonis 4.1.8). Võrreldes varasemate aastakümnetega on alates 2000ndatest vähenenud kollase vesikupu ohtrus ja suurenenud on vesirooside ohtrus. Aastatel 2006–2013 määrati järvest nii ainult väikese vesiroosi, ainult valge vesiroosi kui ka mõlema liigi samaaegne esinemine. Kuna 2018. aastal järves kasvanud vesiroosid olid kohati mõlema liigi tunnustega, siis käesolevas uuringus nende liigini eristamisest loobuti. Vesilobeelia seisund Valgejärves on läbi aastate olnud stabiilselt hea (ohtrus 3) ning seda leidub katkendliku vööndina kogu järve ida- ja põhjakalda ning osaliselt ka lõunakalda ulatuses (joonis 4.1.9). Järv-lahnarohu ohtrus on olnud alati kasinam ning 1980ndatel ja 2001. aastal leiti vaid mõningad isendid. Viimasel aastakümnel on lahnarohu olukord paranenud ja ka 2018. seire andmete põhjal oli lahnarohu ohtrus 2 ning seda leidus järve kirdekalda lähedal. 2018. aastal leiti järve kirdekalda lähedalt ka kitsaste ujulehtedega jõgitakjaid, ohtrusega 1. Kuna taimed olid vegetatiivsed, polnud nende liigini määramine võimalik, samas nii 2010. kui 2013. aastal määrati järves leiduvaks lamedalehine jõgitakjas. Seega on tõenäoline, et ka 2018. aastal kohatud taimed kuuluvad sellesse liiki. Lamedalehise jõgitakja või liigini määramata jõgitakjate ohtrus on järves püsinud aastakümnete jooksul sarnasel tagasihoidlikul tasemel.



Joonis 4.1.8. Niitrohevetikatega kaetud lobeeliavarred Valgejärves (Foto: Marko Vainu).

Valgejärve ökoloogiline seisund hinnati suurtaimede järgi 2001., 2006. ja 2010. aastal heaks. 2013. aastal oli järve ökoloogilise seisundi hinnang langenud (heaks-kesiseks) peamiselt niitrohevetikate ohtruse tõusu tõttu. 2018 aasta seire põhjal on järve ökoloogiline seisund hea. Seisundi hinnang on paranenud vesisammalde esinemise tõttu.



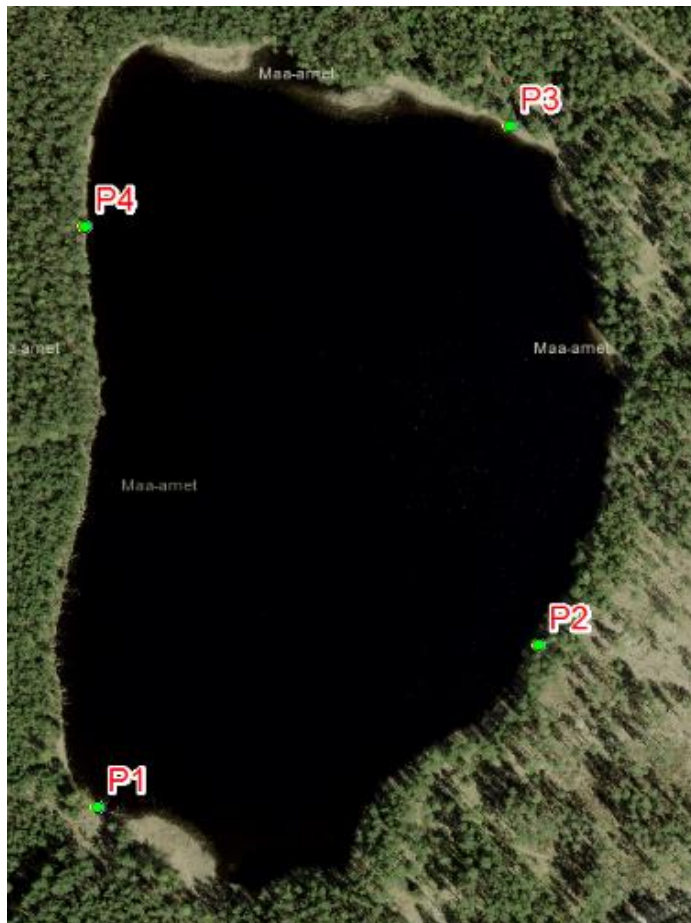
Joonis 4.1.9. Valgejärve taimestik 2018. aasta juulis.

Tabel 4.1.4. Valgejärve taimestiku seisundinäitajad 2001–2018 (2001, 2006, 2010 – Väikejärvede seire; 2013 – H. Mäemets käsikirjalised andmed)

	Samalde levikusüg. (m)	Kooslus	Lahn-lob ohtrus	Vesik-penik ohtrus	Niitrohevetikad	Koondseisund
2018	4,5	Lob=Iso	3	0	5	hea
2013	0	Lob=Iso	3	0	5	hea-kesine
2010	0	Lob=Nym	3	0	4	hea
2006	0	Lob	4	0	3	hea
2001	0	Lob=Iso	3	0	?	hea

#### 4.1.1.5. Hüdromorfoloogia

Järve hüdromorfoloogiline koondseisund oli hea, kuigi kalda-ala koondseisund oli kesine. Proovipunktis 3 oli kaldavööndi, kalda-ala ja litoraali seisund kesine, kuna seal asub isetekkeline rannala (joonised 4.1.10–4.1.14, tabel 4.1.5). Seega on seal kaldavööndi looduslikkust oluliselt muudetud ning järsu kaldanõlva tõttu esineb seal ka mõõdukalt erosiooni ning litoraalis puuduvad elupaiku rikastavad elemendid. Proovipunktis 1 oli kalda-ala seisund kesine, kuna ka seal esineb järsu kaldanõlva tõttu mõnevõrra erosiooni (joonis 4.1.11).



Joonis 4.1.10. Valgejärve hüdromorfoloogilise seisundi määramise proovipunktid

Tabel 4.1.5. Valgejärve hüdromorfoloogilise seisundi hinnangud 2018. aastal. Seireprotokollid on esitatud lisan 6

Proovipunkt	Hindepunktid				Seisundiklassid					Koondhinnang	EQR
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	Summa		
Hüdroloogia	21	21	21	21	1	1	1	1	4	1	1
Kaldavöönd	15	12	20	13	2	1	3	1	7	2	0,7
Kalda-ala	6	5	7	5	3	2	3	2	10	3	0,5
Litoraali	8	9	10	9	2	2	3	2	9	2	0,7
Inimmõju	29	25	29	25	2	1	2	1	6	1	1
										HEA	0,78



*Joonis 4.1.11. Valgejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P1.*



*Joonis 4.1.12. Valgejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P2.*



*Joonis 4.1.13. Valgejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P3.*





Joonis 4.1.14. Valgejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P4.

#### 4.1.1.6. Natura elupaiga seisund

Loodusdirektiivi järve-elupaikade hinnangu alusel on järve üldine looduskaitse väärtus kõrge (tabel 4.1.6). Kõrge esinduslikkuse hinnang tuleneb peamiselt järvetüübile iseloomulike liikide (lobeelia ja lahnarohi) elujõulistest asurkondadest ja põhja katvast ulatuslikust samblavaibast, kuid järve looduskaitse seisundit mõjutavad negatiivselt eutrofeerumise ilmingud ning veetaseme kõikumised. EELISes olevate andmete järgi hinnati eelmisel hindamisel järve looduskaitse väärtus väga kõrgeks. Kahe hinnangu erinevused tulenevad looduskaitse seisundi kriteeriumite hinnangutest. Kuigi erinevus võib tuleneda ka olude erinevast tõlgendamisest hindajate poolt, on järve seisund muid asjaolusid arvesse võttes ka tegelikult halvemaks muutunud, veesisesed taimi kattev niitrohevetikatest epifüüton on paksenenud ning ka järve veetaseme on hakanud kõikumama.

Tabel 4.1.6. Hinnang Valgejärve elupaigatüübi 3110 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaar 2018	Hinnang 2001
Esinduslikkus	A	Põhjas rohkesti samblaid	A
Struktuuri säilimine	III	0–1 m vööndis liival mudakirme, veealused taimed paksus epifüütonis	II
Funktsioneerimine	III	Suuremad supluskohad; muutusi veetaseme ja põhjaveehaarde osas: kaevandamine	II
Taastamise võimalused	III	Puhkajaid ei suudeta ohjeldada; veetaseme ja põhjaveehaaret muudavad tegurid toimivad	-
Üldine looduskaitse väärtus	<b>B</b>		<b>A</b>

#### 4.1.1.7. Järve koondseisund ja seisundi põhjuste analüüs

Valgejärve ökoloogiline seisund on väikejärvede seire raames viimasel kahel korral olnud hea (tabel 4.1.7). 2018. aastal oli see samuti hea. Kõik hinnatud elustikurühmad olid heas seisundis, samas oli kõigi puhul kvaliteedinäitajad, mille seisund oli ebasoodne. Suurtaimestiku puhul oli probleeme tugeva niitrohevetikate vohamisega, fütoplanktoni puhul oli probleemiks biomassi ebahühtlane jaotumine liikide vahel ning zooplanktoni puhul keriloomade suur osakaal biomassis. Füüsikalise-keemiliste näitajate koondihinnang oli summarselt keskine, kuna läbipaistvus oli halval ja üldlammastiku sisaldus väga halval tasemel. Seega on vaatamata praegusele aritmeetilisele heale seisundile nii järve abiootiliste kui biootiliste näitajate puhul selgeid ohu märke seisundiklassi halvenemiseks lähitulevikus (tabel 4.1.8).

Tabel 4.1.7. Valgejärve ökoloogiline seisund (ÖSE) ning ökoloogilise seisundi määramisel kasutatavad ja seda toetavad kvaliteedielemendid (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	SUSE	ZOPLA	HYMO	ÖSE
<b>2018</b>	kesine	hea	hea	-	hea	hea	hea
<b>2013</b>	hea	hea	hea	hea	hea	kesine	hea
<b>2010</b>	hea	hea	hea	kesine	väga hea	kesine	hea
<b>2006</b>	kesine	kesine	hea	kesine	hea	-	kesine

Tabel 4.1.8. Valgejärve seisundi peamised probleemid ja nende eeldatavat põhjust

Probleem	Võimalik põhjus
Orgaanilise aine sisalduse suurenemine	Suurem huumusainete sissekanne põhjaveevoolu muutumise tõttu alates 1990ndatest. Suurem järvesisene produktsioon viimastel kümnenditel toitainete sisalduse suurenemise tõttu.
Hapnikupuudus	Suure orgaanilise aine sisalduse tõttu suurenenud hapniku tarbimine.
Läbipaistvuse pidev vähenemine	Suurenev orgaanilise aine sisaldus nii huumusainete kui produktsiooni tõttu.
Üldfosfori sisalduse pidev suurenemine	90ndatel metsaraied ja –põlengud. Viimasel aastal veetaseme taastumine kolm aastat kuival olnud kalda-alale. Pikemaajaliselt vabanemine settest hapnikupuuduse käes.
Järsk hüpe üldlämmastiku sisalduses	Ekstreemse suvega seotud bakteriplanktoni vohamine ja intensiivne lämmastiku sidumine.
Veesisesel taimestikul vohav epifüüton	Troofsuse tõus
Tativetika vohamine	Troofsuse tõus
<i>Holopedium gibberum</i> 'i kadumine zooplanktoni kooslusest ning väga suur keriloomade osakaal biomassis	Troofsuse tõus

Kokkuvõtlikult on Valgejärve olulisemateks probleemideks orgaanilise aine sisalduse suurenemine, vegetatsiooniperioodil sügavamates kihtides kujunev hapnikupuudus, pidevalt suurenev üldfosfori sisaldus, veesisesel taimestikul vohav epifüüton, tativetika vohamine ning mõningad muutused zooplanktoni koosluses (tabel 4.1.8).

Nimetatud probleemid on omavahel seotud: hapnikupuudus, kollase aine sisalduse suurenemine ja vee läbipaistvuse vähenemine on seotud orgaanilise aine sisalduse suurenemisega. Suur orgaanilise aine sisaldus põhjustab hapnikupuudust, kuna selle lagundamiseks kasutavad mikroorganismid ära järve põhjakihtidesse kevadise segunemisega jõudva hapniku.

Orgaanilise aine sisalduse tõusu üheks põhjuseks võib olla soovee osatähtsuse kasv järve toites. Soovalgalt pärineva toite suurema osakaalu teooriat toetab ka toimunud järve happelisuse tõus. Teisalt on eelkõige viimasel kümnendil nähtavasti suurenenud ka Valgejärve enda produktsioon. Seda indikeerib nii järve oksüdeeritavusprotsendi langus kui ka varasemate kümnenditega võrreldes suurem veesamba klorofüllisisaldus. Produktsiooni kasvule on aidanud kaasa kasvutrendi näitav üldfosfori sisaldus. Samuti oli 2018. aasta suvel järves erakordselt suur lämmastikuühendite sisaldus. On näidatud, et kui N:P suhe on üle 16, siis limiteerib fütoplanktoni ja suurtaimede arengut fosfor (Milius & Starast 1996). Peaaegu kõigis Valgejärve proovides oli 2018. aastal N:P suhe üle 16. Vaid maikuus oli järve pinnakihi N:P suhe 16, seega siis kummagi toitaine puudus produktsiooni ei piiranud. Seega on järve fosforisisalduse suurenemine järve seisundile ohtlikum kui väga suur lämmastikuühendite sisaldus, mis võis olla tingitud erakordselt kuumast suvest.

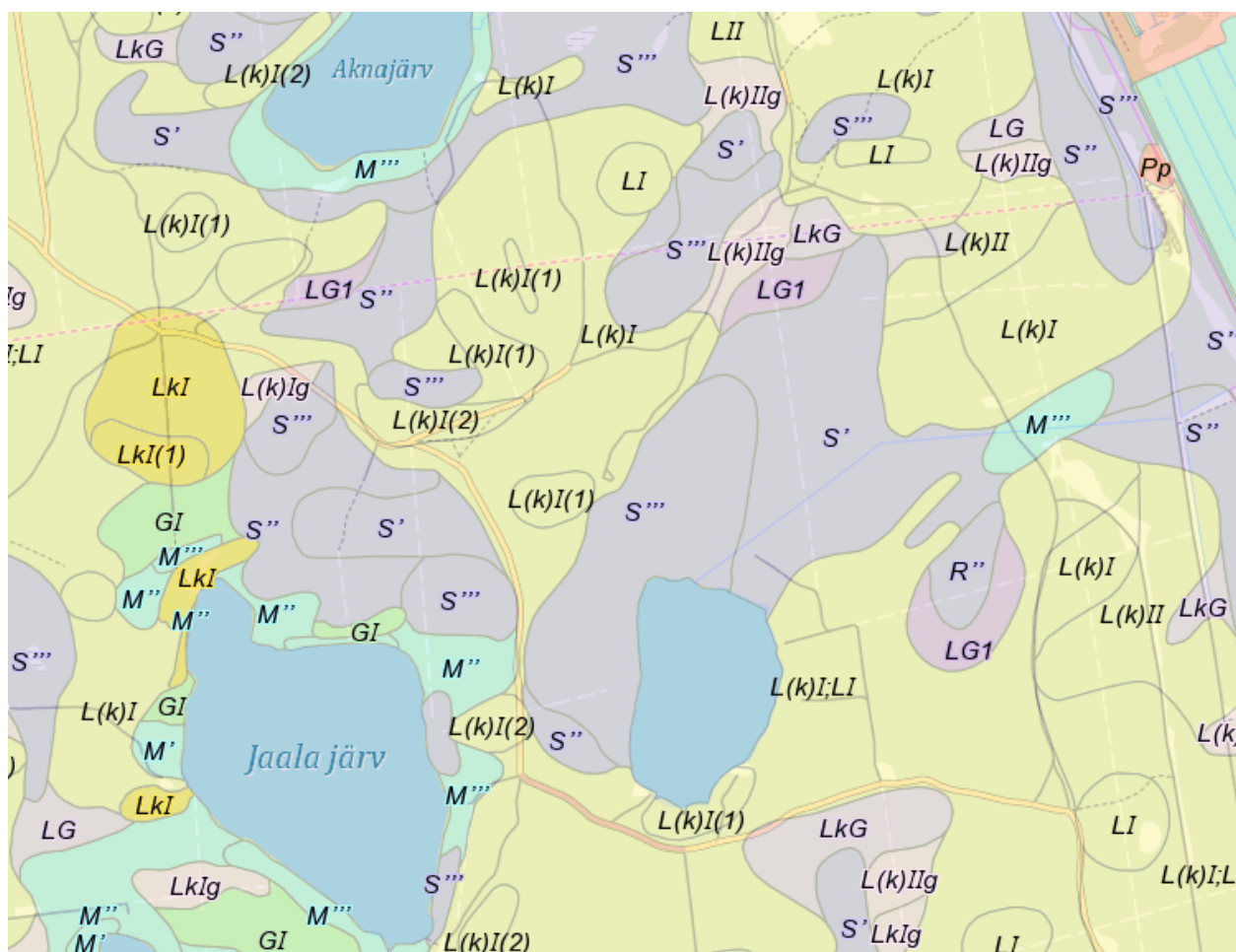
Suureneva fosforikoguse allikaks võib põhimõtteliselt olla nii järve valgalt järve kanduv materjal, õhuga kantav tolm, põhjavesi kui ka järve põhjasetted. Valgejärve puhul võivad põhjasetted olla muutunud olulisimaks fosforiallikaks, kuna järve põhjakihtides valitseb hapnikupuudus, mis soodustab settesse pika aja jooksul aeglaselt talletunud fosfori vabanemist (vt. ptk. 4.3.3.6). Põhjasetetest fosfori vabanemist kaasa toov hapnikupuudus võib olla samuti mõjutatav ilmastikutingimustest. Viimase paarikümne aasta käigus läbiviidud seirete raames on vegetatsiooniperioodi lõpuks järve põhjas küll alati hapnikupuudus tuvastatud, kuid see on olnud nõrgem kui 2018. aastal. Seega tuleks järve hapnikurežiimi ja lämmastikusisaldust seirata järjepidevamalt, et selgitada välja, kas tegemist oli üheaastase anomaalia või pikemaajalise trendi algusega.

Lisaks toimusid 90ndatel järve kallastel suured lageraied ja metsatulekahju, mis kindlasti suurendasid orgaanilisest muldadest erosiooni järve (joonis 4.1.15) ning suurendasid järve fosforikoormust. Lähiminevikus, aastatel 2014–2017, oli järve veetaseme madalam kui mõõdetud andmetel teadaolevalt kunagi

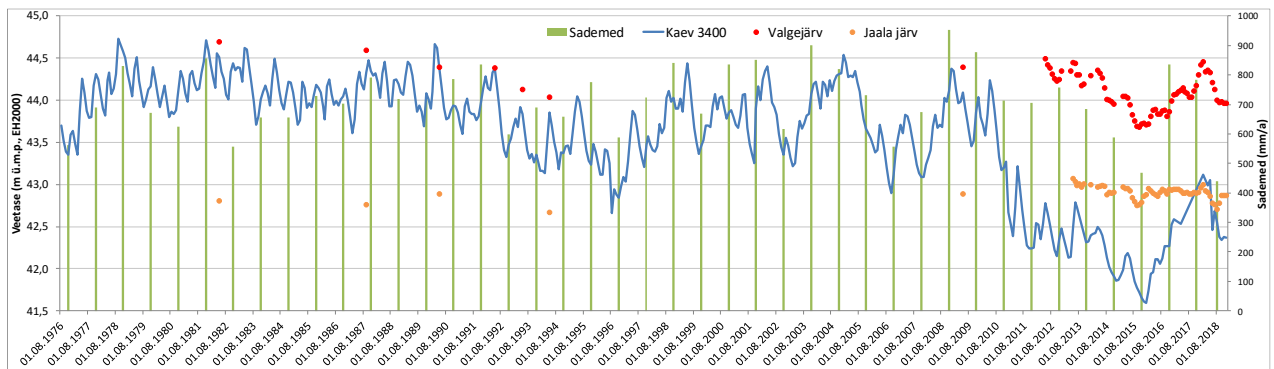
varem (joonis 4.1.16), mistõttu paljandusid kaldaalad, millele jõudis kasvama hakata maismaataimestik. Alates 2017. aasta kevadest järve veetase aga taastus ning üleujutatud varasemalt järvepõhjalt jõudis sealse orgaanilise aine lagunemisel järve samuti täiendav toitainekogus.

Järve suurtaimestiku seisundi mõningasele halvenemisele viitab varasemalt (1954) ohtra veesiseste sammalde kadumine 1980. aastate alguses, samas viimane seire näitas vesisambla jõudsat taastumist (ohtrus 4). Küll aga viitas troofsuse tõusule nitrohevetikate järsk vohamine alates 2006 aastast, mis viimasel kahel uuringul (2013. ja 2018. aastal) on olnud dominantsed (ohtrus 5) ja katnud kogu litoraali taimestikku, k.a. isoetiide. Kuigi kaitsealuse isoetiidide (järv-lahnarohi ja vesilobeelia) ohtrus ei ole veel järves langenud, ei saa välistada epifüütoni pikaajase vohamise negatiivset mõju nende asurkonnale. Isoetiidide asurkondadele mõjub pikaajaliselt negatiivselt ka täheldatav järvesisese produktsiooni tõus, kuna see toob kaasa intensiivse orgaanilise aine settimise ning sobivate kasvukohtade mudastumisel on taimed sunnitud taanduma. Vee läbipaistvuse jätkuv vähenemine võib aga enim ohustada järv-lahnarohu, kuna selle kasvukohad asuvad sügavamas vees, kus kasvutingimused on läbipaistvuse vähenemisest rohkem mõjutatavad kui kaldalähedases vees ehk lobeelia kasvukohas.

Kui 1977. ja 1987. aastal liigitas A. Mäemets Valgejärve oma tüpologia järgi kihistunud poolhuumustoiteliseks järveks (Mäemets 1977; 1987), siis sellel samal tüpoloogial põhineva määramistabeli järgi (Mäemets & Mäemets 1991) paigutub Valgejärv 2018. aasta uuringuperioodi näitajate alusel pigem kihistunud pehmeveliste düseutroofsete ehk segatoiteliste järvede hulka. Tüübi muutumise on määramistabeli järgi kaasa toonud orgaanilise aine sisalduse tõus üle 35 mgO<sub>2</sub>/l.



Joonis 4.1.15. Valgejärve ümbruse mullastikukaart. S – siirdesoomuld, M – madalsoomuld, R – rabamuld, L – leede- ja leetunud muld (Maa-amet).



Joonis 4.1.16. Valgejärve veetase, Kvaternaari põhjavee seirekaevu nr. 3400 veetase ning aasta sademete summa 1976–2018.

Hüpotees, mis on tinginud Valgejärve praeguse seisundi, on järgnev. Järve ja Sirgala karjääri vahele jäävat Kvaternaari põhjaveetaseme seirekaevu nr. 3400 (joonis 4.1.17) on seiratud alates 1976. aastast (joonis 4.1.16) ning selle veetase on olnud pidevalt järve veetasemest madalam, olemasolevatel hõredatel järve veetaseme andmetel kuni mõnikümmend cm 1990ndate aastateni. Ka Valgejärvest läänes asuva Jaala järve veetase on olnud Valgejärve veetasemest pidevalt madalam, kuid seda kaevu nr. 3400 veetasemest oluliselt rohkem (0,8–1,9 m) ning selle tase ei ole olemasolevatel mõõtmisandmetel suurel määral kõikunud (42,5–43,1 m ü.m.p. BK77 ehk 42,7–43,3 m ü.m.p. EH2000). Järvest loodes asunud, praeguseks likvideeritud, puurkaevu nr. 3392 veetase oli puurimise hetkel 1974. aastal samuti järvest madalam (43,8 vs. 44,2 m ü.m.p. BK77). Seega on Valgejärve veetase olnud andmete olemasolu perioodil pidevalt lähiümbruse keskmisest põhjaveetasemest ja pinnaveekogude veetasemest kõrgemal ning varasematel aastatel on põhjavee suurem gradient olnud järvest lääne poole ehk Jaala järve suunas.

Veetase kaevus nr. 3400 on aga alates 1990ndatest kõikuma hakanud, esialgu amplituudiga kuni 1,5 m. Alates aastast 2010 on toimunud täiendav veetaseme alanemine (kuni 3 m kõrgeimate veetasemetega võrreldes), mille tulemusena langes veetase kaevus Jaala järve veetasemest madalamale. Seega on viimasel kümnendil olnud Valgejärve ümbruses põhjavee suurem gradient, erinevalt varasemast, ida poole. Veetaseme alanemist puurkaevus saab seostada kraavivõrkude rekonstrueerimise ja põlevkivikarjääri lähenemisega.



Joonis 4.1.17. Kvaternaari puuraukude paiknemine Valgejärve ümber (EELIS).

Järve nõ. rippumine üldisest põhjaveetasemest kõrgemal oleks võimalik juhul, kui järvenõgu paikneks valdavalt halva veejuhtivusega setetes. Valgejärve sügavamaid alasid katva järvemudakihi veeläbilaskvus võib küll olla halb, kuid järvenõo lõuna- ja idaosa koosneb veepiirini vähemalt pindmises osas vett hästi läbilaskvatest liivadest. Mõõtmisandmed liivade all paiknevate võimalike halva veejuhtivusega setete kohta puuduvad. Seega on tõenäoline, et Valgejärv on pidanud veetaseme ning mineraalainete ja orgaanikavaesuse säilitamiseks saama põhjaveetoidet mõnest kohalikust pinnalähedasest voolusüsteemist. Kõige tõenäolisemalt tagavad selle voolusüsteemi toimimise järvest edelas ja lõunas aga ka loodes asuvad küngastikud (joonis 4.1.18). Järve ümbruskonna kõrgemad künkad tekitavad pinnasesse imbuvatele sademetele pinnalähedasse põhjavette jõudes järvesuunalise gradiendi, vaatamata üldise põhjaveevoolu suunatusele järvest eemale. Seda teooriat kinnitavad ka 2018. aasta filtratsioonimõõtmised, kuna kaldale kõige lähemates punktides esines põhjavee sissevool järve (vt. ptk. 4.5.2.1). Seega tõenäoliselt saab järv sademeterikkal perioodil oma toitaine-, mineraalne- ja orgaanikavaese vee, lisaks otsestele sademetele, peamiselt edela-, lõuna- ja loodekalda küngaste liivadest, samas kui sademevaesel perioodil toimub toitumine lääne- ja põhjakalda turba-alalt, kuna järve vee värvus on olnud alati kollakas.

Kollasemaks ja happelisemaks muutunud järvevesi näitab, et turbaalalt pärineva vee osakaal on suurenenud. Seda saab põhjendada Kvaternaari veekihi veetaseme olulise alanemisega Valgejärvest idapool (pk. 3400), mis avaldub eelkõige põuastel aastatel, kuna siis kompenseerivad sademed idapoolsetel küngastel veetaseme langust ning sissevool sellelt alalt järve puudub või on asendunud väljavooluga. Turbaalalt pärinev orgaanikarikas ning tume soovesi on vähendanud järve läbipaistvust ja põhjustanud tugevamat kihistumist. Need on nähtused, mida ei esinenud veel 1980ndate lõpus ja mida on järve puhul täheldatud alates selle sajandi algusest ehk pärast anomaalsete kõikumiste algust puurkaevu nr. 3400 põhjaveetasemes. Lisaks orgaanikarikka vee sissevoolu suurenemisele on langenud Kvaternaari veetase suurendanud ka Valgejärve veetaseme tundlikkust sademete kogusele ning toonud viimastel aastatel kaasa varasemast suuremaid veetaseme kõikumisi.



Joonis 4.1.18. Valgejärve ümbruse pinnamood (Maa-amet).

Järve orgaanika- ja fosforisisalduse suurenemisele avaldas tõenäoliselt mõju ka 90ndate keskel järve valgla lõuna- ja läänekaldal nii mineraalmaal kui turbal toimunud märkimisväärne metsaraie ja metsatulekahju, mistõttu kandus lagedalt pinnalt järve oluline kogus nii huumus- kui toitaineid. Mõju on võinud avaldada ka kustutusvee võtmine järvest metsatulekahjude ajal, kui kohalike hinnangul langes järve veetase ajuti kuni poolteist meetrit. Viimati suurendas mõnevõrra järve toitainetesisaldust kolm aastat kestnud madalveeperioodile järgnenud veetaseme tõus alates 2017. aastast, mis ujutas üle vabanenud kaldaalale kasvama hakanud maismaataimestiku.

Seega oleks olukorrast väljapääsuks oluline Kvaternaari põhjaveetaseme taastumine järvest idas 1990ndatele eelnenud tasemel. See vähendaks soove osakaalu järve veebilansis, suurendaks orgaanikavaese vee sissevoolu järve, vähendaks järve hapnikupuudust ning peataks fosfori vabanemise settest. Tulemusena oleks võimalik järve seisundi aeglane kuid pidev halvenemine peatada ning loodetavasti pöörata paranemisele.

## 4.1.2. Martiska järv

### 4.1.2.1. Hüdrokeemia

Järve hüdrokeemiat on varem uuritud aastail 1937 (Riikoja 1940); 1957, 1958, 1959 (Mäemets 1968); 1980, 1981 (Mäemets 1983; Mäemets & Mäemets 1991); 1985, 1986 (Ilomets 1987); 1987 (Ilomets 1989); 1989 (Vartsen 1989); 1995 (Ott et al. 1995); 2001 ja 2006 (Väikejärvede seire). Käesoleva uuringu käigus kogutud algandmed on esitatud Lisades 2 ja 3.

2018. aastal oli vesi heledavärviline. 2006. aastal oli see rohekas- ja helekollane ning 2001. aastal tumekollane. 1950ndatel aastatel oli vesi hele- kuni oliivroheline, samas 1937. aastal kollane. Järve maksimaalne sügavus uuringuperioodil oli 8,0–7,6 m.

Vee läbipaistvus oli 2018. aastal kesisest heani, olles väiksem septembris (2,7 m) ja suurim juulis (3,5 m), keskmiselt 3,1 m. 2006. aastal oli läbipaistvus suurem 3,5–3,8 m (hea tase), samas 2001. aastal väiksem 2–3 m (kesine tase). Varem on vesi olnud väga läbipaistev 1957. aastal oli see 5,4 m, 1958. aastal 4,9 m. Läbipaistvus oli mõnevõrra vähenenud juba 1980ndate alguseks, mil see oli 1980. ja 1981. aasta juulis 4,0–4,5 m. Olulisem vähenemine toimus aga 1980ndate teises pooles, 1985. ja 1986. aasta juulikuude keskmisena oli see langenud 2,4 m-ni ning 1987. aasta juulis 2 m-ni. Läbipaistvuse mõningane paranemine toimus juba 1990ndate keskpaigaks, kui 1995. aasta juulis oli see taas 3,2 m.

**Kollase aine sisaldus** oli pinnal ja hüppekihis väike 2,3–2,4 mg/l, põhjas mõnevõrra suurem 8,5–10 mg/l. Pinna- ja hüppekihi puhul oli olukord 2006. ja 2001. aastal sarnane 2,5–2,8 mg/l. Mõnevõrra suurem oli kollase aine sisaldus 2006. aasta augustis 3,3–3,5 mg/l. Erinevused on aga järve põhjakihi kollase aine sisalduses, see on pidevalt suurenenud. 2006. aastal oli see 3,6–7,2 mg/l ning 2001. aastal 3 mg/l. Samas on 2001. aasta puhul märgitud, et põhjalähedasel veel oli eriline särav kuldkollane toon ning põhjalähedane vesi oli kõigi näitajate (v.a. kloriidiooni) poolest pindmisest oluliselt kontsentreeritum (Ott 2001).

**Orgaanilise aine üldsisaldus** oli mais pinnal väike  $KHT_{Cr}$  17 mgO<sub>2</sub>/l hüppekihis ja põhjas keskmine, vastavalt 32 mgO<sub>2</sub>/l ja 24 mgO<sub>2</sub>/l, kõigi kihtide peale keskmiselt 24 mgO<sub>2</sub>/l. Aastatel 2006. ja 2001. oli orgaanilise aine üldsisaldus samades piirides, kuid selle kontsentratsioon oli pinna- ja hüppekihis sarnane,  $KHT_{Cr}$  vahemikus 15–21 mgO<sub>2</sub>/l ning oli suurim põhja lähedal 30–43 mgO<sub>2</sub>/l. 1950ndate lõpus oli orgaanilist ainet pinnal vähe,  $KHT_{Cr}$  10–11 mgO<sub>2</sub>/l, ning põhjalähedases veekihis veel veidi vähem. 1980ndate alguseks oli orgaanilise aine kogus kasvanud, 1981. aasta juulis oli see pinnakihis 18 mgO<sub>2</sub>/l ja põhjakihis 22 mgO<sub>2</sub>/l. Kümnendi keskpaigaks oli see veelgi tõusnud, olles 1985. ja 1986. aasta juulikuude keskmisena 37 mgO<sub>2</sub>/l. **Kergesti oksüdeeruvat orgaanilist ainet** oli 2018. aasta juulis pinnal ja hüppekihis vähe,  $KHT_{Mn}$  4,5 mgO<sub>2</sub>/l ning põhjas mõnevõrra rohkem 6 mgO<sub>2</sub>/l. Septembris oli seda aga kogu veesambas väga vähe  $KHT_{Mn}$  <0,5–2 mgO<sub>2</sub>/l. Kõigi uuringukordade ja veekihtide keskmine  $KHT_{Mn}$  oli 3 mgO<sub>2</sub>/l. 2006. aastal saadi pinna- ja hüppekihist suuremad  $KHT_{Mn}$  väärtused 4–7 mgO<sub>2</sub>/l ning 2001. aastal 6–7 mgO<sub>2</sub>/l. Põhjas oli kergesti oksüdeeruvat orgaanilist ainet neil aastatel aga väga palju 30–43 mgO<sub>2</sub>/l. Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine hulka pinnakihis mõõdeti ka 1937. aastal ning siis oli selle sisaldus suur,  $KHT_{Mn}$  oli 18 mgO<sub>2</sub>/l.

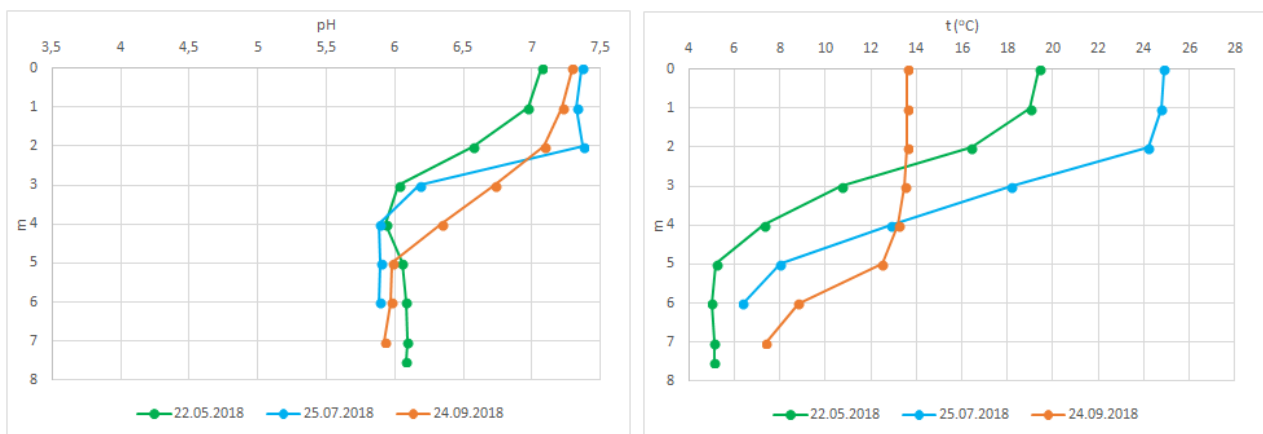
Seega, pole kogu orgaanilise aine hulk järves viimase kahe aastakümne jooksul oluliselt muutunud, kuid võrreldes 1980ndate keskpaigaga on mõnevõrra vähenenud. Looduslikus seisus ehk 1950ndatel oli see aga veel oluliselt väiksem kui tänapäeval. Samal ajal on kergestilaguneva orgaanilise aine hulk kogu järves vähenenud nii 21. sajandi võrdluses kui ka loodusliku seisuga võrreldes. Kergesti oksüdeeruva aine vähenemine on põhjendatav järve veetaseme langusega. Kui 20. sajandi esimesel poolel ulatus järve idakallas turvastuva alani ning järve jõudis ka huumusaineid sisaldavat vett, siis järve veetaseme langusega eemaldus järve veepeegel turvastuvast alast ning kergesti oksüdeeruvat orgaanilist ainet sisaldava vee sissevool lõpes. Ka 21. sajandi alguses oli järve veetase 2018. aastast kõrgemal, mistõttu oli võimalik

tänapäevast suurema koguse huumusainete jõudmine järve. Kuna viimase 17 aastaga on kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine osakaal kogu orgaanilisest ainest langenud 30–40%-lt 10–15%-ni, siis on see samuti märk järvesisese produktsiooni osatähtsuse tõusust.

Vesi oli 2018. aastal **neutraalne kuni nõrgalt happeline** (joonis 4.1.19). pH oli vahemikus 5,9 (juulis järve põhjas)–7,3 (juulis järve pinnal), kolme limnoloogilise kihi keskmisena 6,4. Igal mõõtmiskorral oli pH pindmises kihis üle 7 ja langes põhjas 6 lähedale. Aastal 2006. oli järve vesi aluseline, pindmises kihis mais ja juulis lausa 8,4–8,5. Ka siis pH sügavuse suurenedes vähenes, kuid oli järve põhjas ikkagi 7,3. 2001. aastal oli vesi mõnevõrra neutraalsem, pinnal 7,5–7,8, põhjas 6,5–6,9, kuid siiski aluselisem kui 2018. aastal. Ka varem on järve vesi olnud nõrgalt kuni tugevalt aluseline, 1981. aasta suvel oli pH pinnakihis 7,3, 1985. ja

1986. aasta juulikuude keskmisena oli pH 7,6, 1957–1959 oli pH 7,0–8,6 ning 1937. aasta augustis pH 7,7. Seega on järv muutunud viimastel aastatel happelisemaks, mis tähendab pehme ja selgeveeliste järvede puhul muutumist tüübiomasemaks.

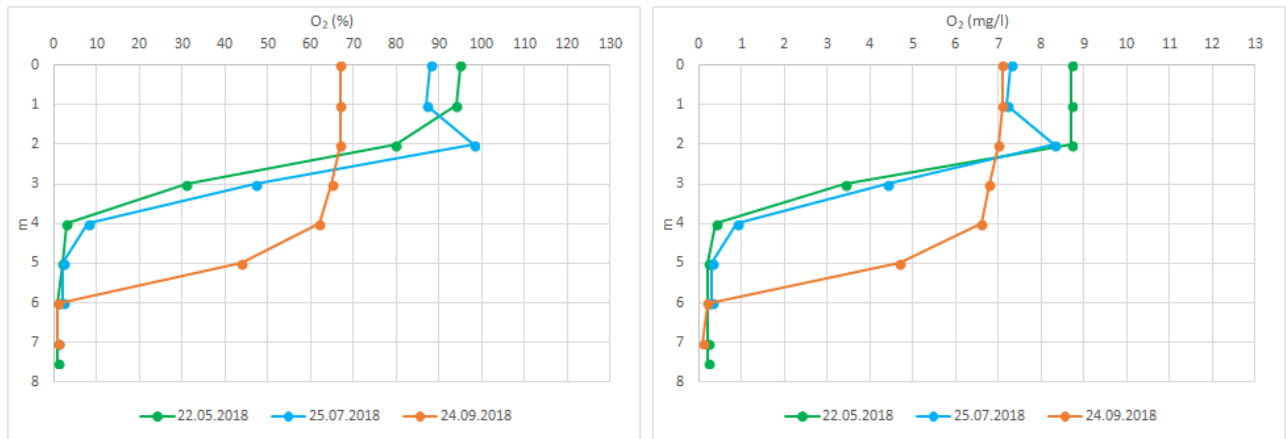
Järv oli mais ja juulis **termiliselt** tugevalt kihistunud, temperatuurierinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli mais 14,3 °C ja juulis 18,5 °C (joonis 4.1.19). Septembris oli temperatuurierinevus oluliselt väiksem, vaid 6,2 °C.



Joonis 4.1.19. pH (vasakul) ja veetemperatuuri (paremal) vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mais ja juulis asus temperatuuri hüppekiht 3 m sügavusel, septembris 5–6 m sügavusel. Ka 1981. aasta juulis oli järv termiliselt tugevalt kihistunud, pinna- ja põhjakihi temperatuurierinevus oli 10,6 °C. Samas juunis 1958 ei olnud vesi termiliselt oluliselt kihistunud, siis oli pinna- ja põhjakihi temperatuurierinevus vaid 3,8 °C.

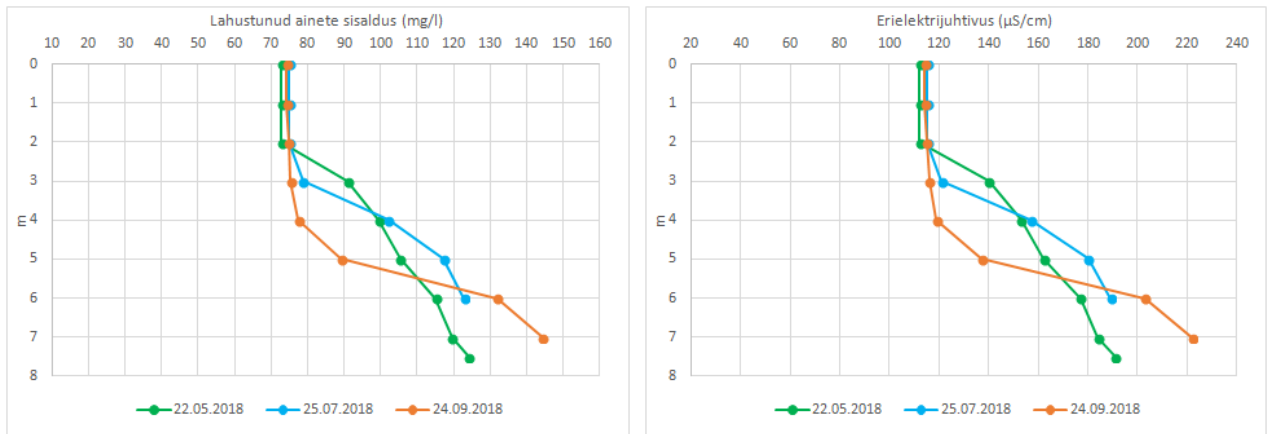
Hapnikuolud järves olid väga halvad (joonis 4.1.20). Pinnakiht oli mais ja juulis **hapnikuga** kergelt alaküllastunud ( $O_2$  88–95%), septembris mõõdukalt alaküllastunud ( $O_2$  67%). Metalimnion oli kõigil kuudel hapnikuga tugevalt alaküllastunud, olles mais 31% ja septembris 53%. Põhjakiht oli kõigil kuudel peaaegu anaeroobne ( $O_2$  1–2%). Mais ja juulis langes hapniku küllastusaste alla 10% alates neljandast meetrist, septembris alates kuuendast meetrist. Halvad olid hapnikuolud ka 2006. ja 2001. aastal, kuid erinevalt 2018. aastast oli 2006. aastal kõigil kolmel mõõtmiskorral ning 2001. aastal ühel kahest mõõtmiskorral järve pinnakiht hapnikuga üleküllastunud (111–139%), kuid põhjakihis hapnik samuti puudus või oli seda väga vähe (0–6%). 2001. aasta hapnikuolud olid 2018. aastast halvemadki, kuna siis oli ka hüppekihis – 3m sügavusel – hapniku küllastusaste vaid 22–39%. 2018. aastal jäi 3 m sügavusel küllastusaste 31 ja 65% vahele. 1985. ja 1986. aasta suvekuudel oli järve põhjakihis hapnikku küll vähe – 1,6 mg/l, kuid küllastusastmena väljendades ei saanud see olla vähem kui 10%. Samas 1981. aasta juulis oli hapniku küllastusaste põhjas madalam, vaid 5%. 1958. aastal oli põhja lähedal hapnikku palju – 9,9 mg/l, see on rohkem kui 2018. aastal ühelgi mõõtmiskorral üheski sügavuses.



Joonis 4.1.20. Hapniku küllastusprotsendi (vasakul) ja hapnikusisalduse (paremal) vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Vee **aluselisus** oli madal kuni keskmine. Pinna- ja hüppekihis oli see madal (0,70–1,25 mg-ekv/l), põhjas keskmine (1,8–2,0 mg-ekv/l). 2006. aastal oli aluselisus 2018. aastale sarnane, olles pinna- ja hüppekihis 0,9–1,1 mg-ekv/l ning põhjakihis 1,4–2,0 mg-ekv/l. Samas 2001. aastal olid aluselisuse näitajad madalamad: pinna- ja hüppekihis 0,65–0,80 mg-ekv/l ning põhjakihis 1,45–1,65 mg-ekv/l. Aja jooksul on järve aluselisus mõningate fluktuatsioonidega kasvanud 1937. ja 1958. oli see järve pinnakihis väga madal 0,3–0,4 mg-ekv/l, kuid 1981. aasta juuliks oli see tõusnud veesamba keskmisena 0,7 mg-ekv/l-ni, 1987. aasta juulis oli taas langenud 0,35 mg-ekv/l, kuid 1995. aastaks uuesti tõusnud 0,9 mg-ekv/l-ni. **Sulfaate** leiti mais pinnakihist vähe, 9 mg/l ning põhjast veelgi vähem, 2 mg/l. Täpselt samad kogused saadi ka 2006. aastal. Siis selgitati sulfaatide sisalduse vähenemist põhjas nende redutseerumisega anaeroobses keskkonnas (Ott 2006). 2001. aastal leiti pinna- ja hüppekihist sulfaate 8–10 mg/l, kuid põhjakihist neid siis ei määratud. Kui 1937. aastal saadi järve pinnakihi sulfaatide sisalduseks 2 mg/l, siis 1957. aastal juba 13 mg/l, ning 1987. aasta juulis 31 mg/l. **Kloriide** leiti 2018. aasta mais vähe, 1,6–2,1 mg/l. Järve kloriidisisaldus on püsinud väike, olles 2006. ja 2001. aastal 2,0–3,0 mg/l ning aastatel 1983–1986 1,4–2,3 mg/l. **Kaltsiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 15 mg/l, põhjakihis 24 mg/l. Pinnakihi kaltsiumisisaldus on sarnane 2001. aastale, mil see oli 13 mg/l. Põhjakihis oli siis kaltsiumisisaldus 2018. aastast väiksem – 17 mg/l. Varem on järve vee kaltsiumisisaldus olnud väiksem 1986.–1987. aasta suvekuude keskmisena oli see järve pinnakihis 5 mg/l ning 1937. aasta augustis 8 mg/l. **Magneesiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 4,2 mg/l, põhjakihis 5,7 mg/l. 2001. aastal saadi väiksemad väärtused – pinnakihis 2,4–2,6 mg/l, põhjas 3,6 mg/l. Sarnaselt kaltsiumisisaldusele, on ka magneesiumisisaldus olnud järves varem oluliselt väiksem – 1986.–1987. aasta suvekuude keskmisena järve pinnakihis 1,7 mg/l ning 1937. aasta augustis 0,7 mg/l. **Lahustunud ainete üldsisaldus** oli pinnakihis väike 73–75 mg/l ning kasvas sügavuse suurenedes (joonis 4.1.21). Põhjakihis oli see keskmine 123–144 mg/l. Keskmine lahustunud ainete sisaldus oli suurem kui teistes uuritud järvedes. Sarnased vahemikud registreeriti 2006. aastal – ülemistes veekihtides 71–89 mg/l ning põhjas 96–139 mg/l. Sarnane kihistus oli olemas ka 2001. aastal, kuid kontsentratsioonid olid väiksemad – pinna- ja hüppekihis 56–62 mg/l ning põhjas 82–97 mg/l. 1950ndatel oli sisalduseks 50 mg/l ning nenditi, et sügavuse suurenedes mineraalainete sisaldus veidi vähenes. 1937. aastal oli mineraalainete sisaldus järve pinnakihis aga väga väike, kõigest 18 mg/l. Samas oli Martiska ka siis kõigest käesolevas uuringus käsitletud järvedest kõige mineraalainerikkam ning kõige kõrgema aluselisusega.



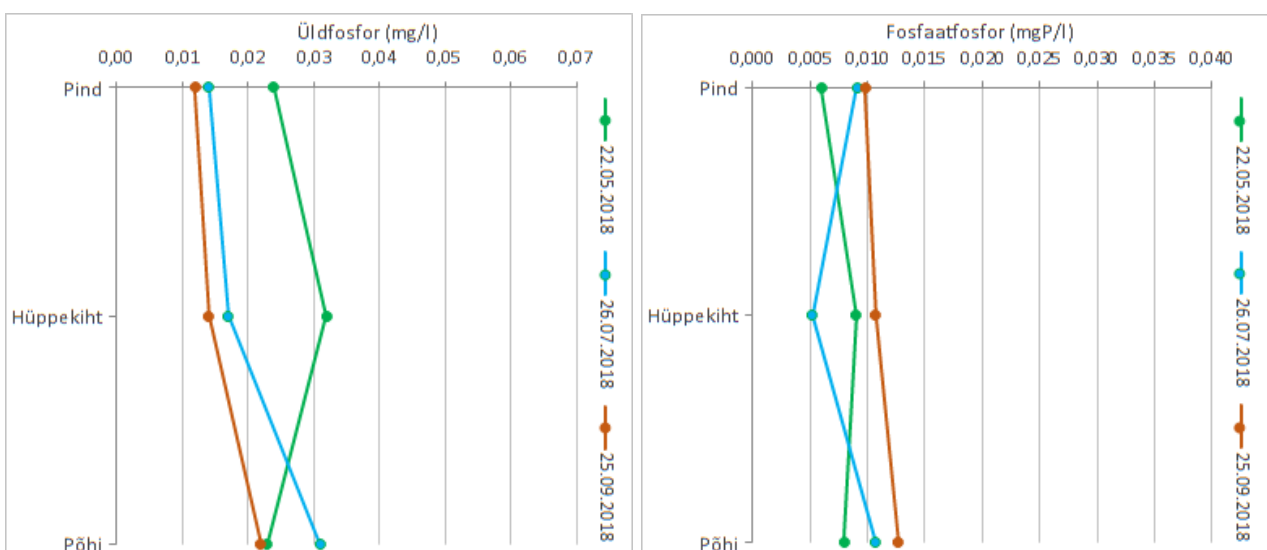


Joonis 4.1.21. Lahustunud ainete sisalduse (vasakul) ja erielektrijuhtivuse (paremal) vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mineraalainete kihistatuse tõttu suurenes ka järve vee **erielektrijuhtivus** pinnalt sügavuse suunas (joonis 4.1.21). Kui pinnakihis oli see üsna madal 112–115 µS/cm, siis põhjakihis keskmine 191–222 µS/cm. Sarnane oli see ka 2006. aastal – pinnakihis 110–112 µS/cm ja põhjakihis 147–214 µS/cm.

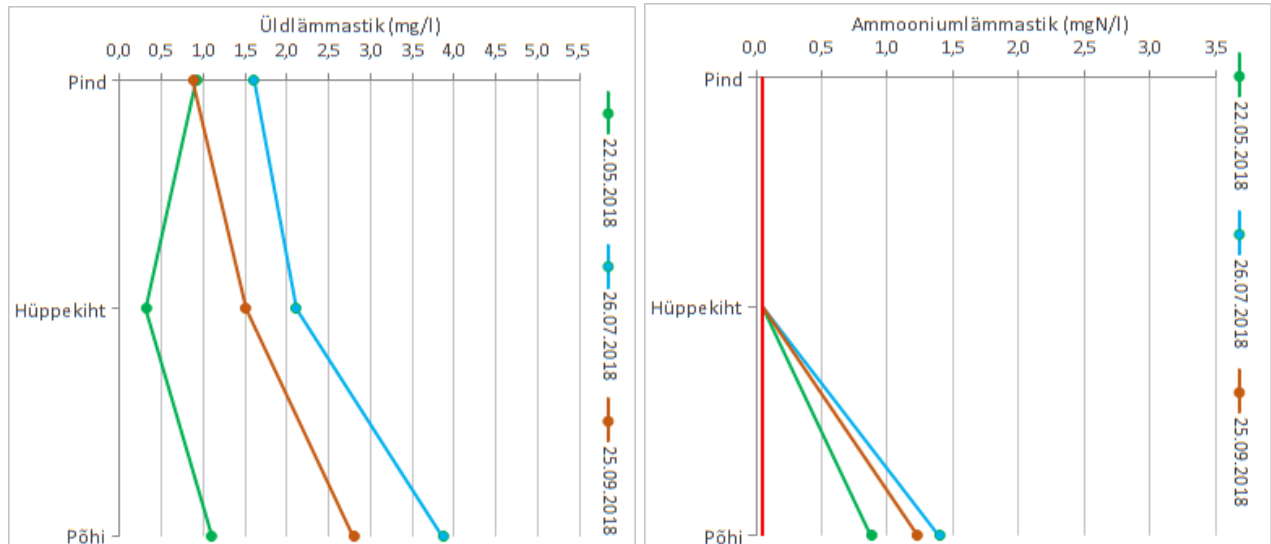
Fosforiühendite sisaldus oli väike kuni keskmine (joonis 4.1.22). **Üldfosforit** oli veemassis 0,012–0,032 mg/l, keskmiselt 0,021 mg/l (mesotroofne tase). Mais oli fosforisisaldus pinna- ja põhjakihis sarnane ning mõnevõrra suurem hüppekihis. Juulis ja septembris suurenes fosforisisaldus pinnalt põhja suunas ning oli keskmiselt kõige väiksem septembris, vaid vahemikus 0,012–0,022 mg/l. Üldfosfori sisaldus oli 2006. aastal sarnane 0,013–0,031 mg/l, kuid 2001. aastal mõnevõrra suurem: pinnal- ja hüppekihis 0,019–0,023 mg/l ning põhjas 0,028–0,04 mg/l. 1987. aasta juulis leiti järve pinnakihis kõigest 0,009 mg/l üldfosforit.

**Fosfaatioonidena** oli järves 2018. aastal fosforit vähe kuni keskmiselt 0,005 mgP/l–0,013 mgP/l ning olulist kihistust sellel ei esinenud (joonis 4.1.22). Fosfaatfosfori osakaal üldfosforist suurenes maist septembrini (v.a. järve põhjakihis juulis), mis on selgitatav orgaanilist fosforit sisaldavate ühendite lagunemise ja fosfaadi vabanemisega vegetatsiooniperioodi jooksul. 2006. aastal oli fosfaatfosfori kontsentratsioon äärmiselt väike, 0–0,002 mgP/l, samuti 2001. aastal, 0,001–0,005 mgP/l. Väga väike oli järve fosfaatfosfori sisaldus ka 1937. aasta augustis, 0,004 mg P/l. Seega on Martiska järves üldfosfori sisaldus püsinud viimastel kümnenditel stabiilne või isegi vähenenud, kui võrrelda 2001. aastaga, kuid viimase 12 aastaga on kasvanud fosfaadina järves leiduva fosfori sisaldus.



Joonis 4.1.22. Üldfosfori (vasakul) ja fosfaatfosfori (paremal) vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Üldlämmastiku** sisaldus oli mais pinnal ja põhjas suur 0,92–1,10 mg/l (eutroofne tase) ja hüppekihis väike 0,32 mg/l, kuid juulis ja septembris oli see kasvanud kogu veesambas suureks kuni väga suureks 0,88 mg/l–3,9 mg/l, keskmine üldlämmastiku kontsentratsioon uuringuperioodi kohta oli 1,7 mg/l (hüpertroofne tase) (joonis 4.1.23). Juulis ja septembris kasvas üldlämmastiku sisaldus pinnalt põhja suunas. Kogu uuringuperioodi jooksul varieerus pinnakihis üldlämmastiku sisaldus 0,92–1,6 mg/l, hüppekihis 0,32–2,1 mg/l ning põhjas 1,1–3,9 mg/l. Sedavõrd suuri üldlämmastiku sisaldusi pole järves kunagi varem mõõdetud. 2006. ja 2001. aastal oli pinna- ja hüppekihis lämmastikku 0,22–0,46 mg/l, põhjakihis 0,90–1,60 mg/l. 1987. aasta juulis oli järve pinnakihis üldlämmastikku küll rohkem kui 2006. ja 2001. aastal, kuid ligilähedaseltki mitte 2018. aastaga võrreldavas koguses – 0,6 mg/l (mesotroofne tase).



Joonis 4.1.23. Üldlämmastiku (vasakul) ja ammooniumlämmastiku (paremal) vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Stabiilseid mineraalseid lämmastikuühendeid (ammoonium- ja nitraatlämmastikku) järve pinna- ja hüppekihis 2018. aastal nimetamisväärtetes kogustes ei leitud, põhjakihis oli aga **ammooniumlämmastiku** sisaldus kõigil mõõtmiskordadel suur 0,88–1,20 mgN/l (joonis 4.1.23). Mais moodustas see põhjakihis 80% kogu lämmastikust. Ammooniumlämmastiku puhul hinnatakse suureks sisaldust juba alates 0,02 mgN/l ning üle 0,1 mgN/l väga suureks (Ott, 2016). Põhjakihi ammooniumlämmastiku sisaldus oli võrreldav 2006. ja 2001. aastaga, mil seda tuvastati maksimaalselt vastavalt 1,00 mgN/l ja 1,50 mgN/l. 1989. aasta veebruaris leiti järve pinnakihist suhteliselt suur ammooniumlämmastiku sisaldus 0,16 mgN/l ning juunis 0,07 mgN/l.

Põhjakihis oli 2018. aasta septembris ka keskmiselt **nitraatlämmastikku**, 0,11 mgN/l. Siis moodustas see koos ammooniumlämmastikuga peaaegu poole kogu järve põhjakihi lämmastikusisaldusest. Ülejäänud kuudel ja proovides nitraatlämmastikku üle määramispiiri ei tuvastatud. Seega valdavalt on järve väga suur üldlämmastiku kogus orgaanilise lämmastiku või vähese hapnikusisalduse tingimustes võimalik et ka nitritite kujul. Nitraatlämmastikku oli ka 2006. ja 2001. aastal ning 1989. aasta juunis kõigis proovides alla 0,1 mgN/l, samas 1989. aasta veebruaris 0,16 mgN/l.

Erinevalt ülejäänud uuritud järvedest olid Martiska järve mineraalsete lämmastikuühendite sisaldused pinna- ja hüppekihis ka suvel väikesed tõenäoliselt seetõttu, et tegemist on teistest oluliselt taimestikurikkama järvega ning orgaanilise lämmastiku lagunemisel tekkinud ammooniumlämmastik omastati taimede poolt kohe, ilma et see oleks saanud järves akumuliseeruda ega nitraadiks nitrifitseeruda. Järve põhjakihis on aga lämmastikutarbijaid vähem ja seal esineb ka tugev hapnikupuudus, mistõttu sinna kogunenud lämmastikuühendid püsivad seal ammooniumlämmastiku kujul.

Martiska järve vee seisund oli pH (6,5) järgi väga hea, läbipaistvuse (3,1 m) järgi hea, üldfosfori sisalduse (0,021 mg/l) järgi kesine ja üldlämmastiku (1,7 mg/l) järgi väga halb (tabel 4.1.9). Järve hüdrokeemiline koondseisund oli kesine. Seisundihinnangut mõjutavatest näitajatest oli eelmiste seirekordadega võrreldes

järves paranenud pH tase, läbipaistvus oli endiselt hea, üldfosfori järgi oli seisund kõikunud kõigil kolmel korral kesise ja hea piiril, kuid oluliselt oli halvenenud seisund üldlämmastiku järgi.

Tabel 4.1.9. Martiska järve füüsikalise-keemilised seisundinäitajad ja orgaanilise aine sisalduse näitajad 1950 - 2018

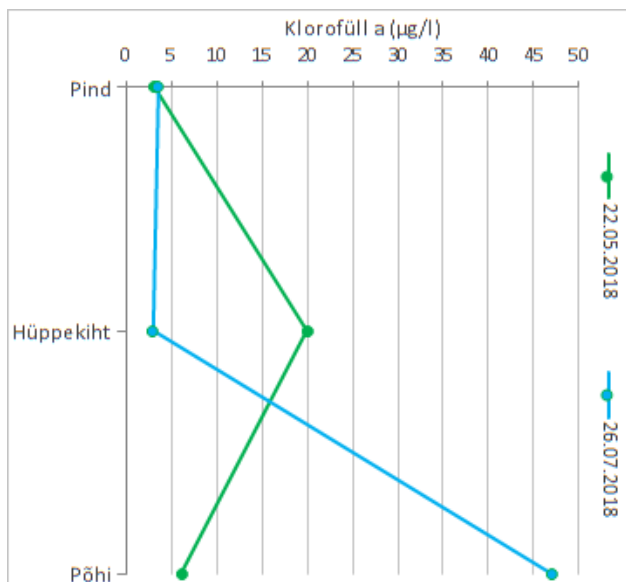
	pH	Läbipaistvus (m)	Üldfosfor (mg/l)	Üldlämmastik (mg/l)	Koondseisund	KHT <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	KHT <sub>Mn</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Kollane aine (mg/l)
2018	6,4	3,1	0,021	1,7	kesine	24	3,2	4,7
2006	8,0	3,6	0,018	0,60	hea	19	6,4	3,7
2001	7,1	2,5	0,025	0,68	kesine	25	9,7	2,7
1980ndad <sup>1</sup>	7,6	2,0	0,009	0,6	kesine	37	-	-
1950ndad <sup>2</sup>	7,4	5,1	-	-	-	10	-	-

<sup>1</sup>1980ndatel on Püld, Nüld ja Lp puhul kasutatud ühe 1987. aasta juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Mäemets et al. 1989) ning pH ja KHT<sub>Cr</sub> puhul 1985. ja 1986. aasta suvekuude keskmisi (Ott et al. 1987).

<sup>2</sup>1950ndate puhul on kasutatud olemasolevate andmete keskmisi.

#### 4.1.2.2. Fütoplankton

Martiska järve keskmine veesamba klorofüll a sisaldus oli keskmine – 13,8 µg/l, pinnakihis aga väike – 3,4 µg/l. Veesambas varieerus klorofüll a sisaldus oluliselt nii mais kui juulis (joonis 4.1.24). Mais oli pinna- ja põhjakihi klorofüll a sisaldus väike (<7 µg/l), kuid hüppekihis keskmine (20 µg/l). Juulis aga oli klorofüll a sisaldus väike pinna- ja hüppekihis (<5 µg/l), kuid põhjakihis väga suur (47 µg/l). 2006. aastal oli klorofüll a sisaldus väike nii veesambas keskmiselt kui ka ainult pinnakihis. Siis tuvastati >10 µg/l klorofüll a sisaldusi vaid mais ja juulis põhjakihis (vastavalt 19 ja 21 µg/l). 2001. aastal oli järve keskmine klorofüll a sisaldus 2006. aastast kõrgem ja 2018. aastast madalam (tabel 4.1.10), kõige kõrgem tollal mõõdetud klorofüll a sisaldus saadi mais hüppekihis ning see oli 14 µg/l. Siis hinnati sellised klorofüll a sisaldused Martiska tüüpi järve kohta väga kõrgeteks (Ott 2001). 1987. aastal saadi järve pinnakihi klorofüll a sisalduseks 3,3 µg/l ning 1981. aastal kogu veesamba keskmiseks sisalduseks kõigest 5,5 µg/l (tabel 4.1.10).



Joonis 4.1.24. Klorofüll a vertikaalne jaotus Martiska järves 2018. aasta mais ja juulis.

Martiska järve biomassi oli kogu vegetatsiooni perioodil väike (keskmiselt 1 g/m<sup>3</sup>). Liikide arv pole samuti väga suur olnud ei varasemates uuringutes ega ka 2018. aastal tehtud uuringute põhjal. 2018. aastal võetud erinevates loendusproovides jäi see 4 ja 20 vahele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal kuni keskmine (3,7). Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.10.

Järves domineerivad kold- ja vaguviburvetikad ja ka ränivetikad ning põhjakihtides ka sinivetikad. Varasemalt kirjeldatud neelvetikaid nüüd ei täheldatud. Arvukuse osas domineerisid mais ja juulis pinnal ja hüppekihis rohevetikad (*Scenedesmus* sp.) ning esindatud olid ka koldvetikad (*Dinobryon* sp., *Uroglena* sp.)

ja põhjas sinivetikad (*Limnothrix* sp. ja *Merismopedia* sp.). Kirjeldati ka ränivetikaid (*Cyclotella* sp. ja *Cymbella* sp.) Septembri registreeriti kõrgema arvukusega koldvetikaid (*Dinobryon* sp.).

Viimased andmed Martiska fütoplanktoni näitajate kohta pärinevad 2006. aastast ning mõned uuringud on tehtud ka varasematel aegadel. Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.10. Viimase, 2006. aasta seire raames, oli järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel olnud hea ning ka 2018. aastal jääb see heaks.

Tabel 4.1.10. Martiska järve fütoplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 3 (klorofüll) ja Lisas 4

	Veesamba Chl a (mg/l)	Pinnakihi Chl a (mg/l)	FKI	Kooslus	Pielou ühetaolisuse indeks	Koondseisund	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Liike proovis
2018	13,8	3,4	3,7	hea	0,59	hea	1	17
2006	8,3	3,9	2,5	hea	-	hea	1,5	27
2001	10,7	7,7	3,3	hea	-	hea	0,9	15
1995 <sup>1</sup>	7,3	5,1	2,1	-	-	-	0,8	24
1987 <sup>2</sup>	-	3,3	3	-	-	-	1,3	27
1981 <sup>3</sup>	5,5	-	0,6	-	-	-	1,2	8
1957 <sup>1</sup>	-	-	1,5	-	-	-	-	10

<sup>1</sup>Ott (2006) ja Ideon & Pöder (1996); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1989); <sup>3</sup>Ott et al. (1987) ja Ott (2006)

#### 4.1.2.3. Zooplankton

Martiska juulikuise veeproovist määrati 12 zooplanktoni taksonit. Zooplanktoni arvukus oli suvel järves kõrge, biomass keskmine (vastavalt  $210 \cdot 10^3$  is./m<sup>3</sup> ja 1,5 g/m<sup>3</sup>). Septembris määrati 9 zooplanktoni taksonit ning zooplanktoni arvukus oli kõrge ja biomass madal (vastavalt  $202 \cdot 10^3$  is./m<sup>3</sup> ja 0,9 g/m<sup>3</sup>).

Suvistes proovides olid nii aerjalalised, vesikirbulised kui keriloomad esindatud arvukuselt enam-vähem võrdselt. Sügisel aga oli teistest rühmadest mõnevõrra rohkem keriloomi – 45% (3 taksonit) (tabel 4.1.11). Aerjalaliste fauna oli esindatud kolme Eesti väikejärvedes esineva liigiga - *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides* ja perekond *Cyclops* esindajaga. Aerjalaliste arvukuses oli suurim osa vähikvastsetel (juulis 78% rühma arvukusest). Keriloomade hulgas esinesid arvukamalt *Keratella cochlearis* ja *Asplanchna priodonta*. Vesikirbuliste faunas määrati viis taksonit: *Bosmina longirostris*, *B. longispina*, *Daphnia* sp., *Ceriodaphnia* sp. ja *Diaphanosoma brachyurum*. Arvukaimalt oli *Daphnia* sp. (78% rühma arvukusest juulis ja 57% septembris).

Biomassilt domineerisid keriloomad, keda esines nii suvistes kui ka sügisestest proovides üle 80% kogu kogu zooplanktoni biomassist (tabel 4.1.11), suurima biomassiga oli *Asplanchna priodonta*.

Oligo-mesotroofsuse indikaatorliikidest tuvastati *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* ja *Kellicottia longispina* (juulis) meso-eutroofsuse indikaatorliikidest *Bosmina longirostris* ja *Filinia* sp. (juulis) Liigini määratud indikaatorliikide alusel arvutatud eutroofsuse indeksi järgi oli järv mesotroofsuses seisundis, oligotroofsuse indeksi järgi juulis mesotroofsuse ja eutroofsuse piiril ning septembris mesotroofsuse.

Eesti Maaülikooli Limnoloogiakeskus on Martiska järve zooplanktonit uurinud aastatel 1957–1987 11 korda (Mäemets et al. 1987a; Ott et al. 1995) ning 2006. aastal väikejärvede seire raames (Ott 2006). Kui 1962. aastal leiti viimati oligotroofsuse tingimusi näitavat *Holopedium-Daphnia cristata* kooslust, siis 1980. aastaks oli *Holopedium* kadunud ning asendunud mõnevõrra kõrgemat troofsust näitava *Heterocope appendiculata-Daphnia cristata* kooslusega (Mäemets et al. 1987b). Pärast 1985. aastat kadus ka *Heterocope appendiculata* ning 1987. aastal ilmus planktonisse meso-eutroofsuse indikaatorliik *Daphnia cucullata* (Ott et al. 1995). Eutroofsuse indeksi järgi kõikus järve troofsustase 1957–1987 oligo- ja mesotroofia piires (tabel 4.1.11).

2006. aastal hinnati Martiska järv zooplanktoni järgi tugevalt eutroofsuseks veekogu (Ott 2006). Liigiline koosseis oli 2018. aastaga võrreldes mõnevõrra erinev. 2006. aastal registreeritud indikaatorliikidest ei leitud 2018. aastal enam OM-liiki *Eudiaptomus gracilis*. Selle eest leiti vähesel määral OM-liikide indikatiivsuse skaala lõpus olevat kerilooma *Kellicottia longispina*. ME-liikide seas muutusi toimunud

polnud. Kui 2006. aastal ei tuvastatud perekonda *Daphnia* kuuluvaid liike, siis 2018. aastal see perekond vesikirbuliste hulgas domineeris. Paraku ei õnnestunud nende liigini määramine, mistõttu ei ole teada, kas tegemist võis olla pigem OM või ME liigi/liikidega. Kui 2006. aastal keriloomade arvukuses ühtegi domineerivat taksonit ei olnud, siis 2018. aastal oli *Keratella cochlearis* selgelt domineeriv.

Üldjoontes on 2006. aastaga võrreldes toimunud nii negatiivseid kui positiivseid muutuseid. Positiivse poole pealt on vähenenud zooplanktoni arvukus ja suurenenud biomass (tabel 4.1.11), mistõttu on kordades suurenenud plankterite keskmine mass. Oluliselt on vähenenud ka keriloomade osakaal arvukuses, kuigi septembris need siiski domineerisid. Samas negatiivsema suundumusena on oluliselt suurenenud keriloomade osakaal zooplanktoni biomassis. Seda küll peamiselt teistest keriloomade taksonitest tunduvalt suuremõõtmelisema *Asplanchna priodonta* tõttu. Samuti esineb nii vesikirbuliste kui keriloomade hulgas selgelt domineeriv takson. OM-liikidega toimunud muutused saab ka kanda pigem negatiivsete arengute poole. Kokkuvõttes võib Martiska zooplanktoni seisundi lugeda 2006. aastaga võrreldes mõnevõrra paremaks. 2006. aastal hinnati Martiska järve seisund zooplanktoni järgi vaatamata tugevale eutroofsusele siiski heaks (Ott 2006). Arvestades aga eelkõige zooplanktoni liigilise koosseisu tugevat vaesumist 1980ndatega võrreldes ning teisi loetletud ebasoodsa seisundi indikaatoreid, tuleb järve seisund zooplanktoni järgi hinnata 2018. aastal siiski napilt **kesiseks**.

Tabel 4.1.11. Martiska järve zooplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 4

	Taksonite arv (sh. koorikloomi)	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Cop %A	Clad %A	Rot %A	Cop %BM	Clad %BM	Rot %BM	ZE	ZO	Keskmine mass (g)
2018.09	9 (6)	202	0,9	24	31	45	1,2	14,4	84,4	0,3	1,9	0,004
2018.07	12 (8)	210	1,5	39	36	25	1,5	10,5	88,0	0,4	1,5	0,007
2006.07	- (7)	520	0,4	-	-	75	-	-	19	-	-	0,0008
2006.05	- (7)	1291	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0003
1987.07 <sup>1</sup>	-	434	0,6	-	-	-	-	-	-	0,4	-	0,001
1986.07 <sup>2</sup>	-	132	2,5	16	74	10	-	-	-	0,2	-	0,019
1985.07 <sup>2</sup>	-	55	1,7	57	34	9	-	-	-	0,1	-	0,031
1981.07 <sup>2</sup>	-	58	0,4	28	5	67	-	-	-	0,5	-	0,007
1980.07	-	20	0,1	4	32	64	-	-	-	0,5	-	0,005
1962.08	-	209	5,5	53	24	23	-	-	-	0,2	-	0,026
1961.07	-	103	0,7	6	44	50	-	-	-	0,6	-	0,007
1961.06	-	130	1,6	13	73	14	-	-	-	0,7	-	0,012
1959.08	-	186	5,2	19	61	20	-	-	-	0,2	-	0,028
1958.06	-	163	0,9	0,5	1	995	-	-	-	0,5	-	0,006
1957.08 <sup>2</sup>	-	105	0,6	3	31	66	-	-	-	0,1	-	0,006

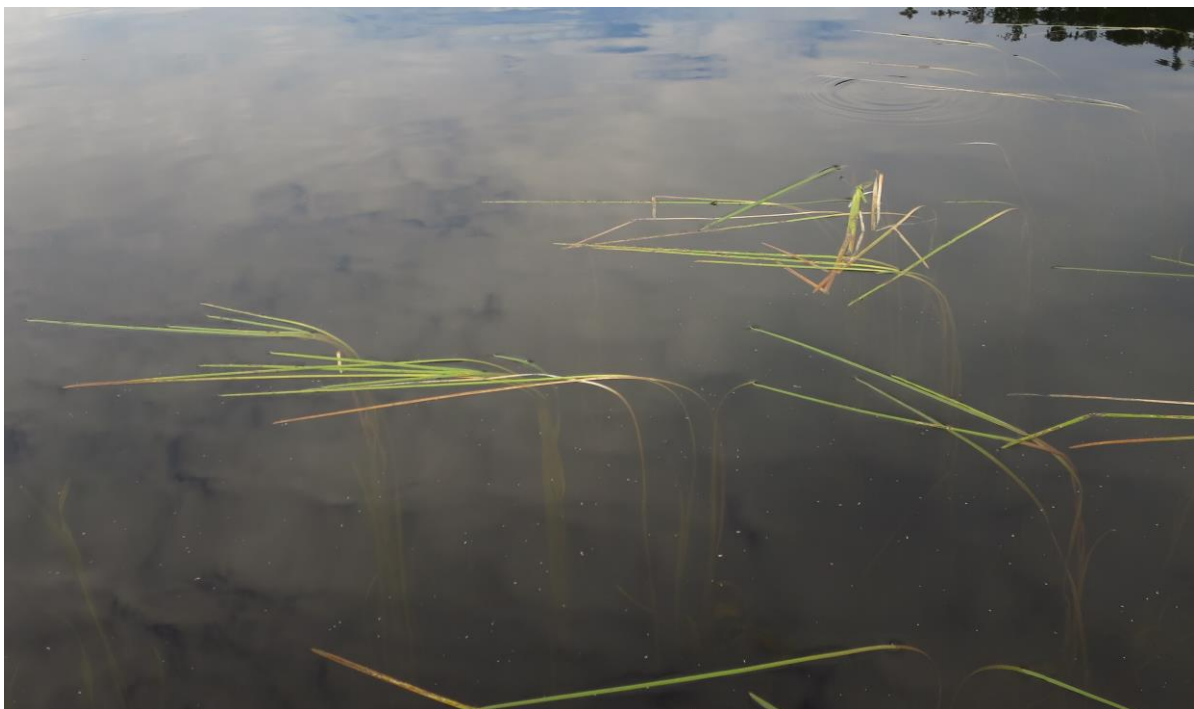
<sup>1</sup>Mäemets et al. (1989); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1987a)

#### 4.1.2.4. Suurtaimed

Martiska järve iseloomustab kaldaveetaimestiku liigirohkus ja ujulehtedega taimede ohtrus, mis on eriti ilmekas järve lõunaosas, kus suurem osa järvest on taimedega kaetud. Kohati esines niitvetikaid. Liiginimekiri on esitatud Lisas 5.

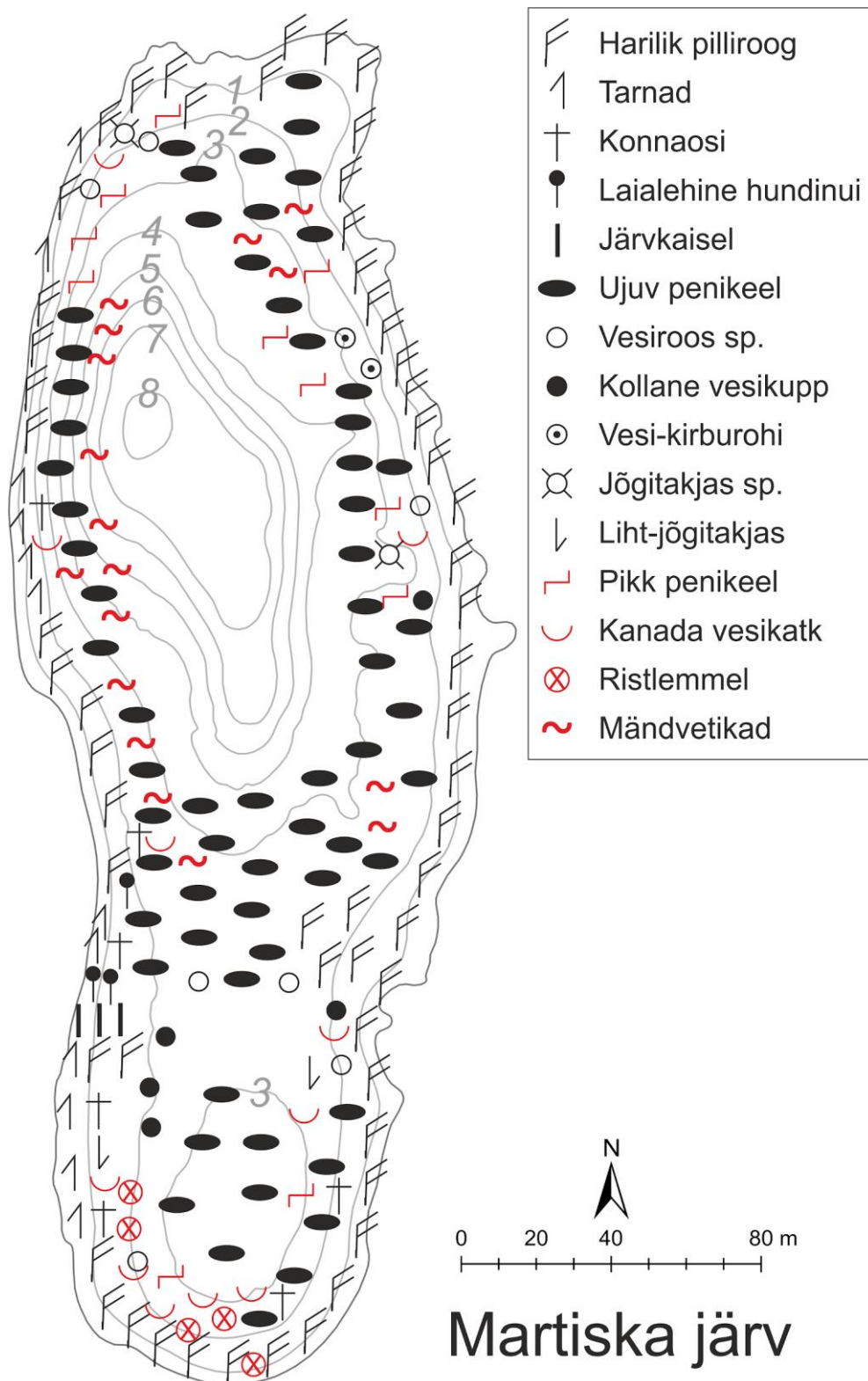
- Kaldaveetaimed: 27 liiki. Dominandid: harilik pilliroog, kuid leidub ka ohtralt tarnasid
- Ujulehtedega ja ujutaimed: 7 liiki. Dominandid: ujuv penikeel
- Veesisesed taimed: 4 liiki. Dominandid: mändvetikad, kanada vesikatku ja pikk penikeel

Järve taimeistiku on varem uuritud aastatel 1935–1936, 1958–1959, 1968, 1976, 1980, 1981, 1985, 2001, 2003 ja 2006. Alates 1935. aastast on järve taimeistikus toimunud suured muutused. Algselt vesilobeeliat ja järv-lahnarohu sisaldanud järve minetas tugevalt oma ilmet alates 1970ndatest aastatest, mil esmalt eelnimetatud liikide ohtrus vähenes, päädides liikide kadumisega 1980ndatel aastatel. Paralleelselt suurenes pilliroo osakaal, hakkasid vohama kanada vesikatku ning pikk- ja ujuv penikeel ja järvepõhja kattis rohke mändvetikate matt. Uue aastatuhande alguses oli suurenenud pilliroovöönd, levis ohtralt tarnasid, oli hakanud levima konnaosi (ohtrus 3) ja suurenenud oli kanada vesikatku ohtrus (3). Samas mändvetikate osakaal oli tugevalt kukkunud. Järgneva 12 aasta muutustest (2018. seire) võib peamisena välja tuua mändvetikate ohtruse taastumist (ohtrus 4, leviku sügavuspiir 3,2 m) ja kaldavee ning ujulehtedega taimeistiku biomassi märgatavat tõusu – laienuvad on pilliroovöönd ning vohama on hakanud ujuv penikeel (eriti järve madalamas lõunaosas). 2018. aastal leiti järvest ka esmakordselt niitrohevetikaid, kuigi väga vähesel määral (ohtrus 1). Lisaks leiti 2018. aastal järvest põhja- ja idakalda lähedalt vähesel määral kitsaste ujulehtedega jõgitakjat, mida õisikute puudumise tõttu polnud võimalik liigini määrata (joonis 4.1.25). Varasematest uuringutest on teada, et lamedalehine jõgitakjas esines järves viimati 1976. aastal. Hilisemates uuringutes pole jõgitakjaid järves liigini eristatud ning on mainitud, et lamedalehine jõgitakjas on hübriidiseerunud (Ott et al. 1996). 2001. ja 2006. aasta uuringutes ei leitud jõgitakjaid järvest aga üldse. Seega on kitsaste ujulehtedega jõgitakja populatsioon järves taastunud ning on võimalik, et tegemist on kaitsealuse lamedalehise jõgitakjaga. Järvest leitud vesiroosid omasid kohati valge, kohati väikese ning sageli ka mõlema vesiroosi tunnuseid, mistõttu taimkattekaardil neid liigini ei eristatud (joonis 4.1.26).



Joonis 4.1.25. Kitsaste lehtedega jõgitakjad Martiska järves (Foto: Marko Vainu).

Viimase paari aastakümne jooksul on järve ökoloogiline seisund vastavalt suurtaimeistikule püsinud stabiilsena kesises seisus (tabel 4.1.12). Puudub lahnarohu-lobeelia kooslus, domineerivad ujulehtedega ja veesisene taimeistik ja järves leidub ohtralt kanada vesikatku ning pikka penikeelt.



Joonis 4.1.26. Martiska järve taimestik 2018. aasta juulis.

Tabel 4.1.12. Martiska järve taimestiku seisundinäitajad 2001–2018 (2001, 2006 – Väikejärvede seire; 2003 – H. Mäemets käsikirjalised andmed)

	Sammalde levikusüg. (m)	Kooslus	Lahn-lob ohtrus	Vesik-penik ohtrus	Niitrohevetikad	Koondseisund
2018	-	ULT ja VST	0	3	1	kesine
2006	-	ULT ja VST	0	2	-	kesine
2003	-	ULT ja VST	0	3	-	kesine
2001	-	ULT ja VST	0	3	-	kesine

#### 4.1.2.5. Hüdromorfoloogia

Järve hüdromorfoloogiline koondseisund oli hea (joonis 4.1.27–4.1.31, tabel 4.1.13). Kaldavööndi ja litoraali seisund proovipunktis 1 oli kesine, kuna proovipunktis asub rand, mistõttu on kaldavööndis looduslikku taimestikku vähe ning ka litoraalis puuduvad elupaiku rikastavad elemendid.



Joonis 4.1.27. Martiska järve hüdromorfoloogilise seisundi määramise proovipunktid

Tabel 4.1.13. Martiska järve hüdromorfoloogilise seisundi hinnangud 2018. aastal. Seireprotokollid on esitatud lisa 6

Proovipunkt	Hindepunktid				Seisundiklassid					Koondhinnang	EQR
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	Summa		
Hüdroloogia	23	23	23	23	2	2	2	2	8	2	0,7
Kaldavöönd	20	12	12	16	3	1	1	2	7	2	0,7
Kalda-ala	5	4	5	5	2	2	2	2	8	2	0,7
Litoraali	10	7	9	0	3	1	2	2	8	2	0,7
Inimmõju	33	28	29	29	2	1	2	2	7	2	0,7
										HEA	0,7





*Joonis 4.1.28. Martiska järve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P1.*



*Joonis 4.1.29. Martiska järve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P2.*



*Joonis 4.1.30. Martiska järve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P3.*



*Joonis 4.1.31. Martiska järve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P4.*

#### 4.1.2.6. Natura elupaiga seisund

Loodusdirektiivi järve-elupaikade hinnangu alusel on järve üldine looduskaitse väärtus keskmine (tabel 4.1.14). Madalad hinnangud tulenevad peamiselt järvetüübile iseloomulike liikide (lobeelia ja lahnarohi, samblad) puudumisest ja järve veetaseme jätkuvast suurest kõikumisest. Järve esinduslikkus liiva-alade vähetoitelise järvena on keskmine tänu õrnakasvuliste mändvetikate leidumisele. Võrreldes eelmise hindamisega on muutunud looduskaitse seisundi hinnangud kõigi kriteeriumite osas ning madalam on ka järve üldise looduskaitse väärtuse hinnang. Järve-elupaikade inventeerimise juhise (Mäemets 2013) järgi ei oleks aga ka varasemate hinnangute järgi järve üldine looduskaitse väärtus saanud olla kõrge, vaid sarnaselt 2018. aastale keskmine. Varasema hinnanguga võrreldes on elupaiga struktuuri hinnang 2018. aasta andmetel järve vee hea läbipaistvuse tõttu küll paranenud, kuid põhjaveehaardest tingitud madal veetase, veetaseme suured kõikumised ja puhkajate koormus on funktsioneerimise hinnangut langetanud. Põhjaveetasel langetavate tegevuste jätkumise tõttu on langenud ka taastamise võimaluste hinnang.

Tabel 4.1.14. Hinnang Martiska järvele elupaigatüübi 3110 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaar 2018	Hinnang 2001
Esinduslikkus	C	Leidub nõtket nitelli või õrna mändvetikat	C
Struktuuri säilimine	II	Vee süvine läbipaistvus 3–5 m	III
Funktsioneerimine	IV	Veetaseme ja põhjaveehaarde püsiv muutmine; telklaagrid, trampimine madalvees, erosioon	III
Taastamise võimalused	III	Veetasel ja põhjaveehaardet muutvad tegurid toimivad	II
Üldine looduskaitse väärtus	<b>C</b>		<b>B</b>

#### 4.1.2.7. Järve koondseisund ja seisundi põhjuste analüüs

Martiska järve ökoloogilist seisundit on väikejärvede seire raames hinnatud varem vaid 2006. aastal (Ott 2006), siis oli see kesine (tabel 4.1.15). 2018. aastal oli järve ökoloogiline seisund samuti kesine. Kesine koondseisundi põhjuseks oli järve suurtaimestiku kesine seisund. Suurtaimestiku kvaliteedinäitajatest oli heal tasemel vaid niitrohevetikate näitaja. Ülejäänud hinnatud näitajad olid kõik kas kesisel või halval tasemel. Hinnatud elustikurühmadest oli heas seisundis vaid fütoplankton ja seda kõigi kvaliteedinäitajate poolt. Zooplanktoni puhul oli probleemiks nii keriloomade vohamine biomassis kui ka koosluse oluline vaesumine varasemate aegadega võrreldes. Kesises seisundis oli ka järve füüsikalise-keemilise kvaliteedielement, seda üldläämmastiku ja üldfosfori sisalduste tõttu. Lisaks on järve füüsikalise-keemiliste näitajate puhul teisi parameetreid, mille väärtused peegeldavad järve ebasoodsat seisundit (tabel 4.1.16).

Tabel 4.1.15. Martiska järve ökoloogiline seisund, ökoloogilise seisundi määramisel kasutatavad ja seda toetavad kvaliteedielemendid (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	SUSE	ZOPLA	HYMO	ÖSE
<b>2018</b>	kesine	hea	kesine	-	kesine	hea	kesine
<b>2006</b>	hea	hea	kesine	väga hea	hea	-	kesine

Tabel 4.1.16. Martiska järve seisundi peamised probleemid ja nende eeldatavat põhjust

Probleem	Võimalik põhjus
Hapnikupuudus	Põhjavee gradiendi suurenemise tõttu kasvanud hapnikuvaese põhjavee sissevool järve. Kevadise segunemise puudumine või madal intensiivsus?
Järsk hüpe üldlämmastiku sisalduses	Ekstreemse suvega seotud bakterplanktoni vohamine ja intensiivne lämmastiku sidumine.
Üldfosfori sisalduse mõningane suurenemine	Vabanemine settest hapnikupuuduse käes.
Järvetüübile iseloomulike taimeliikide kadumine	Veetaseme muutumisega elukohtade kadumine.
Vähetoitelisetele järvedele iseloomuliku zooplanktoni koosluse kadumine, väga suur keriloomade osakaal biomassis	Troofsuse tõus

Kokkuvõtlikult on Martiska järve probleemideks väga suur lämmastikuühendite sisaldus, terav hapnikupuudus ja järvetüübile iseloomulike taimeliikide kadumine. Samuti on ebasoovitav järve mõnevõrra liiga kõrge fosforisisaldus (tabel 4.1.16).

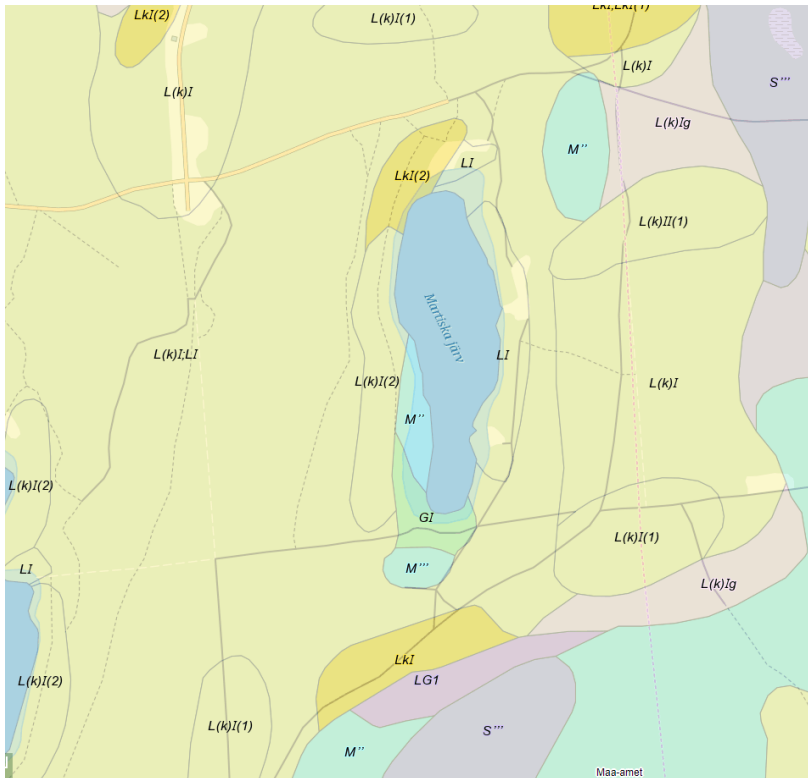
Positiivse arenguna saab välja tuua vee läbipaistvuse paranemist pärast madalveeperioodi madalseisu (tabel 4.1.9), samal ajal kui teistel uuritud järvedel on läbipaistvus võrreldes 1980ndate lõpuga vähenenud (Valge-, Liiv- ja Saarejärv) või püsinud sama (Kuradijärv). Martiska järve ümber puuduvad ulatuslikud soostunud alad (joonis 4.1.32), mistõttu Valge- ja Liivjärve ning ilmselt mingil määral ka Saarejärve läbipaistvust vähendanud soovee ja kollase aine (huumusainete) suurenenud sissevool probleemiks ei ole. Ka on varem järve idakaldale ulatunud ja 1930ndatel järve veele kollaka tooni andnud rabastuv mets jäänud järve veepiiri taandumisega järvest kaugele. Läbipaistvuse vähenemise madalveeperioodil põhjustas järvevee toitainete kontsentratsioonide tõus ja sellega kaasnenud mõningane planktoni produktsiooni suurenemine. 2001. aastal täheldatud järve vee kollasus võis olla põhjustatud järve veetaseme taastumisperiodil (vt. joonis 4.6.3) üleujutatud kaldaalalt järve kantud orgaanilisest ainest. Läbipaistvuse paranemine viimasel kümnendil on tõenäoliselt seotud suurtaimestiku vohamisega järves, kuna makrofüüdijärvedele on omane, et veesambas olevad toitained omastatakse veetaimede poolt ning vesi on suhteliselt selge. Kui veetaseme tõusmisel suurtaimestik ulatuslikult hävinema hakkab ning domineerima pääseb taas plankton, võib vee läbipaistvus esialgu ka väheneda.

Järve vee madala orgaanilise aine ja eelkõige huumusainete sisalduse tõttu ei saa Martiska järve põhjakihtides valitsev tugev hapnikupuudus olla põhjustatud suurenenud orgaanilise aine sisaldusest, nagu seda on ilmselt Valge-, Liiv- ja Saarejärves. Seega võib hapnikupuudust osaliselt selgitada järve suurenenud põhjaveevahetuse kiirus. Järve veetaseme languse 1970ndatel tõi kaasa Vasavere veehaarde rajamine ja sellest tingitud põhjavee alanduslehter (Vainu 2018). Sellega seoses muutus põhjavee voolusuund ning järvest hakati tõmbama vett põhjaveehaarde poole. Samuti muutus oluliselt tugevamaks ka põhjaveetaseme gradient järve kohal. Paiknemine järsemal põhjavee gradiendil tõi ühest küljest kaasa intensiivsema põhjavee väljavoolu järvest, kuid teisest küljest ka intensiivsema sissevoolu ehk kiirendas järve veevahetust. Suurenenud sissevool ei suutnud aga kompenseerida suurenenud väljavoolu ning järve veetaseme langes oluliselt (vt. joonis 4.6.3). Üldjuhul on pinnaveega seotud veevahetuse kiirenemine järvede gaasirežiimile positiivne, kuna aga põhjavesi sisaldab väga vähe hapnikku, siis selle sissevoolu suurenemine tõi kaasa varasemaga võrreldes järve hapnikurežiimi halvenemise.

Erakordselt suure üldlämmastiku sisalduse poolest 2018. aasta suvel sarnanes Martiska järv teiste uuritud järvedega ning see oli ilmselt tingitud väga soojast kevadest ja suvest, mis intensiivistas õhulämmastiku sidumist bakterplanktoni poolt ning ei pruugi olla järves pidevaks probleemiks. Samas on märke, et järve produktsioon on siiski tõusuteel, seda eelkõige läbi suurtaimestiku mitte fütoplanktoni. Esiteks on nii ujulehtedega kui kaldaveetaimede katvus oluliselt suurenenud ning teiseks näitavad järvevee orgaanilise aine sisalduse andmed, et selle kergesti oksüdeeriv osa on vähenemas, kuid kogu orgaanilise aine sisaldus mitte. See tähendab, et järve valgla moodustuva orgaanilise aine koguse vähenemisel on pidanud suurenema järve sees moodustuva orgaanilise aine hulk. Kirjeldatud protsessi intensiivsus sõltub tõenäoliselt küll pigem järve fosforisisaldusest, sest peale maikuisse hüppekihi proovi oli N:P suhe kõigil uurimiskordadel oluliselt suurem kui 16. See näitab, et produktsiooni piirab just fosforisisaldus. Järves leiduv fosfor pärineb tõenäoliselt põhjasetetest, kuhu see on ajapikku akumulunud ning on

hapnikupuuduse tingimustes hakanud veesambasse tagasi pöörduma (vt. ptk. 4.3.3.6). Sarnaselt teistele järvedele, tuleks Martiska järve lämmastikusisaldust ja hapnikurežiimi seirata järjepidevamalt, et selgitada välja, kas tegemist oli üheaastase anomaalia või pikemaajalise suundumusega.

Taimestiku poolt viitavad toitelisuse tõusule mitmed toimunud muutused. Alates 1980. aastatest on järves ohtramaks muutunud rohketoitelisuse lembesed/taluvad liigid nagu Kanada vesikatku ja ujuv penikeel. Kuigi nende ohtrus on viimaste aastakümnete jooksul kõikunud, siis 2018. uuringul hinnati ujuva penikeelele siiani kõrgeim ohtrus: 4 palli. Kanada vesikatku vastav näitaja oli 3. Troofsuse tõusule viitab ka varem järvest puudunud (mitte märgitud?) niitrohevetikate leidumine 2018. aastal, kuigi nende ohtruseks hinnati kõigest 1 pall. Ka järve zooplanktoni kooslus on kunagisest vähetoitelisele järvele tüüpilisest muutunud oluliselt rohketoitelisemale järvele omaseks.



Joonis 4.1.32. Martiska järve ümbruse mullastikukaart. S – siirdesoomuld, M – madal-soomuld, L – leede- ja leetunud muld (Maa-amet).

Peamise tõuke nii troofsuse tõusule kui ka vähetoiteliste järvedele omase taimekoosluse hävimisele andis 1970. ja 1980. aastatel toimunud Vasavere veehaarde veevõtu põhjustatud suur veetaseme langus. Kaitsealused isoetiidid vesilobeelia ja järv-lahnarohi kadusid järvest eelkõige seoses nende elupaikade hävinemisega pärast veetaseme järsku langust. Järve troofsuse tõusu tõttu vohama hakanud kaldataimestik asustas aga järve kaldavööndisse tekkinud isoetiidide potentsiaalsed uued elupaigad.

Osaliselt vastuoluline ning otseselt veetaseme languse ja troofsuse tõusuga seostamatu on mändvetikate levimine järves just 1980. aastatel, mis viitaks puhtaveelisele kuigi karedale keskkonnale. Ott (2001) on hüpoteerinud, et põhjuseks võib olla põhjavee või kaevandusvete ajutine sattumine järvevette. Kui kaevandusvete jõudmine järve on hüdrogeoloogiliselt võimatu, siis põhjavee depressioonilehtri tagajärjel intensiivistunud põhjaveevahetus ja võimaliku sügavamatest põhjaveekihtidest järve jõudva karedama vee osakaalu suurenemine on täiesti reaalne (Vainu 2018). Seda hüpoteesi toetab ka järve aluselise tõusmine 1980ndate alguseks 1950ndatega võrreldes kaks korda (0,7 vs. 0,35 mg-ekv/l). Olukorra teeb huvitavamaks mändvetikate mõningane hääbumine juba 1980ndate keskpaigaks, nende ohtruse taastumine 2000ndate teises pooles ning 2018. aastal uuesti dominandina (ohtrus 4) esinemine. Üldjoontes jälgib mändvetikate ohtruse muutus järve vee aluselise muutusi. 1980ndate keskpaigaks oli järve aluselisis taas langenud 1950ndate tasemele, kuid 2001. aastaks tõusis see uuesti 1980ndate alguse ehk mändvetikate esimese domineerimise tasemele. 2006. ja 2018. aastal oli vee aluselisis veelgi kõrgem (1,2 mg-ekv/l) ning

möödunud oli ka määndvetikate vahepealne madalseis. Kui järve vee aluselise ja sellega tõenäoliselt seotud määndvetikate ohtruse üldist tõusu 1950ndatega võrreldes on võimalik põhjendada põhjavee läbivoolu suurenemisega, siis kummagi näitaja viimaste aastakümnete dünaamika põhjendamine on raskem ning vajaks tihedamaid andmeridu lisaks neile näitajatele ka järve veetaseme kohta.

Kui veel 1977. aastal liigitas A. Mäemets Martiska järve kihistumata vähetoiteliseks järveks (Mäemets 1977), siis 1987. aastal juba kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliseks järveks (Mäemets 1987). Samal tüpoloogial põhineva määramistabeli järgi (Mäemets & Mäemets 1991) paigutub Martiska järv ka 2018. aasta uuringuperioodi näitajate alusel kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliste järvede hulka. Vähetoiteliste järvede rühmas hoiab järve määramistabeli järgi hea läbipaistvus. Vähem kui 2 m läbipaistvuse korral kuuluks järv aga eutroofsete järvede tüüpi.

### 4.1.3. Kuradijärv

#### 4.1.3.1. Hüdrokeemia

Järve hüdrokeemiat on varem uuritud aastail 1937 (Riikojä 1940); 1957, 1976 (Mäemets 1977); 1980, 1981 (Mäemets 1983; Mäemets & Mäemets 1991); 1986 (Ilomets 1987); 1987 (Ilomets 1989); 1989 (Vartsen 1989); 1995 (Ott et al. 1995); 2006 (Väikejärvede seire). Käesoleva uuringu käigus kogutud algandmed on esitatud Lisades 2 ja 3.

2018. aastal oli vee värvus mais hele, juulis hallikas-kollakasroheline, septembris heleroheline. 2006. aastal muutus vee värvus helekollasest mais tumekollaseni augustis. 1957. aastal oli vesi sarnaselt tänapäevale heleroheline, 1937. aastal hele. Järve maksimaalne sügavus uuringuperioodil oli 7,7–7,3 m.

Vee läbipaistvus oli 1,4–1,7 m. 2006. aastal oli läbipaistvus väga muutlik – juulis 1,5 m ja augustis 2,6 m. Varem on vesi olnud väga läbipaistev, 1957. aastal oli see 4,2 m. Veel 1980ndate alguses oli läbipaistvus väga hea, olles 1980. ja 1981. aasta juulis 4,4–4,9 m. Sarnaselt Martiska järvele toimus oluline läbipaistvuse langus 1980ndate keskel, 1986. aasta juulis oli see kõigest 0,9 m ning 1987. aasta juulis 1,6 m. Mõnevõrra üllatuslikult saadi 1995. aasta juulis läbipaistvuseks taas 3,0 m. Seega on Kuradijärve seisund erinevalt Martiska järvest olnud ebastabiilsem ning viimasel kolmel aastakümnel on vaheldunud selgema- ja hägusemaveelised perioodid.

**Kollase aine sisaldus** oli pinnal- ja hüppekihis väike 3,4–5,3 mg/l. Põhjas aga oluliselt suurem – mais 19 mg/l ning juulis lausa 120 mg/l. Sarnane olukord valitses 2006. aastal, siis oli pinna- ja hüppekihis kollast ainet 2,1–4,5 mg/l, põhjas aga kõikus vahemikus 25–124 mg/l. Viimane väärtus on suurim kollase aine sisaldus, mis Eesti väikejärvede seires alates 2000. aastast üldse registreeritud on.

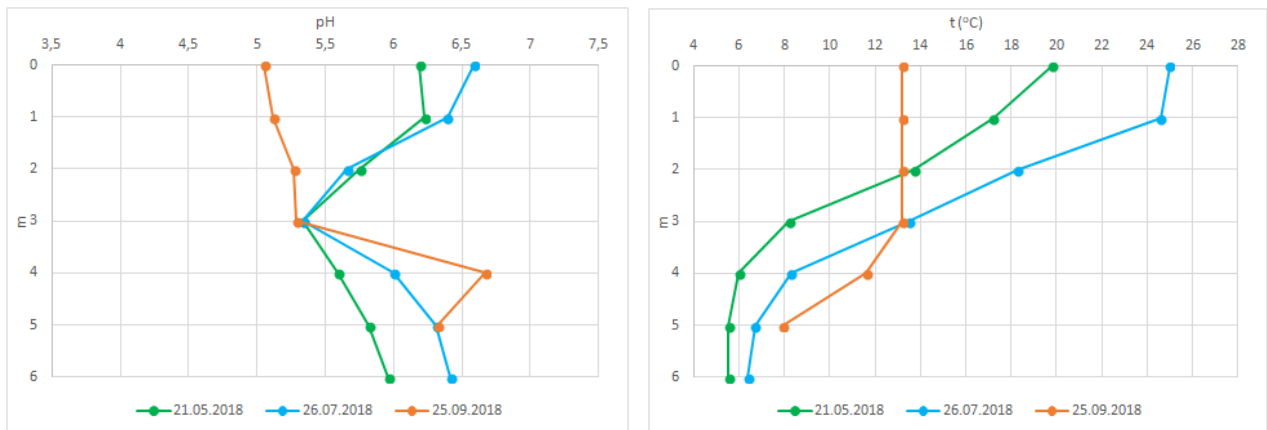
**Orgaanilise aine üldsisaldus** oli mais pinna- ja hüppekihis väike  $KHT_{Cr} < 15–19 \text{ mgO}_2/\text{l}$  ning põhjas keskmine  $33 \text{ mgO}_2/\text{l}$ , kõigi kihtide peale keskmiselt  $22 \text{ mgO}_2/\text{l}$ . 2006. aastal oli järve orgaanilise aine üldsisaldus pinna- ja hüppekihis sarnane,  $KHT_{Cr} 17–23 \text{ mgO}_2/\text{l}$ , põhjas aga erakordselt suur,  $72–75 \text{ mgO}_2/\text{l}$ . Ka varem on orgaanilise aine üldsisaldus pinnakihis olnud sarnane, 1981. aasta juulis oli see pinnakihis  $21 \text{ mgO}_2/\text{l}$  ning põhjakihis  $18 \text{ mgO}_2/\text{l}$  ja 1976. aasta suvel  $24 \text{ mgO}_2/\text{l}$ .

**Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine** hulk oli juulis pinna- ja hüppekihis väike,  $KHT_{Mn} 6,5–7 \text{ mgO}_2/\text{l}$ , ning septembris väga väike,  $1 \text{ mgO}_2/\text{l}$ . Põhjas aga mõlemal kuul suur  $17 \text{ mgO}_2/\text{l}$ . Aastal 2006 oli  $KHT_{Mn}$  pinna- ja hüppekihis 2018. aastaga võrreldavalt väike,  $5–8 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , kuid põhjas, sarnaselt orgaanilise aine üldsisaldusele, oluliselt suurem,  $23–34 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . Aastal 1937 oli augustis järve pinnakihis  $KHT_{Mn}$  väga väike,  $3,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . Seega pole orgaanilise aine sisaldus järves andmete olemasolu perioodil oluliselt muutunud ning olulisima osa järve orgaanilisest ainest on pidevalt andnud järves endas toimuv produktsioon. Samas on ebaselge järve põhjakihis nii 2018. kui 2006. aastal leitud suure koguse kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine päritolu.

Vesi oli 2018. aastal **neutraalne kuni happeline** (joonis 4.1.33). pH oli vahemikus 5,1 (septembris järve pinnal)–6,7 (septembris nelja meetri sügavusel), kolme limnoloogilise kihi keskmisena 5,9. Nii mais kui juulis oli pH kõige kõrgem (6,2 ja 6,6) pinnakihis, kõige madalam hüppekihis 3 m sügavusel (5,3) ning sügavamal tõesis, olles järve põhjas vastavalt 6,0 ja 6,4. Septembris aga oli pH kõige madalam pinnakihis (5,1) ning

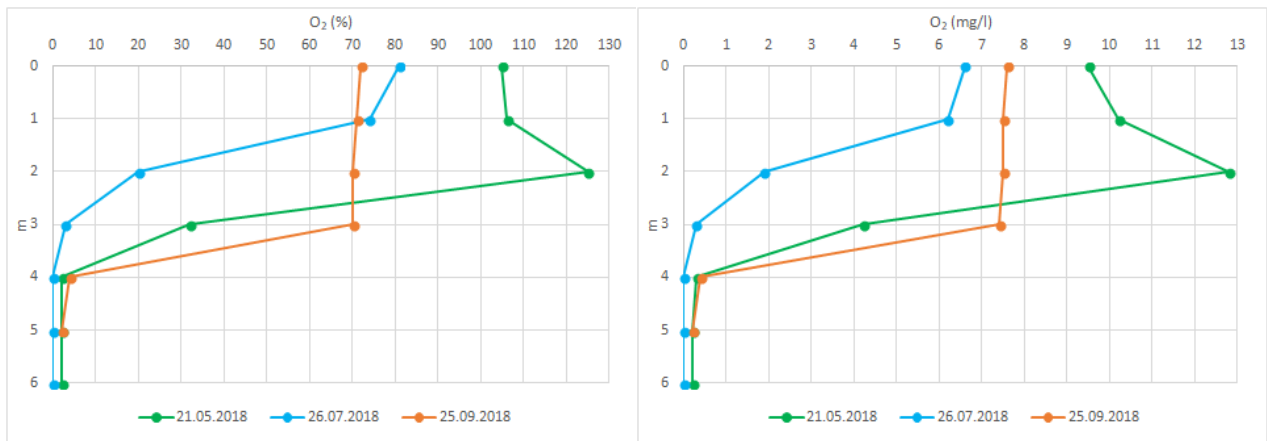
sügavuse suurenedes tõusis. 2006. aastal oli vesi nõrgalt aluseline pH oli 7,1–8,4 ning langes sügavuse suurenedes. Ka 1986., 1981. ja 1976. aasta suvedel oli järve pinnakiht nõrgalt aluseline, pH oli vastavalt 8,2; 7,5 ja 7,9. Aastal 1957 leiti, et järve pinnakihi pH varieerub keskosas ja kaldavöötme vahel märgatavalt. Kaldavöötmes oli pH neutraalne 6,8–7,1, kuid keskosas 8,0. Augustis 1937 oli järve pinnakiht neutraalse reaktsiooniga, pH oli 6,6. Seega sarnaselt Valgejärvele ja Martiska järvele oli ka Kuradijärv 2018. aastal teadaolevate andmete põhjal happelisem kui kunagi varem.

Järv oli mais ja juulis **termiliselt** tugevalt kihistunud, temperatuurierinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli mais 14,3 °C ja juulis 18,6 °C (joonis 4.1.33). Septembris oli temperatuurierinevus oluliselt väiksem, vaid 5,3 °C. Mais ja juulis oli temperatuuri hüppekiht 3 m sügavusel, septembris 4–5 m sügavusel. Ka 1981. aasta juulis oli järv tugevalt kihistunud, pinna- ja põhjakihi temperatuurierinevus oli 10,1 °C.



Joonis 4.1.33. pH (vasakul) ja vee temperatuuri (paremal) vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Hapnikuolud** järves olid väga halvad (joonis 4.1.34). Pinnakiht oli mais hapnikuga kergelt üleküllastunud ning üleküllastunud veekiht ulatus 2 m sügavusele (105–125%). Hapniku üleküllastus viitab intensiivsele produktsioonile. Juulis ja septembris oli pinnakiht hapnikuga mõõdukalt alaküllastunud (81–72%). Hüppekiht oli kõigil kuudel hapnikuga tugevalt alaküllastunud, mais 32% ja juulis 3%. Septembris kukkus hapniku küllastusaste hüppekihis 70%-lt 4%-le. Järve põhi oli kõigil kuudel peaaegu (mai ja september 2%) või täielikult (juuli 0%) anaeroobne. Mais ja septembris langes hapniku küllastusaste alla 10% alates 4 meetrist, juulis alates 3 meetrist. Aastal 2006. olid hapnikuolud sama halvad või isegi halvemad. Pinnakiht ja mais ka hüppekiht olid hapnikuga üleküllastunud (113–120%), põhjakihis oli hapniku küllastusaste mais ja augustis vaid 3% ning juulis hapnik puudus. Juulis oli anaeroobne aga juba ka hüppekiht 2 meetri sügavusel. Erinevalt Valgejärvest ja Martiskast olid hapnikuolud Kuradijärve põhjas väga halvad juba ka 1980ndatel. 1986. aasta suvel oli hapnikku järve põhjakihis 0,8 mg/l, mis järve põhjakihi võimalikke temperatuure arvestades ei saanud olla rohkem kui 5%. 1981. aasta juulis oli põhjas hapniku küllastusaste aga vaid 1%. Varasemast ajast järve hapnikuolude kohta andmed puuduvad.

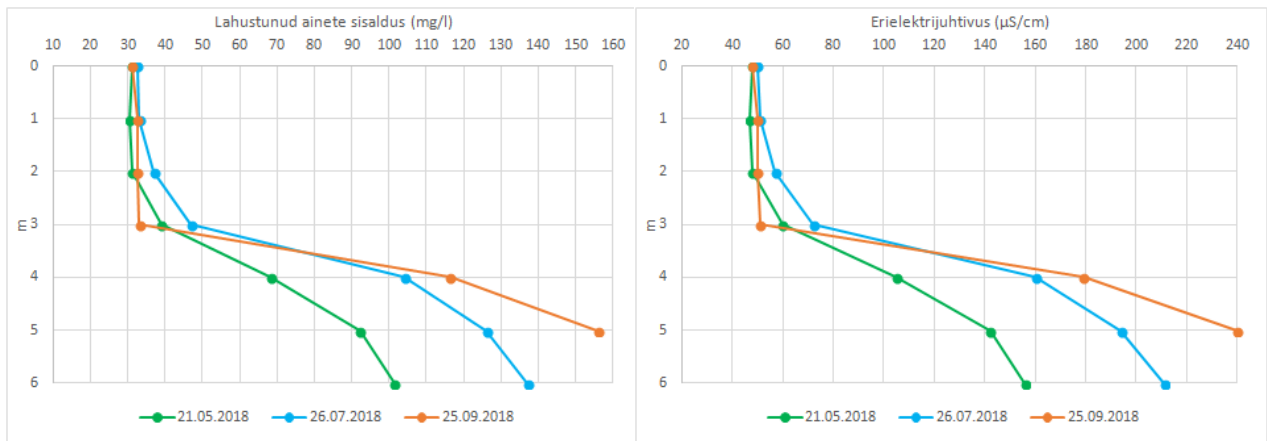


Joonis 4.1.34. Hapniku küllastusastme (vasakul) ja hapnikusisalduse (paremal) vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Vee **aluselisus** oli pinna- ja hüppekihis väga madal (0,35–0,45 mg-ekv/l), põhjakihis madal kuni keskmine (1,1–2,4 mg-ekv/l). Madal oli aluselisus mais, keskmine juulis ja septembris. Ka 2006. aastal oli aluselisusel sarnane kihistus, kuid väärtused olid mõnevõrra madalamad, pinna- ja hüppekihis 0,2–0,3 mg-ekv/l ning põhjakihis 0,9–2,1 mg-ekv/l. Juulis 1987 ja 1995 oli pinnakihi aluselisus tänapäevasega sarnane – 0,35–0,4 mg-ekv/l ning 1981. ja 1976. aastal oluliselt kõrgem – vastavalt 0,7 ja 0,9 mg-ekv/l, 1937. aastal jällegi oluliselt madalam – 0,1 mg-ekv/l. **Sulfaate** leiti 2018. aasta mais pinnakihist vähe, 9 mg/l, põhjakihis jäi nende sisaldus alla määramispiiri. 2006. aastal oli sulfaatide sisaldus järve pinna- ja hüppekihis sarnane, 7–9 mg/l. Nagu ka teiste uuritud järvede puhul oli sulfaatide sisaldus 1987. aasta juulis ka Kuradijärve pinnakihis tänapäevast oluliselt suurem – 19 mg/l. Samas 1937. aastal leiti neid järve pinnakihist vähem kui tänapäeval, vaid 2 mg/l. **Kloriide** leiti 2018. aasta mais vähe, 1,4–1,8 mg/l. Järve kloriidisisaldus on püsinud väike, 2006. aastal leiti neid 1,9–2,5 mg/l ning aastatel 1983–1986 0,9–1,6 mg/l. **Kaltsiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 6 mg/l, põhjas 9 mg/l. Varem on kaltsiumi järve pinnakihis määratud 1986.–1987. suvekuudel, siis oli see sarnane tänapäevasele ehk 6 mg/l. Augustis 1937 oli kaltsiumi järve pinnakihis aga oluliselt vähem, vaid 1 mg/l. **Magneesiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 1,3 mg/l, põhjakihis 2,0 mg/l. Aastate 1986–1987 suvekuudel oli see pinnakihis tänapäevasega võrreldav ehk 2,1 mg/l ning 1937. aasta augustis 1 mg/l. **Lahustunud ainete üldsisaldus** oli pinnakihis väga väike 31–33 mg/l, kuid kasvas sügavuse suurenedes oluliselt ning oli põhjakihis keskmine, 101–156 mg/l (joonis 4.1.35). Suurim oli väärtus septembris. Ka 2006. aastal oli lahustunud ainete üldsisaldus pinna- ja hüppekihis väga väike 27–29 mg/l ning põhjas väike kuni keskmine 85–230 mg/l. Suurim väärtus mõõdeti juulis. Aastal 1937. saadi järve pinnakihi mineraalainete sisalduseks kõigest 7 mg/l.

Mineraalainete tugeva kihistatuse tõttu suurenes ka järve vee **erielektrijuhtivus** pinnalt sügavuse suunas oluliselt (joonis 4.1.35). Pinnakihis oli see väga madal 48–50  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ning põhjakihis keskmine 156–240  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ka 2006. aastal oli olukord sarnane, pinna- ja hüppekihis oli erielektrijuhtivus 42–45  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , kuid põhjas 132–352  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Sarnaselt Martiska järvele, viitavad järve sügavama osa erielektrijuhtivuse väärtused sügavamatest kihtidest pärineva põhjavee sissevoolule (see võis aset leida ka varasematel perioodidel).

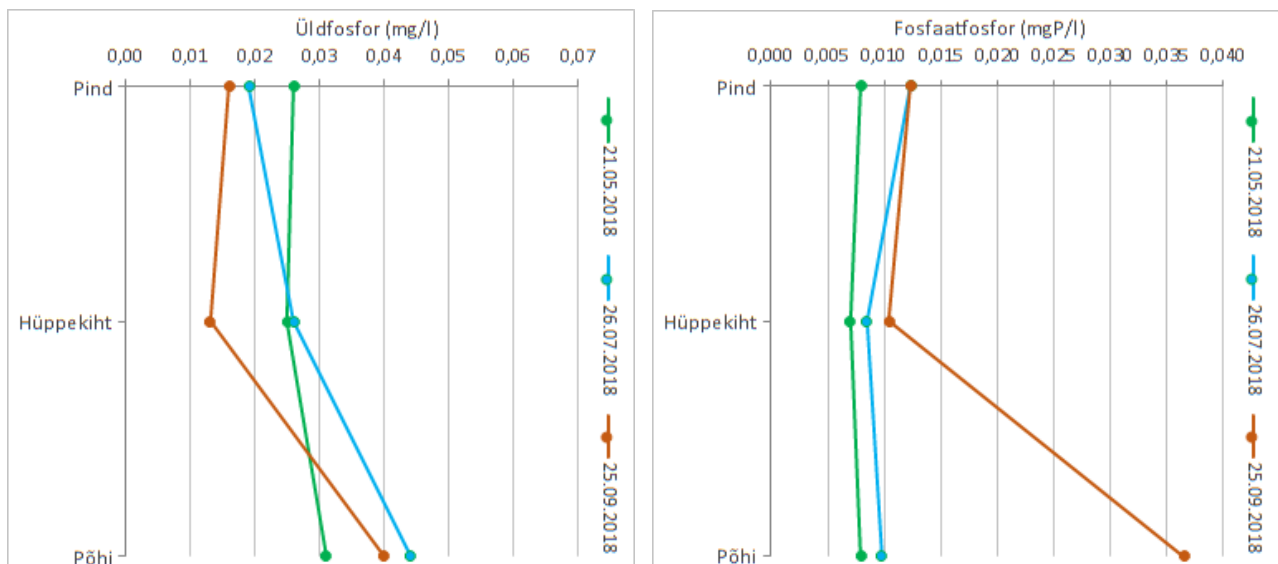




Joonis 4.1.35. Lahustunud ainete sisalduse (vasakul) ja erielektri juhtivuse (paremal) vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Üldfosfori** sisaldus oli pinna- ja põhjakihis väike kuni keskmine 0,013–0,026 mg/l, põhjakihis suur 0,031–0,044 mg/l, keskmiselt 0,027 (mesotroofne tase) (joonis 4.1.36). Fosforisisaldus oli alati suurim põhjakihis, mais oli see pinna- ja hüppekihis sarnane, juulis hüppekihis suurem kui pinnakihis ning septembris pinnakihis väiksem kui hüppekihis. Keskmiselt kõige väiksem oli üldfosfori sisaldus septembris (0,013–0,040 mg/l). Aastal 2006. varieerus üldfosforisisaldus pinnakihis vähem, kuid oli 2018. aastale sarnane, 0,018–0,024 mg/l. Põhjakihi fosforisisaldus oli aga suurem 0,046–0,062 mg/l. Juulis 1987 mõõdeti järve pinnakihis 0,017 mg/l. Seega pole vähemalt pinnakihis järve fosforisisaldus viimase 30 aastaga oluliselt muutunud.

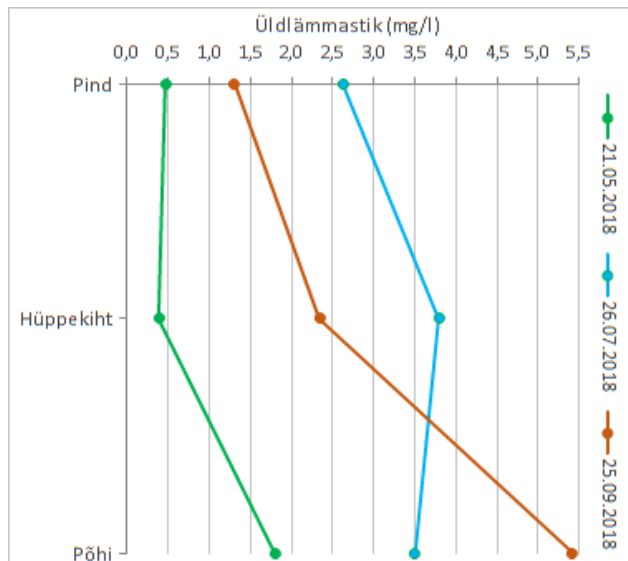
**Fosfaadi** kujul olevat fosforit oli järves mais ja juulis läbivalt vähe kuni keskmiselt 0,008–0,012 mgP/l, samasse vahemikku jäi fosfaatfosfori sisaldus mais ja juulis ka järve põhjas, kuid septembris oli seda seal oluliselt rohkem – 0,037 mgP/l (joonis 4.1.36). Sarnaselt Martiska järvele suurenes fosfaatfosfori osakaal üldfosforist maist septembrini kõigis kihtides, erandiks oli vaid järve põhjakiht juulis. Aastal 2006. leiti fosfaatiooni järves väga vähe 0,001–0,006 mgP/l. Seega on, vaatamata järve üldfosfori koguse stabiilsusele, järve fosfaatfosfori kontsentratsioon tõusnud. 1937. aasta augustis oli järve pinnakihis fosfaatfosforit 0,026 mgP/l ehk rohkemgi kui praegu.



Joonis 4.1.36. Üldfosfori (vasakul) ja fosfaatfosfori (paremal) vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Üldlämmastiku** sisaldus oli mais pinna- ja hüppekihis küllaltki väike 0,39–0,47 mg/l (mesotroofne tase), kuid põhjakihis suur 1,8 mg/l (hüpertroofne tase) (joonis 4.1.37). Juulis ja septembris oli see tõusnud väga suureks kogu veesambas 1,3–5,4 mg/l, keskmine üldlämmastiku sisaldus uuringuperioodi kohta oli 2,4 mg/l. Suurimad üldlämmastiku sisaldused pinna- ja hüppekihis mõõdeti juulis, vastavalt 2,6 ja 3,8 mg/l. Põhjakihis oli see siis isegi hüppekihist väiksem, 3,5 mg/l. Septembris suurenes üldN sisaldus aga pinnalt

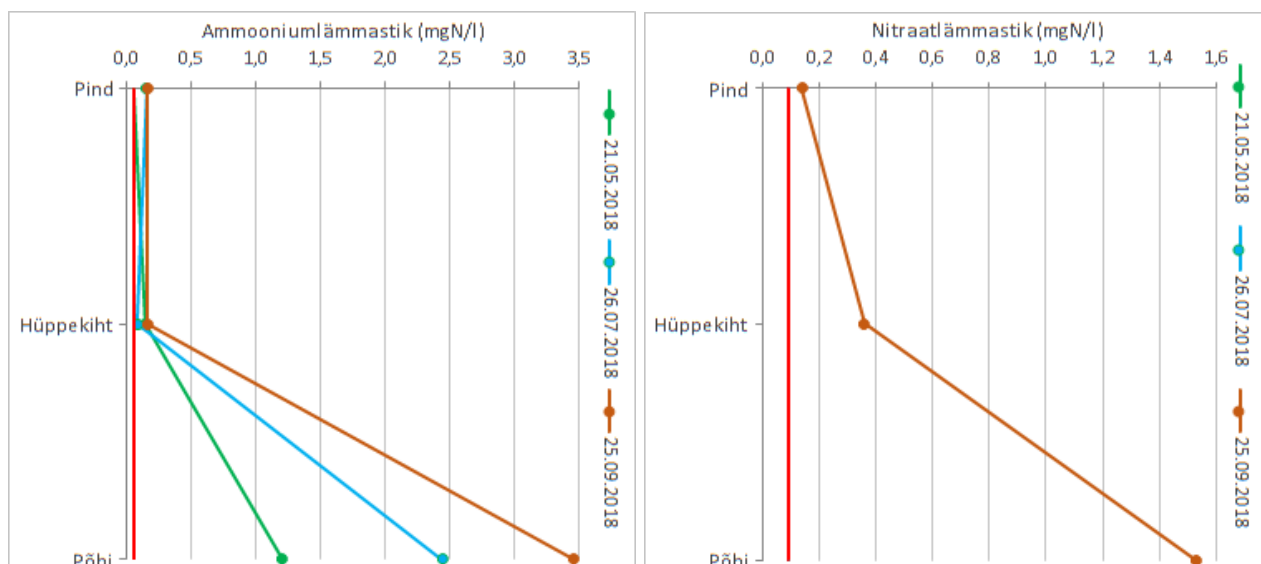
(1,3 mg/l) põhja suunas (5,4 mg/l). Aastal 2006 püsis üldlämmastiku sisaldus pinna- ja hüppekihis maist augustini vahemikus 0,29–0,52 mg/l ehk oli sarnane 2018. aasta maikuu sisaldustele. Põhjakihis mõõdeti aga ka siis erakordselt suured lämmastikusisaldused, mais 2,5 mg/l ja juulis 6,8 mg/l. Seega oli põhjakihi lämmastikusisaldus siis suuremgi kui 2018. aastal. 1987. aasta juulis mõõdeti järve pinnakihi üldlämmastiku sisalduseks 0,7 mg/l.



Joonis 4.1.37. Üldlämmastiku vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mineraalsetest lämmastikuühenditest domineeris anaeroobsetes tingimustes või orgaanilise aine lagunemisel moodustuv **ammooniumlämmastik** (joonis 4.1.38). Juulis ja septembris oli seda nii pinna- kui ka hüppekihis ning hüppekihis ka mais 0,08–0,16 mgN/l. Mais järve pinnakihis ammooniumlämmastikku olulisel määral ei tuvastatud. Järve põhjas oli ammooniumlämmastikku kogu uuringuperioodi jooksul aga 1,2–3,5 mgN/l ning selle sisaldus maist septembrini järjest suurenes. Kõigil uuringukuudel moodustas see järve põhjakihi lämmastikusisaldusest enam kui kaks kolmandikku. Ammooniumlämmastiku puhul hinnatakse suureks sisaldust juba alates 0,02 mgN/l ning üle 0,1 mgN/l väga suureks (Ott 2016). Aastal 2006 oli pinna- ja hüppekihis ammooniumlämmastikku <0,01 mgN/l, kuid põhjakihis aga rohkemgi kui 2018. aastal ehk mais 2,2 mgN/l ja juulis 6,7 mgN/l. Juunis 1989. oli ammooniumlämmastiku järve pinnakihis samuti väga palju, 1,8 mgN/l.

**Nitraatlämmastikku** tuvastati üle määramispiiri vaid septembris, siis oli seda pinnal 0,14 mgN/l, hüppekihis 0,36 mgN/l ja põhjas väga palju, 1,53 mgN/l (joonis 4.1.38). Nii nitraat- kui ammooniumlämmastiku suurimad sisaldused uuritud järvedest leiti septembris Kuradijärve põhjakihist. Septembris moodustasid need kaks ühendit üle 90% järve põhjakihis olnud lämmastikust. Nitraatlämmastiku sisaldus jäi 2006. aastal igas proovis alla 0,1 mgN/l. Sama oli olukord 1989. aasta juunis.



Joonis 4.1.38. Ammooniumlämmastiku (vasakul) ja nitraatlämmastiku (paremal) vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris. Punane joon tähistab määramispiiri.

Kuradijärve vee seisund oli pH (5,9) järgi väga hea, üldfosfori sisalduse (0,027 mg/l) järgi kesine, läbipaistvuse (1,5 m) järgi halb ja üldlämmastiku sisalduse (2,4 mg/l) järgi väga halb. Järve hüdrokeemiline koondseisund oli kesine. Seisundihinnangut mõjutavatest näitajatest oli eelmise seirekorraga võrreldes paranenud pH tase, halvenenud oli läbipaistvus, üldfosfori järgi oli seisund sama, kuigi keskmine sisaldus oli vähenenud ning samuti oli sama seisund üldlämmastiku järgi. Viimane juba oli väga halvas klassis, mistõttu enam halvemaks see muutuda ei saanud, kuid üldlämmastiku sisaldus oli veelgi tõusnud (tabel 4.1.17).

Tabel 4.1.17. Kuradijärve füüsikalise-keemilised seisundinäitajad ja orgaanilise aine sisalduse näitajad 1950–2018

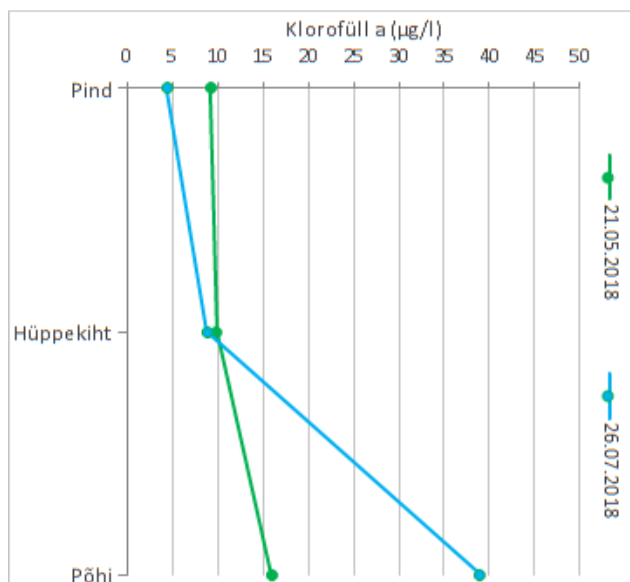
	pH	Läbipaistvus (m)	Üldfosfor (mg/l)	Üldlämmastik (mg/l)	Koondseisund	KHT <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	KHT <sub>Mn</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Kollane aine (mg/l)
<b>2018</b>	5,9	1,5	0,027	2,4	kesine	22	8,2	26
<b>2006</b>	8,0	2,1	0,032	1,8	kesine	38	14	26
<b>1980ndad<sup>1</sup></b>	8,2	1,6	0,017	0,7	kesine	20	-	-
<b>1950ndad<sup>2</sup></b>	7,3	4,2	-	-	-	-	-	-

<sup>1</sup>1980ndatel on Püld, Nüld ja Lp puhul kasutatud ühe 1987. aasta juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Mäemets et al. 1989), pH puhul 1986. juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Ott et al. 1987) ning KHT<sub>Cr</sub> puhul 1981. aasta juulikuiseid keskmisi (Mäemets & Mäemets, 1991).

<sup>2</sup>1950ndate puhul on kasutatud olemasolevate andmete keskmisi.

#### 4.1.3.2. Fütoplankton

Keskmine klorofüll a sisaldus Kuradijärve veesambas oli keskmine – 15 µg/l, pinnakihis aga väike – 7 µg/l. Mais oli järve pinna- ja hüppekihi klorofüll a sisaldus sarnane, olles väikese ja keskmise piiril (~10 µg/l) ning põhjas mõnevõrra suurem (16 µg/l) (joonis 4.1.39). Juulis oli järve pinnakihi klorofüll a sisaldus väike (4,4 µg/l), hüppekihis sarnane maikuule ning põhjas suur (39 µg/l). 2006. aastal oli nii veesamba keskmine klorofüll a kui ka pinnakihi klorofüll a sisaldus oluliselt suurem, vastavalt 40 µg/l ja 23 µg/l. Siis oli sarnaselt 2018. aastale nii mais, juulis kui augustis klorofüll a sisaldus kõige suurem põhjakihis, ulatudes augustis lausa 123 µg/l. Kuna järve põhjakihis hapnik peaaegu puudus ning pinna- ja hüppekihiga võrreldes oli põhjakihis klorofüll a sisaldus fütoplanktoni biomassi ühiku kohta palju suurem, siis oletati, et valdav osa sealsest klorofüllist pärines fotosünteesivatelt bakteritelt mitte fütoplanktonilt. 1980ndatel määratud klorofüll a sisaldused nii järve veesambas keskmiselt kui ainult pinnakihis olid madalad 8–10 µg/l (tabel 4.1.18)



Joonis 4.1.39. Klorofüll a vertikaalne jaotus Kuradijärves 2018. aasta mais ja juulis.

Kuradijärve fütoplanktoni biomassi oli keskmine (4,5 g/m<sup>3</sup>). Liikide arv pole Kuradijärves varasemaltki väga suur olnud. 2018. aastal võetud erinevates loendusproovides jäi see 2 ja 17 vahele (keskmine 12 liiki). Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli keskmine kuni kõrge (keskmine 4,9).

Kõigil kolmel proovivõtuajal oli liikide hulk pinnal ja hüppekihis keskmine, põhjas madal. Arvukuse osas domineerisid mais koldvetikad (*Dinobryon* sp.) ja algohevetikad (*Monoraphidium* sp.), juulis-septembris esines rohevetikaid (*Scenedesmus* sp. ja *Oocystis* sp.), ränivetikad (*Frustulia* sp. ning tsentrilised diatomeed) ja koldvetikad ning vaguviburvetikad *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*. Põhjaproovidest kirjeldati sinivetikaid (*Microcystis* sp.), keda varasemalt pole täheldatud. 2006. aasta seirearuanne viitab, et varasematel proovikordadel pole esinenud tativetikat *Gonyostomum semen*, mis domineeris 2006. aastal juulis-augustis ning samuti esines tativetikat 2018. aastal, kuid vähe ning pigem registreeriti fragmente. Viimased andmed Kuradijärve fütoplanktoni näitajate kohta pärinevadki 2006. aastast ning mõned üksikud publitseeritud uuringud on tehtud ka varasematel aegadel. Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.18. Viimase, 2006. aasta seire raames, oli järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel olnud halb ning 2018. aastal on järve üldhinnang näitajate keskmise alusel oli kesine. Mitmed varasemalt kirjeldatud liigid jäid 2018. aasta proovidest tuvastamata, nt. varasemaid veeõitsenguid põhjustanud (1980ndatel) *Spondylosium planum*.

Tabel. 4.1.18. Kuradijärve fütoplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 3 (klorofüll) ja Lisas 4

	Veesamba Chl a (mg/l)	Pinnakihi Chl a (mg/l)	FKI	Kooslus	Pielou indeks	ühetaolisuse	Koondseisund	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Liike proovis
2018	14,6	6,9	4,9	halb	0,39		kesine	4,5	12
2006	40,4	23,3	4,5	halb			halb	4,7	30
1995 <sup>1</sup>	10,1	6,7	1,7					3,3	18
1987 <sup>2</sup>		8,5	2,1					6,5	16
1981 <sup>3</sup>	10,3		2,2					4,3	13
1957 <sup>1</sup>			0,9						20

<sup>1</sup>Ott (2006) ja Ideon & Pöder (1995); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1989) ja Ott (2006); <sup>3</sup>Ott et al. (1987) ja Ott (2006)

#### 4.1.3.3. Zooplankton

Kuradijärve juulikuu veeproovist määrati vaid 6 zooplanktoni taksonit. Zooplanktoni arvukus oli suvel järves keskmise, biomass madal (vastavalt  $97 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,48 g/m<sup>3</sup>). Septembris määrati samuti 6 zooplanktoni taksonit ning nii zooplanktoni arvukus oli kõrge, biomass madal (vastavalt  $109 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,45 g/m<sup>3</sup>)

Arvukuselt domineerisid suvistes proovides aerjalalised (vastavalt 45%) ning sügisel olid kõik rühmad esindatud enam-vähem võrdselt (tabel 4.1.19). Samas, nii suvel kui ka sügisel moodustasid aerjalaliste arvukusest enamuse vähikvastsed ning liikidest registreeriti vaid *Mesocyclops leuckarti*, kes on ka varasemate seirete puhul olnud Kuradijärves ainuke aerjalaline. Keriloomadest leiti *Keratella tecta*, *Filinia longiseta*, *Asplanchna priodonta* ja suvel vähesel määral ka *Polyarthra* spp. ning vesikirbulistest *Bosmina longirostris* ja *Diaphanosoma brachyurum*.

Biomassilt domineerisid keriloomad, keda esines nii suvistes kui ka sügisestest proovides üle 90% (vastavalt 95% ja 96%) kogu zooplanktoni biomassist (tabel 4.1.19). Domineerivaim takson oli *Keratella tecta*.

Oligo-mesotroofse indikaatorliikidest tuvastati *Diaphanosoma brachyurum*, meso-eutroofse indikaatorliikidest *Bosmina longirostris* ja *Filinia longiseta* (septembris), eutroofse indikaatorliikidest tuvastati keriloom *Keratella tecta*. Liigini määratud indikaatorliikide alusel arvatud eutroofse indeksi järgi oli järv juulis mesotroofse ja eutroofse seisundi piiril ning septembris eutroofses seisundis, oligotroofse indeksi järgi suvel eutroofne ning sügisel eutroofse ja hüpertroofse piiril.

Varasemad zooplanktoni uuringud on Kuradijärves läbi viidud viis korda aastatel 1957–1987 (Mäemets et al. 1987a; Ott et al. 1995) ning lähemas minevikus aastal 2006 (Ott 2006). Järve zooplanktoni kooslus on alates 1950ndatest oluliselt muutunud, Mäemets et al. (1987b) hinnangul 1980ndate lõpuks kõigist Kurtna järvedest enim. Kui 1957. aastal esines vähetoitelistele järvedele omane *Holopedium-Bosmina longispina* kooslus, siis 1981. aastaks oli *Holopedium* kadunud ning asemele tulnud meso-eutroofsete tingimuste indikaator *Daphnia cucullata* (Mäemets et al. 1987b). 1987. aastal oli ainsa OM-liigina alles *Bosmina longispina* (Ott et al. 1995). Zooplanktoni eutroofsusindeksi järgi kuulus järv kuni 1980ndate lõpuni mesotroofsesse seisundisse (tabel 4.1.19). 2006. aastaks oli ka *Bosmina longispina* kadunud ning OM-liikidest esines vaid pigem mesotroofse indikaator *Diaphanosoma brachyurum* (Ott 2006). Nii arvukuses kui biomassis domineerisid tugevalt väikesemõõtmelised eutroofsetele tingimustele viitavat keriloomad (*Polyarthra* sp. ja *Filinia longiseta*) ning esines ka tugevalt eutroofsete vete indikaatorliiki *Keratella tecta*. Samuti oli väga väike zooplanktoni keskmine mass.

Võrreldes viimase uuringuga oli 2018. aastaks koorikloomade liigiline koosseis jäänud täpselt samaks. Muutunud oli aga keriloomade liikide osakaal – keriloomade hulgas domineeris *Keratella tecta* – suvistes proovides 85% ja sügisel 59% keriloomade arvukusest. Perekonna *Polyarthra* spp. esindajaid oli vähem ning lisandunud oli suuremõõtmeline *Asplanchna priodonta*, kuid tema osakaal keriloomade hulgas oli väiksem kui teistes uuritud järvedes. Kuna 2018. aastal, erinevalt 2006. aastast, kummalgi uuringukorral keriloomad arvukuses ei domineerinud ning ka plankterite keskmine mass oli mitmeid kordi kõrgem kui 2006. aastal (tabel 4.1.19), siis võib hinnata, et zooplanktoni koosluse seisund järves oli mõnevõrra paranenud. Samas oli järve koorikloomade liigirikkus endiselt väga tagasihoidlik, meso-eutroofseid liike oli rohkem kui oligo-mesotroofseid liike, biomassis domineerisid väikesemõõtmelised keriloomad ning keriloomade ja vesikirbuliste hulgas esines selge dominant, kes keriloomade puhul indikeerib veel ka tugevalt eutroofseid tingimusi. Seega tuleb järve seisund zooplanktoni näitajate alusel hinnata kesiseks.

Tabel 4.1.19. Kuradijärve zooplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 4

	Taksonite arv (sh. koorikloomi)	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Cop %A	Clad %A	Rot %A	Cop %BM	Clad %BM	Rot %BM	ZE	ZO	Keskmine mass (g)
2018.09	6 (3)	109	0,5	29	40	31	1,2	2,7	96,1	1,5	0,5	0,005
2018.07	6 (3)	97	0,5	45	28	27	0,7	4,4	94,9	1,0	1	0,005
2006.07	- (3)	366	0,3	-	-	96	-	-	93	-	-	0,0008
2006.05	- (3)	921	0,1	-	-	99	-	-	96	-	-	0,0001
1987.07 <sup>1</sup>	-	115	0,6	-	-	-	-	-	-	0,4	-	0,005
1986.07 <sup>2</sup>	-	92	0,5	5	65	30	-	-	-	0,3	-	0,005
1985.07 <sup>2</sup>	-	88	0,4	19	8	73	-	-	-	0,3	-	0,005
1981.07 <sup>2</sup>	-	180	2,0	22	44	34	-	-	-	0,5	-	0,011
1957.08 <sup>2</sup>	-	70	0,6	24	49	27	-	-	-	0,6	-	0,009

<sup>1</sup>Mäemets et al. (1989)

<sup>2</sup>Mäemets et al. (1987a)

#### 4.1.3.4. Suurtaimed

Kuradijärve iseloomustab veesiseste taimede puudumine ja kaldataimestiku liigirohkus.

- Kaldataimed: 17 liiki. Dominandid: Pudeltarn
- Ujulehtedega ja ujutaimed: 5 liiki. Dominandid: vesi-kirburohi, ujuv penikeel
- Veesisesed taimed: -. Dominandid: -

Kuradijärve suurtaimestikku on varasemalt uuritud aastatel 1936, 1958, 1976, 1981, 1985, 2003 ja 2006. Veel 1958. aastal leidis Kuradijärves vaid põhjas kasvavat turbasammalt (ohtrus 5). 1976. aastal olid järve kaldaveevööndisse asunud hundinuiad, harilik pilliroog, tarnad ja luga. Ujulehtedega taimestikust leidis vähesel määral ujuvat penikeelt (ohtrus 2). Järves esines ka liigini määramata jõgitakjat ja kanada vesikatku (mõlemal ohtrus 1). 1980ndaid aastaid iseloomustas taimestiku ohtruse tõus: lisaks ujuvale penikeelele (ohtrus 3–4) esines ujulehtedega taimedest veel rusket penikeelt ja vesi-kirburohtu (mõlemal ohtrus 1–2) ning valget vesiroosi (ohtrus 1). Kaldataimestikus levis tarn (ohtrus 2–3) ja esines konnaosja. Kanada vesikatku ohtrus oli 1981. aastal 2 palli. 2000ndate aastate seired näitasid kaldaveetaimestiku nii liikide arvu kui ka osakaalu mõningast tõusu. Kui 2003. aastal hinnati pilliroo ohtrust juba 3 palliga, siis 2006. oli ohtrus kõigest 1. Ujulehtedega taimestiku moodustas peamiselt ujuv-penikeel. 2018. aastal domineeris kaldataimestikus pudeltarn (ohtrus 4) ja leidis ohtralt laialehist hundinuiat (ohtrus 3) (joonis 4.1.42). Ujulehtedega taimedest leidis enim ujuvat penikeelt ja vesi-kirburohtu (mõlemal ohtrus 3). Märkimist väärib õitseva lamedalehise jõgitakja leidmine järve lõunakalda lähedalt (ohtrus 1) (joonised 4.1.40 ja 4.1.41). Kuigi 1976. ja 1985. aastal on kirjeldatud liigini määramata jõgitakjate esinemist, puuduvad varasemad andmed selle kaitsealuse liigi leidumise kohta järves.

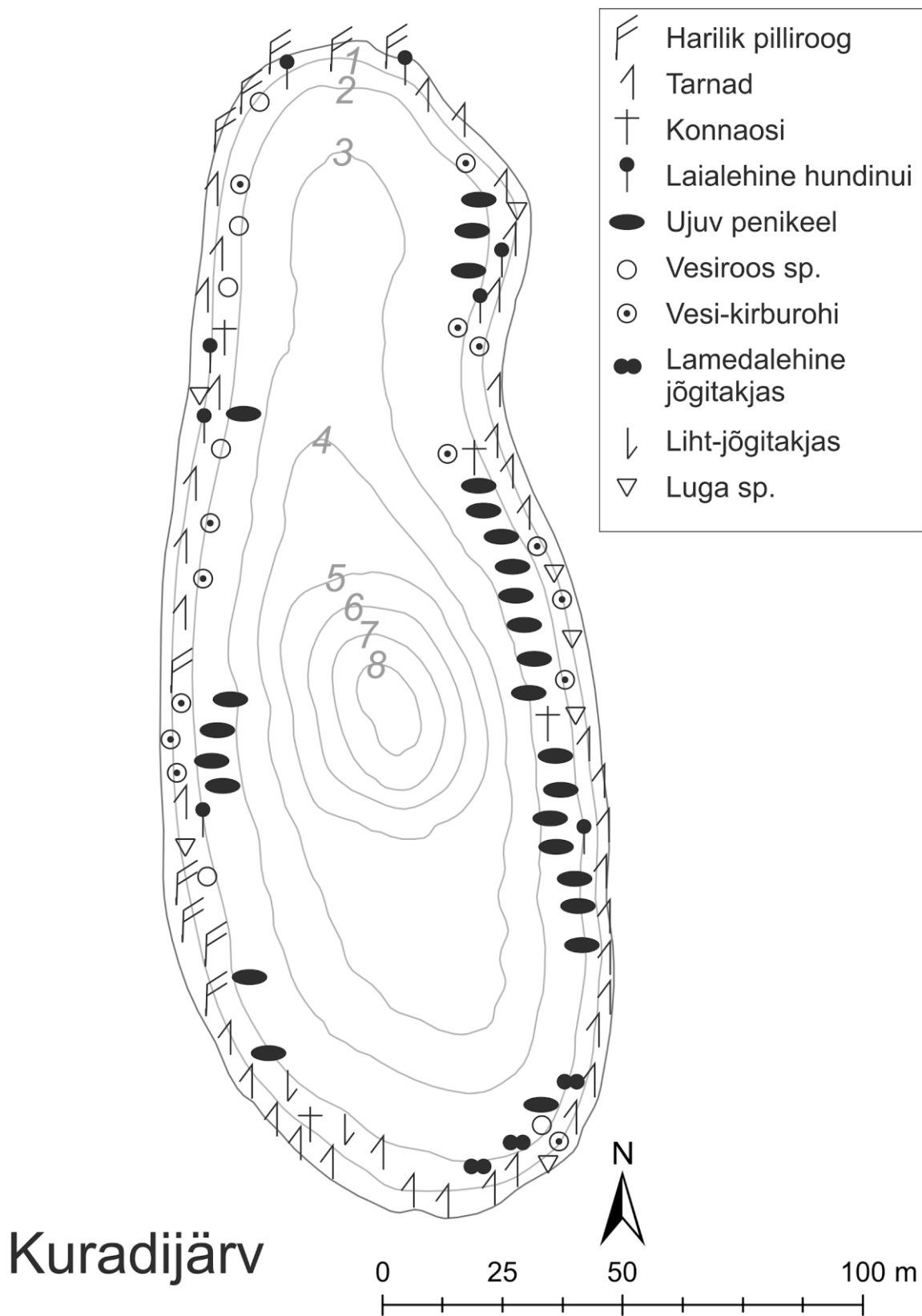


Joonis 4.1.40. Lamedalehised jõgitakjad Kuradijärves (Foto: Marko Vainu).



Joonis 4.1.41. Õitsev lamedalehine jõgitakjas Kuradijärves (Foto: Marko Vainu).

2006. aasta väikejärvede seire aruandes on suurtaimede andmete põhjal Kuradijärve ökoloogiline seisund hinnatud halvaks (Ott 2006). Samas, kui võtta aluseks 2009. aasta pinnaveekogumite ökoloogilise seisundi määramise juhend (Pinnaveekogumite... 2009), kujuneks Kuradijärve seisund 2006. aastal kesiseks. Tuleneb see Kanada vesikatku esinemisest järves (ohtrus 1), kuigi samas muud veesisesed liigid järvest puudusid, mistõttu jääb antud positiivsem hinnang küsitavaks. 2018. aasta uuringu põhjal on järve seisund kesine. Seisundi hinnangule mõjub positiivselt niitrohevetikate puudumine järvest. Varasemalt pole niitrohevetikate ohtrust märgitud, kas põhjuseks on niitrohevetikate puudumine varasemal perioodil või nende määramise nõude puudumine (mis juurutati alles 2009. aasta määрусega), ei ole teada.



# Kuradijärv

Joonis 4.1.42. Kuradijärve taimestik 2018. aasta juulis.

Tabel 4.1.20. Kuradijärve taimestiku seisundinäitajad 2006–2018 (2006 – Väikejärvede seire)

	Sammalde levikusüg. (m)	Kooslus	Lahn-lob ohtrus	Vesik-penik ohtrus	Niitrohevetikad	Koondseisund
2018	-	Ainult ULT	0	VST puudub	0	kesine
2006	-	Ainult ULT	0	1	-	kesine



#### 4.1.3.5. Hüdromorfoloogia

Järve hüdromorfoloogiline koondseisund oli hea, kuigi kalda-ala ja litoraali koondseisund oli kesine (joonis 4.1.43–4.1.47; tabel 4.1.21). Kalda-ala kesise seisundi kõigis proovipunktides tingis tõusnud veetaseme tõttu üleujutatud mullaga kaetud vöönd. Lisaks oli kalda-ala kaldenurk igal pool mõõdukalt järsk ning esines vähest kuni mõõdukat erosiooni. Litoraali seisund kolmes proovipunktis oli kesine eelkõige seal leiduva üleujutatud mulla tõttu. Järve veetase oli 2018. aasta kevadeks tõusnud pärast mitmeaastast madalseisu 1,4 m võrra ning vahepealsetel aastatel kuivaks jäänud järvepõhi oli jõudnud kamarduda ja sellele kasvada maismaataimestik.



Joonis 4.1.43. Kuradijärve hüdromorfoloogilise seisundi määramise proovipunktid

Tabel 4.1.21. Kuradijärve hüdromorfoloogilise seisundi hinnangud 2018. aastal. Seireprotokollid on esitatud Lisas 6

Proovipunkt	Hindepunktid				Seisundiklassid					Koondhinnang	EQR
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	Summa		
Hüdroloogia	22	22	22	22	1	1	1	1	4	1	1
Kaldavöönd	13	12	12	12	1	1	1	1	4	1	1
Kalda-ala	6	6	6	6	3	3	3	3	12	3	0,5
Litoraali	9	11	10	10	2	3	3	3	11	3	0,5
Inimmõju	29	27	27	29	2	1	1	2	6	1	1
										HEA	0,8



*Joonis 4.1.44. Kuradijärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P1.*



*Joonis 4.1.45. Kuradijärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P2.*



*Joonis 4.1.46. Kuradijärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P3.*



*Joonis 4.1.47. Kuradijärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P4.*

#### 4.1.3.6. Natura elupaiga seisund

Loodusdirektiivi järve-elupaikade hinnangu alusel on järve üldine looduskaitse väärtus madal (tabel 4.1.22). Madalad hinnangud tulenevad peamiselt järvetüübile iseloomulike liikide (lobeelia ja lahnarohi) puudumisest ja järve jätkuvatest suurtest veetaseme kõikumistest. Järve esinduslikkus on keskmine tänu 2018. aasta välitöödel järves avastatud üksikutele generatiivsetele lamedalehise jõgitakja taimedele, ilma selle leiuta oleks järve esinduslikkus liiva-alade vähetoiteliste järvena olnud madal. Võrreldes eelmise hindamisega on muutunud looduskaitse seisundi hinnangud funktsioneerimise ja taastamise võimaluste osas ning madalam on ka järve üldise looduskaitse väärtuse hinnang. Järve-elupaikade inventeerimise juhise (Mäemets 2013) järgi ei oleks aga ka varasemate hinnangute järgi järve üldine looduskaitse väärtus saanud olla kõrge, vaid keskmine. Varasema hinnanguga võrreldes on elupaiga funktsioneerimise hinnang 2018. aasta andmetel langenud põhjaveehaardest tingitud madala veetaseme ja veetaseme suurte kõikumiste tõttu. Põhjaveetasel langetavate tegevuste jätkumise tõttu on langenud ka taastamise võimaluste hinnang. Struktuuri säilimise hinnang on jätkuvalt madal, kuna madalas vees on liivane põhi kaetud mudaga.

Tabel 4.1.22 Hinnang Kuradijärvele elupaigatüübi 3110 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaar 2018	Hinnang 2001
Esinduslikkus	C	Lamedalehist jõgitakjat vähe -- mõned taimed	C
Struktuuri säilimine	III	0–1 m vööndis liival mudakirme	III
Funktsioneerimine	IV	Veetaseme ja põhjaveehaarde püsiv muutmine	III
Taastamise võimalused	III	Veetasel ja põhjaveehaaret muutvad tegurid toimivad	II
Üldine looduskaitse väärtus	D		B

#### 4.1.3.7. Järve koondseisund ja seisundi põhjuste analüüs

Kuradijärve ökoloogilist seisundit on väikejärvede seire raames hinnatud varem vaid 2006. aastal (Ott 2006), siis oli see halb (tabel 4.1.23). 2018. aastal oli järve ökoloogiline seisund keskine. Keskine oli kõigi hinnatud elustikurühmade seisund. Suurtaimestiku puhul oli kõigi ülejäänud hinnatud näitajate puhul, peale niitrohevetikate ohtruse, seisund halb. Seetõttu on suurtaimestiku kvaliteedielemendi keskine seisund pigem ülehinnang. Fütoplanktoni puhul olid head vaid klorofüll sisalduse näitajad ning ülejäänud kolmest näitajast kaks olid halval tasemel. Zooplanktoni koosluse seisund oli uuritud järvedest selgelt kõige halvem, seda liigivaesuse, rohketoiteliste tingimustele vastavate liikide rohkuse ja väikesemõõtmeliste keriloomade domineerimise tõttu arvukuses. Füüsikalise-keemilistest näitajatest olid samuti kõik näitajad peale pH kesisel, halval või väga halval tasemel. Lisaks on järve füüsikalise-keemiliste näitajate puhul teisi parameetreid, mille väärtused peegeldavad järve ebasoodsat seisundit (tabel 4.1.24). Seega võib öelda, et Kuradijärve seisund on seisundihindamise metoodika eripäradest tingitult tulnud hinnata tegelikkusest kunstlikult kõrgemaks ning kõiki aspekte arvesse võttes on tegemist uuritud järvedest kõige halvemas seisundis oleva järvega.

Tabel 4.1.23. Kuradijärve ökoloogiline seisund, ökoloogilise seisundi määramisel kasutatavad ja seda toetavad kvaliteedielemendid (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	SUSE	ZOPLA	HYMO	ÖSE
2018	kesine	kesine	kesine	-	kesine	hea	kesine
2006	kesine	halb	kesine	kesine	kesine	-	halb

Tabel 4.1.24. Kuradijärve seisundi peamised probleemid ja nende eeldatavat põhjust

Probleem	Võimalik põhjus
Hapnikupuudus	Põhjavee gradiendi suurenemise tõttu kasvanud hapnikuvaese põhjavee sissevool järve. Kevadise segunemise puudumine või madal intensiivsus?
Väike läbipaistvus	Kõrge produktsioon ja fütoplanktoni suur biomass.
Suur üldfosfori sisaldus	Vabanemine settest hapnikupuuduse käes.
Väga suur üldlämmastiku sisaldus	Pidevad veeõitsengud ja intensiivne õhulämmastiku sidumine.
Fütoplanktoni liikide arvu oluline vähenemine ja vähetoitelisetele järvedele iseloomuliku fütoplanktoni koosluse kadumine.	Troofsuse kasv.
Vähetoitelisetele järvedele iseloomuliku zooplanktoni koosluse kadumine, väga suur keriloomade osakaal biomassis	Troofsuse kasv.

Kokkuvõtlikult on Kuradijärve probleemideks väga suur lämmastikuühendite sisaldus, suur fosforiühendite sisaldus, terav hapnikupuudus, fütoplanktoni vohamine ja vähetoitelisetele järvedele iseloomuliku zooplanktonikoosluse kadumine (tabel 4.1.24). Enim paistab ebasoovitavate ainete (sh. orgaanilise aine) väga kõrge sisaldusega silma järve põhjakiht. Ka vee läbipaistvus on järves madal ning erinevalt Valge-, Liiv- ja Saarejärvest ei ole see seotud suurenenud kollase aine sisaldusega järve ülemistes veekihtides.

Kui Martiska järve läbipaistvus on pärast madalveeperioodi paranenud, siis Kuradijärve puhul pole paranemist toimunud. Erinevalt Martiskast pole Kuradijärves ka ohtrat suurtaimestikku, mis veesambas olevaid toitaineid omastaks ning takistaks fütoplanktoni vohamist. Seetõttu on järve vee läbipaistvus madal suure fütoplanktoni biomassi tõttu.

Järves valitsev tugev hapnikupuudus ei saa järve vee madala orgaanilise aine ja eelkõige huumusainete sisalduse tõttu suuremas osas veesambast olla põhjustatud valgalt sissekantavate huumusainete koguse suurenemisest, nagu seda on ilmselt Valge-, Liiv- ja Saarejärves. Ka orgaaniliste muldade osakaal järve ümbruses on suhteliselt väike (joonis 4.1.48). Seega võib hapnikupuudust sarnaselt Martiska järvele osaliselt selgitada järve suurenenud põhjaveevahetuse kiirus. Järve veetaseme languse 1970ndatel tõi kaasa Vasavere veehaarde rajamine ja sellest tingitud põhjavee alanduslehter (Vainu 2018). Sellega seoses muutus põhjavee voolusuund ning järvest hakati tõmbama vett põhjaveehaarde poole. Samuti muutus oluliselt tugevamaks ka põhjaveetaseme gradient järve kohal. Paiknemine järsemal põhjavee gradiendil tõi ühest küljest kaasa intensiivsema põhjavee väljavoolu järvest, kuid teisest küljest ka intensiivsema sissevoolu ehk kiirendas järve veevahetust. Suurenenud sissevool ei suutnud aga kompenseerida suurenenud väljavoolu ning järve veetaseme langes oluliselt (vt. joonis 4.6.5). Paiknemise tõttu Vasavere veehaardele kõige lähemal, oli järve veetaseme langus ka teistest mõjutatud järvedest suurem. Üldjuhul on veevahetuse kiirenemine järvede gaasirežiimile positiivne, kuna aga põhjavesi sisaldab väga vähe hapnikku, siis selle sissevoolu suurenemine tõi tõenäoliselt kaasa järve hapnikurežiimi halvenemise.

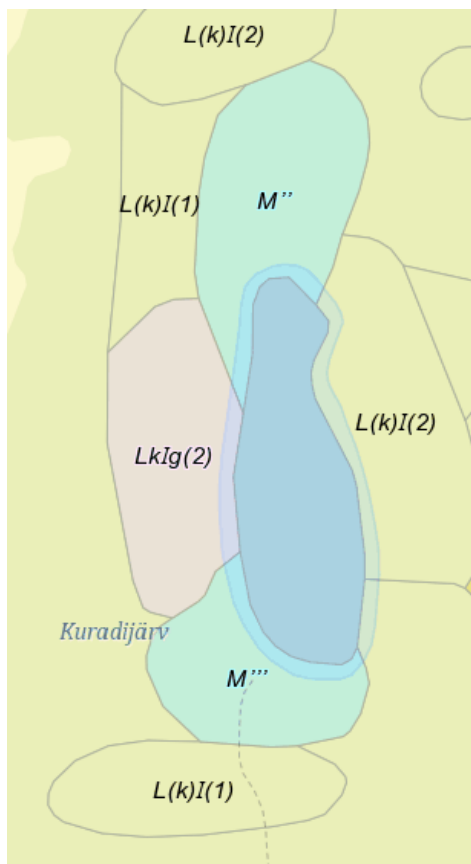
Erakordselt suure üldlämmastiku sisalduse poolest 2018. aasta suvel sarnanes Kuradijärv teiste uuritud järvedega ning see on ilmselt tingitud väga soojast kevadest ja suvest, mis intensiivistas õhulämmastiku sidumist bakterplanktoni poolt. Samas oli Kuradijärves üldlämmastiku sisaldus väga suur ka 2006. aastal, mis viitab sellele, et intensiivsed veeõitsengud on järves sagedasemad. Sarnaselt teistele järvedele oli ka Kuradijärves N:P suhe kõigis proovides üle 16, mis tähendab, et järve produktsiooni piirab fosforisisaldus ja fosforiga rikastumine on järve jätkuva eutrofeerumise seisukohast ohtlikum. Järves leiduv fosfor pärineb tõenäoliselt põhjasetetest, kuhu see on ajapikku akumulunud (vt. ptk. 4.3.3.6) ning on hapnikupuuduse tingimustes hakanud veesambasse tagasi pöörduma.

Juba alates 1980ndatest valitsenud põhjakihi hapnikupuuduse tõttu on üldfosfori sisaldus jõudnud järves kasvada suuremaks kui Valgejärves ja Martiskas, mistõttu on järve seisundinäitajad neist järvedest halvemad. Kuradijärve seisundinäitajad olid 2018. aastal võrreldavad Liivjärvega, mis veel 1980ndatel oli Valgejärve ja Martiskaga sarnases seisundis.

Veetaseme languse poolt käivitatud Kuradijärve troofsuse tõusu esmalt toitainete kontsentratsioonide suurenemise ja seejärel fosfori põhjasettest vabanemise tõttu kinnitavad ka muutused suurtaimestikus. Varasemalt taimestikuaeses järves on hakanud levima ujuv penikeel (ohtrus 3) ja viimastel aastakümnetel on leitud ka kanada vesikatku. Samas jääb selgusetuks üldine suurtaimestiku vaesus, mis võiks olla oluliselt suurema biomassiga arvestades toitainete hulka järves. Ka pelgalt turbasammalde esinemist järves eelmise sajandi keskpaigas ei saa pidada tavapäraseks. Erinevalt Martiska järvest on Kuradijärves seega troofsuse tõusu tõttu suurenenud produktsiooni enda peale võtnud fütoplankton. Zooplanktoni kooslus on aga muutunud kõigist uuritavatest järvedest kõige enam rohketoitelisele järvele iseloomulikuks.

Kuradijärve puhul tuleb juhtida tähelepanu järve põhjakihi füüsikalise-keemiliste parameetrite tugevale erinevusele ülejäänud veesambast. On võimalik, et selline tugevalt kontsentreeritud veekiht on sinna kujunenud järve täieliku segunemise puudumise tõttu. Et 2006. aastal täheldati väikejärvede seire raames 2018. aastale sarnast olukorda, võib segunemine olla lõppenud või nõrgenenud juba aastakümneid tagasi. Kuradijärves toimuvate protsesside täpsemaks mõistmiseks oleks vajalik järve hapniku- ja toitainerežiimi seirata järjepidevamalt. Olemasolevate andmete põhjal jääb järve anomaalse põhjakihi geneesi ja dünaamika endiselt mõistatuseks.

1977. aastal liigitas A. Mäemets Kuradijärve vähetoiteliste järvede hulka, alamtüüpi järve omapära tõttu täpsustamata, nentides, et järv on hakanud muutuma huumustoiteliseks (Mäemets 1977). 1987. aastal liigitas A. Mäemets järve kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliseks järveks (Mäemets 1987). Samal tüpoloogial põhineva määramistabeli järgi (Mäemets & Mäemets 1991) paigutub Kuradijärv 2018. aasta uuringuperioodi näitajate alusel kihistunud pehmeveeliste eutroofsete järvede hulka ja kuulus sinna tegelikult juba ka 1980ndate näitajate alusel. Määramistabeli järgi kuulub järv Martiska järvest erinevasse tüüpi alla kahe-meetrise läbipaistvuse tõttu.



Joonis 4.1.48. Kuradijärve ümbruse mullastikukaart. M – madalsoomuld, L – leede- ja leetunud muld (Maa-amet).

#### 4.1.4. Liivjärv

##### 4.1.4.1. Hüdrokeemia

Järve hüdrokeemiat on uuritud aastail 1937 (Riikoja 1940); 1957, 1958, 1971 (Mäemets 1977); 1980, 1981 (Mäemets 1983); 1986 (Ilomets 1987); 1987 (Ilomets 1989); 1995 (Ott et al. 1995). Käesoleva uuringu käigus kogutud algandmed on esitatud Lisades 2 ja 3.

2018. aastal oli vee **värvus** kollane. 1950ndatel oli vee värvus kollakasroheline kuni heleroheleline, 1937. aastal hele. Järve maksimaalne sügavus uuringuperioodil oli 8,0–7,7 m.

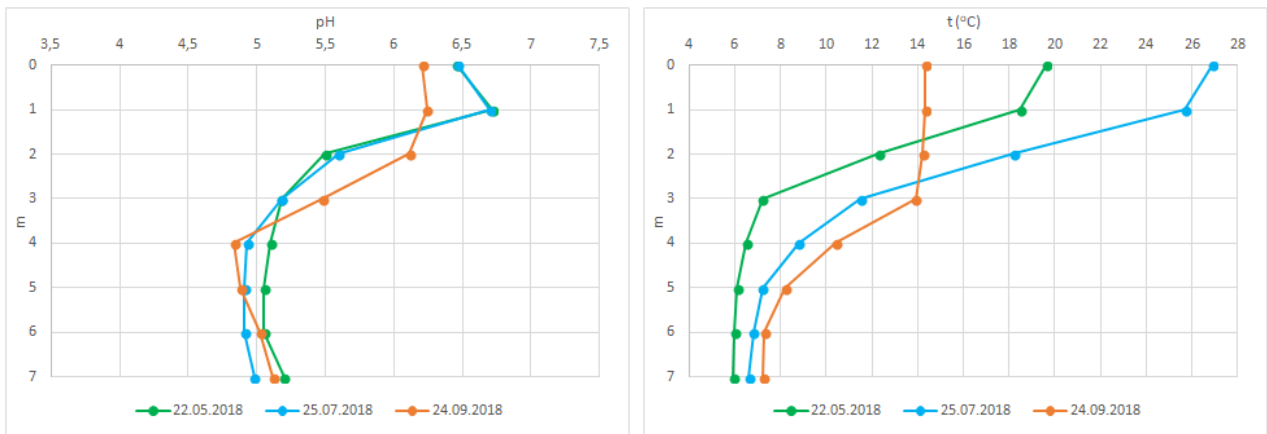
Vee **läbipaistvus** oli 1,0–1,6 m, keskmiselt 1,4 m. Varem on Liivjärv olnud Kurtna järvestiku kõige läbipaistvama veega järv. 1950ndate lõpus oli läbipaistvus 5,2–6,6 m. Veel 1980. aasta juulis oli see väga heal tasemel ehk 6,0 m, kuid 1981. aasta juuliks oli juba langenud 3,4 m ehk hea tasemeni. Samas erinevalt Martiska ja Kuradijärvest püsis läbipaistvus hea 1990ndate keskpaigani, olles 1986. aasta juulis 3,6 m, 1987. aasta juulis 4 m ning 1995. aasta juulis 3,1 m. Seega on läbipaistvuse muutus Liivjärves toimunud kahe-etapiliselt. Esmalt vähenes läbipaistvus 1980ndate alguses väga healt tasemelt hea tasemeni. Läbipaistvus püsis läbi 1980ndate ja 1990ndate alguses sarnaselt Valgejärvega heal tasemel, samal ajal kui Martiska ja Kuradijärves see 1980ndate teises pooles vähenes. Teine oluline läbipaistvuse langus healt tasemelt halvale tasemel toimus Liivjärves 1990ndatel ja 21. sajandi alguses. Seega on Liivjärve läbipaistvuse muutus viimasel kolmekümnel aastal olnud sarnane Valgejärvele.

**Kollase aine sisaldus** oli pinnalt põhjani suhteliselt suur 14–19 mg/l, keskmiselt 16 mg/l ning sügavuse suurenedes see oluliselt ei muutunud. Kollase aine kogus näitab järve suurt huumusainete sisaldust. Varasemad andmed kollase aine sisalduse kohta puuduvad.

**Orgaanilise aine üldsisaldus** oli mais suur, kusjuures kõige kõrgem oli see pinnakihi –  $KHT_{Cr}$  50 mgO<sub>2</sub>/l, kõige väiksem hüppekihi 35 mgO<sub>2</sub>/l ja põhjas nende vahepealne 41 mgO<sub>2</sub>/l, keskmiselt 42 mgO<sub>2</sub>/l. Juulis 1981 oli orgaanilise aine üldsisaldus nii pinna- kui põhjakihi kaks korda väiksem –  $KHT_{Cr}$  vastavalt 26 ja 24 mgO<sub>2</sub>/l. 1950ndatel oli dikromaatne oksüdeeritavus järves aga veelgi madalam, 11 mgO<sub>2</sub>/l (Mäemets & Mäemets 1967). **Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine** hulk oli 2018. aastal samuti suur (keskmiselt 16 mgO<sub>2</sub>/l) ning pinnalt põhjani sarnane, juulis oli  $KHT_{Mn}$  17–18 mgO<sub>2</sub>/l ja septembris veidi väiksem 13–16 mgO<sub>2</sub>/l. 1950ndatel oli järves kergestilagunevat orgaanilist ainet oluliselt vähem kui 2018. aastal,  $KHT_{Mn}$  oli 4–6 mgO<sub>2</sub>/l. Sarnane sisaldus saadi ka 1937. aasta juulis – 5 mgO<sub>2</sub>/l. Seega on nii järve kergesti oksüdeeruva kui ka kogu orgaanilise aine hulk mitmekordistunud. Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine hulga pikaajaline kasv indikeerib huumusainete suurenenud sissekannet järve. Samas oksüdeeritavusprotsent võrreldes 1950ndatega oluliselt muutunud ei ole ning püsib 40% lähedal, mis tähendab, et huumusained kogu järve orgaanilises aines ei domineeri. Järelikult on orgaanilise aine kogus kasvanud ka järvesisese produktsiooni tõusmise tõttu.

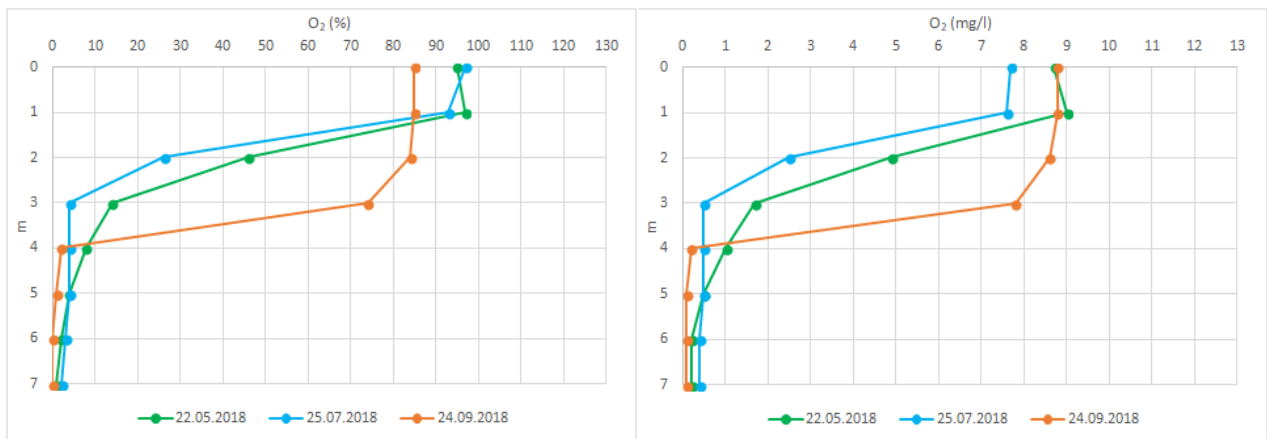
Vesi oli 2018. aastal **kergelt happeline kuni happeline** (joonis 4.1.49). pH oli vahemikus 4,8 (septembris nelja meetri sügavusel) – 6,7 (mais ühe meetri sügavusel), kolme limnoloogilise kihi keskmisena 5,6. pH oli igal mõõtmiskorral kõige kõrgem ühe meetri sügavusel ning langes sügavuse suurenedes. Kõige madalam oli pH mais ja juulis 4–6 m ning septembris 4 m sügavusel. Vahetult järve põhja lähedal pH aga taas veidi tõusis. Pinnakihi varieerus pH vahemikus 6,2–6,5. 1986. aastal oli järve pinnakiht neutraalne, pH oli 7,2, 1981. aasta juulis nõrgalt aluseline pH 7,9 ning 1950ndatel neutraalne kuni nõrgalt aluseline, 7,1–8,0 ja 1937. aastal nõrgalt aluseline, pH 7,5. Seega ka Liivjärv oli 2018. aastal varasemast oluliselt happelisema veega.

Järv oli mais ja juulis **termiliselt** tugevalt kihistunud, temperatuurierinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli mais 13,7 °C ja juulis 20,3 °C (joonis 4.1.49). Septembris oli temperatuurierinevus oluliselt väiksem, vaid 7,1 °C. Mais ja juulis oli temperatuuri hüppekiht 2 m sügavusel, septembris 4 m sügavusel. Ka juulis 1981 oli järv tugevalt kihistunud, temperatuurierinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli 11,4 °C. Juunis 1958 oli vesi aga nõrgalt kihistunud, pinna- ja põhjakihi erinevus oli 7,7 °C.



Joonis 4.1.49. pH (vasakul) ja veetemperatuuri (paremal) vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Hapnikuolud** järves olid väga halvad. Pinnakiht oli kõigil uuringukordadel hapnikuga kergelt alaküllastunud (85–97%) (joonis 4.1.50). Hüppekiht oli kõigil kuudel hapnikuga tugevalt alaküllastunud, mais 46%, juulis 26% ning septembris langes hapniku küllastusaste hüppekihis 74%-lt 2%-le. Põhi oli kõigil kuudel peaaegu (mai ja juuli 1–2%) või täielikult anaeroobne (september 0%). Mais ja septembris langes hapniku küllastusaste alla 10% alates 4 meetrist, juulis alates 3 meetrist. 1986. aasta juulis oli järve põhjas hapnikku 1,7 mg/l. Küllastusastmena väljendudes ei saanud see olla vähem kui 10%. 1981. aasta juulis oli järve põhjas hapniku küllastusaste aga 5%. Seega on järve hapnikuolud 30 aastaga selgelt halvenenud. 1950ndatel aastatel olid järve hapnikuolud oluliselt paremad ning põhjalähedase veekihi küllastusaste hapnikuga oli 55%.

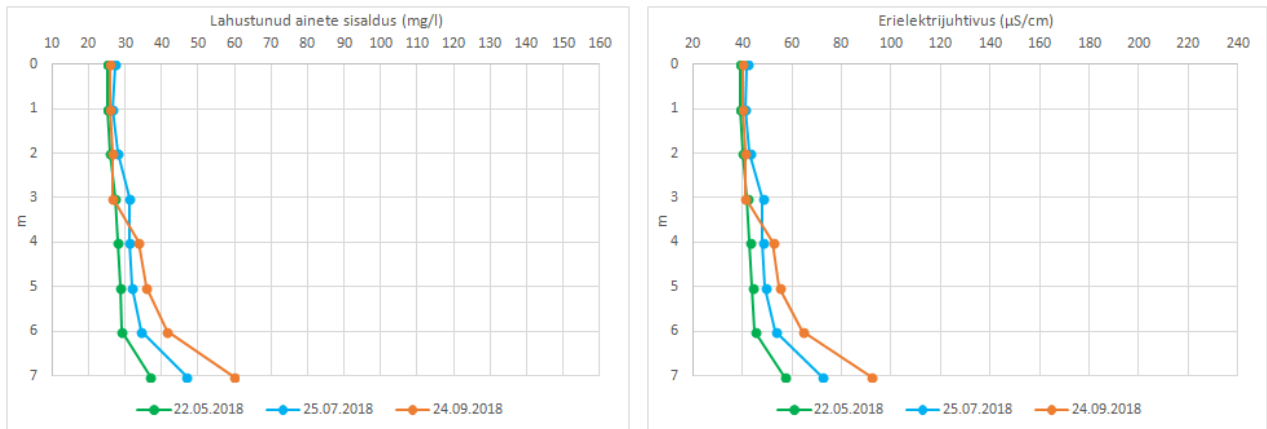


Joonis 4.1.50. Hapniku küllastusastme (vasakul) ja hapnikusisalduse (paremal) vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Vee **aluselisus** oli väga madal 0,30–0,35 mg-ekv/l, põhjakihis septembris ka 0,55 mg-ekv/l. Varasemad andmed näitavad, et aluselisus on järves olulisel määral kõikunud. Kui 1995. ja 1987. aasta suvel oli pinnakihi aluselisus tänapäevale sarnane – 0,35–0,4 mg-ekv/l, siis 1981. aasta juulis oluliselt kõrgem – 1,0 mg-ekv/l. 1971. aastal võetud talvistes veeproovides oli aluselisus veelgi kõrgem 1,8–2,0 mg-ekv/l. Samas 1950ndatel oli aluselisus pinnakihis sarnane tänapäevasele ehk 0,4–0,5 mg-ekv/l ning 1937. aasta augustis eriti madal – 0,1 mg-ekv/l. **Sulfaate** leiti mais pinna- ja põhjakihist vähe, 5 mg/l. 1987. aasta juulis oli sulfaate oluliselt rohkem – 34 mg/l ning 1937. aasta juulis sama vähe kui tänapäeval – 5 mg/l. **Kloriide** leiti 2018. aasta mais vähe 0,9–1,1 mg/l. Aastatel 1983–1986 oli pinnakihi kloriidisisaldus veidi suurem, 1,6–2,7 mg/l. **Kaltsium**isisaldus oli 2018. aastal pinna- ja põhjakihis sarnane 6–7 mg/l. Viimati määrati kaltsiumi järve pinnakihis 1986.–1987. suvekuudel, siis oli tänapäevast oluliselt suurem 22 mg/l. 1937. aasta augustis oli kaltsiumisisaldus aga oluliselt väiksem kui tänapäeval – 1 mg/l. **Magneesium**isisaldus oli 2018. aastal pinnakihis 0,9–1,0 mg/l, ka seda on oluliselt vähem kui aastatel 1986–1987, mil seda oli 12,4 mg/l. 1937. aasta augustis oli magneesiumi sama palju kui 2018. aastal ehk 1,0 mg/l. **Lahustunud ainete üldsisaldus** oli enamikus veesambast väga väike 25–36 mg/l, kasvades mõnevõrra sügavuse suurenedes ning vaid põhja



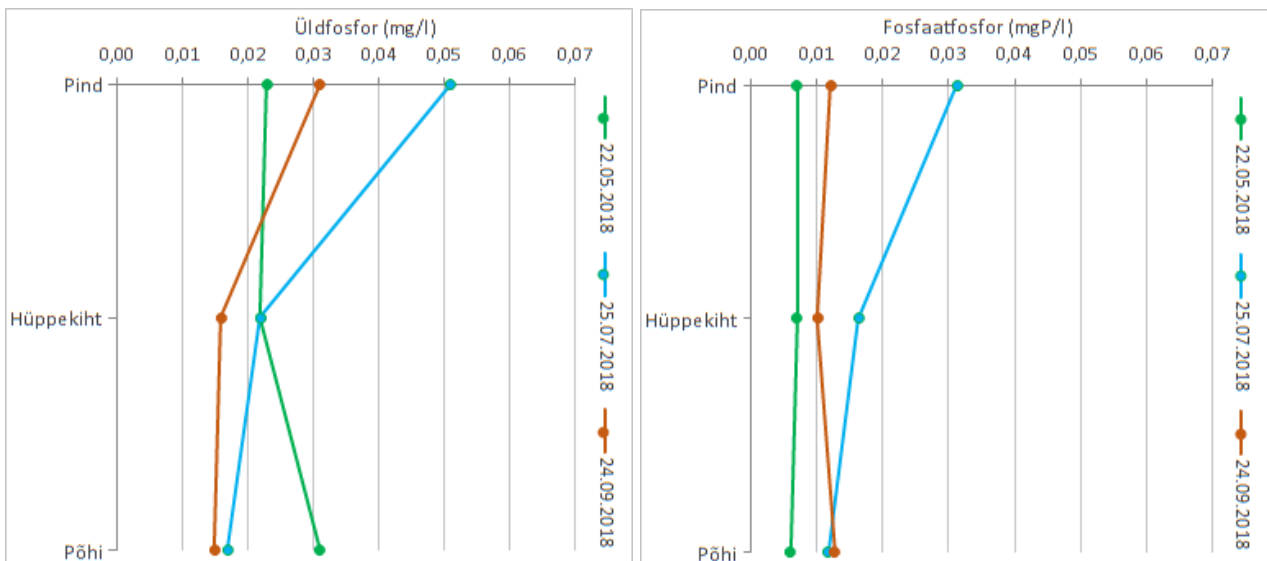
lähedal oli see vahemikus 37–60 mg/l (joonis 4.1.51). Suurim väärtus mõõdeti septembris. 1950ndatel aastatel tuvastati järve pinnakihis tänapäevast veidi suurem mineraalainete sisaldus – 55 mg/l. Samas aastal 1937. saadi järve pinnakihi mineraalainete sisalduseks kõigest 9 mg/l.



Joonis 4.1.51. Lahustunud ainete sisalduse (vasakul) ja erielektrijuhtivuse vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Vee erielektrijuhtivus oli samuti enamikus veesambas väga madal, vahemikus 39–55 µS/cm, suurenedes pinnalt põhja suunas ja oli põhjas vahemikus 57–92 µS/cm (joonis 4.1.51). Elektrijuhtivust pole varem Liivjärve veest mõõdetud.

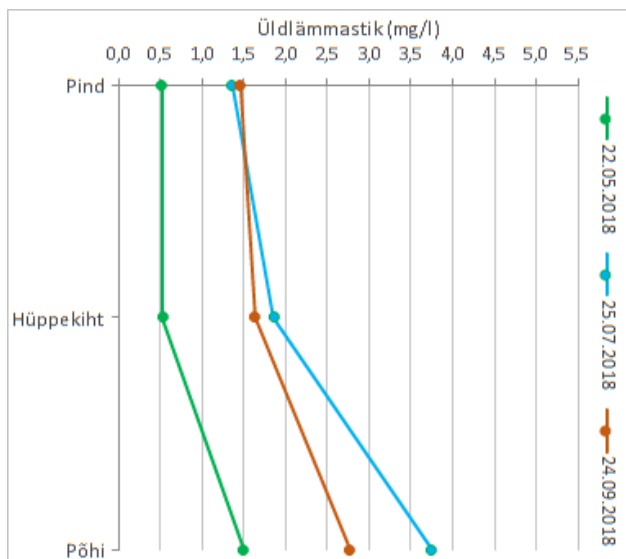
**Üldfosfori** sisaldus varieerus järves uuringuperioodi jooksul ja erinevate kihtide vahel oluliselt väiksest kuni suureni, 0,015–0,051 mg/l, keskmine üldfosfori sisaldus oli 0,025 mg/l (mesotroofne tase) (joonis 4.1.52). Mais oli fosforisisaldus pinna- ja hüppekihis keskmine (0,022–0,023 mg/l) ning põhjakihis suur (0,031 mg/l). Samas juulis oli just pinnakihi fosforisisaldus väga suur (0,051 mg/l) ning see vähenes sügavuse suurenedes ja oli põhjakihis väike (0,017 mg/l). Sarnane kihistus oli ka septembris, mil pinnakihis oli see endiselt suur, 0,031 mg/l ning põhjakihis oli vähenenud 0,015 mg/l-ni. Sarnaselt teistele uuritud järvedele, oli ka Liivjärve vee fosforisisaldus kõige väiksem just septembris. Varem on järve üldfosfori sisaldust mõõdetud ainult 1987. aasta suvel, siis oli seda pinnakihis kõigest 0,003 mg/l. Seega on järve fosforisisaldus 30 aastaga oluliselt suurenenud.



Joonis 4.1.52. Üldfosfori (vasakul) ja fosfaatfosfori (paremal) vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Fosfaadi** kujul olevat fosforit oli järves mais vähe, 0,006–0,007 mgP/l (joonis 4.1.52). Juulis oli seda kõigis kihtides rohkem ning pinnakihis palju, 0,031 mgP/l. Kuid ka põhjas oli fosfaatfosfori kontsentratsioon suurenenud 0,012 mgP/l. Septembris oli fosfaatfosfori jaotus järve veesambas taas ühtlasem ja ka sisaldus väiksem, varieerudes vahemikus 0,010–0,013 mgP/l. Sarnaselt teistele järvedele suurenes fosfaatfosfori osakaal üldfosforist maist septembrini kõigis kihtides, erandiks oli vaid järve pinnakiht juulis. Augustis 1937 oli fosfaatfosfori sisaldus pinnakihi vees 0,018 mgP/l.

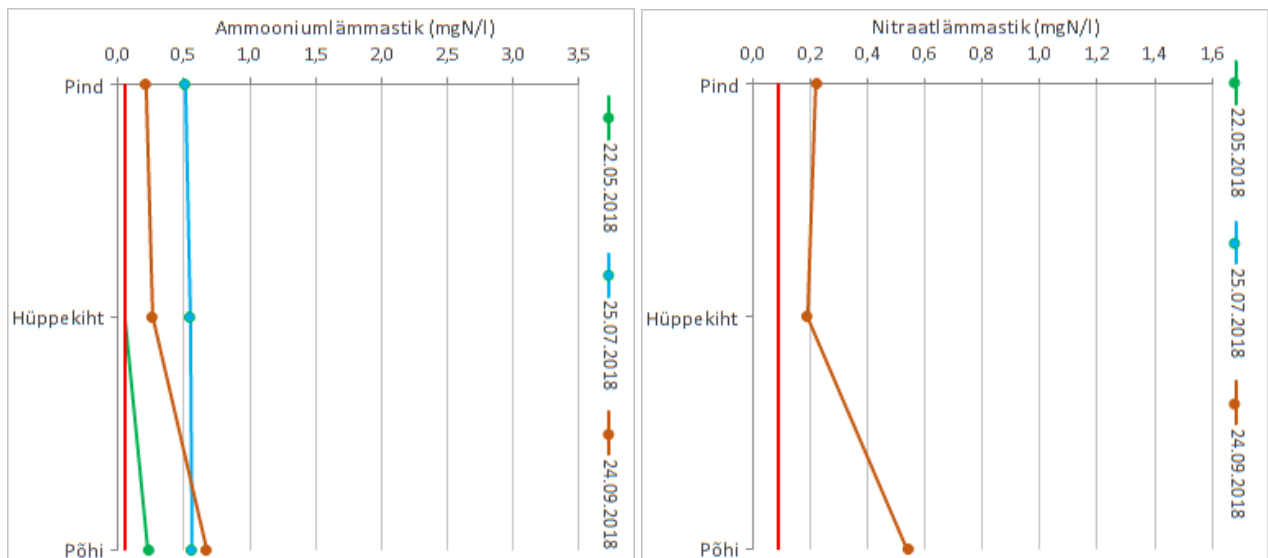
**Üldlämmastiku** sisaldus oli mais pinna- ja hüppekihis keskmine 0,52–0,53 mg/l ning põhjakihis suur 1,5 mg/l (joonis 4.1.53). Sarnaselt teistele järvedele oli see juulis ja septembris suurenenud kogu veesambas oluliselt, jäädes vahemikku 1,4–3,8 mg/l. Keskmine üldlämmastiku sisaldus kogu uuringuperioodi koha oli 1,7 mg/l. Nii juulis kui septembris kasvas üldlämmastiku sisaldus pinnalt põhja suunas sujuvalt, olles juulis pinnal 1,4 mg/l ning põhjas 3,8 mg/l ning septembris pinnal 1,5 mg/l ja põhjas 2,8 mg/l. Juulis 1987 saadi pinnakihi üldlämmastiku sisalduseks 0,70 mg/l.



Joonis 4.1.53. Üldlämmastiku vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mineraalsetest lämmastikuühenditest domineeris orgaanilise lämmastiku lagundamisel ja anaeroobsetes tingimustes moodustuv **ammooniumlämmastik** (joonis 4.1.54). Kui mais leidis seda märkimisväärses koguses vaid järve põhjas 0,23 mgN/l, siis juulis ja septembris juba ka pinna- ja hüppekihis. Juulis oli ammooniumlämmastikku pinnast põhjani vahemikus 0,51–0,56 mgN/l. Septembris oli seda pinna- ja hüppekihis vähem, 0,21–0,26 mgN/l, kuid põhjakihis veelgi rohkem – 0,67 mgN/l. Ammooniumlämmastiku puhul hinnatakse suureks sisaldust juba alates 0,02 mgN/l ning üle 0,1 mgN/l väga suureks (Ott 2016).

Nitraatlämmastikku oli järves olulisemas koguses vaid septembris (joonis 4.1.54). Pinna- ja hüppekihis oli seda keskmiselt, 0,19–0,22 mgN/l ning põhjakihis palju, 0,54 mgN/l. Samas jäi igas proovis ammoonium- ja nitraatlämmastiku osakaal selgelt alla poole kogulämmastikust.



Joonis 4.1.54. Ammooniumlämmastiku (vasakul) ja nitraatlämmastiku (paremal) vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris. Punane joon tähistab määramispiiri.

Liivjärve vee seisund oli pH (5,5) järgi väga hea, üldfosfori sisalduse (0,025 mg/l) järgi kesine, läbipaistvuse (1,4 m) järgi halb ja üldlämmastiku sisalduse (1,7 mg/l) järgi väga halb (tabel 4.1.25).

Tabel 4.1.25. Liivjärve füüsikalise-keemilised seisundinäitajad ja orgaanilise aine sisalduse näitajad 1950–2018

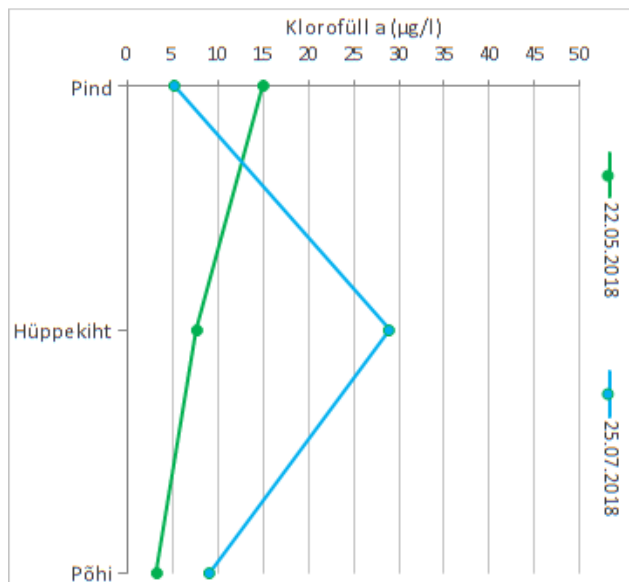
	pH	Läbipaistvus (m)	Üldfosfor (mg/l)	Üldlämmastik (mg/l)	Koondseisund	KHT <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	KHT <sub>Mn</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Kollane aine (mg/l)
<b>2018</b>	5,6	1,4	0,025	1,7	kesine	42	16	16
<b>1980ndad<sup>1</sup></b>	7,2	4,0	0,003	0,7	hea	25	-	-
<b>1950ndad<sup>2</sup></b>	7,6	5,9	-	-	-	11	5	-

<sup>1</sup>1980ndatel on Püld, Nüld ja Lp puhul kasutatud ühe 1987. aasta juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Mäemets et al. 1989), pH puhul 1986. juulikuise pinnakihi proovi andmeid (Ott et al. 1987) ning KHT<sub>Cr</sub> puhul 1981. aasta juulikuiseid keskmisi (Mäemets & Mäemets, 1991).

<sup>2</sup>1950ndate puhul on kasutatud olemasolevate andmete keskmisi.

#### 4.1.4.2. Fütoplankton

Keskmine klorofüll a sisaldus Liivjärve veesambas oli keskmine ehk 12 µg/l, keskmine klorofüll a sisaldus järve pinnakihis oli väikese ja keskmise piiril – 10,2 µg/l. Väiksem oli klorofüll a sisaldus mais, siis langes see sujuvalt pinnalt (15 µg/l) põhjani (3,3 µg/l) (joonis 4.1.55). Juulis oli selle sisaldus pinna- ja põhjakihis väike <10 µg/l ning hüppekihis keskmise ja suure piiril – 29 µg/l. Varem on järve klorofüll a sisaldust määratud 1995., 1987. ja 1981. aastal ning siis oli see alati väike (tabel 4.1.26).



Joonis 4.1.55. Klorofüll a vertikaalne jaotus Liivjärves 2018. aasta mais ja juulis.

Valgejärve biomassi oli vegetatsiooni perioodil väike (2 g/m<sup>3</sup>), vaid juulis hüppekihis suurem – 3,8 g/m<sup>3</sup>. Varasemad uuringud on kirjeldanud kuni 21 liiki, 2018. aastal registreeriti loendusproovides 15 liiki. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal kuni keskmine (2,7).

Maikus domineerisid biomassilt koldvetikad *Dinobryon* sp., ränivetikad *Cyclotella* sp. ja vaguviburvetikas *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*. Juulikuus domineerisid tativetikas (*Gonyostomum semen*), ränivetikad (*Cyclotella* sp.), koldvetikad *Uroglena* sp. ja mitmed ikkesvetikad (*Staurodesmus triangularis*, *Staurastrum anatinum* var. *denticulatum*); septembris olid esindatud koldvetikad ja ikkesvetikad. Läbivalt olid arvukad mitmed sinivetikad (*Merismopedia warmingiana*, *Aphanocapsa holsatica*, *Aphanothece minutissima*, *Anabaena* sp.), kuid oma üliväikeste mõõtmete tõttu nad suurt biomassi ei moodustanud.

Liivjärve fütoplanktonit on varasemalt vähe uuritud - 1980ndatel ja 1990ndatel. Viimastel andmetel domineeris Liivjärves *Anabaena lemmermannii*, *Uroglena* sp., *Dinobryon sociale*, *D. divergens* *Ceratium hirundinella*. 2018. aastal ei täheldatud viimase leidu. Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.26. Käesoleva uuringu raames saab öelda, et järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel on hea.

Tabel 4.1.26. Liivjärve fütoplanktoni üldnäitajad 1981–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 3 (klorofüll) ja Lisas 4

	Veesamba Chl a (mg/l)	Pinnakihi Chl a (mg/l)	FKI	Kooslus	Pielou ühetaolisuse indeks	Koondseisund	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Liike proovis
2018	11,6	10,2	2,7	hea	0,64	hea	2	15
1995 <sup>1</sup>	6,7	5,0	6,6				0,1	18
1987 <sup>2</sup>	-	3,4	2,6	-	-	-	1,2	21
1981 <sup>3</sup>	5,5	-	-	-	-	-	9,1	-

<sup>1</sup>Ideon & Pöder (1996) <sup>2</sup>Mäemets et al. (1989) ja Ideon & Pöder (1996); <sup>3</sup>Ott et al. (1987)

#### 4.1.4.3. Zooplankton

Liivjärve juulikusist veeproovist määrati 10 zooplanktoni taksonit. Zooplanktoni arvukus oli suvel järves kõrge, biomass madal (vastavalt  $336 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,1 g/m<sup>3</sup>). Septembris võetud proovidest määrati 10 zooplanktoni taksonit ning nii zooplanktoni arvukus oli keskmine ning biomass madal (vastavalt  $70 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 0,5 g/m<sup>3</sup>).

Arvukuselt domineerisid suvel vesikirbulised (71% kogu arvukusest, taksonid 4) ning sügisel esinesid kõik rühmad enam-vähem võrdselt (tabel 4.1.27). Aerjalaliste fauna oli esindatud kahe Eesti väikejärvedes esineva perekonnaga – *Mesocyclops* sp. ja *Cyclops* sp. Aerjalaliste arvukuses oli suurim osa vähikvastsetel (juulis 68% ja septembris 75% rühma arvukusest). Keriloomade hulgas määrati kolm taksonit: *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra* spp., ja *Keratella cochlearis*, kellest suurima osakaaluga oli nii suvel kui sügisel *Asplanchna priodonta* (vastavalt 75% ja 41%). Vesikirbuliste faunas määrati neli taksonit: *Bosmina longispina*, *Bosmina* sp., *Ceriodaphnia* sp. ja *Diaphanosoma brachyurum*. Arvukaim oli nii suvises kui ka sügisestest proovides *Bosmina longispina* (vastavalt 50% ja 67% rühma arvukusest).

Biomassilt domineerisid keriloomad, keda esines nii suvises kui ka sügisestest proovides üle 97% kogu zooplanktoni biomassist (tabel 4.1.27). Domineerivaim takson oli *Asplanchna priodonta*.

Oligo-mesotroofseuse indikaatorliikidest tuvastati *Bosmina longispina* ja *Diaphanosoma brachyurum*. Meso-eutroofseuse indikaatorliike ei tuvastatud, kuid neid võis olla liigini määramata jäänud taksonite, eelkõige *Polyarthra* spp. hulgas. Liigini määratud indikaatorliikide alusel arvatud eutroofseuse ja oligotroofseuse indeksi järgi oli järv oligotroofses seisundis.

Varem on Liivjärve zooplanktonit uuritud aastatel 1957–1987 kaheksal korral (Mäemets et al. 1987a; Ott et al. 1995). Hilisemad võrdlusandmed aga puuduvad. Eelmiste uuringute käigus registreeriti enamasti vähe kuni mõõduka toitelisusega järvedele iseloomulik *Holopedium-Daphnia cristata-Bosmina longispina* kooslus (Ott et al. 1995). Nendest kõige oligotroofsemaid tingimusi eelistav *Holopedium gibberum* mõningatel kordadel (eriti 1980ndate keskel) ka puudus. Neil kordadel valitses järves veidi toitainerikkamat keskkonda indikeeriv *Heterocope appendiculata-Daphnia cristata* kooslus (Mäemets et al. 1987b). 1987. aastal hinnati Liivjärv koos Valge- ja Ahnejärvega uuritud 14 Kurtna järvestiku järvest zooplanktoni järgi kõige oligotroofsemateks (Mäemets et al. 1989). Käesoleva uuringu käigus registreeriti neist liikidest vaid *Bosmina longispina*. Seega on järve zooplanktonikooslus viimase 30 aastaga oluliselt muutunud ning vaesunud eelkõige madala troofslävega liikide poolest. Teisalt pole järve teadaolevalt lisandunud ka meso-eutroofseid või eutroofseid tingimusi eelistavaid planktereid ning koorikloomade fauna on endiselt üsna liigirikas. Mõnevõrra negatiivseks arenguks on aga keriloomade tugev domineerimine biomassis (tabel 4.1.27). Sarnaselt enamikule teistele uuritud järvedele, moodustus suur keriloomade biomass eelkõige suuremõõtmelise *Asplanchna priodonta* rohkuse tõttu, mis tõenäoliselt on seotud tativetika *Gonyostomum semen* õitsenguga järves, kuna tegemist on ühe vähestest zooplankteritest, kes tativetikast toituda saab. Zooplankterite väga madal keskmine mass suvel on samuti pigem negatiivne näitaja. Tingitud oli see väikesemõõtmeliste vesikirbuliste suurest suvisest arvukusest, mis sügiseks oluliselt taandus, näidates lisaks ka koosluse ebastabiilsust. Nii vesikirbuliste kui aerjalaliste arvukuses selge dominandi olemasolu näitab kõigele eelnevale lisaks täiendavalt koosluse ebasoodsat seisundit. Seetõttu tuleb Liivjärve seisund zooplanktoni alusel hinnata napilt kesiseks.

Tabel 4.1.27. Liivjärve zooplanktoni üldnäitajad 1957–2018. 2018. aasta uuringu andmed on esitatud ka Lisas 4

	Taksonite arv (sh. koorikloomi)	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Cop %A	Clad %A	Rot %A	Cop %BM	Clad %BM	Rot %BM	ZE	ZO	Keskmine mass (g)
2018.09	10 (7)	70	0,5	29	32	39	0,7	1,9	97,4	0,14	21	0,007
2018.07	10 (7)	337	0,1	15	71	14	<0,1	<0,1	99,9	0,14	21	0,0003
1987.07 <sup>1</sup>	-	114	0,9	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,008
1986.07 <sup>2</sup>	-	110	0,8	41	8	51	-	-	-	0,1	-	0,007
1981.07 <sup>2</sup>	-	159	2,8	36	45	19	-	-	-	0,8	-	0,018
1980.07 <sup>2</sup>	-	113	2,2	30	61	9	-	-	-	0,2	-	0,019
1960.06 <sup>2</sup>	-	65	1,9	48	42	10	-	-	-	0,4	-	0,029
1959.08 <sup>2</sup>	-	77	1,3	23	52	25	-	-	-	0,8	-	0,017
1958.08 <sup>2</sup>	-	217	1,6	12	9	79	-	-	-	0,3	-	0,007
1957.08 <sup>2</sup>	-	13	0,1	3	51	46	-	-	-	0,2	-	0,008

<sup>1</sup>Mäemets et al. (1989); <sup>2</sup>Mäemets et al. (1987a)

#### 4.1.4.4. Suurtaimestik

Liivjärve iseloomustab veesisese taimestiku puudumine ja väga vähene ujulehtedega taimede ohtrus. Märkimisväärne on lamedalehise jõgitakja üksikute isendite leidumine. Sageli esines niitvetikaid. Liiginimekiri on esitatud Lisas 5.

- Kaldataimed: 6 liiki. Dominandid: pudeltarn
- Ujulehtedega ja ujutaimed: 2 liiki. Dominandid: -
- Veesisesed taimed: -. Dominandid: -

Liivjärve suurtaimestikku on varasemalt uuritud aastatel 1936, 1959, 1968, 1976, 1980, 1981 ja 1985. Varasemad uuringud (kuni 1980ndateni) on olnud kas põgusad või uuritud on vaid osa järvest. Märkimisväärne on looduskaitsealuse järv-lahnarohu leidumine uuringute esimestel aastakümnetel alates 1936. aastast. Lahnarohu ohtruseks hinnati 1959. aastal 3 palli ja 1968. aastal 2 palli. 1968. leidis järves kanada vesikatku, konnaosja, laialehist hundinua ja jõgitakjat. 1976. aastal domineerisid kaldataimestikus tarnad ja leidis ulatuslikult järv-lahnarohu, mis aga juba 1980. uuringul järvest puudus. 1980. aastatel levis järves ulatuslikult mändvetikas (ohtrus 4), leidis ujuvat penikeelt ja kanada vesikatku ohtrus oli tõusnud 2 pallini. Lisaks leidis järves ka lamedalehist jõgitakjat, mille ohtrus ulatus 1985. aastal 3 palli. 2018. aastal domineeris kaldataimestikus pudeltarn (ohtrus 5), leidub ohtralt konnaosja (ohtrus 3) ja vähesel määral pilliroogu (joonis 4.1.58). Lamedalehise jõgitakja levik on oluliselt vähenenud, leidsid vaid üksikud generatiivsed isendid järve põhjaosas (joonis 4.1.56). Veesisene taimestik, sh. mändvetikad oli täielikult taandunud. Hulgaliselt leidis aga niitrohevetikat (ohtrus 4) (joonis 4.1.57).

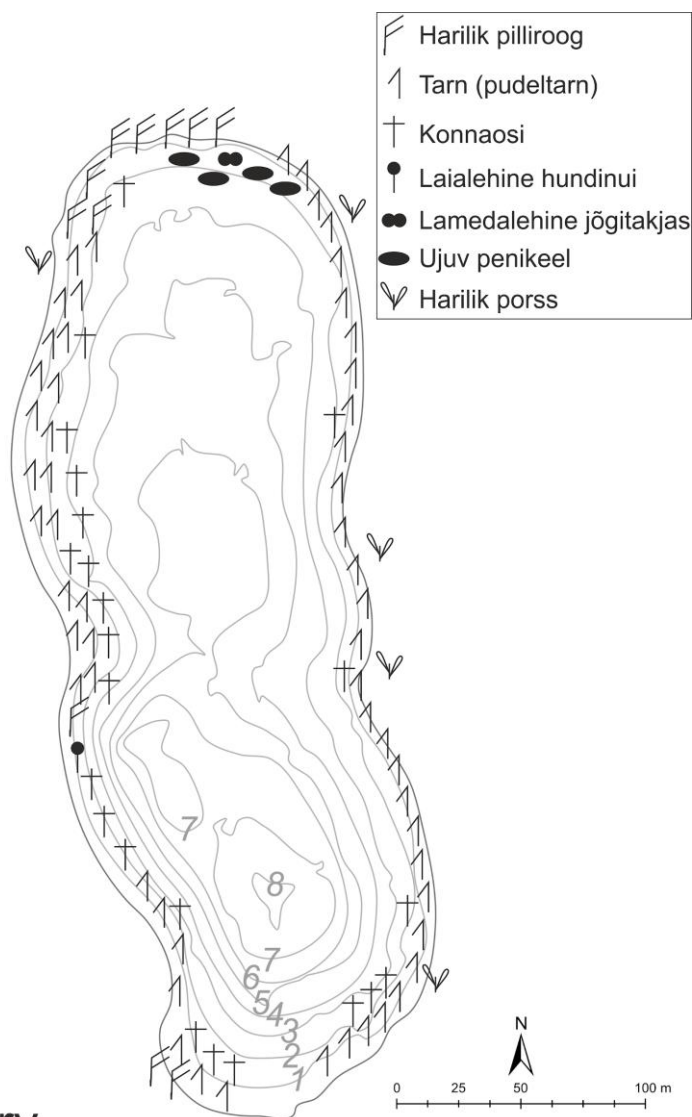


Joonis 4.1.56. Lamedalehine jõgitakjas Liivjärves (Foto: Marko Vainu).



Joonis 4.1.57. Niitrohevetikad Liivjärve kukkunud puul (Foto: Marko Vainu).

Varem ei ole järve ökoloogilist seisundit suurtaimestiku alusel hinnatud. 2018. aasta suurtaimestiku andmete põhjal on Liivjärve ökoloogiline seisundiklass halb (tabel 4.1.28). Järve seisund tuli lugeda halvaks kvaliteedielementide põhjal: järves puuduvad samblad, veesisene taimestik ja lobeelia-lahnarohu kooslus ning levib niitrohevetikas. Seega sisuliselt on järvest kadunud kõik pehme- ja heledaveelisele järve taimestikule iseloomulikud tunnused.



## Liivjärv

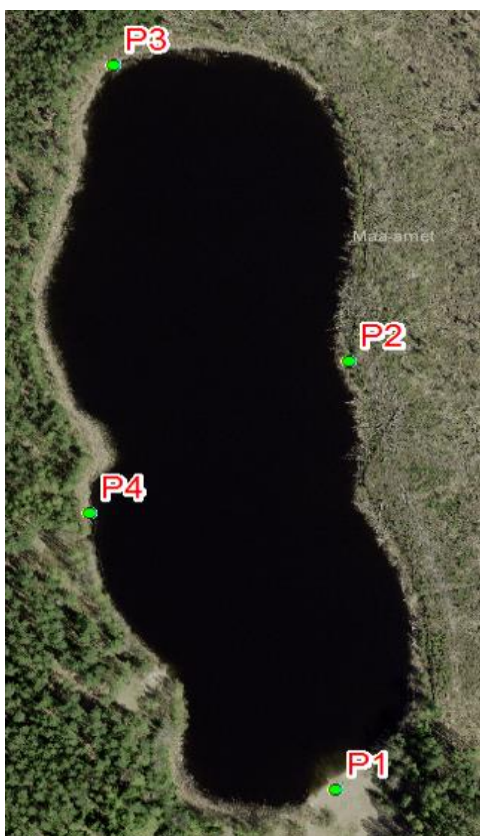
Joonis 4.1.58. Liivjärve taimestik 2018. juulis.

Tabel 4.1.28. Valgejärve taimestiku seisundinäitajad 2018.

	<b>Sammalde levikusüg. (m)</b>	<b>Kooslus</b>	<b>Lahn-lob ohtrus</b>	<b>Vesik-penik ohtrus</b>	<b>Niitrohevetikad</b>	<b>Koondseisund</b>
<b>2018</b>	0	VST puudub	0	VST puudub	4	halb

#### 4.1.4.5. Hüdromorfoloogia

Järve hüdromorfoloogiline koondseisund oli hea, kuigi litoraali koondseisund oli keskine (joonis 4.1.59–4.1.63; tabel 4.1.29). Proovipunktis 1 asub lai ranna-ala, mistõttu seal puuduvad litoraalis elupaiku mitmekesistavad elemendid. Ranna tõttu oli selles punktis kaldavööndi seisund lausa halb, kuna vaatlusalas taimestik sisuliselt puudus. Punktis 2 oli kalda-ala seisund keskine väga järsu kaldanõlva ja selle mõningase erosiooniohu tõttu. Litoraali keskine seisund punktis 3 oli tingitud nii seal esineva mudakihi kui elupaiku rikastavate elementide puudumise tõttu.



Joonis 4.1.59. Liivjärve hüdromorfoloogilise seisundi määramise proovipunktid

Tabel 4.1.29. Liivjärve hüdromorfoloogilise seisundi hinnangud 2018. aastal. Seireprotokollid on esitatud Lisas 6

Proovipunkt	Hindepunktid				Seisundiklassid					Koondhinnang	EQR
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	Summa		
Hüdroloogia	23	23	23	23	2	2	2	2	8	2	0,7
Kaldavöönd	22	15	13	15	4	2	1	2	9	2	0,7
Kalda-ala	5	6	5	4	2	3	2	2	9	2	0,7
Litoraali	10	9	11	9	3	2	3	2	10	3	0,5
Inimmõju	33	25	25	27	2	1	1	1	5	1	1
										HEA	0,72





*Joonis 4.1.60. Liivjärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P1.*



*Joonis 4.1.61. Liivjärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P2.*



*Joonis 4.1.62. Liivjärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P3.*



*Joonis 4.1.63. Liivjärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P4.*

#### 4.1.4.6. Natura elupaiga seisund

Loodusdirektiivi järve-elupaikade hinnangu alusel on järve üldine looduskaitse väärtus madal (tabel 4.1.30). Madalad hinnangud tulenevad peamiselt järvetüübile iseloomulike liikide (lobeelia, lahnarohi ja samblad) puudumisest ja järve veetaseme jätkuvatest suurtest kõikumistest. Järve esinduslikkus on keskmine tänu üksikutele generatiivsetele lamedalehise jõgitakja taimedele, ülejäänud liiva-alade vähetoiteliste järvede esinduslikkuse tunnustaimed järves puuduvad. Võrreldes eelmise hindamisega on muutunud looduskaitse seisundi hinnangud funktsioneerimise ja taastamise võimaluste osas ning madalam on ka järve üldise looduskaitse väärtuse hinnang. Järve-elupaikade inventeerimise juhise (Mäemets 2013) järgi ei oleks aga ka varasemate hinnangute järgi järve üldine looduskaitse väärtus saanud olla kõrge, vaid keskmine. Varasema hinnanguga võrreldes on elupaiga funktsioneerimise hinnang 2018. aasta andmetel langenud, kuna järve veetaseme languse mõju ökosüsteemile hinnati olulisemaks, samuti on suurenenud järve orgaaniliste ainete sisaldus. Põhjaveetasel madalana hoidvate tegevuste jätkumise tõttu on langenud ka taastamise võimaluste hinnang. Struktuuri säilimise hinnang on jäänud sama madalale tasemele, kuna veesisesed taimed on kaetud paksu niitrohevetikatest epifüütoni kihiga.

Tabel 4.1.30. Hinnang Liivjärvele elupaigatüübi 3110 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaari 2018	Hinnang 2001
Esinduslikkus	C	Lamedalehist jõgitakjat vähe - mõned taimed	C
Struktuuri säilimine	III	Veealused taimed paksus epifüütonis	III
Funktsioneerimine	IV	Veetaseme ja põhjaveehaarde püsiv muutmine; kiire orgaanilise aine (ka huumusainete) lisandumine	III
Taastamise võimalused	III	Veetasel ja põhjaveehaaret muudavad tegurid toimivad	II
Üldine looduskaitse väärtus	<b>D</b>		<b>B</b>

#### 4.1.4.7. Järve koondseisund ja seisundi põhjuste analüüs

Liivjärve ökoloogilist seisundit pole varem hinnatud, 2018. aastal oli see halb (tabel 4.1.31). Halva seisundiklassi tingis suurtaimestiku kvaliteedielement ning suurtaimestiku seisund oli halb kõigi kvaliteedielementide osas, mistõttu pole tegemist vaid statistilise anomaaliaga. Hinnatud elustikurühmadest kõige paremas seisundis oli järve fütoplankton, mille kõik näitajad olid head. Zooplankton otseselt seisundiklassi määramist ei mõjuta, kuid selle seisund oli halvem kui fütoplanktoni seisund. Samuti oli ebasoodne järve füüsikalise-keemilise seisundi, seda kõigi füüsikalise-keemilise seisundiklassi määramisel arvesse võetavate näitajate osas peale pH. Lisaks on järve füüsikalise-keemiliste näitajate puhul teisi parameetreid, mille väärtused peegeldavad järve ebasoodsat seisundit (tabel 4.1.32).

Tabel 4.1.31. Liivjärve ökoloogiline seisund, ökoloogilise seisundi määramisel kasutatavad ja seda toetavad kvaliteedielemendid (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	SUSE	ZOPLA	HYMO	ÖSE
<b>2018</b>	kesine	hea	halb	-	kesine	hea	halb

Tabel 4.1.32. Liivjärve seisundi peamised probleemid ja nende eeldatavat põhjust

Probleem	Võimalik põhjus
Orgaanilise aine sisalduse suurenemine	Suurem huumusainete sissekanne põhjaveevoolu muutumise tõttu. Suurem järvesisene produktsioon toitainete sisalduse suurenemise tõttu.
Hapnikupuudus	Suure orgaanilise aine sisalduse tõttu suurenenud hapniku tarbimine. Kevadise segunemise madal intensiivsus?
Läbipaistvuse vähenemine	Suurenev orgaanilise aine sisaldus nii huumusainete kui produktsiooni tõttu.
Üldfosfori sisalduse suurenemine	Vabanemine settest hapnikupuuduse käes.
Väga suur üldlämmastiku sisaldus	Ekstreemse suvega seotud bakterplanktoni vohamine ja intensiivne lämmastiku sidumine.
Järvetüübile iseloomulike taimeliikide kadumine	Veetaseme muutumisega elukohtade kadumine, vee tumenemine.
Vähetoitelistele järvedele iseloomuliku zooplanktoni koosluse kadumine, väga suur keriloomade osakaal biomassis	Troofsuse tõus

Kokkuvõtlikult on Liivjärve olulisemateks probleemideks orgaanilise aine sisalduse suurenemine, terav hapnikupuudus, suur fosforiühendite sisaldus, järvetüübile omaste taimeliikide ning zooplanktoni koosluste kadumine (tabel 4.1.32).

Nimetatud probleemid on omavahel seotud: hapnikupuudus, kollase aine järvetüübile mittevastavalt suur sisaldus ja vee läbipaistvuse märkimisväärne vähenemine on seotud orgaanilise aine sisalduse suurenemisega. Suur orgaanilise aine sisaldus põhjustab hapnikupuudust, kuna selle lagundamiseks kasutavad mikroorganismid ära järve põhjakihtidesse kevadise segunemisega jõudva hapniku.

Orgaanilise aine sisalduse tõusu üheks põhjuseks võib olla rabavee osatähtsuse kasv järve toites. Rabavee suurema sissevoolu teooriat toetab ka toimunud järve happelisuse tõus. Järve vee muutumist kollasemaks ja intensiivsemat rabavee sissevoolu täheldati juba 1980ndate lõpus (Ott et al. 1987). Tõenäoliselt on järves toimunud analoogilised protsessid, mis on märgatavad ka Valgejärve puhul, kuid kuna Liivjärv on kannatanud nende all kauem ja tugevamalt, siis on järve seisund ka halvem.

Lisaks valglalt kantavale orgaanilisele ainele on nähtavasti kasvanud ka Liivjärve enda produktsioon. Seda indikeerib nii huumusainete mittedomineerimine järve orgaanilises aines kui ka 1980ndate lõpuga võrreldes oluliselt suuremad järve klorofüllisisaldus ja fütoplanktoni biomass. Produktsiooni kasvule on omakorda kaasa aidanud võrreldes 1980ndate lõpuga oluliselt suurenenud fosforiühendite sisaldus. Samuti oli 2018. aasta suvel järves erakordselt suur lämmastikuühendite sisaldus. Samas on näidatud, et kui N:P suhe on üle 16, siis limiteerib fütoplanktoni ja suurtaimede arengut fosfor (Milius & Starast 1996). Kõigis Liivjärve proovides oli 2018. aastal N:P suhe üle 16. Seega on olnud ning on ka tulevikus järve fosforisisalduse suurenemine järve seisundile ohtlikum kui väga suur lämmastikuühendite sisaldus, mis võis olla tingitud erakordselt kuumast suvest.

Suureneva fosforikoguse allikaks võib põhimõtteliselt olla nii järve valglalt järve kanduv materjal, õhuga kantav tolm, põhjavesi kui ka järve põhjasetted. Liivjärve puhul võivad põhjasetted olla muutunud olulisimaks fosforiallikaks, kuna järve põhjakihtides valitseb hapnikupuudus, mis soodustab settesse pika aja jooksul aeglaselt talletunud fosfori vabanemist (vt. ptk. 4.3.3.6). Samuti toimusid 90ndatel ja 2000ndatel järve idakaldal asuvas rabas metsatulekahjud, mis omakorda suurendasid erosiooni järve. Tuleb aga arvestada, et osaliselt võisid 2018. aastal esinenud hapnikupuuduse taga olla erakordsed ilmastikuolud ning on võimalik, et järv ei segunenudki kevadel läbi.

Sarnaselt teistele järvedele tuleks ka Liivjärve toitainetesisaldust ja hapnikurežiimi seirata järjepidevamalt, et selgitada välja, kas tegemist oli üheaastase anomaalia või pikemaajalise suundumusega. Arvestades 1980ndate lõpuga võrreldes tunduvalt eutroofsemaks muutunud zooplanktoni kooslust võib aga oletada,

et muutused järve troofsuses on pikemaajalised, kuna erinevalt näiteks fütoplanktonist reageerib zooplankton veekogu toitelisuse muutustele mõnevõrra aeglasemalt.

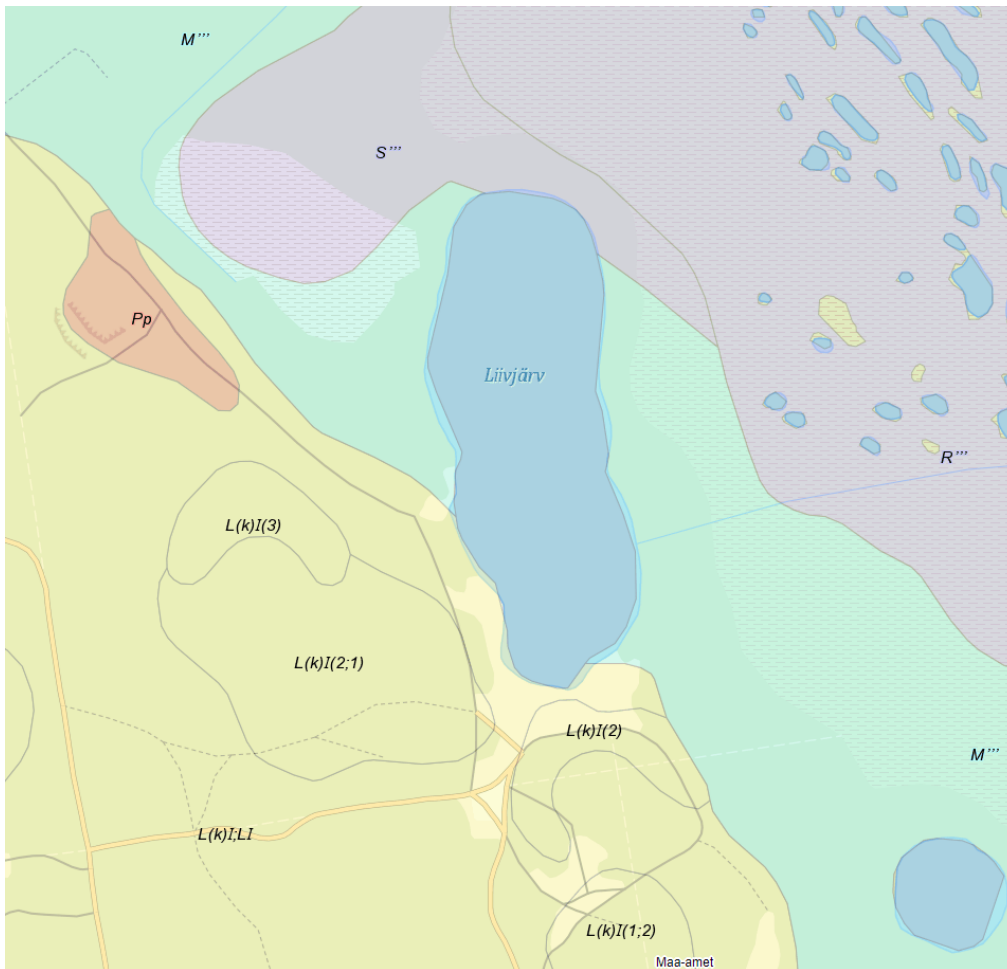
Negatiivsed arengud Liivjärve suurtaimestikus on algselt tingitud veetaseme langusest 1960ndatel–1970ndatel aastatel, millega kadusid lahjarohu jaoks sobilikud elukohad. Samas viitab taimestiku liikide ja ohtruse tõus samal perioodil ka troofsuse tõusule: näiteks ujuva penikeele ja kanada vesikatku esinemine. Kuigi 2018. aasta uuringu põhjal oli ujuva penikeele ohtrus tugevalt langenud (ohtrus 1) ja kanada vesikatku sootuks kadunud, oli kõrgeenenud troofuse märgiks üsna ohtralt leiduv nitrohevetikas (ohtrus 3). Veesisese taimestiku taandumine 1980ndate keskpaigaga võrreldes võib olla seotud täiendava veetaseme langusega 1990ndate esimeses pooles ning sellega kaasnenud vee läbipaistvuse olulise vähenemise ning vee hapestumise koosmõjuga. See tähendab, et järves on toimumas intensiivne düstrofeerumine ning järv on muutumas pehme- ja heledaveelisest pehme- ja tumedaveeliseks.

Järve seisund on oluliselt halvenenud just 1990ndate ja 21. sajandi esimeste kümnendite jooksul. Kui veel 1980ndatel oli Liivjärv Valgejärve ja Martiskaga sarnases seisundis, siis tänapäevaks on see langenud Kuradijärvega sarnasele tasemele, mille seisund oli ebasoodne juba 1980ndate teises pooles. Liivjärve seisundi kiiret ja suhteliselt hilist halvenemist saab tõenäoliselt seletada asjaoluga, et järv saavutas ajalooliselt väikseima veemassi alles pärast 1980ndaid ning seetõttu on selle seisundi halvenemine olnud eriti intensiivne just viimastel kümnenditel.

Kui 1977. aastal liigitas A. Mäemets Liivjärve oma tüpologia järgi kihistumata vähetoitelisteks järveks, siis 1987. aastal paigutus järv juba kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliste järvede hulka. Sellel samal tüpoloogial põhineva määramistabeli järgi (Mäemets & Mäemets 1991) on Liivjärv 2018. aasta uuringuperioodi näitajate alusel aga sarnaselt Valgejärvele pigem kihistunud pehmeveeline düseutroofne ehk segatoiteline järv. Tüübi muutumise on määramistabeli järgi kaasa toonud nii vee värvuse muutumine kollaseks kui ka orgaanilise aine sisalduse tõus üle 35 mgO<sub>2</sub>/l.

Hüpotees protsesside kohta, mis on tinginud järve praeguse seisundi, on sarnane Valgejärvele ning seotud järve ümbritseva põhjaveetaseme suure languse ning sooveetaseme sellest väiksema langusega. Paraku pole Liivjärve läheduses ühtegi riikliku seire puurkaevu, mille veetaseme muutust oleks võimalik jälgida. Põhimõtteliselt võib järve ümbruses olla toimunud järgnev protsess. Looduslikus olukorras toitus järv valdavalt järve lääne poolt sisse voolavast Kvaternaari põhjaveest, mis tagas järves orgaanika- ja toitainetevaese keskkonna. Järve veetase oli sellest idas oleva sooveetasemega (joonis 4.1.64) võrreldav ning ka soovee voolusuund oli ida suunas. Tunnistuse selleks annab kunagi järvest ida poole välja voolanud raba-ala läbiv kraav. Nii idast lähenenud Sirgala põlevkivikarjääri kui võimalik, et ka läänest lähenenud Ahtme kaevanduse tõttu alanes järve ümbruse Kvaternaari liivades olev põhjaveetaseme oluliselt, mistõttu see läänesuunalalt samas mahus enam järve voolata ei saanud, kuid sooveetase jäi valdavalt püsima. Selle tunnistuseks on Liivjões jätkuvalt leiduvad laukad (joonis 4.1.65), mille veetase on Liivjärve veetasemest kuni 3 m kõrgemal. Veetase järve ümbruse kvaternaarisetetes võis langeda ka mineraalpinnasesse ulatuvate kraavide rajamise ja süvendamise tõttu järve ning Sirgala karjääri vahelisel turbaväljal. Seda on peetud peamiseks 1990ndate alguses toimunud veetaseme languse põhjuseks (Domanova & Fyodrov 1997). Olenemata põhjaveetaseme languse põhjustest, vähenes selle tõttu Kvaternaari põhjavee toite osakaal järve veebilansis ning pigem hakkas vesi järvest just lääne poole välja voolama. Seda hüpoteesi toetavad ka uuringu jooksul läbi viidud filtratsioonimõõtmised. Kuna soole kujunes seoses järve veetaseme langusega tugev gradient lisaks ida suunale ka lääne suunas ehk järve poole ja soo muutus veelahkmealaks, hakkas soovesi voolama senisest enam ka Liivjärve. See hoidis ära järve veetaseme veel suurema kukkumise, kuid on samal ajal rikastanud seda orgaanikarikka ja kollasema veega.

Järve seisundi parandamiseks oleks oluline Kvaternaari põhjaveetaseme järve ümbruses taastada, mistõttu väheneks soovee sissevool järve, suureneks Kvaternaari põhjavee sissevool järve ning lõppeks järve düstrofeerumine.



Joonis 4.1.64. Liivjärve ümbruse mullastikukaart. S – siirdesoomuld, M – madalsoomuld, R – rabamuld, L – leede- ja leetunud muld (Maa-amet).



Joonis 4.1.65. Laugas Liivasoos.

## 4.1.5. Saarejärv

### 4.1.5.1. Hüdrokeemia

Järve hüdrokeemiat on uuritud aastail 1937 (Riikoja 1940); 1959 (Mäemets 1977); 1973, 1976 (Ott et al. 1995); 1987 (Ilomets 1989). Käesoleva uuringu käigus kogutud algandmed on esitatud Lisades 2 ja 3.

2018. aastal oli vee **värvus** pruunikaskollane. Sama värvi oli vesi ka 1959. aastal. 1937. aastal on järve värvuseks märgitud kergelt värvunud. Järve maksimaalne sügavus uuringuperioodil oli 8,3–8,4 m.

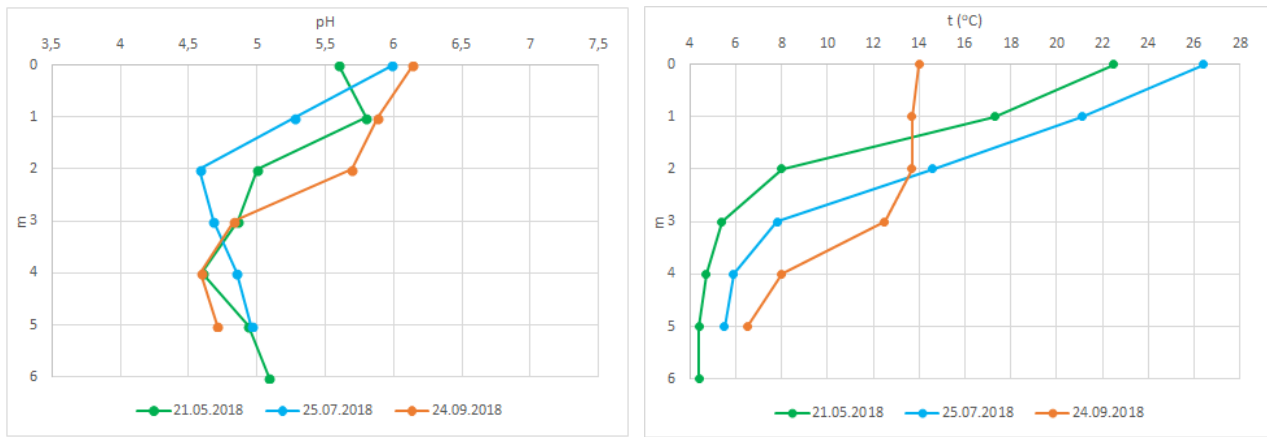
Vee **läbipaistvus** oli 1,0–1,1 m. Juulis 1987 oli läbipaistvus oluliselt suurem – 3 m. Sama hea läbipaistvusega oli järv ka 1959. aastal, siis mõõdeti selleks 3,3 m.

**Kollase aine sisaldus** oli pinnal- ja hüppekihis suur 24–30 mg/l ning põhjakihis väga suur 48–65 mg/l, keskmiselt 37 mg/l. Arvestamata Kuradijärve põhjakihi ülisuurt huumusainete sisaldust, oli tegemist uuritud järvedest selgelt kõige kollasema veega järvega. Suur kollase aine sisaldus ja järve kollane värvus on seletatav järve ümbritsevalt soolalt järve jõudvate huumusainetega. Varasemad andmed kollase aine sisalduse kohta puuduvad.

**Orgaanilise aine üldsisaldus** oli mais väga suur, pinnakihis oli  $\text{KHT}_{\text{Cr}}$  70 mgO<sub>2</sub>/l, hüppekihis 100 mgO<sub>2</sub>/l ning põhjas tervelt 130 mgO<sub>2</sub>/l, kõigi kihtide peale keskmiselt 100 mgO<sub>2</sub>/l. Suuremat orgaanilise aine üldsisaldust on väikejärvede seire raames registreeritud Eestis vaid vähestes järvedes (Nohipalo Mustjärves, Meelva järves, Ohepalu Suurjärves ja Koigi järves). 1973. aastal saadi järve pinnakihi orgaanilise aine üldsisalduseks aga vaid 19 mgO<sub>2</sub>/l. **Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine** hulk oli juulis samuti väga suur, pinna- ja hüppekihis  $\text{KHT}_{\text{Mn}}$  28–29 mgO<sub>2</sub>/l ning põhjas 48 mgO<sub>2</sub>/l, kuid septembriks oli see langenud keskmisele tasemele, olles järves läbivalt vahemikus 11–12 mgO<sub>2</sub>/l. Kõigi mõõtmiskordade ja veekihtide peale keskmiselt oli  $\text{KHT}_{\text{Mn}}$  37 mgO<sub>2</sub>/l. 1959. aastal oli järve kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine kogus sarnane 2018. aasta septembrikuule,  $\text{KHT}_{\text{Mn}}$  9 mgO<sub>2</sub>/l. Ka 1937. aasta augustis oli järve permanganaatne oksüdeeritavus kõrge, 16 mgO<sub>2</sub>/l. Kergesti oksüdeeruva aine pidevalt suur kogus järves on seotud järve paiknemisega soostunud ümbruses, millelt jõuab järve suures koguses huumusaineid. Samas suhteliselt madal kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine osakaal kogu orgaanilisest ainest, 35–40%, annab märku, et järves endas toodetak orgaaniline aine siiski domineerib ehk ka järve enda produktsioon peab olema suur. Kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine hulga oluline vähenemine 2018. aasta juulist septembrini võib olla seotud väga kuiva suvega, mistõttu oli takistatud huumusainete kandumine ümbritsevalt soolalt järve.

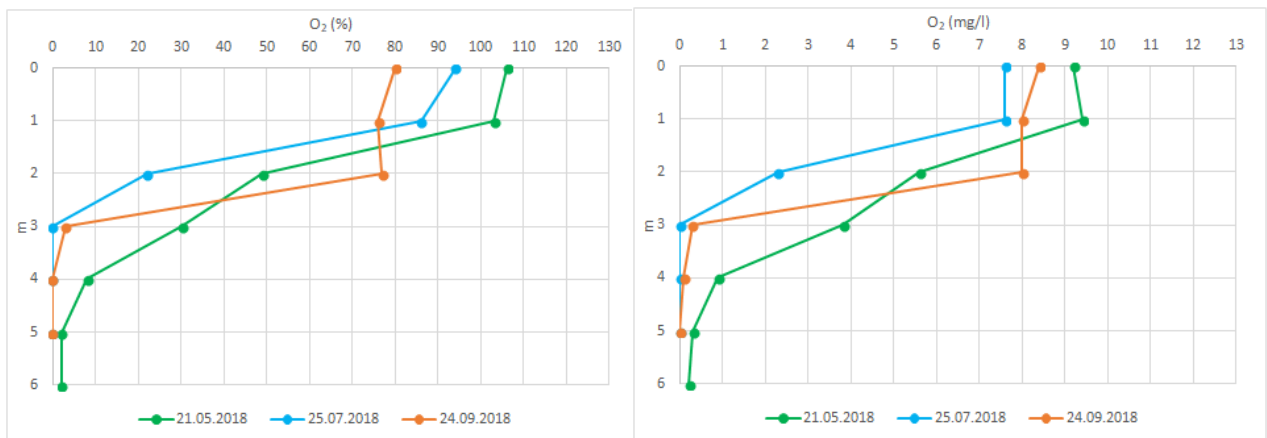
Vesi oli 2018. aastal **happeline** (joonis 4.1.66). pH oli vahemikus 4,6–6,1, kolme limnoloogilise kihi keskmisena 5,3. pH oli kõige kõrgem pinnakihis, vahemikus 5,6 (mais)–6,2 (septembris) ning kõige väiksem hüppekihis või selle all, aga mitte järve põhjas. Järve põhjas varieerus pH vahemikus 4,7 (septembris)–5,1 (mais). Aastal 1959 oli järv nõrgalt happeline pH 6,2 ning 1937. aastal neutraalne pH 7,2. Järelikult on sarnaselt teistele uuritud järvedele ka Saarejärve happelisus tõusnud.

Järv oli mais ja juulis **termiliselt** tugevalt kihistunud, temperatuurierinevus pinna- ja põhjakihi vahel oli mais 18,1 °C ja juulis 20,9 °C (joonis 4.1.66). Septembris oli temperatuurierinevus oluliselt väiksem, vaid 7,5 °C. Mais oli temperatuuri hüppekiht 1–2 m sügavusel, juulis 2 m sügavusel ja septembris 3–4 m sügavusel. Augustis 1959 oli järv vähe kihistunud, selle pinna- ja põhjakihi temperatuurierinevus oli kõigest 5,4 °C.



Joonis 4.1.66. pH (vasakul) ja veetemperatuuri (paremal) vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

**Hapnikuolud** järves olid väga halvad (joonis 4.1.67). Pinnakiht oli mais hapnikuga kergelt üleküllastunud (106%), juulis kergelt alaküllastunud (94%) ja septembris mõõdukalt alaküllastunud (80%). Hüppekiht oli kõigil kuudel hapnikuga tugevalt alaküllastunud, mais 49%, juulis 22% ning septembris langes küllastusaste hüppekihis 77%-lt 3-le. Põhi oli kõigil kuudel peaaegu (mai 2%) või täielikult anaeroobne. Mais langes hapniku küllastusaste alla 10% alates 4 meetrist ning juulis ja septembris alates 3 meetrist. Kusjuures juulis oli alates 3 meetrist vesi täielikult anaeroobne, teistes uuritud järvedes anoksiat nii madalal sügavusel ühelgi uuringukorral ei esinenud. Varasemaid andmeid Saarejärve hapnikusisalduse kohta ei ole.

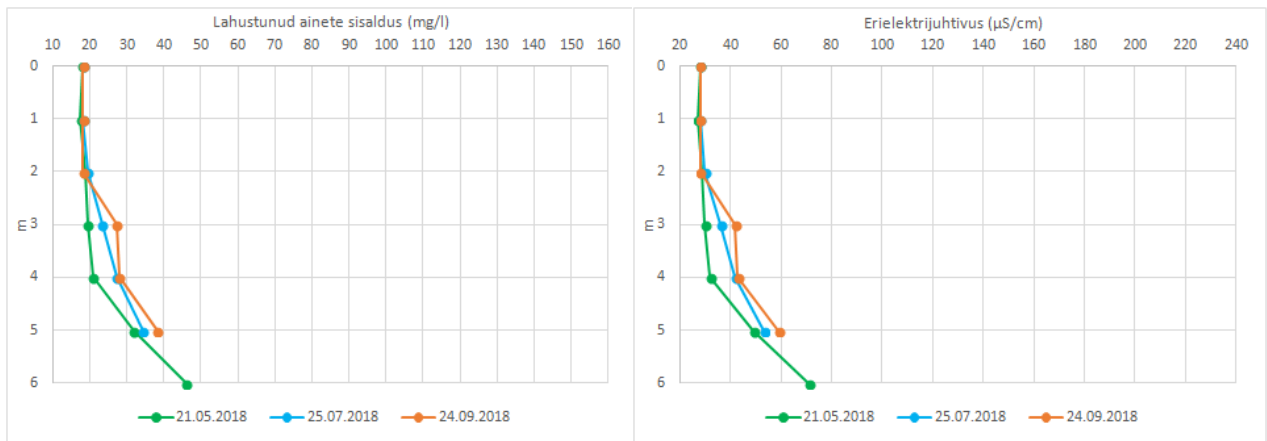


Joonis 4.1.67. Hapniku küllastusastme (vasakul) ja hapnikusisalduse (paremal) vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Vee **aluselisus** oli pinna- ja hüppekihis väga madal 0,20 mg-ekv/l, põhjakihis veidi kõrgem 0,25–0,45 mg-ekv/l. 1976. aasta andmetel oli aluselisus siis järve pinnakihis mõnevõrra kõrgem 0,7 mg-ekv/l, aga 1937. aastal samuti väga madal 0,2 mg-ekv/l. **Sulfaate** leiti mais pinna- ja põhjakihist vähe, 3 mg/l. Vahepealsetest aastatest andmeid ei ole, aga 1937. aasta augustis oli sulfaate samuti väga vähe – 4 mg/l. **Kloriide** leiti mais järve pinnakihis rohkem kui teistes uuritud järvedes ehk 3,2 mg/l, kuid ka selle saab hinnata väikeseks kloriidisisalduseks. Hüppe- ja põhjakihi kloriidisisaldus oli uuritud järvede keskmisele sarnane 1,2–1,4 mg/l. Varem järves kloriidide sisaldust mõõdetud ei ole. **Kaltsiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 7 mg/l. 1937. aastal oli see 4 mg/l. **Magneesiumisisaldus** oli 2018. aastal pinnakihis 0,9 mg/l. 1937. aastal oli see 0,4 mg/l. **Lahustunud ainete üldsisaldus** oli ülemistes veekihtides väga väike 18–20 mg/l (joonis 4.1.68). Põhjalähedastes kihtides suurenes see 32–46 mg/l. Suurim lahustunud ainete sisaldus mõõdeti mais järve põhjakihis. 1937. aastal saadi järve mineraalainete sisalduseks 10 mg/l.

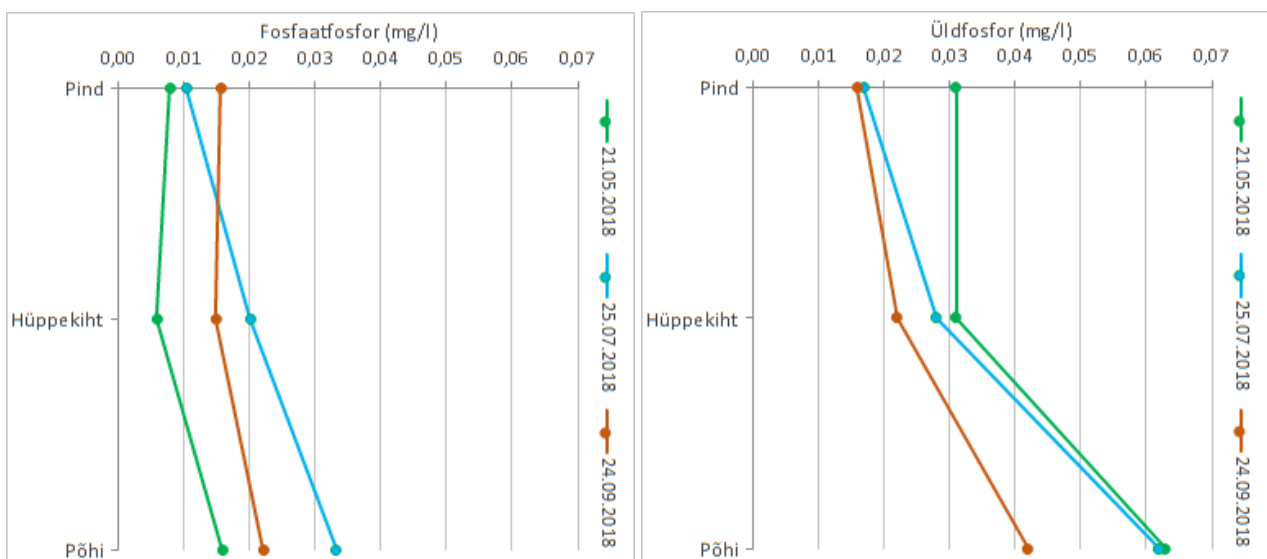
Vee **erielektrijuhtivus** oli pinnakihtides väga madal 28–30  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ning põhjakihtides veidi kõrgem 49–71  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (joonis 4.1.68). Elektrijuhtivust pole varem Saarejärve veest mõõdetud.





Joonis 4.1.68. Lahustunud ainete sisalduse (vasakul) ja erielektri juhtivuse (paremal) vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

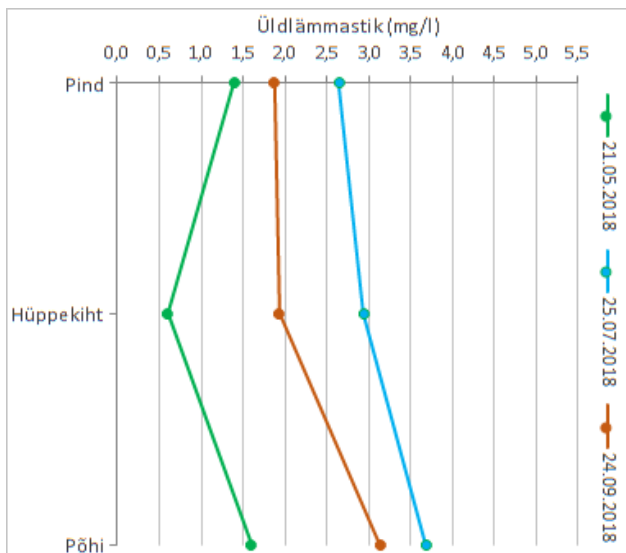
**Üldfosfori** sisaldus varieerus pinna- ja hüppekihis väikese ja keskmise vahel 0,016–0,031 mg/l, põhjakihis oli aga suur kuni väga suur 0,042–0,063 mg/l (joonis 4.1.69). Keskmine üldfosfori sisaldus oli 0,035 mg/l (kõigist uuritud järvedest suurim). Mais oli üldfosfori sisaldus pinna- ja põhjakihis keskmine (0,031 mg/l) ning põhjas väga suur 0,063 mg/l (suurim uuritud järvedes registreeritud üldfosfori kontsentratsioon). Juulis ja septembris suurenes üldfosfori sisaldus järves pinnalt põhjani sujuvalt, olles pinnakihis 0,016–0,017 mg/l ning põhjakihis juulis 0,062 mg/l ning septembris mõnevõrra väiksem 0,042 mg/l. Varem pole järve üldfosfori sisaldust mõõdetud.



Joonis 4.1.69. Üldfosfori (vasakul) ja fosfaatfosfori (paremal) vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

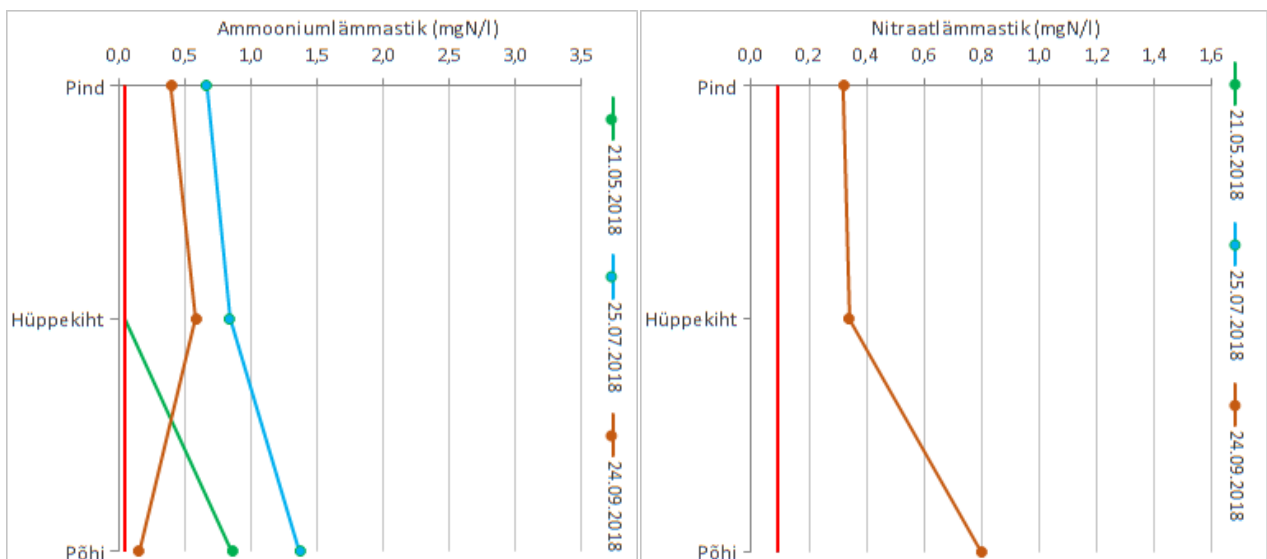
**Fosfaadi** kujul olevat fosforit oli kõigil uuritud kordadel kõige rohkem põhjakihis 0,016–0,033 mgP/l (joonis 4.1.69). Mais ja septembris oli pinna- ja hüppekihis fosfaati sarnases koguses, mais mõlemas 0,006–0,008 ja septembris 0,015–0,016 mgP/l, kuid juulis oli seda pinnakihis oluliselt vähem kui teistes kihtides (0,010 mgP/l). Sarnaselt teistele järvedele, suurenes fosfaatfosfori osakaal üldfosforist maist septembrini kõigis kihtides. Kusjuures septembris andis kogu järve pinnakihi fosforisisalduse fosfaatfosfor. Augustis 1937 oli järve pinnakihis fosfaatfosforit mõnevõrra rohkemgi kui 2018. aastal – 0,022 mgP/l.

**Üldlämmastiku** sisaldus oli järves suur juba mais, siis oli seda pinna- ja põhjakihis 1,4–1,6 mg/l ning hüppekihis oluliselt vähem, 0,6 mg/l (joonis 4.1.70). Juulis ja septembris oli üldlämmastiku sisaldus sarnaselt teistele järvedele aga veelgi suurem, samas kasvas siis üldlämmastiku sisaldus pinnalt põhjani sujuvalt. Juulis oli pinnakihis üldlämmastiku 2,7 mg/l ja põhjakihis 3,7 ning septembris pinnakihis 1,9 mg/l ja põhjakihis 3,1 mg/l. Keskmine üldlämmastiku sisaldus uuringuperioodil oli 2,2 mg/l. Varem järve üldlämmastiku sisaldust mõõdetud ei ole.



Joonis 4.1.70. Üldlämmastiku vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris.

Mineraalsetest lämmastikuühenditest domineeris valdaval **ammooniumlämmastik** (joonis 4.1.71). Kui mais registreeriti seda olulises koguses vaid järve põhjakihis 0,86 mgN/l, siis juulis ja septembris oli seda ka pinna- ja hüppekihis. Juulis tõusis ammooniumlämmastiku sisaldus pinnalt põhjani sujuvalt, olles pinnal 0,67 mgN/l, ja põhjas 1,4 mgN/l. Siis moodustas see poole järve põhjakihi lämmastikusisaldusest. Septembris oli kogu järves ammooniumlämmastiku sisaldus juuliga võrreldes küll vähenenud, kuid pinnal oli seda endiselt 0,4 mgN/l ja hüppekihis 0,59 mgN/l, samas põhjas ainult 0,16 mgN/l. Ammooniumlämmastiku puhul hinnatakse suureks sisaldust juba alates 0,02 mgN/l ning üle 0,1 mgN/l väga suureks (Ott 2016).



Joonis 4.1.71. Ammooniumlämmastiku (vasakul) ja nitraatlämmastiku (paremal) vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais, juulis ja septembris. Punane joon tähistab määramispiiri.

Seevastu oli septembris põhjakihis aga ülejäänud proovivõtukordadest rohkem nitraatlämmastikku – 0,8 mgN/l (joonis 4.1.71). Mais ja juulis seda üle määramispiiri ei tuvastatud. Seega oli põhjakihi ammooniumlämmastik septembriks justkui nitrifitseerunud nitraadiks. Samas valitses järve põhjakihis nii juulis kui septembris tugev hapnikupuudus, mis nitrifitseerimist ei võimalda. Seega on antud tulemust raske selgitada. Sarnaselt Kuradi-, Liiv- ja Martiska järvele, leidis septembris nitraatset lämmastikku mainimisväärse koguses ka pinna- ja hüppekihis, 0,32–0,34 mgN/l. Pinna- ja hüppekihi septembrikuine nitraadisaldus on selgitatav seal toimunud ammooniumlämmastiku nitrifitseerimisega. Sama moodi saab põhjendada ammooniumlämmastiku sisalduse vähenemist septembriks pinna- ja hüppekihis. Orgaanilise

lämmastiku lagundamise tõttu moodustasid ammoonium- ja nitraatlämmastik septembris poole kogu hüppekihi lämmastikusisaldusest.

Saarejärve seisundit ei ole põhjendatud hinnata pehme- ja heledaveelistele järvedele (tüüp V) kehtivate kriteeriumite alusel, kuna järve vesi on väga suure kollase aine sisaldusega (keskmiselt 37 mg/l – heledaveelistes järvedes <7 mg/l) ning olemasolevatel andmetel ei ole see erinevalt Valge- ja eriti Liivjärvest viimase sajandi jooksul kunagi päris hele olnud. Seega on järgnevalt antud hinnang Saarejärve seisundile pehme- ja tumedaveelistele järvedele (tüüp IV) kehtivate seisundiklasside piiride järgi. Seetõttu pole ka järve seisund üldfosfori sisalduse järgi ebasoodne, kuigi oli kõigist uuritud järvedest kõrgeim.

Saarejärve vee seisund oli pH (5,2) järgi väga hea, üldfosfori sisalduse (0,035 mg/l) järgi hea ja üldlämmastiku sisalduse (2,2 mg/l) järgi väga halb (tabel 4.1.33). Läbipaistvus pole pehme- ja tumedaveelistes järvedes seisundinäitaja (Pinnaveekogude... 2009).

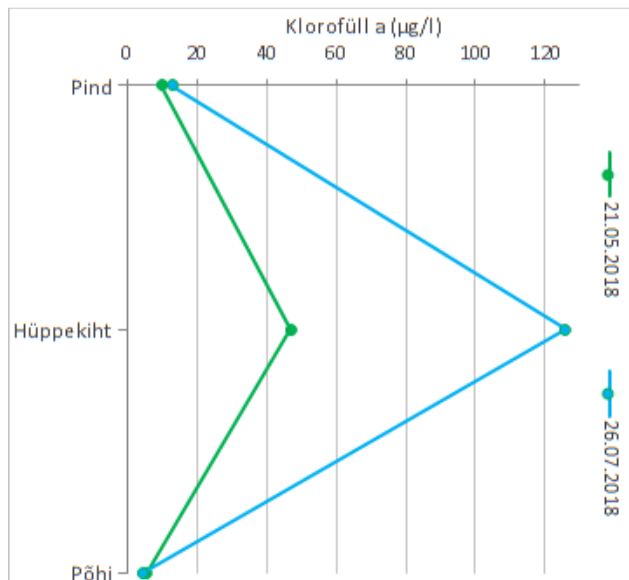
Tabel 4.1.33. Saarejärve füüsikalise-keemilised seisundinäitajad ning läbipaistvuse ja orgaanilise aine sisalduse näitajad 1950–2018

	pH	Läbipaistvus (m)	Üldfosfor (mgP/l)	Üldlämmastik (mgN/l)	Koondseisund	KHT <sub>Cr</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	KHT <sub>Mn</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Kollane aine (mg/l)
<b>2018</b>	5,3	1,0	0,035	2,2	kesine	100	23	37
<b>1950ndad<sup>1</sup></b>	6,7	3,3	-	-	-	-	9	-

<sup>1</sup>1950ndate puhul on kasutatud olemasolevate andmete keskmisi.

#### 4.1.5.2. Fütoplankton

Saarejärve keskmine klorofüll a sisaldus oli teistest uuritud järvedest enam kui kaks korda suurem, keskmiselt 34,5 µg/l. Erakordselt suur oli klorofüll a sisaldus hüppekihis (mais 47 µg/l ja juulis 126 µg/l) (joonis 4.1.72). Juulikuisest hüppekihi klorofüll a sisaldusest on väikejärvede seire raames 26 aasta jooksul vaid 11 proovis tuvastatud suuremaid klorofüll a sisaldusi (KESE, 2019). Saarejärve pinnakihis oli klorofüll a sisaldus seevastu keskmine – mais 10 µg/l ja juulis 13 µg/l ning põhjas madal – mais 6 µg/l ja juulis 5 µg/l. Varem on Saarejärve klorofüll a sisaldust määratud vaid 1987. aastal ning siis oli see pinnakihis erakordselt väike – 1,7 µg/l.



Joonis 4.1.72. Klorofüll a vertikaalne jaotus Saarejärves 2018. aasta mais ja juulis.

Saarejärve biomassi oli kogu vegetatsiooni perioodil väike või keskmine (2,1 g/m<sup>3</sup>), olles suurem maikuu hüppekihis ja juulis pinna- ja hüppekihis suurem (vastavalt 3; 4,6 ja 5,1 g/m<sup>3</sup>). Liikide arv jäi 2018. aastal võetud erinevates loendusproovides 3 ja 17 vahele (keskmine 12 liiki). Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal kuni keskmine (keskmiselt 2,9).

Biomassist andis kevadel enamuse koldvetikas *Dinobryon* sp. ja esines ka sinivetika perekonda kuuluvat väikesemõõtmelist *Aphanocapsa* sp. aga ka *Anabaena* sp. ning suvel ja ka sügisel domineeris tativetikas *Gonyostomum semen*. Lisaks tativetikale andsid järve planktonikoosluses läbivalt tooni kold- ning vaguviburvetikad. Peale *G. semen* esinesid septembris koldvetikad *Mallomonas caudata* ja ka sügisel oli esindatud sinivetika perekond *Anabaena* sp.

Saarejärve fütoplanktoni kohta on varasemad uuringud pea olematud. Vaid 1987. aastast pärineb info, et domineerivad väikesemõõtmelised rohevetikad. Taksonitest on nimetatud vaid *Ceratium* sp. ja *Anabaena lemmermannii* ning kokku on registreeritud 17 liiki. Võrdlused varasemate aastate numbriliste näitajatega on toodud tabelis 4.1.34. Järve üldhinnang näitajate alusel oli hea.

Tabel 4.1.34. Saarejärve fütoplanktoni üldnäitajad 1987–2018. 2018. aasta andmed on esitatud ka Lisas 3 (klorofüll) ja Lisas 4

	Veesamba Chl a (mg/l)	Pinnakihi Chl a (mg/l)	FKI	Kooslus	Pielou ühetaolisuse indeks	Koondseisund	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Liike proovis
2018	34,5	11,5	2,9	hea	0,7	hea	2,1	12
1987 <sup>1</sup>	-	1,7	4,3	-	-	-	0,9	17

<sup>1</sup>Mäemets et al. (1989) ja Ideon & Pöder (1996)

#### 4.1.5.3. Zooplankton

Saarejärve suvisest veeproovist määrati 11 zooplanktoni taksonit. Zooplanktoni arvukus oli suvel järves keskmine, biomass madal (vastavalt  $85 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> suvel ja 0,4 g/m<sup>3</sup>). Septembris määrati 9 zooplanktoni taksonit ning nii zooplanktoni arvukus kui ka biomass olid keskmised (vastavalt  $65 \cdot 10^3$  is/m<sup>3</sup> ja 1,1 g/m<sup>3</sup>)

Arvukuselt domineerisid juulikuistes proovides vesikirbulised (57% zooplanktoni arvukusest) ning septembrikuistes proovides aerjalalised (58%). Keriloomi ja aerjalalisi esines suvises proovis vastavalt 9% (3 taksonit) ja 34% (3 taksonit) ning septembrikuises proovis esines keriloomi 29% (2 taksonit) ja vesikirbulisi 13% (2 taksonit) (tabel 4.1.35).

Aerjalaliste fauna oli esindatud kahe Eesti väikejärvede vähetoitelisuse indikaatorliigiga – *Cyclops scutifer* ja *Heterocope appendiculata*. Aerjalaliste arvukuses oli suurim osa vähikvastsetel (suvel 76% ja sügisel 68% rühma arvukusest). Keriloomade hulgas esinesid arvukamalt *Asplanchna priodonta* (suvel 75% ja sügisel 92% keriloomade arvukusest), *Filinia* sp. ja *Keratella cochlearis*. Vesikirbuliste faunas määrati: *Holopedium gibberum*, *Ceriodaphnia* sp., *Daphnia cristata*, *Anchistropus emarginatus*, *Bosmina longispina*, *Streblocerus serricaudatus*. Arvukaimalt oli esindatud *Holopedium gibberum* (33% suvel ja 58% sügisel rühma arvukusest).

Biomassilt domineerisid keriloomad, keda esines nii suvistes kui ka sügisestest proovides üle 90% kogu kogu zooplanktoni biomassist (tabel 4.1.35). Domineerivaim takson oli suuremõõtmeline *Asplanchna priodonta*.

Oligo-mesotroofsuse indikaatorliikidest tuvastati *Bosmina longispina*, *Cyclops scutifer*, *Holopedium gibberum*, *Heterocope appendiculata* ja *Daphnia cristata*. Tegemist oli uuritud järvede seas kõige suurema oligotroofsuse indikaatorliikide arvuga. Sealhulgas on Saarejärv ainus uuritud järvedest, milles on säilinud väga hea oligotroofsuse indikaatorliik *Holopedium gibberum*, mida varem esines ka Liiv-, Martiska ja Kuradijärves (Mäemets et al. 1987b) ning viimati 2010. aastal ka Valgejärves (Ott 2010). Meso-eutroofsuse indikaatoritaksonitest tuvastati vaid *Filinia* sp. (juulis), mille kõik liigid on ME-indikaatorväärtusega. Samas võis meso-eutroofsuse indikaatorliike olla ka liigini määramata jäänud taksonite hulgas, eelkõige *Polyarthra* spp. Liigini määratud indikaatorliikide alusel arvutatud eutroofsuse ja oligotroofsuse indekseid järgi oli järve oligotroofsuses seisundis.

Saarejärves on zooplanktoni uuringuid läbi viidud 1959. ja 1981. aastal (Mäemets et al. 1987a; Ott et al. 1995). Zooplanktoni liigilises koosseisus 1959. aastaga võrreldes olulisi muutusi pole toimunud, säilinud on vähetoitelistele järvedele iseloomulik *Holopedium-Daphnia cristata-Bosmina longispina* kooslus. Samuti on ka teisi 2018. aastal leitud OM-indikaatorliike siin varasematelgi uuringutel kohatud. Suvises proovis tuvastatud Eestis haruldane *Anchistropus emarginatus* esines järves ka 1959. aastal (Ott et al. 1995). Pigem

negatiivse näitajana saab välja tuua keriloomade domineerimise biomassis nii suvel kui sügisel (tabel 4.1.35). Kuna aga peamiselt moodustas selle suure biomassi suuremõtmeline takson *Asplanchna priodonta* ning plankterite keskmine mass polnud väike, siis ei ole sellel näitajal väga suurt indikaatiivsust. Pigem negatiivne on ka *Asplanchna priodonta* selge domineerimine keriloomade arvukuses. Selle kerilooma domineerimist saab seostada tativetika *Gonyostomum semen* õitsenguga järves, kuna tegemist on ühega vähestest zooplankteritest, kes suudab tativetikast toituda. Sellest hoolimata saab koorikloomade fauna mitmekesisuse, harulduse esinemise, liigilise koosseisu säilimise, koorikloomade domineerimise arvukuses ning suhteliselt suure biomassi ja arvukuse suhte alusel hinnata Saarejärve seisundi zooplanktoni näitajate alusel heaks ning uuritud järvedest parimaks.

Tabel 4.1.35. Saarejärve zooplanktoni üldnäitajad 1959–2018. 2018. aasta uuringu algandmed on esitatud Lisas 4

	Taksonite arv (sh. koorikloomi)	Arvukus (10 <sup>3</sup> is/m <sup>3</sup> )	Biomass (g/m <sup>3</sup> )	Cop %A	Clad %A	Rot %A	Cop %BM	Clad %BM	Rot %BM	ZE	ZO	Keskmine mass (g)
2018.09	9 (7)	65	1,1	58	13	29	1,4	0,4	98,2	0,07	51	0,017
2018.07	11 (8)	85	0,4	34	57	9	3,3	5,4	91,3	0,13	4,6	0,006
1981.07 <sup>1</sup>	-	84	1,1	75	18	7	-	-	-	0,24	-	0,013
1959.08 <sup>1</sup>	-	108	1,1	63	27	10	-	-	-	0,25	-	0,010

<sup>1</sup>Mäemets et al. (1987a)

#### 4.1.5.4. Suurtaimed

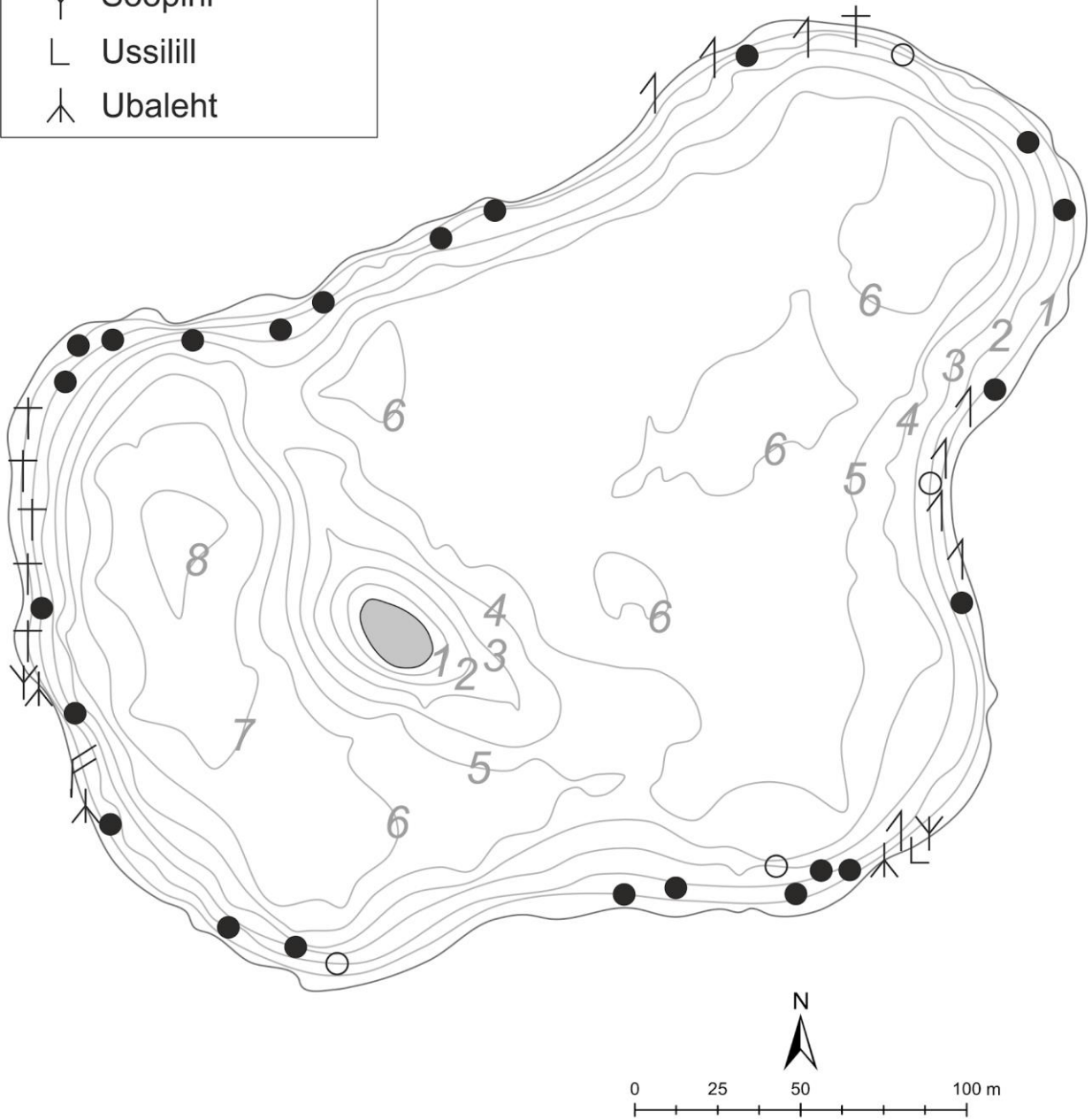
Saarejärve iseloomustab väga hõre kaldataimestik ja veesiseste taimede puudumine. Liiginimekiri on esitatud Lisas 5.

- Kaldataimed: 12 liiki. Dominandid: -
- Ujulehtedega ja ujutaimed: 2 liiki. Dominandid: kollane vesikupp
- Veesisesed taimed: -. Dominandid: -

Varem on Saarejärve uuritud aastatel 1935, 1936 ja 1976 ning uuringud on olnud üsna pinnapealsed. Järve taimestik on eelmisel sajandil olnud liigivaene: 1930ndatel märgiti vaid kollase vesikupu, väikese vesiroosi ja ujuva penikeele esinemine. 1976. aastal hinnati vesiroosi ohtruseks 3 palli ja liikidest oli järve lisandunud konnaosi ja hundinuiad. 2018. aastaks oli taimede nimekirja lisandunud ohtralt kalda(vee) taimi, enim leidis tarna ja konnaosja (mõlemal ohtrus 2). Ujulehtedega taimedest oli erinevalt 1976. aastast ohtraim kollane vesikupp (ohtrus 3), vähesel määral leidis ka valget vesiroosi (joonis 4.1.73). Veesisene taimestik puudus. Saarejärve kaldavööndis oli nii turbaastangut kui, valdavalt põhja- ja idaküljel, ka õõtsikut (vt. joonis 4.1.77), kus turbasamblad ulatusid vette. Taimestiku nappuse ja koosseisu poolest meenutab Saarejärv kergete eutrofeerumise ilmingutega huumustoitelist rabajärve.

Varem ei ole järve ökoloogilist seisundit taimestiku alusel hinnatud. 2018. aasta suurtaimestiku andmete põhjal võib Saarejärve ökoloogilise seisundiklassi pehme- ja tumedaveelise järvena hinnata heaks (tabel 4.1.36). Järve kaldavööndis oli küll levinud mingil määral ujulehtedega taimi, kuid nende ohtrus oli väike ning kaldavööndis ulatus järve kohati ka turbasamblamatte, mis on pehme- ja tumedaveeliste järvedele tüübiomasteks tunnusteks.

⌘	Harilik pilliroog
↑	Tarnad
†	Konnaosi
●	Kollane vesikupp
○	Valge vesiroos
∨	Soopihl
L	Ussilill
⌘	Ubaleht



## Saarejärvi

Joonis 4.1.73. Saarejärve taimestik 2018. juulis.

Tabel 4.1.36. Saarejärve taimestiku seisundinäitajad. Algandmed on esitatud Lisas 5

	Kooslus	Koondseisund
<b>2018</b>	dominandid puuduvad	hea

#### 4.1.5.5. Hüdromorfoloogia

Järve hüdromorfoloogiline seisund oli väga hea, vaid litoraali seisund paigutus seisundiklassi hea (joonis 4.1.74–4.1.78; tabel 4.1.37). Põhjuseks napp elupaiku rikastavate elementide esinemine proovipunktis 3. Järve kaldavöönd ja kalda-ala olid looduslikud, vaid punktis P1 esines vetteminemiskoht ning seal leidis ka natuke prügi. Uuritud järvedest oli tegemist ka ainsaga, mille veetase ei ole ajaloolisel ajal kõikunud ning järve ümbritses järsk pikaajalise stabiilse veetaseme tingimustes välja kujunenud turbakallas.



Joonis 4.1.74. Saarejärve hüdromorfoloogilise seisundi määramise proovipunktid

Tabel 4.1.37. Saarejärve hüdromorfoloogilise seisundi hinnangud 2018. aastal. Seireprotokollid on esitatud Lisas 6

Proovipunkt	Hindepunktid				Seisundiklassid					Koondhinnang	EQR
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	Summa		
Hüdroloogia	20	20	20	20	1	1	1	1	4	1	1
Kaldavöönd	16	12	12	13	2	1	1	1	5	1	1
Kalda-ala	3	3	3	3	1	1	1	1	4	1	1
Litoraali	7	9	10	7	1	2	3	1	7	2	0,7
Inimmõju	29	25	25	25	2	1	1	1	5	1	1
										VÄGA HEA	0,94



*Joonis 4.1.75. Saarejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P1.*

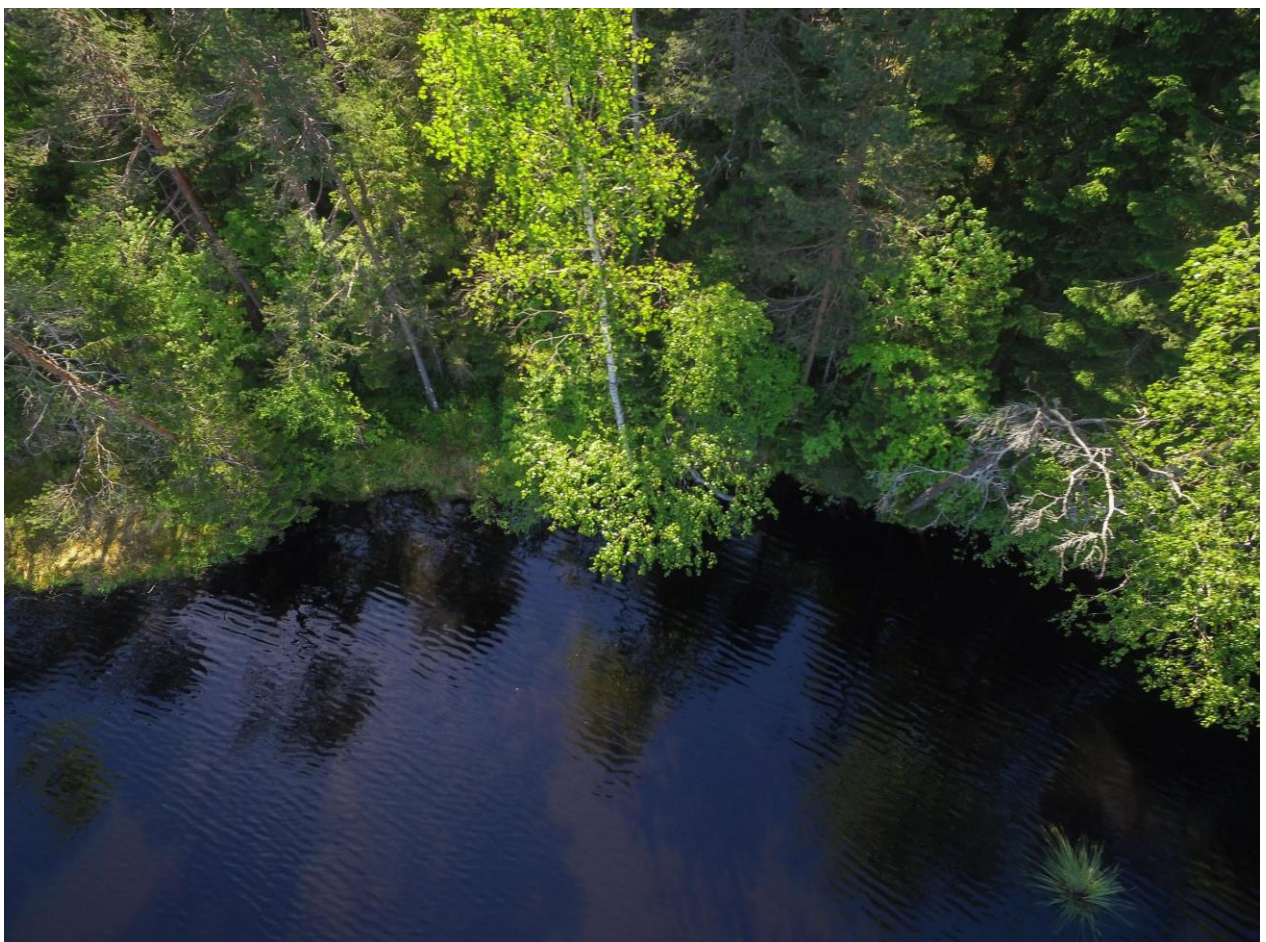


*Joonis 4.1.76. Saarejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P2.*





*Joonis 4.1.77. Saarejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P3.*



*Joonis 4.1.78. Saarejärve hüdro-morfoloogilise seire proovipunkt P4.*

#### 4.1.5.6. Natura elupaiga seisund

Vastavalt loodusdirektiivi järve-elupaikade hinnagule puudub Saarejärvel looduskaitseline väärtus 3110 tüüpi järvena, kuna seal pole kunagi esinenud liiva-alade vähetoiteliste järvede tunnusliike ning puudub ka liivane põhi ning heledavärviline vesi (tabel 4.1.38). Tingituna Saarejärve füüsikalise-keemilistest näitajatest ja suurtaimestiku iseloomust, liigitub Saarejärv pigem elupaigatüübiks 3160.

Tabel 4.1.38. Hinnang Saarejärvele elupaigatüübi 3110 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaar 2018	Hinnang 2001
Esinduslikkus	puudub	Ei sobi ka tase D, kuna pole olnud tunnusliike ega pole liivast põhja ja heledat vett	B
Struktuuri säilimine		Ükski tase ei vasta järve olukorrale	III
Funktsioneerimine	I	Vähe külastatav. Kaldad metsased, ainult veepiiril lahtist liiva. Veetase, valgla ja põhjaveehaare (PÕ) muutusteta	II
Taastamise võimalused	II	Veetase ja põhjaveehaare optimaalsed	-
Üldine looduskaitseline väärtus	-	Looduskaitseline väärtus 3110 tüüpi järvena puudub	<b>B</b>

Huumustoitelise järve elupaigatüübi (3160) esindajana on Saarejärve üldine looduskaitseline väärtus aga kõrge (tabel 4.1.39). Järve esinduslikkus on kõrge, kuna veetaimestiku on vähe, enim on levinud ujulehtedega taimed, kuid veesisesed taimed puuduvad. Veesiseste taimede täieliku puudumise tõttu sai ka järve struktuuri säilimine madala hinnangu. Samas järve funktsioneerimine sai väga kõrge hinnangu, kuna järve põhja katab järvemuda mitte turbamuda ning valgalt reostust ei tule. 2017. aastal läbi viidud elupaigainventuuris (Berg-Jürgens et al. 2017) hinnati Saarejärve sarnaselt käesoleva uuringuga. Erinevus oli vaid struktuuri säilimise hinnangus, kuid võib arvata, et inventuuris on ankeedi täitmisel tehtud näpuviga. Nimelt on seal struktuuri säilimise kommentaar täpselt sama, kuid hinnagule vastav rooma number erinev.

Tabel 4.1.39. Hinnang Saarejärvele elupaigatüübi 3160 esindajana

Kriteerium	Hinnang 2018	Kommentaar 2018	Hinnang 2017
Esinduslikkus	B	Valitsevad ujulehtedega taimed	B
Struktuuri säilimine	III	Veesisene taimestik puudub	I
Funktsioneerimine	I	Põhjas järvemuda (sapropeel), valgalt ei tule reostust	I
Taastamise võimalused	II	Mööduka biogeenide koormuse lõppemisel	-
Üldine looduskaitseline väärtus	<b>B</b>		<b>B</b>

#### 4.1.5.7. Järve koondseisund ja seisundi põhjuste analüüs

Saarejärve ökoloogilist seisundit pole varem hinnatud, 2018. aastal oli see hea (tabel 4.1.40). Kõik hinnatud elustikurühmad olid heas seisundis, kuid järve füüsikalise-keemilise kvaliteedi koondhinnang tuli erakordselt kõrge lämmastikusisalduse tõttu kesine. Negatiivseid märke esines ka teistes, seisundiklassi kujunemist otseselt mittemõjutavates näitajates (tabel 4.1.41). Seega, kuigi järve väljakujunenud ökosüsteem toimib seni hästi, on 2018. aasta andmete põhjal alust teatud murelikkuseks tuleviku suhtes.

Tabel 4.1.40. Saarejärve ökoloogiline seisund, ökoloogilise seisundi määramisel kasutatavad ja seda toetavad kvaliteedielemendid (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	SUSE	ZOPLA	HYMO	ÖSE
<b>2018</b>	kesine	hea	hea	-	hea	väga hea	hea

Tabel 4.1.41. Saarejärve seisundi peamised probleemid ja nende eeldatavat põhjust

Probleem	Võimalik põhjus
Orgaanilise aine sisalduse suurenemine	Oluliselt suurem järvesisene produktsioon toitainete sisalduse suurenemise tõttu. Mõnevõrra suurem huumusainete sissekanne taashapestumise tõttu.
Hapnikupuudus	Suure orgaanilise aine sisalduse tõttu suurenenud hapniku tarbimine. Kevadise segunemise madal intensiivsus?
Läbipaistvuse vähenemine	Eelkõige järvesisese produktsiooni tõttu suurenev orgaanilise aine sisaldus.
Väga suur üldlämmastiku sisaldus	Ekstreemse suvega seotud bakterplanktoni vohamine ja intensiivne lämmastiku sidumine.
Ülikõrge klorofüll a sisaldus hüppekihis	Kõrgest toitainete sisaldusest tingitud fütoplanktoni vohamine.

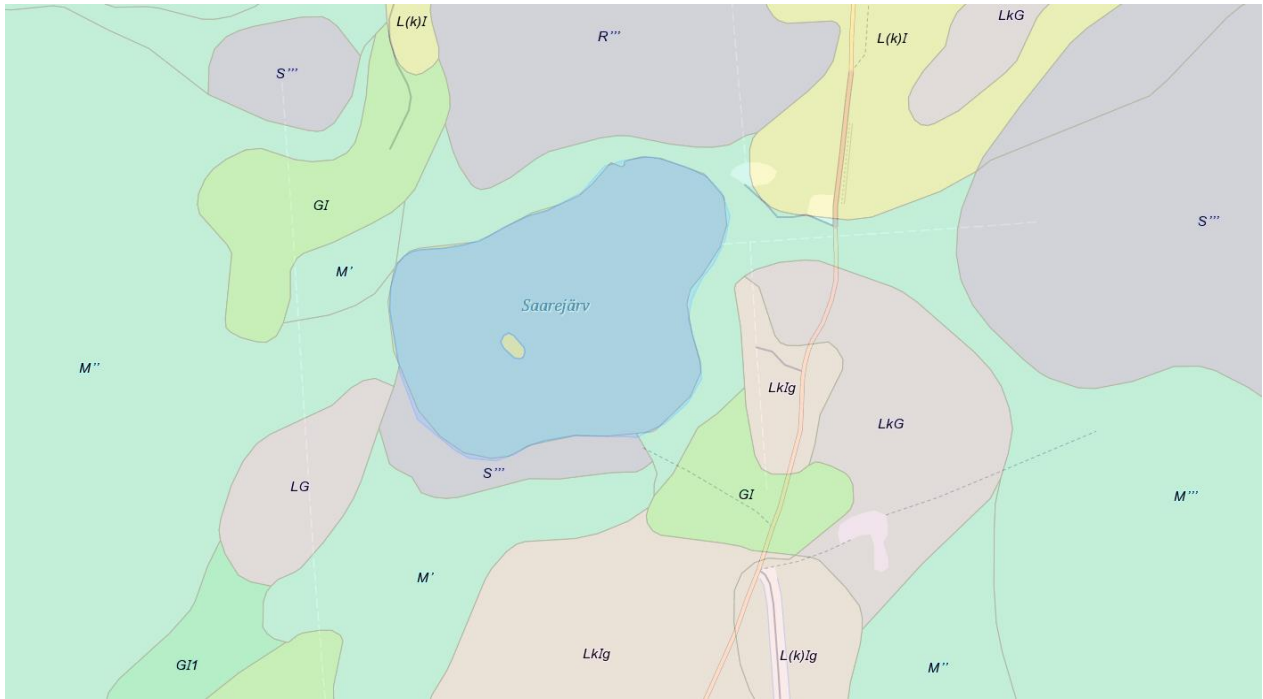
Kokkuvõtlikult on järve probleemideks terav hapnikupuudus, väga suur lämmastikuühendite sisaldus, vähenev läbipaistvus, suurenev orgaanilise aine sisaldus ning ülisuur klorofüll a sisaldus järve hüppekihis (tabel 4.1.41).

Nimetatud probleemid on omavahel seotud: suur klorofüll a sisaldus on märgiks kõrge toitainete sisalduse põhjustatud intensiivsest järvesisest produktsioonist, mis toob kaasa suureneva orgaanilise aine sisalduse ja väheneva läbipaistvuse. Samuti on suure orgaanilise aine sisaldusega seotud järve hapnikuolud, kuna orgaanilise aine lagundamisel tarbivad mikroorganismid ära veesambas oleva hapniku.

Suur kollase aine sisaldus järve vees on märgiks, et olulise osa orgaanilisest ainest moodustavad järve ümbrusest sisse kantud huumusained (joonis 4.1.79). Kuid oksüdeeritavuse andmed näitavad, et võrreldes Liiv- ja Valgejärvega on kergesti oksüdeeruva orgaanilise aine (huumusainete) sisaldus Saarejärves tõusnud 1937. aastaga võrreldes vähem. Kuna Saarejärve ümbruses pole ka täheldatud põhjaveetaseme langust, siis on loogiline, et huumusainete jõudmine järve pole oluliselt suurenenud. Mõningane kasv võib olla tingitud soo-alade taashapestumisest pärast aluselise õhusaaste lõppemist, kuna see protsess suurendab huumusainete ärakannet. Olulisem orgaanilise aine sisalduse tõus peab seega olema tingitud järve siseproduktsioonist, millele viitab ka järve oksüdeeritavusprotsent. Järvesisese produktsiooni kasvust annab tunnistust ka uuritud järvedest kõige kõrgem klorofüll a keskmine sisaldus ning suhteliselt suur fütoplanktoni biomass. Produktsiooni kasvu toetab järve suhteliselt suur toitainesisaldus. Järve zooplanktonikoosus, millel on pikem reageerimisaeg, seevastu olulisi eutrofeerumise märke veel ei ilmuta, peale suuremõõtmelise tativetikast toituva kerilooma *Asplanchna priodonta* suure biomassi. Seega võib oletada, et toitelisuse tõus on järves toimunud suhteliselt hiljuti.

Suur lämmastikuühendite sisaldus 2018. aastal võib olla anomaalne ning seotud vaid 2018. aasta väga sooja kevade ja suvega, mistõttu õhulämmastikku siduvate mikroorganismide elutegevus oli soodustatud. On näidatud, et kui N:P suhe on üle 16, siis limiteerib fütoplanktoni ja suurtaimede arengut fosfor (Milius & Starast 1996). Kõigis Saarejärve proovides oli 2018. aastal N:P suhe üle 16. Seega on järve fosforisisalduse suurenemine järve seisundile ohtlikum kui väga suur lämmastikuühendite sisaldus. Sarnaselt teistele järvedele on peamiseks fosfori allikaks järves tõenäoliselt fosforirikad põhjasetted, millest hapnikupuuduse tingimustes fosfor tagasi veesambasse vabaneb (vt. ptk. 4.3.3.6). Kuna järve sügavamates kihtides esines 2018. aastal tugev hapnikupuudus, siis olid tagatud kõik tingimused fosfori vabanemiseks. Üldfosfori keskmine sisaldus järves oli küll suurem kui teistes järvedes, kuid seisundihindamise piirväärtuste järgi ei olnud tegemist pehme- ja tumedaveelise järve jaoks liiga suure fosforisisaldusega. Samas soodustab ka hea seisundiklassi piiresse jääva fosforisisalduse puhul selle kasv produktsiooni. Kuna ka järve hapnikurežiim võib olla mõjutatud erakorralistest ilmastikutingimustest ning on võimalik, et järv ei segunenudki 2018. aasta kevadel läbi, siis ei saa uuringu andmete põhjal öelda, kas tuvastatud ohu märkide puhul on tegemist üheaastase anomaalia või pikemaajalise suundumusega. Eriti veel seetõttu, et võrdlusandmeid minevikust sisuliselt ei ole. Seega tuleks sellele küsimusele vastamiseks järve hapnikurežiimi ja toitainesisaldust seirata järjepidevamalt. Otsese inimõju saab olemasolevate andmete põhjal Saarejärve seisundi mõjutajana aga üsna kindlalt välistada.

Aastal 1977 kahtles A. Mäemets, kas Saarejärv paigutub pigem kihistumata pehmeeliste poolhuumustoiteliste järvede või segatoiteliste järvede hulka, kaldudes pigem esimese poole. 1987. aastal klassifitseeris ta järve kihistumata eutrofeerunud poolhuumustoiteliseks (Mäemets 1987). Samal tüpoloogial põhineva määramistabeli järgi (Mäemets & Mäemets 1991) liigutub järv 2018. aasta uuringuperioodi näitajate alusel aga selgelt kihistunud pehmeeliste düseutroofsete ehk segatoiteliste järvede hulka. Tüübi muutuse on määramistabeli järgi kaasa toonud orgaanilise aine sisalduse oluline tõus, poolhuumustoitelise järve puhul peaks orgaanilise aine sisaldus olema alla 35mgO<sub>2</sub>/l.



Joonis 4.1.79. Saarejärve ümbruse mullastikukaart. S – siirdesoomuld, M – madal-soomuld, R – rabamuld, L – leede- ja leetunud muld, G – gleimuld (Maa-amet).

#### 4.1.6. Järvede troofsuseisundid

Järvede troofsuseisundi hindamiseks on lisaks Vee Raamdirektiivi alusel kehtestatud piirmääradele kasutusel ka universaalsemad troofsuseindeksid. Üks tuntumaid ja enimkasutatavaid indekseid maailmas on Carlsoni troofsuseisundi indeks (Carlson 1977), mida on võimalik arvutada nii suvise läbipaistvuse, klorofüll a kui ka üldfosfori andmete põhjal. Läbipaistvuse indeks toimib hästi aga valdavalt heledaveelistes järvedes, kuna looduslikult tumedaveelistes järvedes ei väljenda väike läbipaistvus selle troofsuseisundit. Samuti ei saa fosforiindeksit kasutada järvede puhul, kus see ei ole limiteeriv faktor. Kuna Carlsoni indeksid arvutati enamike Kurtna järvestiku järvede kohta välja 1990ndatel läbi viidud keskkonnaekspertiisi raames (Ideon & Pöder, 1996, Ott et al. 1995), siis toimunud muutuste võrdlemiseks arvutati need välja ka 2018. aasta andmete põhjal (tabel 4.1.42). Lisaks oli Ott et al. (1995) töös välja arvatud läbipaistvuse indeks ka 1950ndate kohta.

$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{SD}) = 10[6 - (\ln \text{SD} / \ln 2)]$$

$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{Chl}) = 10[6 - (2.04 - 0.68 \ln \text{Chl}) / \ln 2]$$

$$TSI_{\text{Carlson}}(\text{TP}) = 10 [6 - (\ln 48 / \text{TP}) / \ln 2]$$

SD - Secchi ketta läbipaistvus (m)

Chl - klorofüll a sisaldus (mg/m<sup>3</sup>)

TP - üldfosfori sisaldus (mg/m<sup>3</sup>)

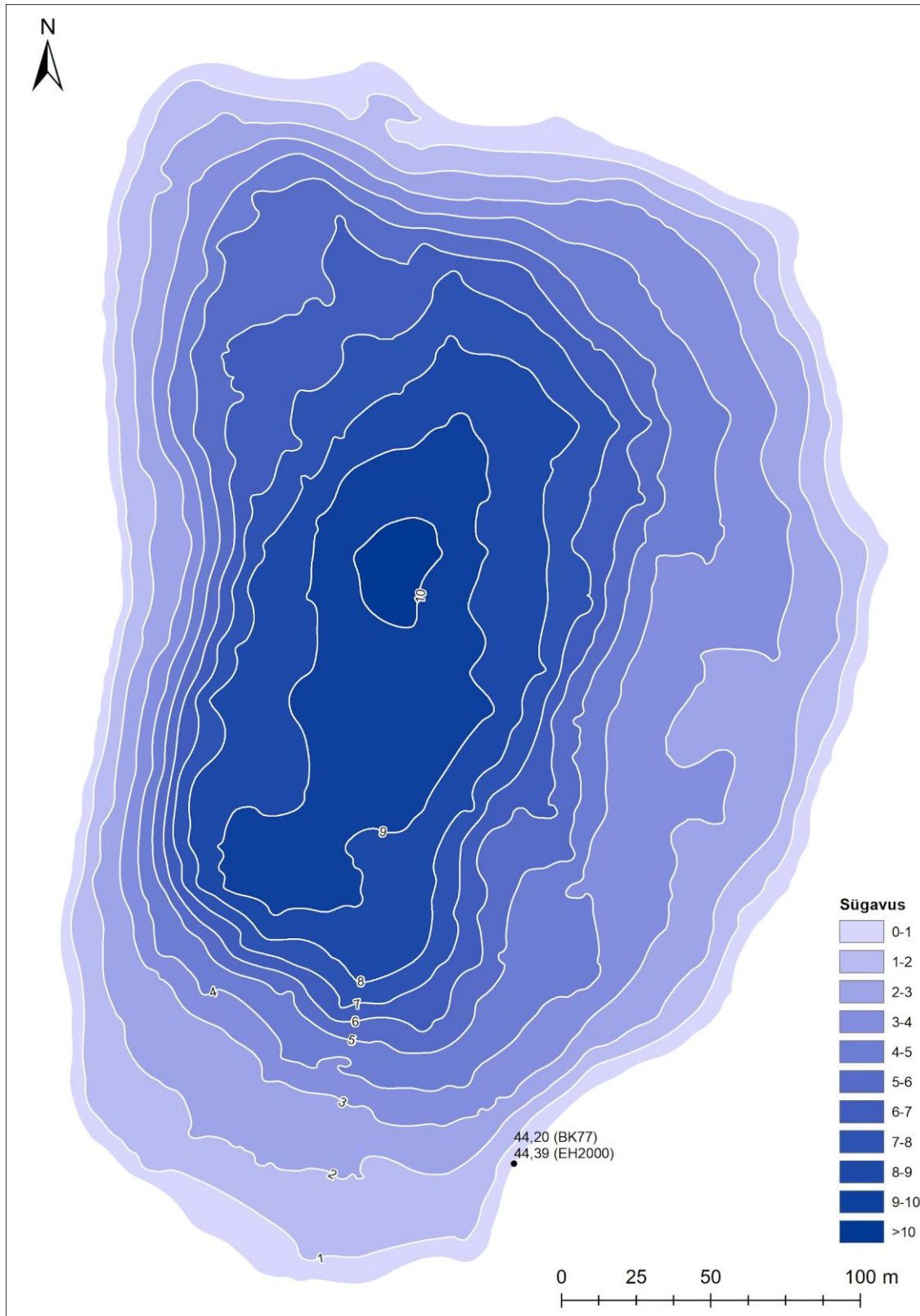
Tabel 4.1.42. Carlsoni troofsusindeksid (Chl – klorofüll a järgi; P – üldfosfori sisalduse järgi; SD – läbipaistvuse järgi) uuringujärvedes 1980ndatel ja 2018. aastal, läbipaistvuse indeks ka 1950ndatel. 1950ndate, 1980ndate andmed ja lubatud ökoloogiline piir iga järve kohta Ott et al. (1995)

	TSI(Chl) 1980ndad	TSI(Chl) 2018	TSI(P) 1980ndad	TSI(P) 2018	TSI (SD) 1950ndad	TSI(SD) 1995/1987	TSI(SD) 2018	Lubatud ökoloogiline piir
<b>Valgejärv</b>	41,4	49,1	19,8	47	38,9	39,9	53,2	<40
<b>Martiska järv</b>	50	56,3	35,8	48,1	35,7	43,1	43,7	<40
<b>Kuradijärv</b>	53,1	56,9	45	51,5	39,3	44,1	54,2	<40
<b>Liivjärv</b>	49,2	54,6	19,8	50,8	33,4	43,6	55,1	<40
<b>Saarejärv</b>		65,2		55,3	42,8	44,1	60	<45

Tulemused kinnitavad tõsiasja, et kõigi uuritavate järvede troofsus on kasvanud nii 1980ndate kui ka 1990ndatega võrreldes kõigi kolme indeksi põhjal (tabel 4.1.42). Samuti on väga suur troofsuse tõus toimunud 1950ndate aastatega võrreldes. Kui 1980ndatel jäi vähemalt osadel järvedel fosforiindeks järvetüübile kehtivast ökoloogilisest piirist allapoole ning Valgejärvel oli ka läbipaistvuse indeks piiri peal, siis 2018. aastal ületasid kõik indeksid kõigil järvedel lubatud ökoloogilist piiri. Arvestada tuleb küll sellega, et 1980ndatel fosforiindeksid arvutati vaid pinnakihi proovide tulemuste põhjal, kuid 2018. aastal kogu veesamba keskmiste proovide põhjal ning üldfosfori sisaldus üldjuhul põhja suunas tõusis.

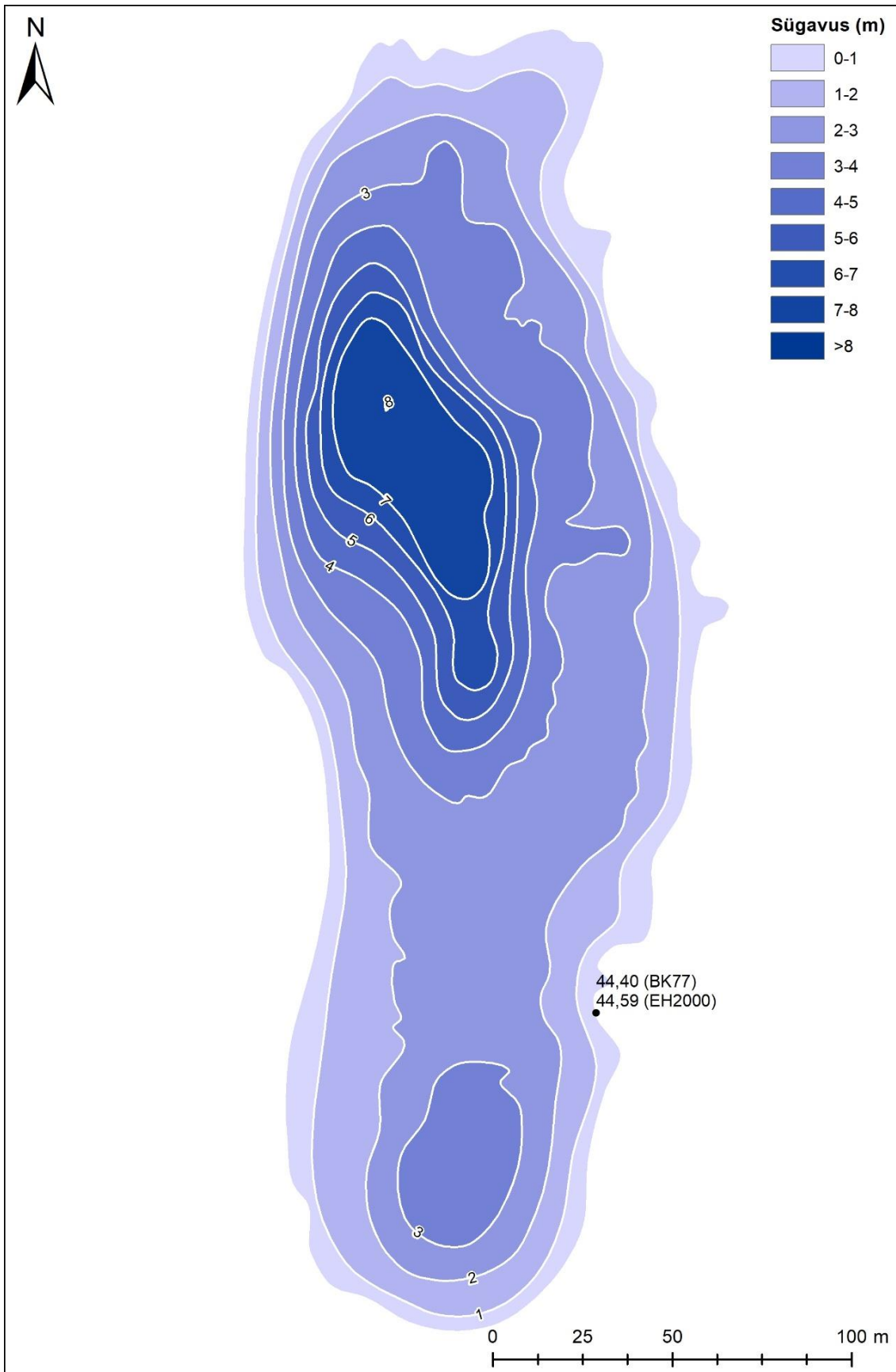
## 4.2. Järvede batümeetria ja pinnaveevalglad

**Valgejärve** nõo põhjareljeef on rahulik ning järve sügavaim koht asub järvenõo keskkohast lääne pool (joonis 4.2.1). Järvenõgu on läänekaldal suure veerukaldega ning kiiresti sügavnev. Järve lõuna ja idakallas on lauged ja madalamad. Maksimalne sügavus baasveetaseme 44,20 (BK77) ehk 44,39 (EH2000) m ü.m.p. juures on 10,6 m. Järve maht baasveetaseme juures on 401 000 m<sup>3</sup>, pindala 8,5 ha ja keskmine sügavus 4,7 m.



Joonis 4.2.1. Valgejärve sügavuskaart.

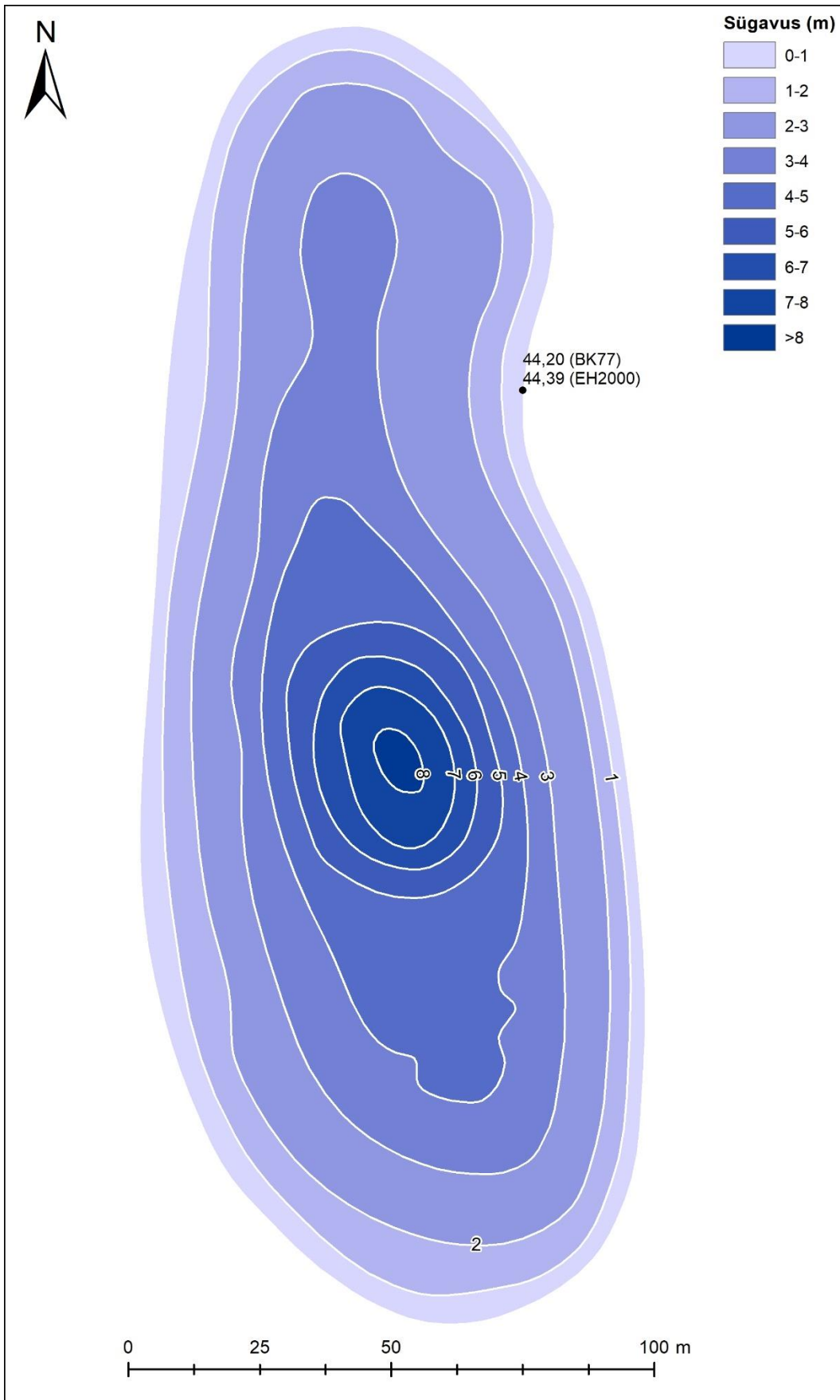
**Martiska järve** nõo sügavaim ala paikneb järve põhjaosas (joonis 4.2.2). Järve lõunasopis asub teine, ümbritsevast veidi sügavam ala, neid eraldab madalam seljandik. Nõgu sügavneb kõige järsemalt loodeosas ning nõo idaosa on laugem. Baasveetaseme 44,40 (BK77) ehk 44,59 (EH2000) m ü.m.p. juures on maksimaalne sügavus 8,1 m. Järve maht baasveetaseme juures on 94 000 m<sup>3</sup>, pindala 3,4 ha ja keskmine sügavus 2,8 m.



Joonis 4.2.2. Martiska järve sügavuskaart.

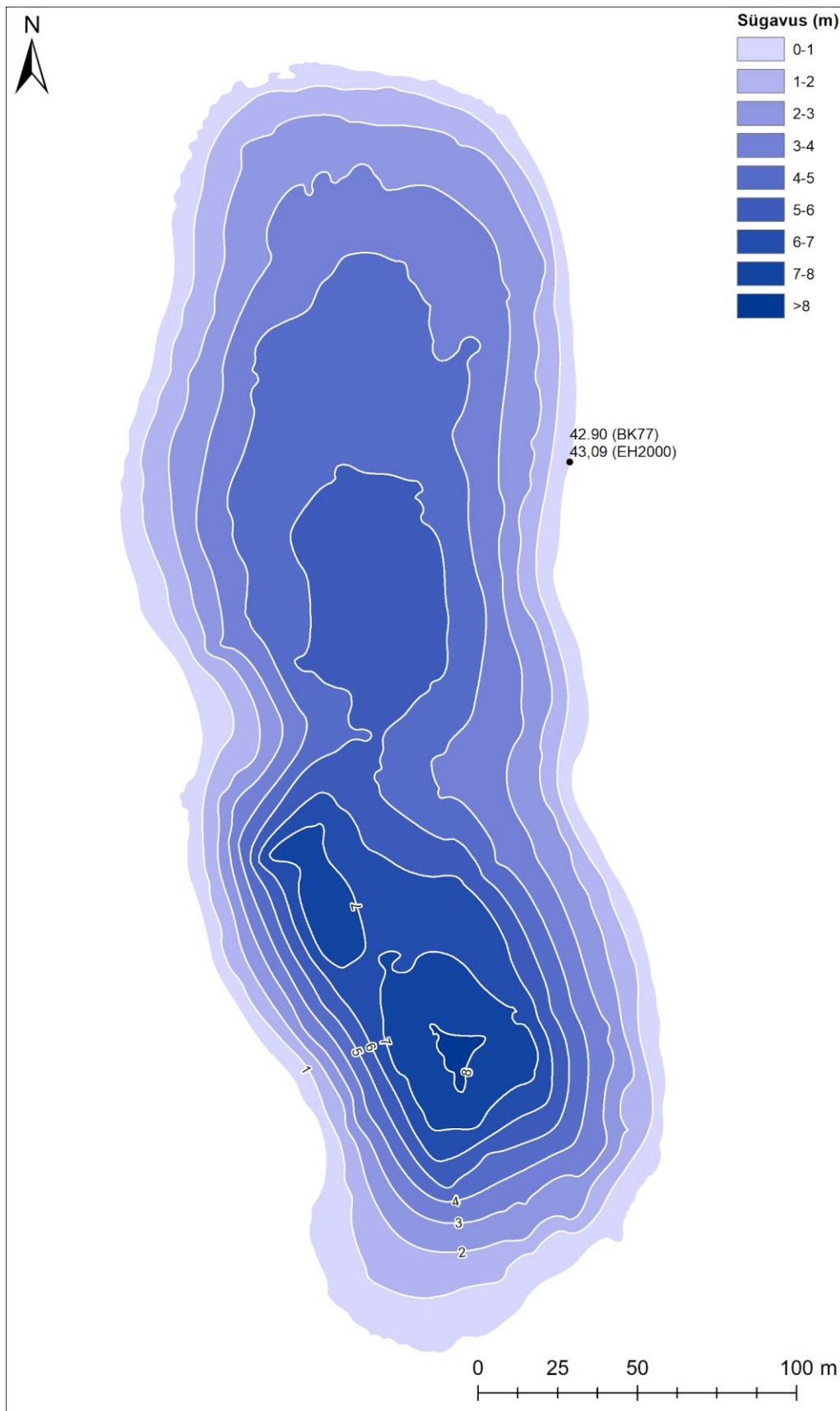
**Kuradijärve** nõgu on põhja- ja lõunaosas lauge ning lääne- ja idaosas järsult sügavnev, järve sügavaim ala asub keskosas (joonis 4.2.3). Maksimaalne sügavus baasveetaseme 44,20 (BK77) ehk 44,39 (EH2000) m ü.m.p. juures on 8,2 m. Järve maht baasveetaseme juures on 51 000 m<sup>3</sup>, pindala 1,8 ha ja keskmine sügavus 2,8 m.





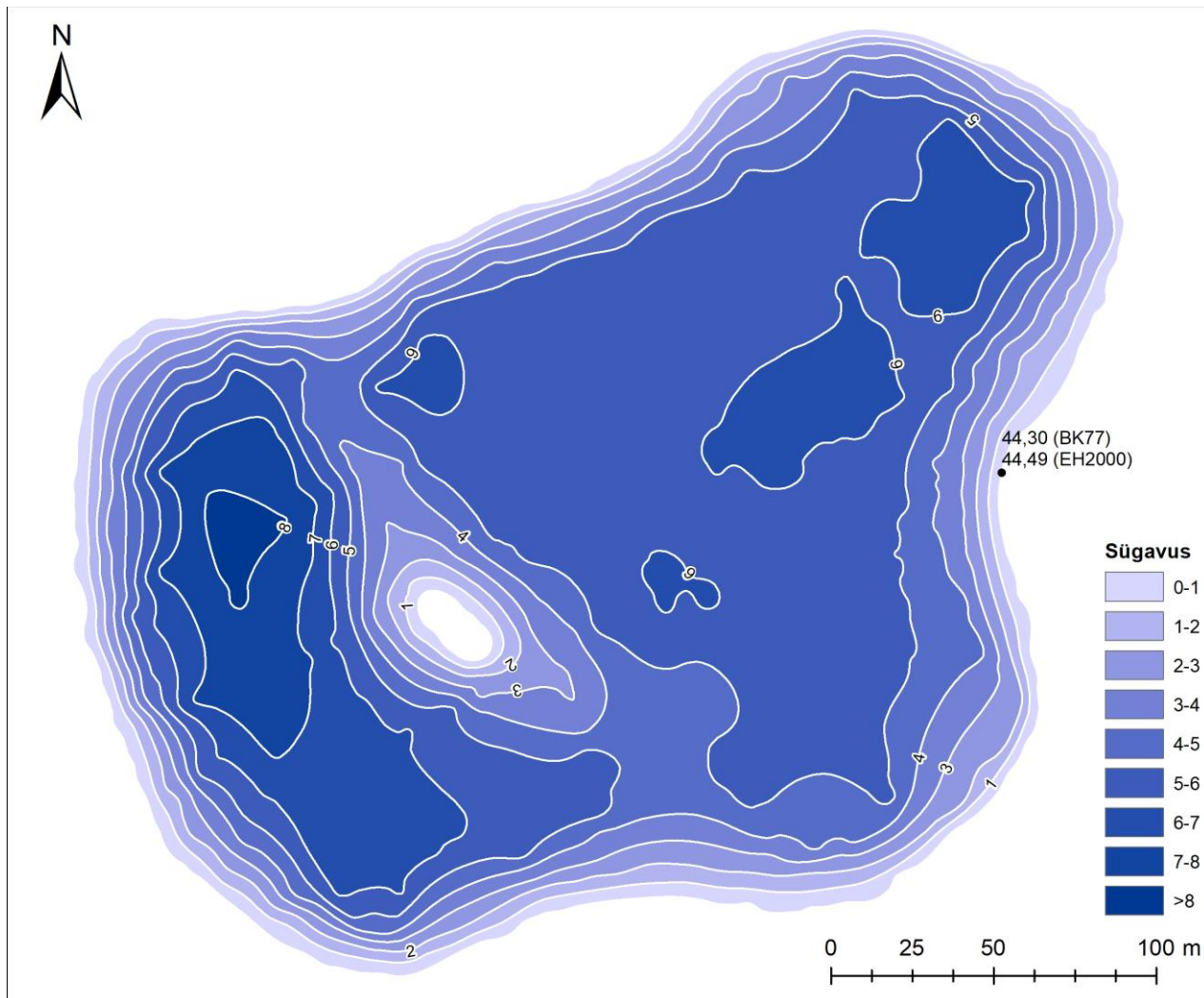
Joonis 4.2.3. Kuradijärve sügavuskaart.

**Liivjärve** nõo sügavaim piirkond asub järve lõunaosas, nõo põhjaosa reljeef on laugem ja madalam (joonis 4.2.4). Järve keskosas on kitsam ala, tekitades põhja ja lõunaosa vahele väikese künnise ja eraldades kaks sügavat nõgu. Järvenõo idakallas on järsult süvenev, ülejäänud kaldad on laued. Maksimaalne sügavus baasveetaseme 42,90 (BK77) ehk 43,09 (EH2000) m ü.m.p. juures on 8,1 m. Järve maht baasveetaseme juures on 164 000 m<sup>3</sup>, pindala 4,7 ha ja keskmine sügavus 3,5 m.



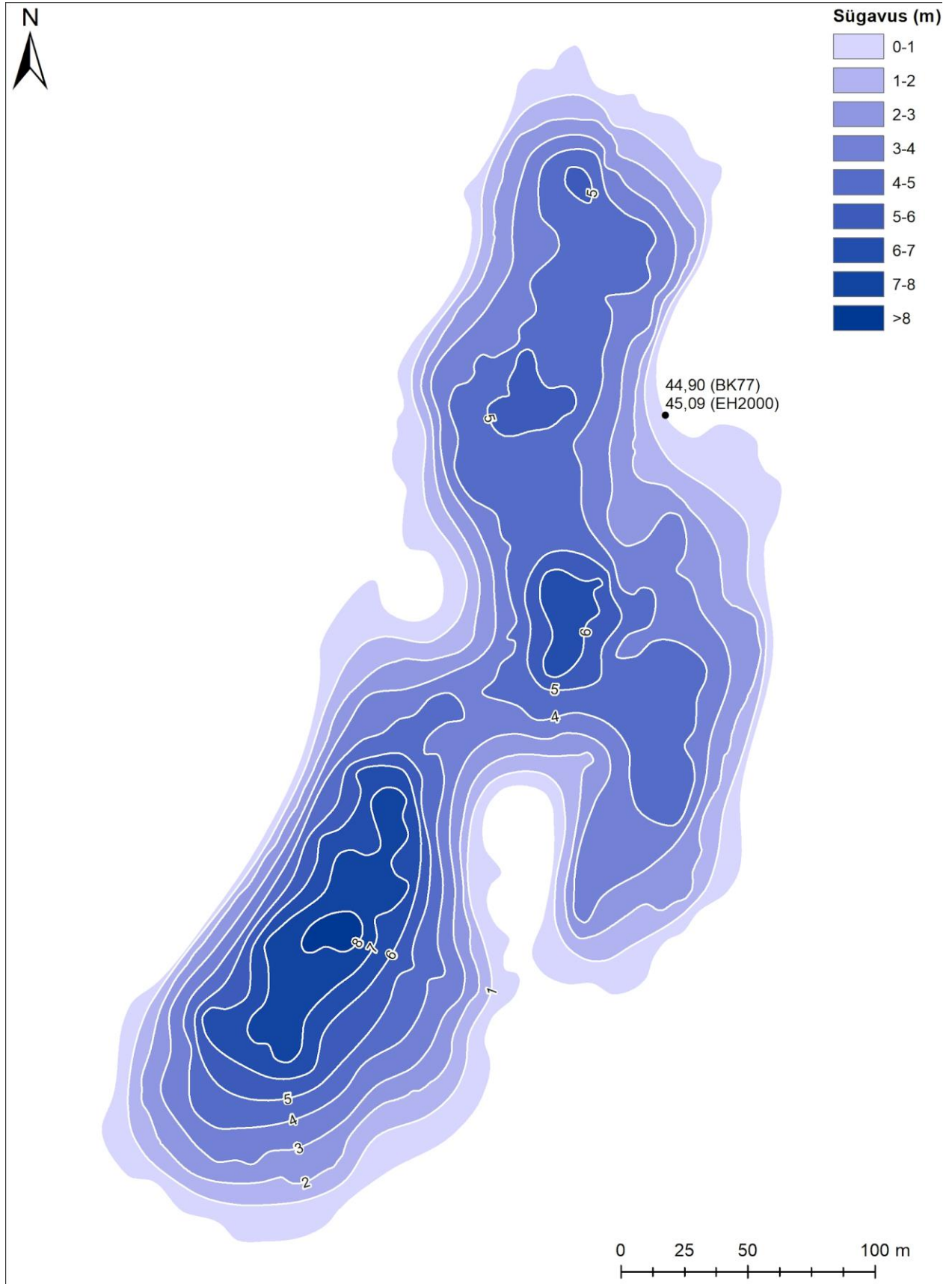
Joonis 4.2.4. Liivjärve sügavuskaart.

**Saarejärve** nõgu on keerulise põhjareljeefiga ja ühe saarega Järve kaldad on järsud, kuid järvepõhi on suhteliselt tasane (joonis 4.2.5). Järve keskel asuva saare veelune loode- kagusuunaline künnis jagab järvenõo kaheks. Järve sügavaim ala paikneb saarest lääne pool. Saarest kirde poole jääv järvenõgu on tasane, selle sügavamad piirkonnad asuvad saarest põhjas ja kirdes. Maksimalne sügavus baasveetaseme 44,30 (BK77) ehk 44,49 (EH2000) m ü.m.p. juures on 8,3 m. Järve maht baasveetaseme juures on 300 000 m<sup>3</sup>, pindala 6,4 ha ja keskmine sügavus 4,7 m.



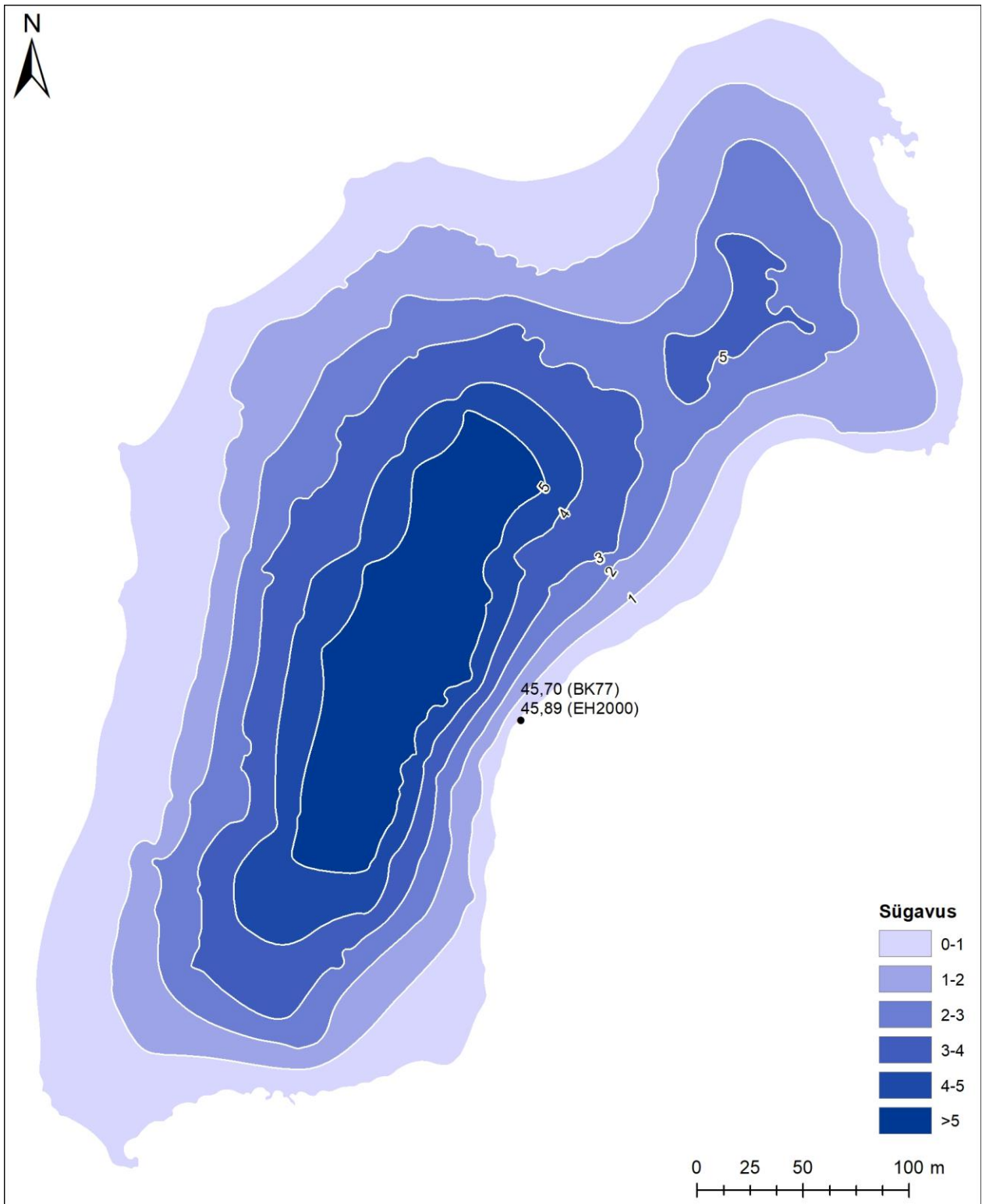
Joonis 4.2.5. Saarejärve sügavuskaart.

**Ahnejärve** nõgu on keerulise konfiguratsiooniga. Järvel on mitu sügavamat ala, mis on omavahel ühendatud madalamate künnistega (joonis 4.2.6). Kõige sügavam ala paikneb järve lõunasopis. Maksimaalne sügavus baasveetaseme 44,90 (BK77) ehk 45,09 (EH2000) m ü.m.p. juures on 9,0 m. Järve maht baasveetaseme juures on 193 000 m<sup>3</sup>, pindala 6,0 ha ja keskmine sügavus 3,2 m.



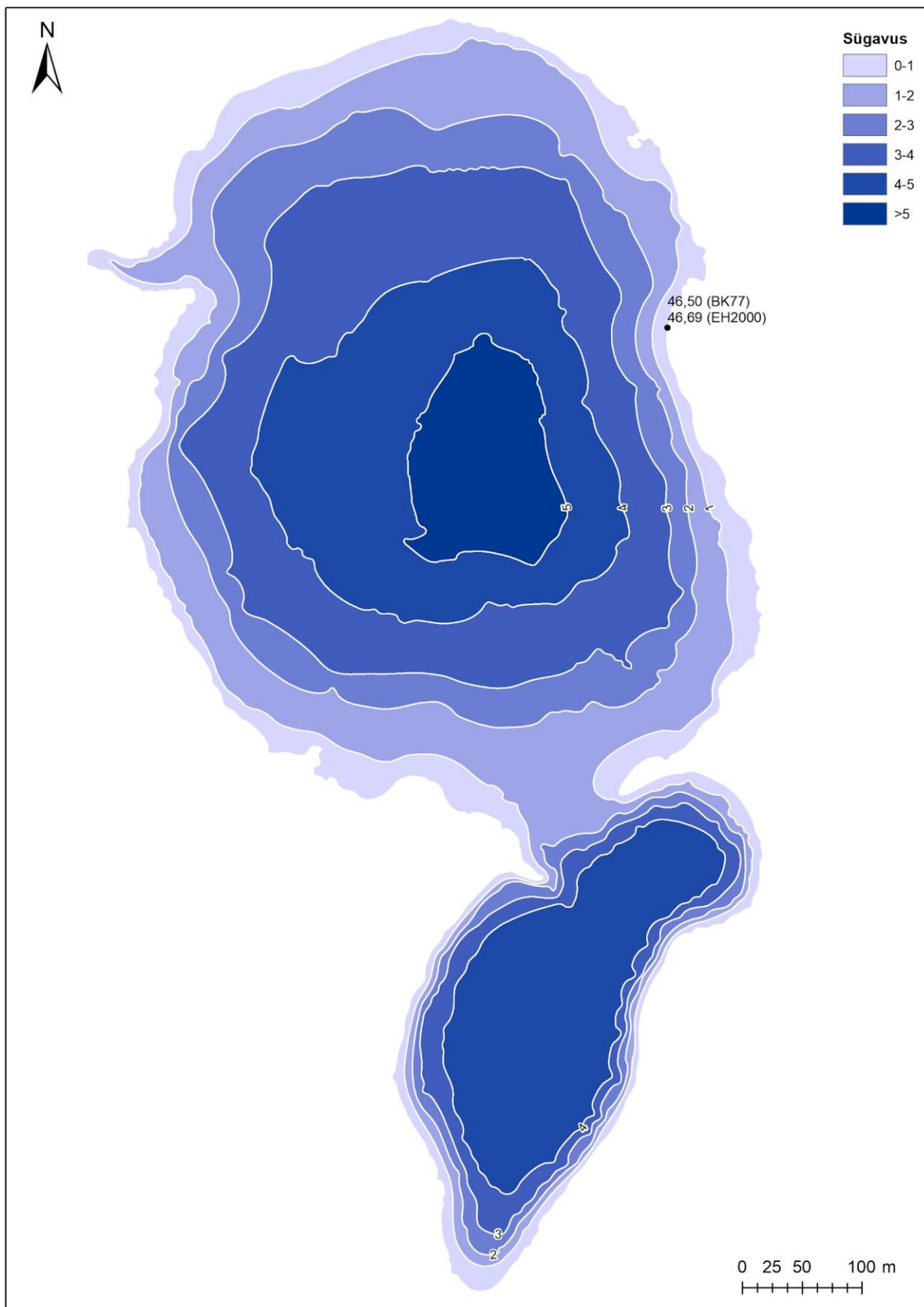
Joonis 4.2.6. Ahnejärve sügavuskaart.

**Nõmmejärve** nõgu on lihtsa põhjareljeefiga (joonis 4.2.7). Järvenõo veerud on üldiselt lauged, ainult idaosas toimub süvenemine kiiremini. Järve sügavaim ala asub järve keskel. Maksimaalne sügavus baasveetaseme 45,70 (BK77) ehk 45,89 (EH2000) m ü.m.p. juures on 5,8 m. Järve maht baasveetaseme juures on 265 000 m<sup>3</sup>, pindala 12,1 ha ja keskmine sügavus 2,2 m.



Joonis 4.2.7. Nõmmejärve sügavuskaart.

**Suurjärve** nõgu jaguneb kaheks – põhjas asuvaks Suurjärveks ja lõunas asuvaks Peenjärveks (joonis 4.2.8). Järvenõo põhjaosa on laugete kallastega ja rahuliku põhjareljeefiga. Järve sügavaim ala asub järvenõo põhjaosa keskel. Järvenõo lõunaosa veerud on järsud, eriti järve kaguosas. Põhja- ja lõunaosa eraldab madal künnis. Maksimaalne sügavus baasveetaseme 46,50 (BK77) ehk 46,69 (EH2000) m ü.m.p. juures on 5,5 m. Baasveetaseme juures on järve maht 991 000 m<sup>3</sup>, pindala 33,4 ha ja keskmine sügavus 3,0 m.

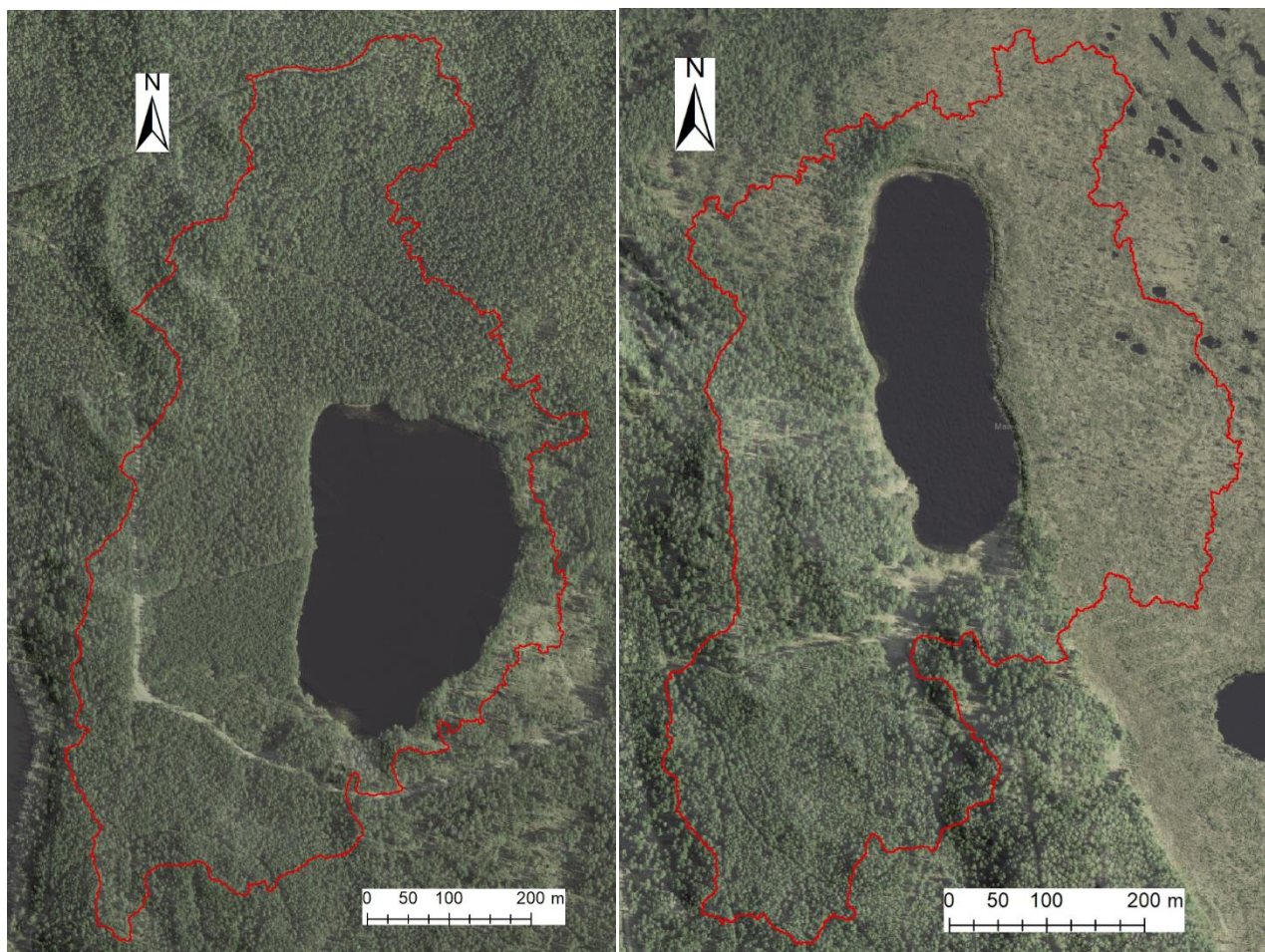


Joonis 4.2.8. Suurjärve sügavuskaart.

Kõikide järvede pinnaveevalglatel domineerib mets (joonised 4.2.9 ja 4.2.10). Liivjärve valglast moodustab olulise osa ka raba. Martiska ja Kuradijärve valglal valdab mineraalmaal kasvav mets ning turbal kasvava metsa osakaal on väga väike (tabel 4.2.1). Need väikesed turbal kasvava metsa alad on aga järvede veetaseme languse tõttu kuivendatud. Saarejärve valglal kasvavates metsadest veidi üle poole paikneb mineraalmaal ning ülejäänud turbal. Saarejärve valglal saab turbal kasvava metsa lugeda loomuliku veerežiimiga soiseks metsaks. Valgejärve pinnaveevalglal on mineraalsetel muldadel kasvavat metsa sama palju kui turbal kasvavat metsa. Turbal kasvav mets on seal kuivendamise ilmingutega, tõenäoliselt põhjaveetaseme languse tõttu. Liivjärve pinnaveevalglast katavad võrdse osa mineraalsetel muldadel kasvav mets ja tugevalt kuivendatud raba.

Tabel 4.2.1. Järvede pinnaveevalgalad (koos järvega) ning mineraalsete ja orgaaniliste muldade (turvas) pindalad Maa-ameti mullakaardi järgi järvede valglatel

	Pinnaveevalgala koos järvega (ha)	Mineraalsete muldade pindala (ha)	Orgaaniliste muldade pindala (ha)
Valgejärv	41	17	15
Martiska järv	14	10	0,5
Kuradijärv	19	15	2
Liivjärv	32	13	14
Saarejärv	50	24	19



Joonis 4.2.9. Valgejärve (vasakul) ja Liivjärve (paremal) pinnaveevalgla paiknemine (Aluskaart: Maa-amet).



Joonis 4.2.10. Martiska ja Kuradijärve (vasakul) ning Saarejärve (paremal) pinnaveevalgla paiknemine (Aluskaart: Maa-amet).

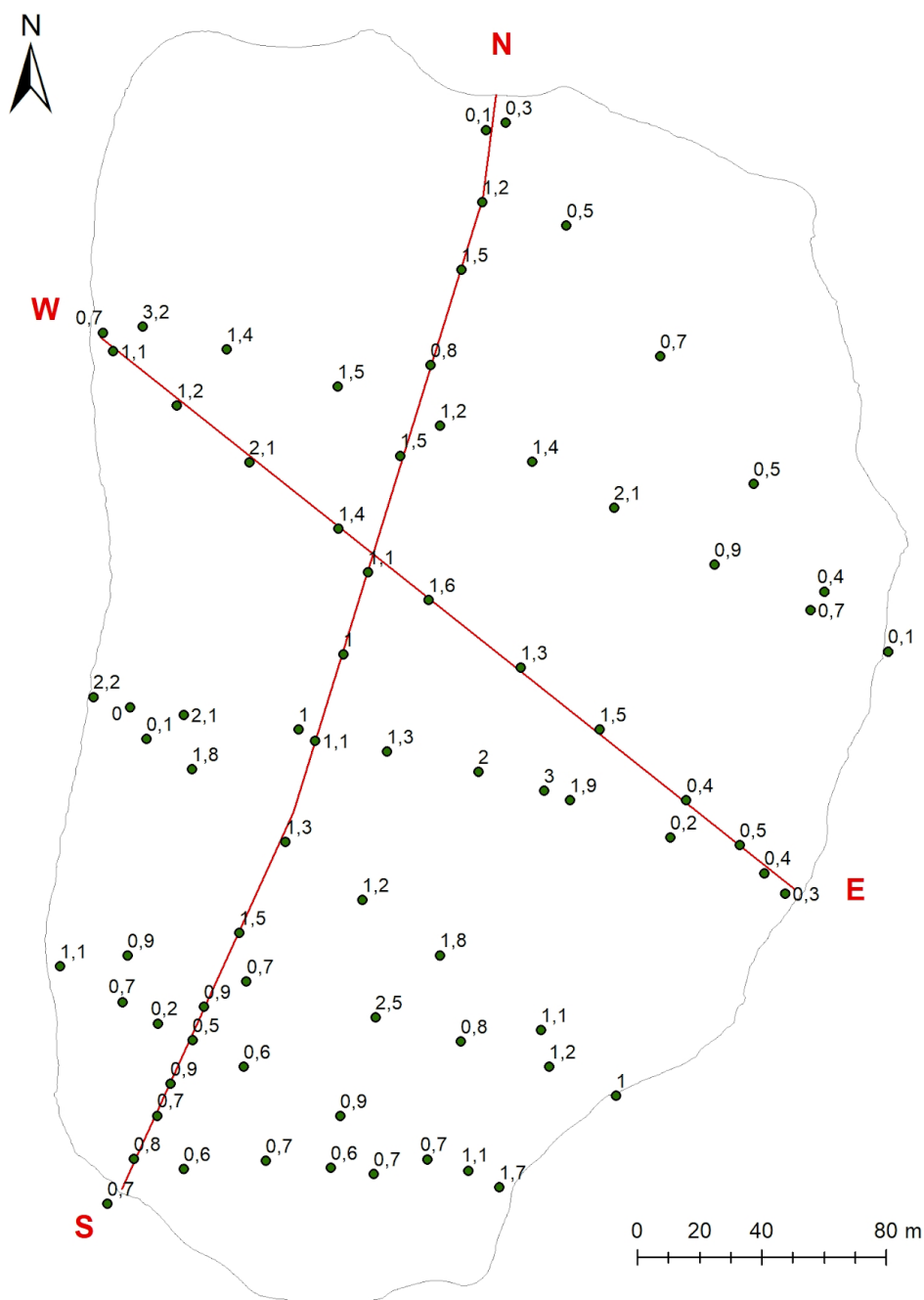


## 4.3. Põhjasetted

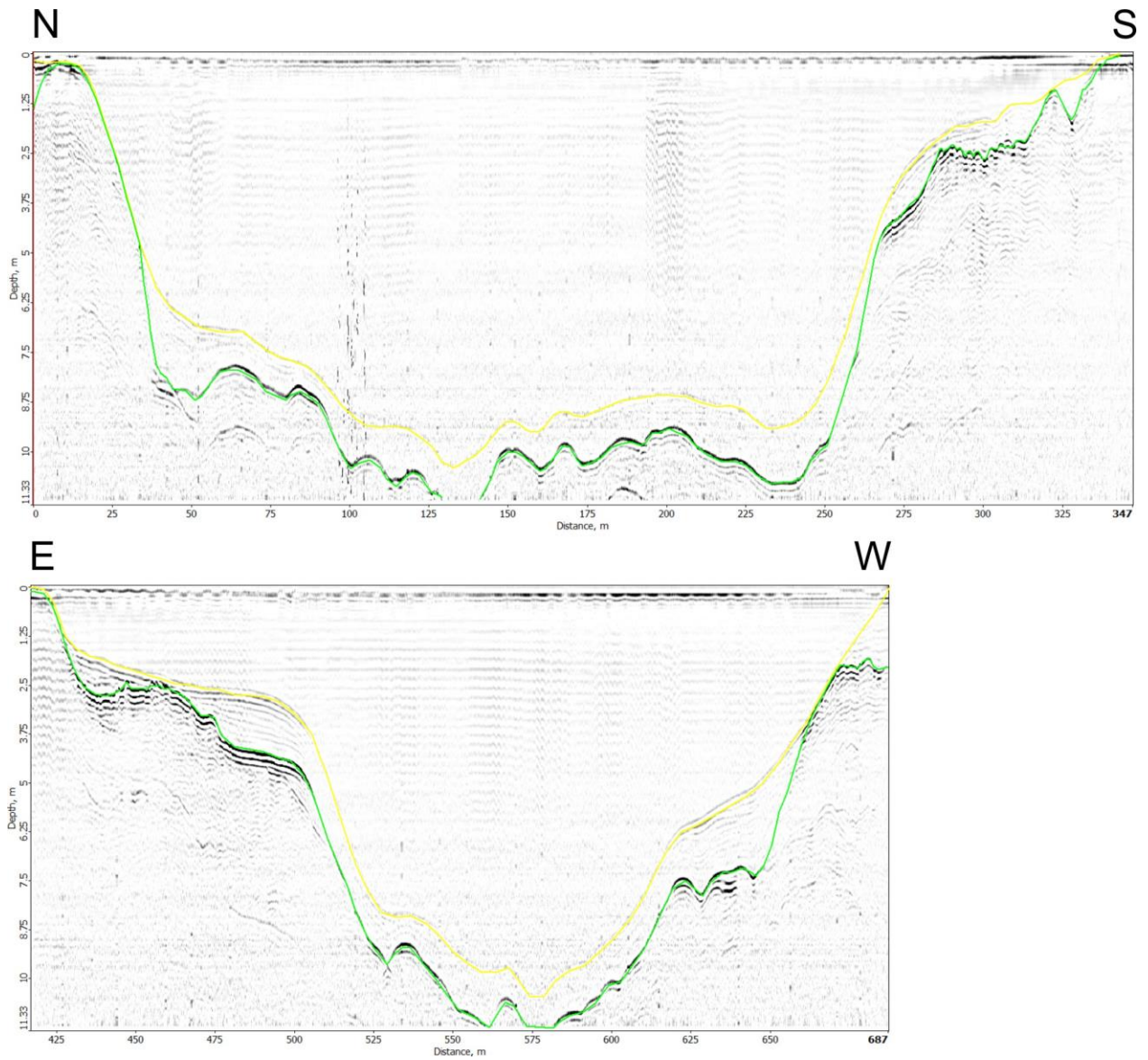
### 4.3.1. Järvede mineraalsed nõod ja sette paksus

#### 4.3.1.1. Valgejärv

Valgejärve mineraalse nõo kuju on üldjoontes sarnane veega täitunud järvenõo kujule. Settekiht järves on suhteliselt õhuke, tüüpiliselt all 1,5 m, maksimaalselt ulatub selle paksus 3,2 m-ni (joonis 4.3.1). Kusjuures kõige paksemad setted ei asu mitte nõo sügavaimas osas, vaid nõo veerude alumisel kolmandikul (joonis 4.3.2). Settekiht puudub või on väga õhuke järvenõo põhja- ja idaveerude pervepoolsetes osades. Nõo lääne- ja lõunapervesid katab paarimeetrine turbakiht. Nõo veerud on aga ka neis külgedes setetest vabad.



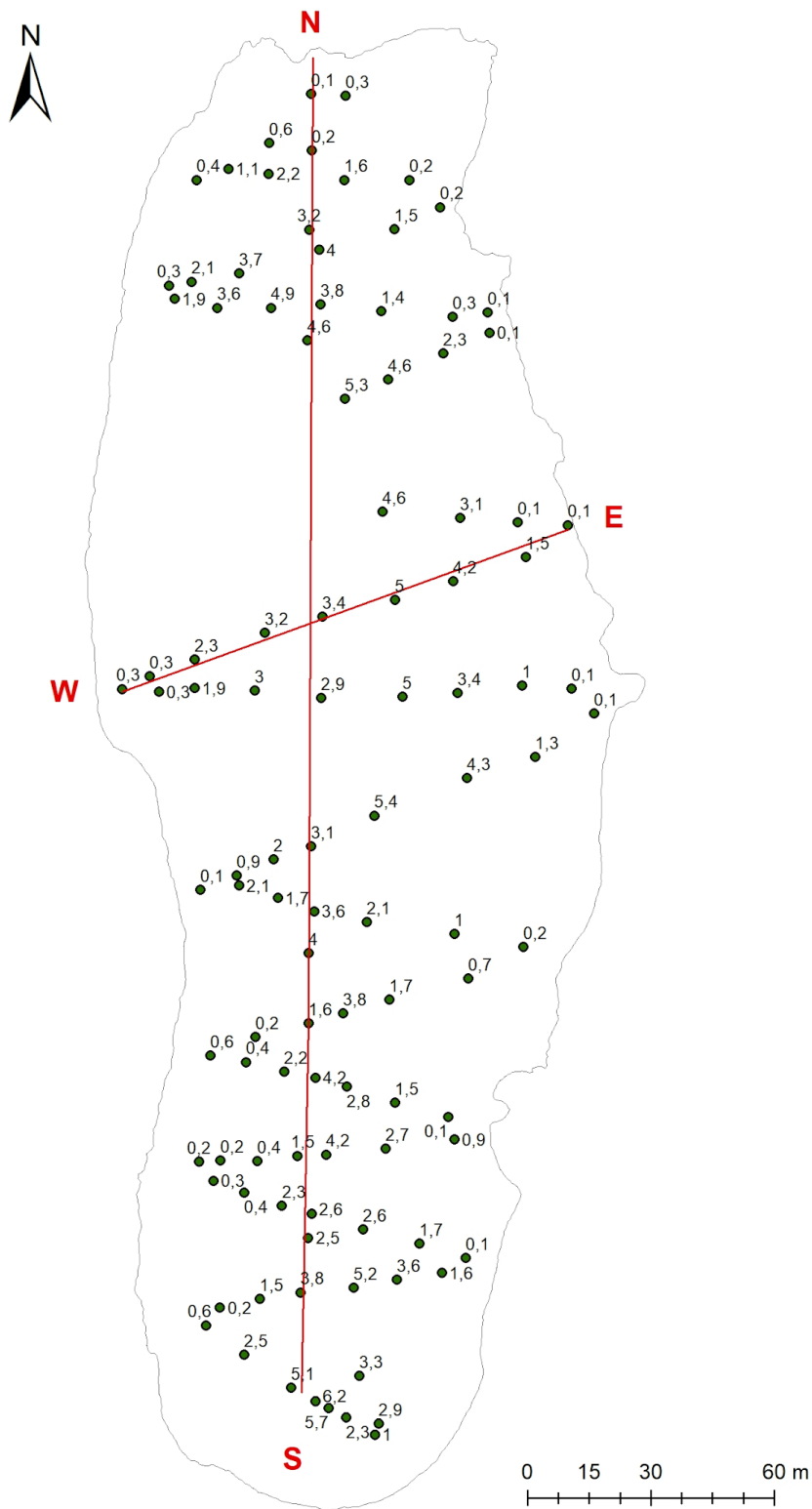
Joonis 4.3.1. Sette paksus Valgejärves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.



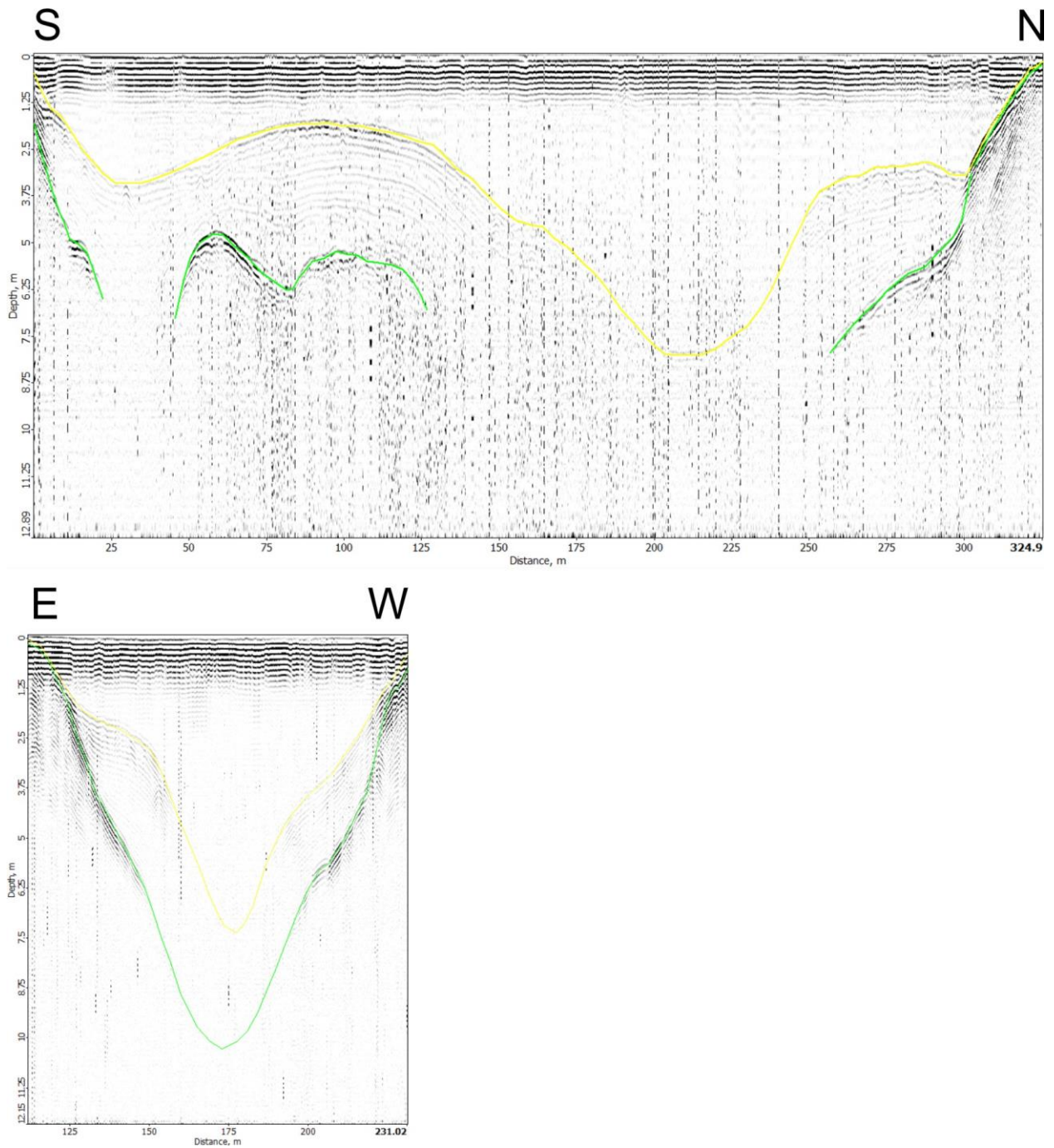
Joonis 4.3.2. Valgejärve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvutatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon = 72$ .

### 4.3.1.2. Martiska järv

Martiska järve mineraalne nõgu on sarnase kahe sügavama piirkonnaga, nagu järve veega täitunud nõgu. Mineraalne nõgu on küllaltki reljeefne. Maksimaalne tuvastatud sette paksus on 6,2 m järve lõunaotsas (joonis 4.3.3). Järve suurima veesügavuse piirkonna lähedal tuvastati sette paksus 4-5 m. Suurima veesügavuse piirkonnas georadari signaal sumbus, mistõttu mineraalse nõo sügavust ei õnnestunud seal tuvastada (joonis 4.3.4). Külgneva ala mineraalpinna reljeefi ja setete sisemise kihilisuse kallutatuse alusel võib arvata, et ka suurima veesügavuse piirkonnas on setete paksus vähemalt 6 m.



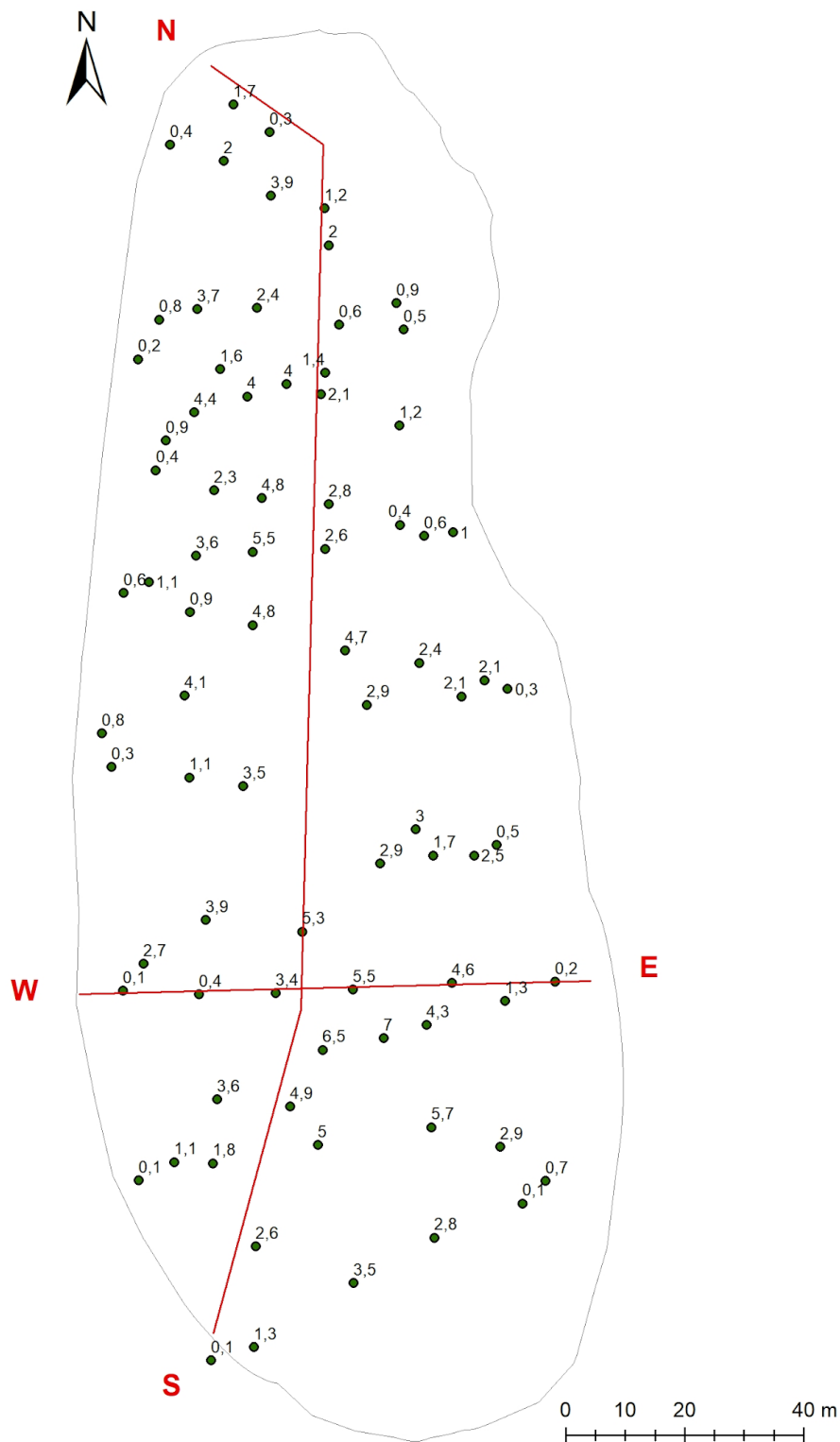
Joonis 4.3.3. Sette paksus Martiska järves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.



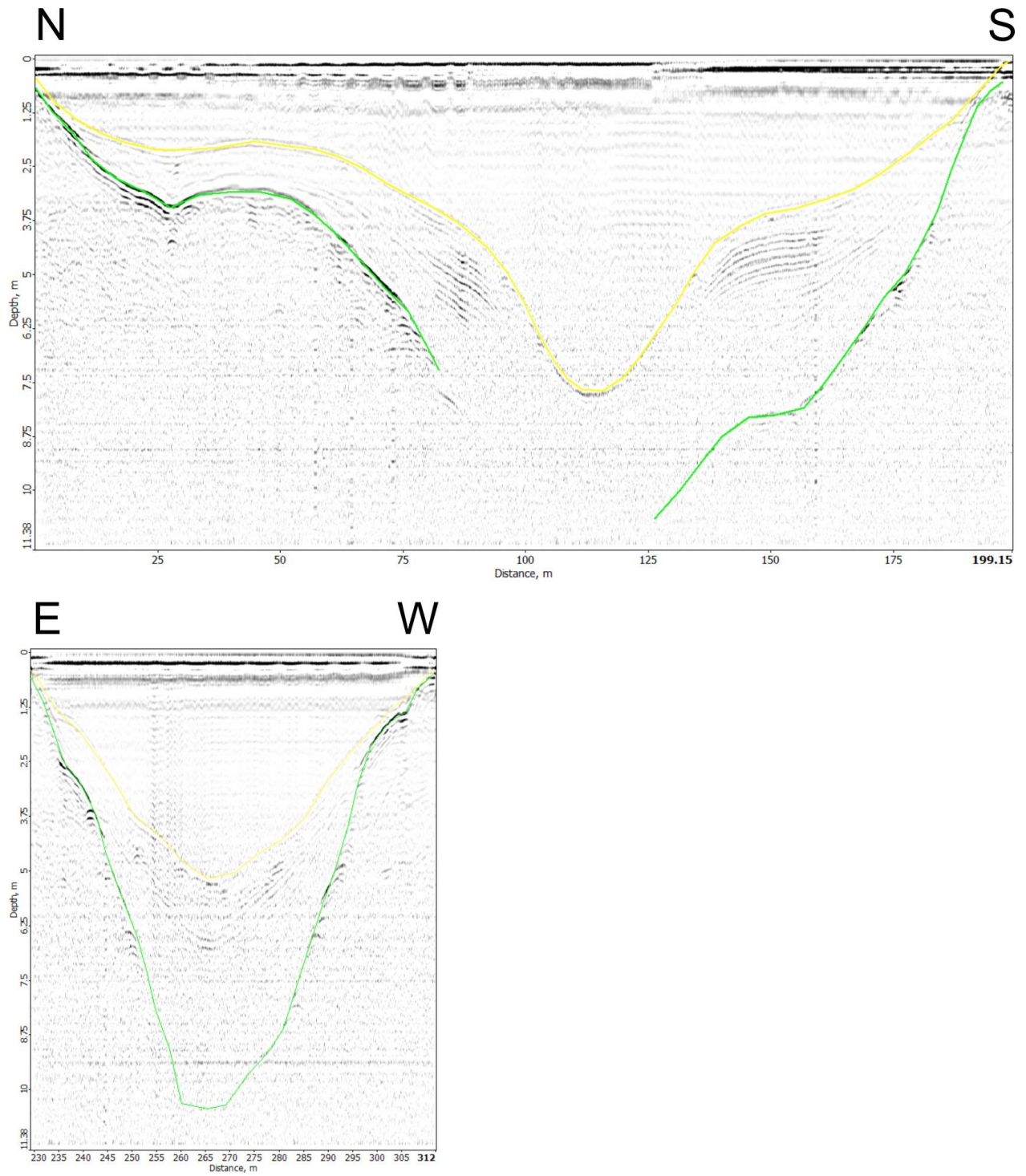
Joonis 4.3.4. Martiska järve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvatatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon = 72$ .

### 4.3.1.3. Kuradijärv

Kuradijärve mineraalne nõgu on sarnase lihtsa kujuga nagu järvenõo veega täitunud osa. Mineraalse nõo suurim sügavus on aga veega täitunud nõo sügavaimast osast mõnevõrra kagupool, kus sette paksus ulatus maksimaalselt 7 m-ni (joonis 4.3.5). Veega täitunud nõo suurima sügavuse piirkonnas ei saanud georadari läbilõigetel mineraalset põhja piiritleda, kuna radarisignaali neeldus settes (joonis 4.3.6). Oma osa võib mineraalpinna kadumises ka selles, et nõlvad on järsud ja peegeldused ei jõua suurest sügavusest radariantenni tagasi.



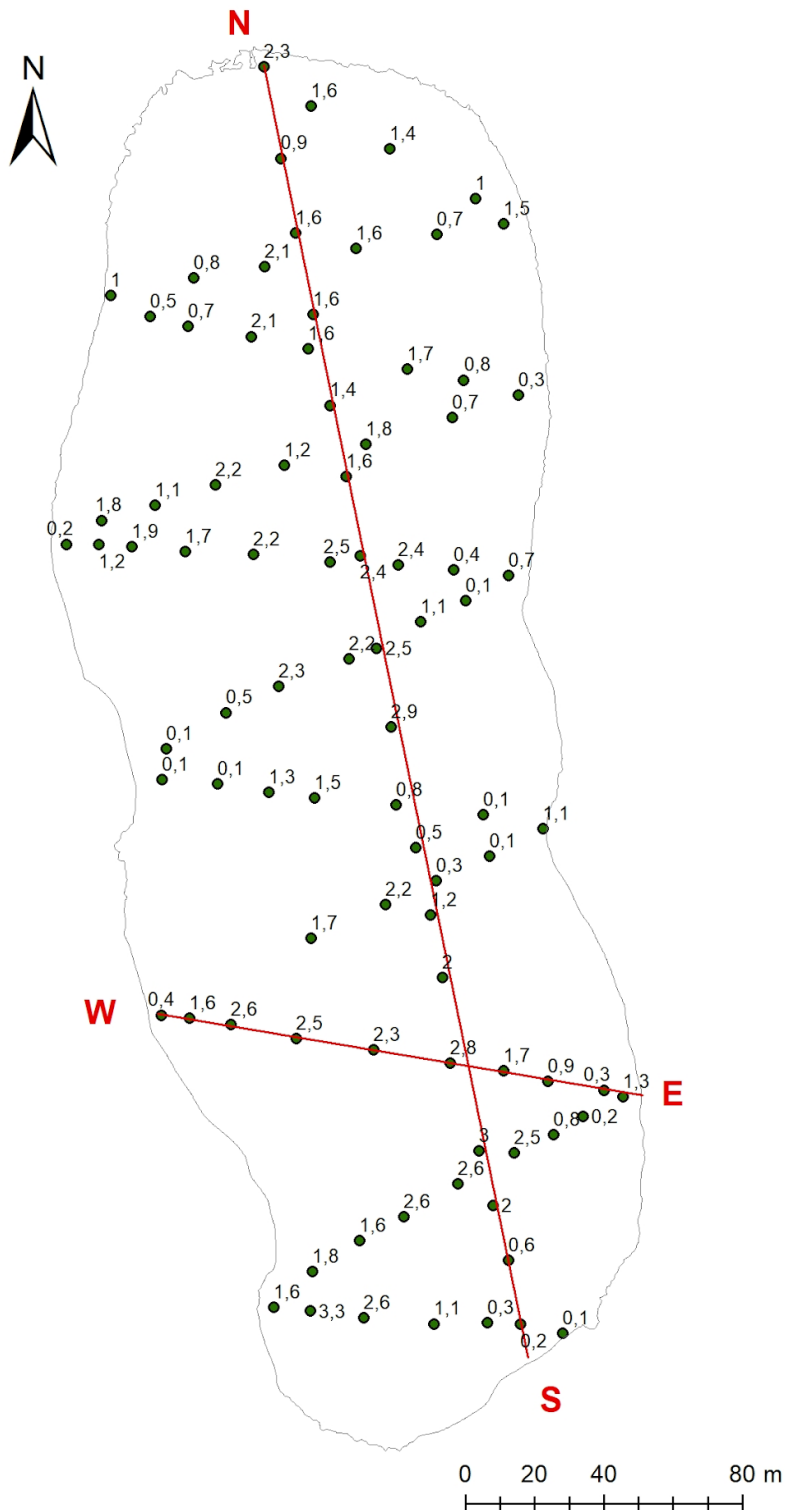
Joonis 4.3.5. Sette paksus Kuradijärves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.



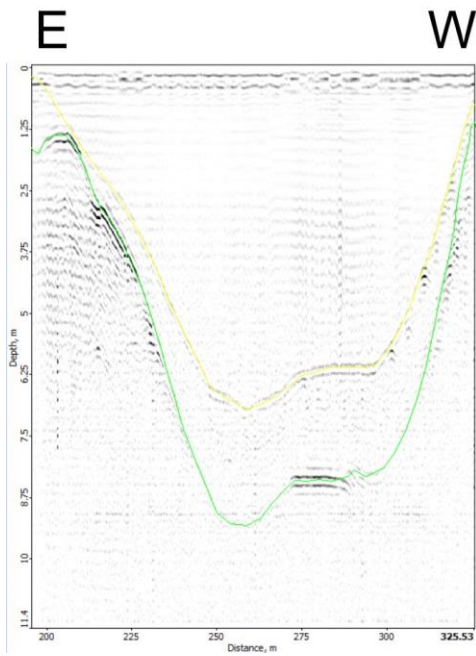
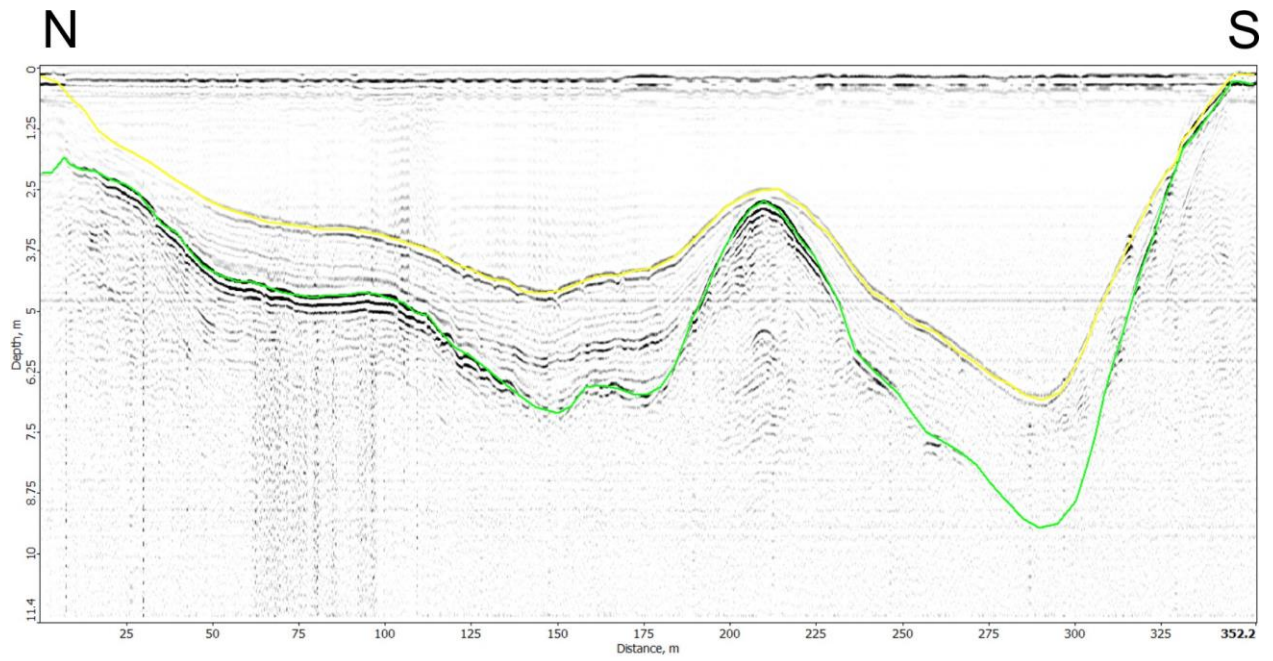
Joonis 4.3.6. Kuradijärve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvatatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon = 72$ .

#### 4.3.1.4. Liivjärv

Liivjärve mineraalses nõos tulevad välja järve veega täitunud nõoski jälgitavad kaks sügavamat piirkonda, üks järve põhja- ja teine lõunaosas. Mineraalpind on kohati järsunõlvaline nagu järve ümbritsev alagi. Kõrguste erinevused on mineraalses nõos aga suuremad kui veega täitunud nõos. Üldiselt on järve settekihi paksus suhteliselt õhuke, maksimaalne paksus on 3,3 m järve suurima veesügavuse piirkonnas (joonis 4.3.7). Järve keskohta läbival madalamal künnisel on settekiht väga õhuke, sete puudub ka järvenõo lõunaperval. Järvenõo ida- ja põhjaperve katab paarimeetrine turbakiht. Sellest sügavamal on eelkõige idaveerul väga õhukese kuni puuduva settekihiga ala (joonis 4.3.8).



Joonis 4.3.7. Sette paksus Liivjärves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.

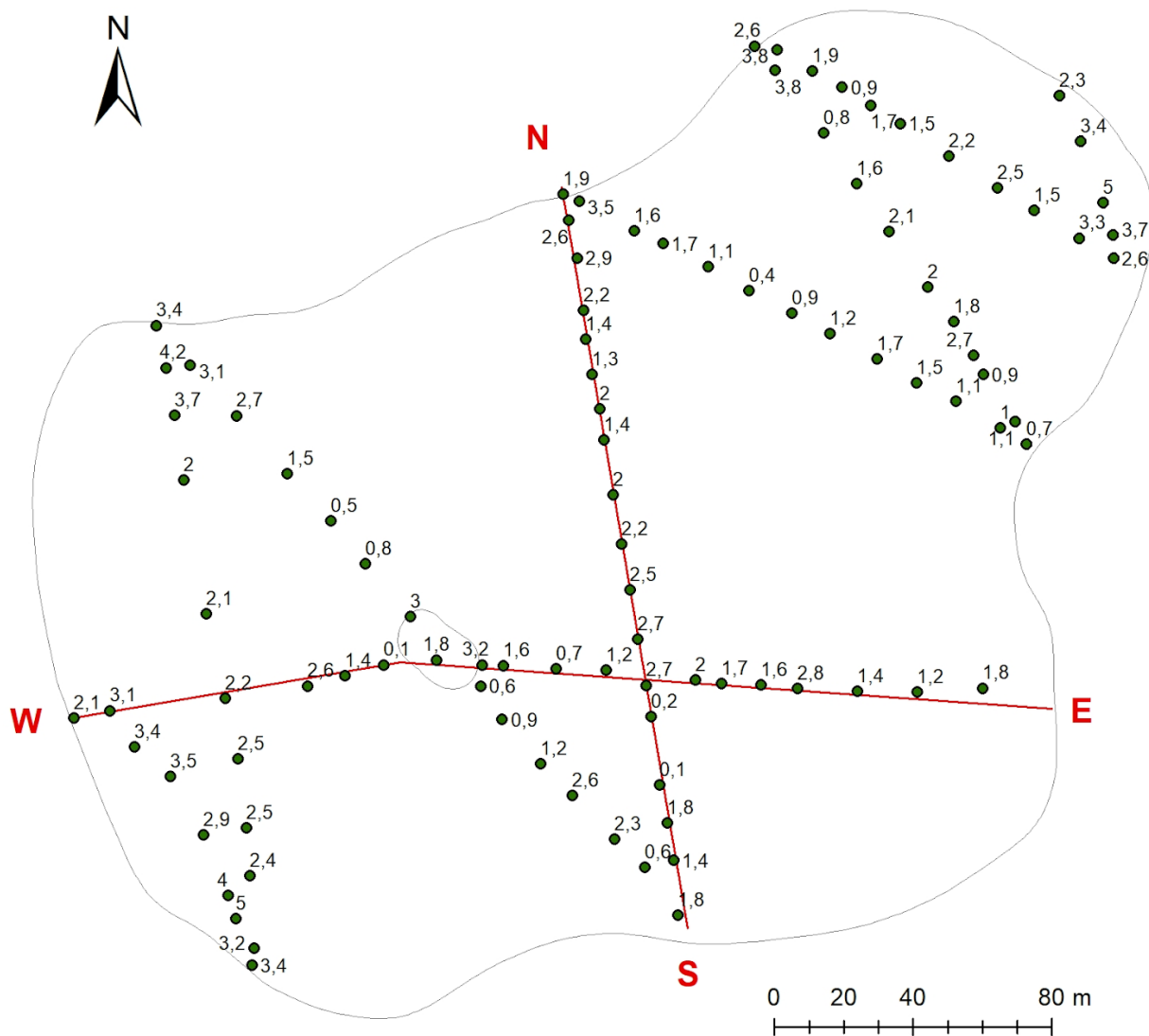


Joonis 4.3.8. Liivjärve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvatatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon_r = 72$ .

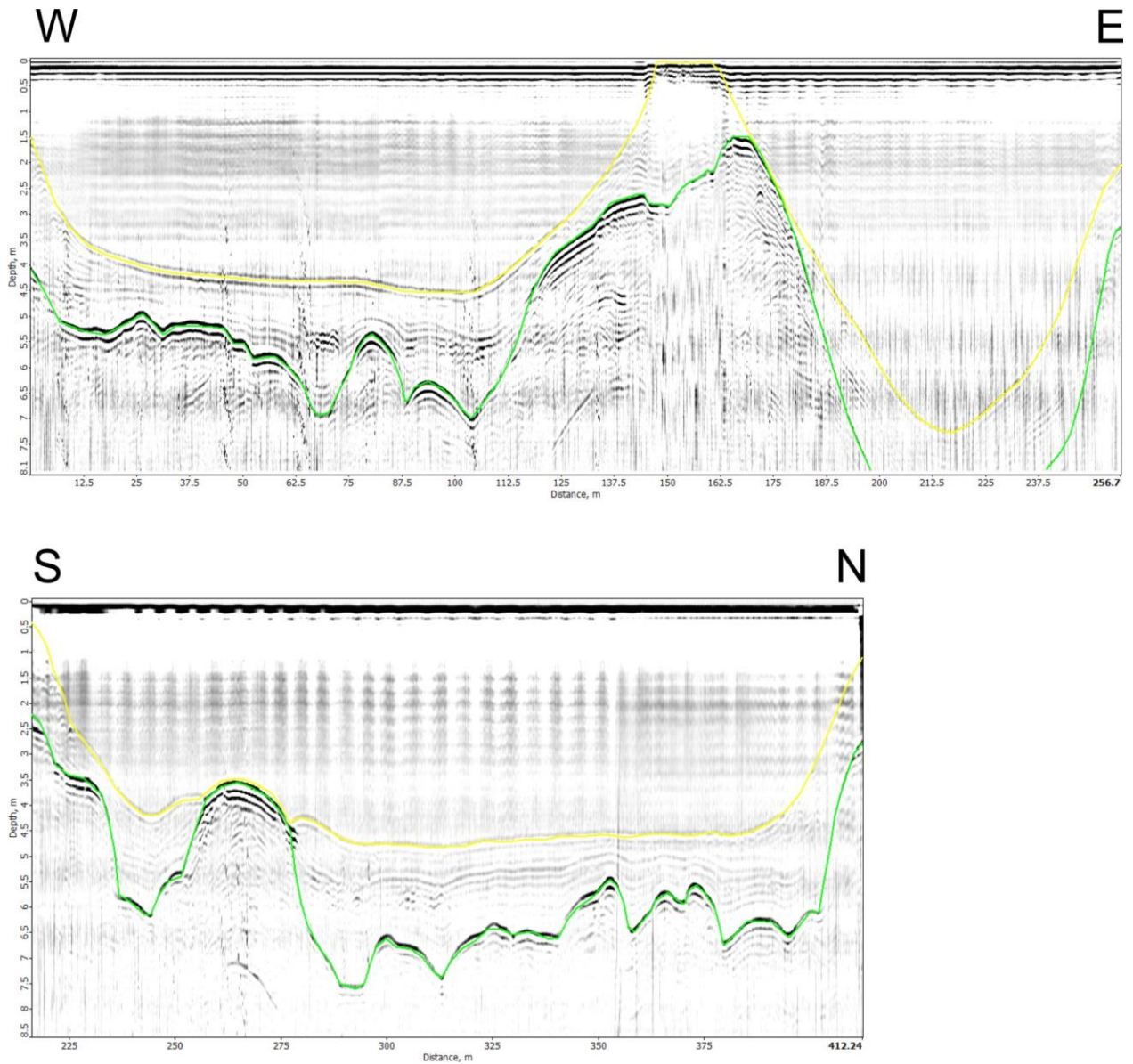


### 4.3.1.5. Saarejärv

Saarejärve mineraalse nõo reljeef on rahutum kui järve veega täitunud nõo põhjareljeef. Sellest tulenevalt varieerub ka settekihi paksus. Maksimaalsed paksused ulatuvad 5 meetrini järve turbaste kallaste lähedal (joonis 4.3.9). Valdavalt jääb settekihi paksus aga 2 m ringi, seda ka järve suurima veesügavuse piirkonnas. Väga õhuke on settekiht järve lõunakallast ja saart ühendava künnise kohal. Saar ise on aga kaetud kuni kolme meetri paksuse turbakihi (joonis 4.3.10).



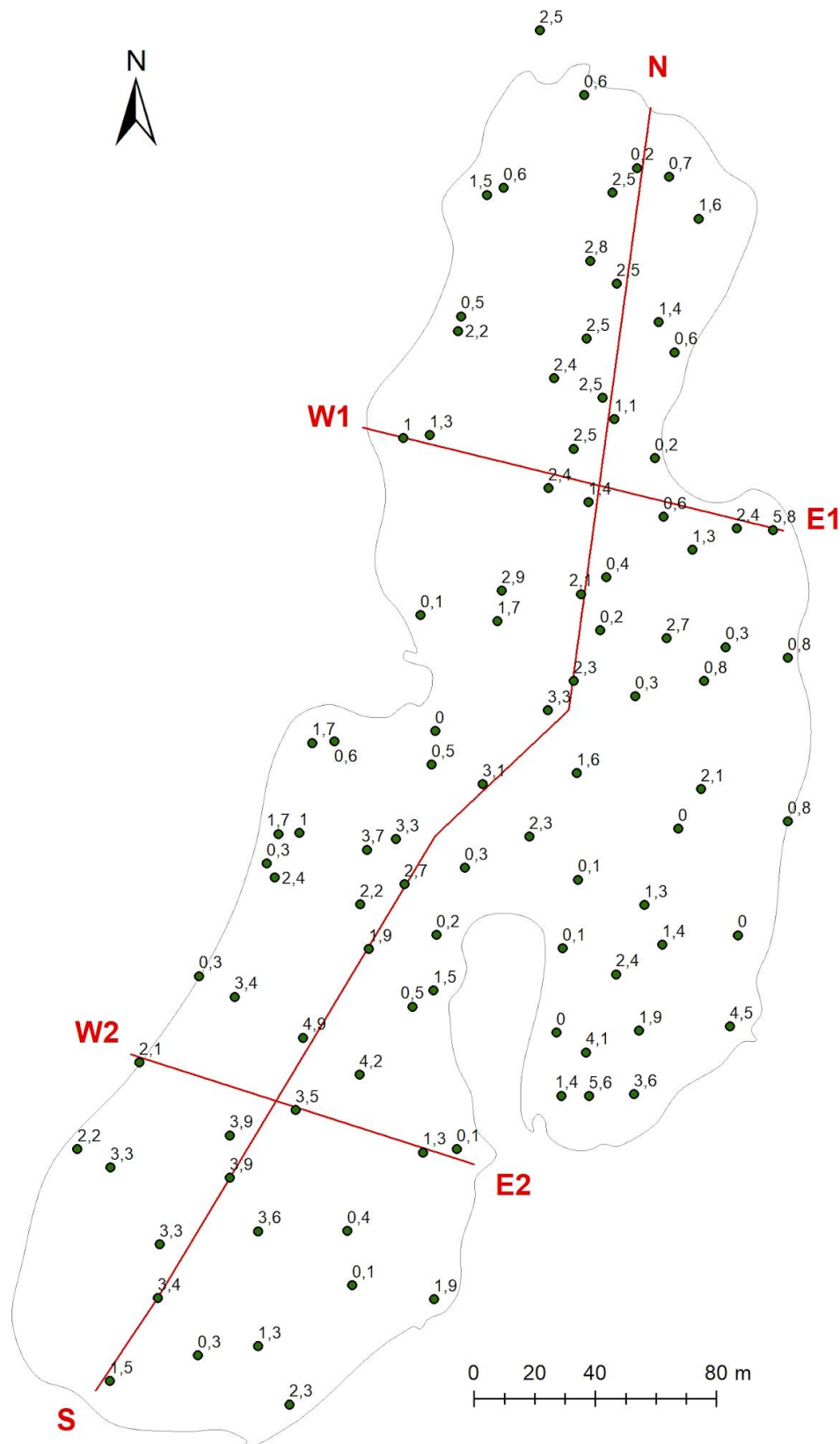
Joonis 4.3.9. Sette paksus Saarejärves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.



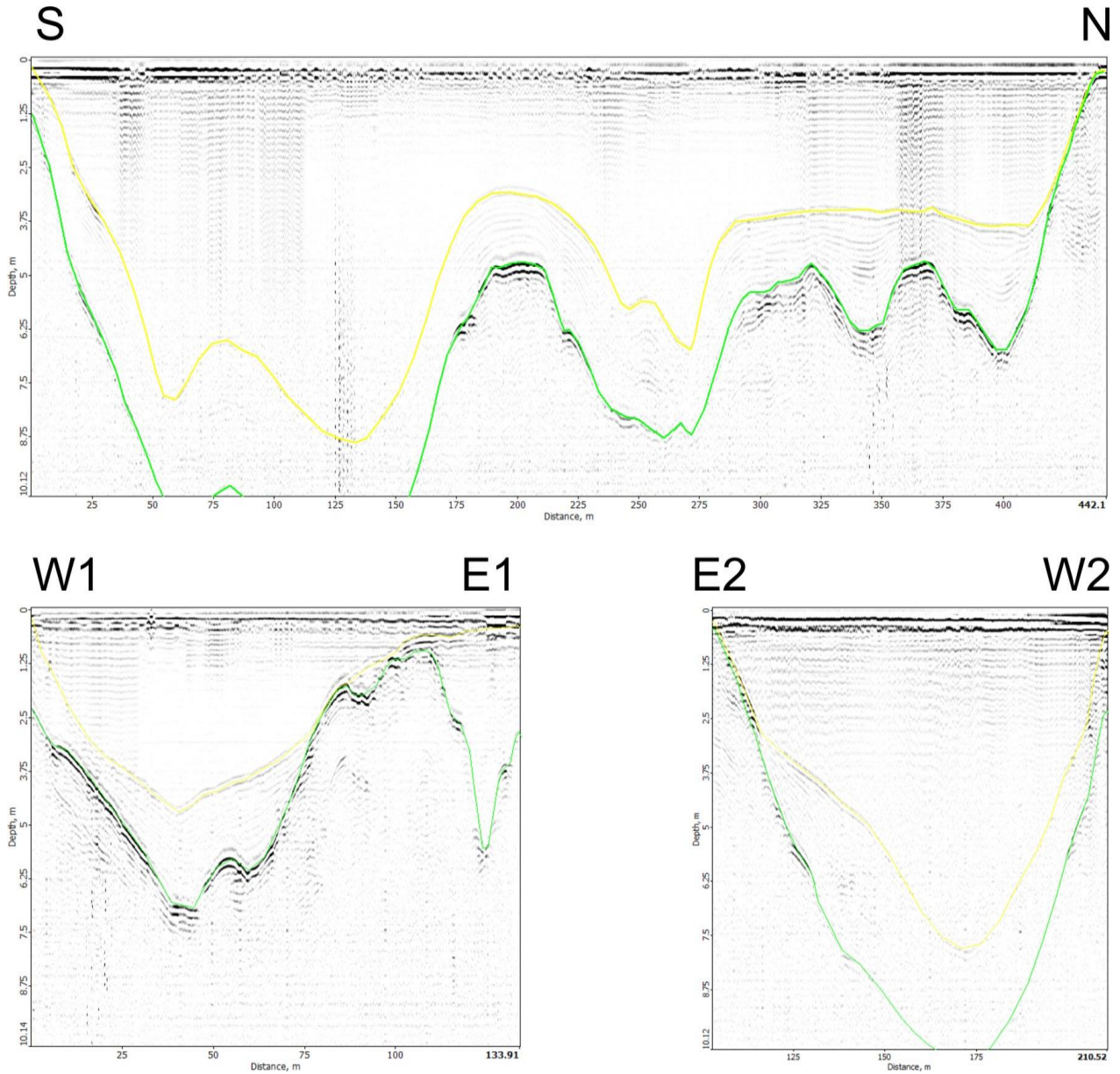
Joonis 4.3.10. Saarejärve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvatatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon_r = 72$ .

#### 4.3.1.6. Ahnejärv

Ahnejärve nõgu on sarnaselt järve veega täitunud nõole väga keerulise reljefiga. Alusreljefis esinevad mitmed suhteliselt kitsad väiksemad nõod. Järvenõo keerukust iseloomustab hästi kõige paksemate setete (5,8 m) paiknemine järve kirdekalda lähedal, kus vee sügavus on alla ühe meetri (joonised 4.3.11 ja 4.3.12).



Joonis 4.3.11. Sette paksus Ahnejärves georadari andmetest tuletatud hõrendatud punktide põhjal ning mineraalse põhja profiilide paiknemine.



Joonis 4.3.12. Ahnejärve georadari läbilõiked. Kollasega on tähistatud järve põhi, rohelisega mineraalpinnase lasum. Sügavusskaala on arvatatud suhtelise dielektrilise läbitavusega  $\epsilon_r = 72$ . Läbilõigetel on erinev ülekõrgendus.

Vee kõrge elektrijuhtivuse tõttu ei õnnestunud mineraalse põhja mõõdistamised Nõmmejärves ja Suurjärves. Jaala järves oli samuti keeruline mineraalse põhja pealispinda jälgida. Georadari signaal toimus neis järvedes vaid väga piiratud alal kaldaäärses madalas vees.

### 4.3.2. Setete litoloogia

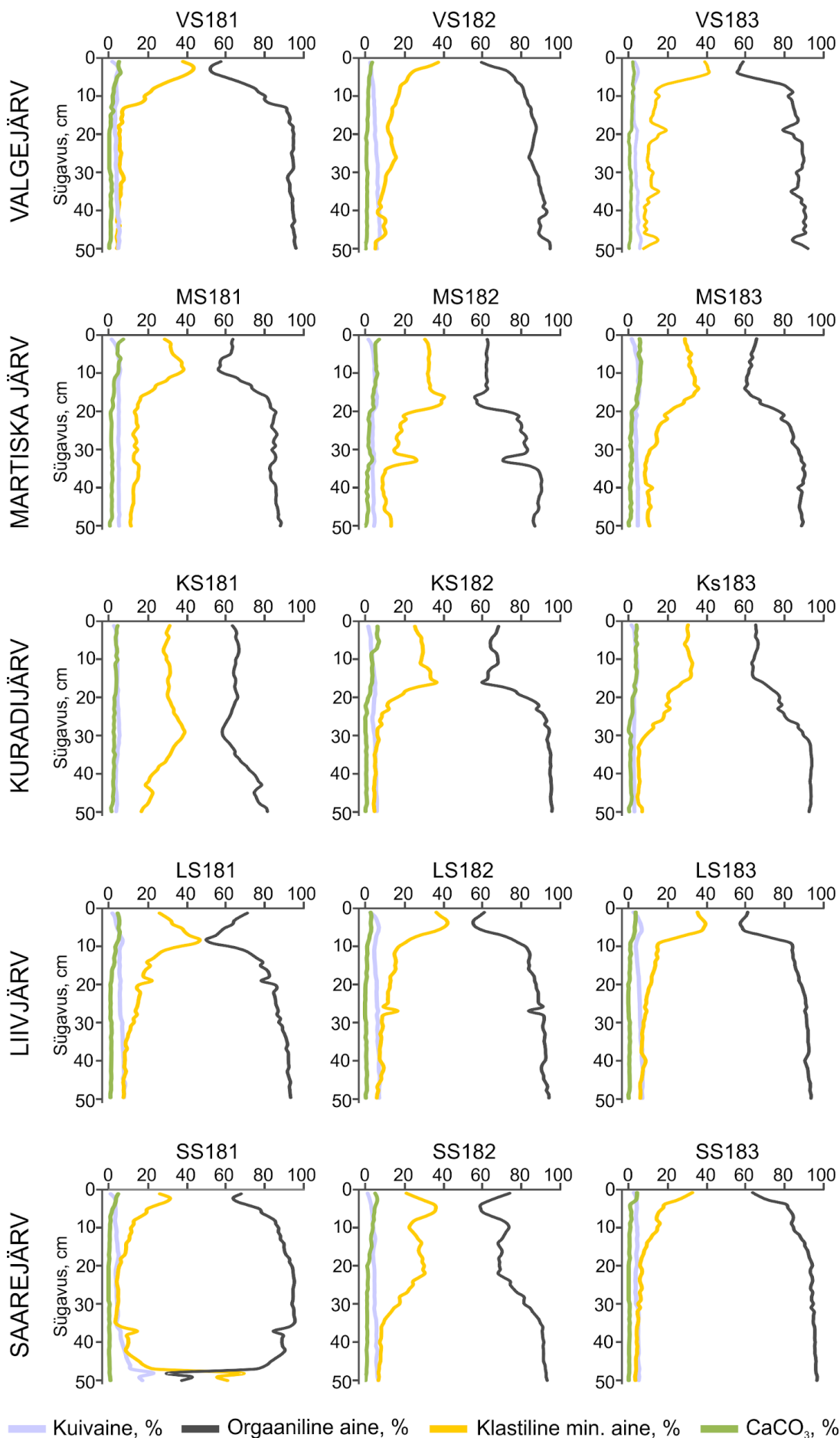
**Valgejärvest võetud** sette puursüdämike ülemine 50 cm paksune settekiht (joonis 4.3.13) on orgaanikarikas järvemuda. Orgaanilise aine sisaldus on keskmiselt 85%. Ülemised 10 cm setet sisaldavad suuremal hulgal ka klastilist mineraalainet – kuni 43%. Kuivaine sisaldused jäävad alla 8%. Kuigi puursüdämikus VS181 on kaltsiumkarbonaadi sisaldus 4 cm sügavuses settekihis 5,5% siis üldiselt on  $\text{CaCO}_3$  osakaalud marginaalsed, ehk et valdavalt alla 2%.

**Martiska järvest** võetud sette puursüdämike ülemine 50 cm paksune settekiht (joonis 4.3.13) on orgaanikarikas järvemuda. Orgaanilise aine sisaldus on keskmiselt 77%. Ülemised 20 cm setet puursüdämikes MS182 ja MS183 ning 10 cm puursüdämikus MS181 sisaldavad suuremal hulgal ka klastilist mineraalainet – kuni 40%. Kuivaine sisaldused jäävad alla 6%. Kaltsiumkarbonaadi sisaldused on pinnakihis suuremad – kuni 7,4% (MS181), kuid väheneb seejärel suhteliselt ühtlaselt kuni 20 cm sügavuseni, jäädes siis marginaalseks, ehk et valdavalt alla 2%.

**Kuradijärvest** võetud sette puursüdämike ülemine 50 cm paksune settekiht (joonis 4.3.13) on orgaanikarikas järvemuda. Orgaanilise aine sisaldus on keskmiselt 77%. Ülemised 15-30 cm setet sisaldavad suuremal hulgal (>30%) ka klastilist mineraalainet. Kuivaine sisaldused jäävad alla 6%. Kaltsiumkarbonaadi sisaldused on pinnakihis suuremad – kuni 7,1% (KS182), kuid väheneb seejärel suhteliselt ühtlaselt kuni 20 cm sügavuseni, jäädes siis marginaalseks, ehk et alla 2%, välja arvatud puursüdämikus KS181, kus sisaldused langeb alla 2% alles kõige sügavamates kihtides.

**Liivjärvest** võetud sette puursüdämike ülemine 50 cm paksune settekiht (joonis 4.3.13) on orgaanikarikas järvemuda. Orgaanilise aine sisaldus on keskmiselt 84%. Ülemised 10 cm setet sisaldavad suuremal hulgal ka klastilist mineraalainet - kuni 45%. Kuivaine sisaldused jäävad alla 7%. Kaltsiumkarbonaadi sisaldused on madalad: ülemises 10 cm paksuses kihis ulatuvad sisaldused 4%-ni, sügavamal jäävad need juba alla 2%.

**Saarejärvest** võetud sette puursüdämike ülemine 50 cm paksune settekiht (joonis 4.3.13) on orgaanikarikas järvemuda, va puursüdämikus SS181, kus alates 48 cm sügavamale on klastilise mineraalaine sisaldus väga kõrge – üle 60%. Kuna see kiht sisaldas visuaalsel hinnangul ka aleuriiti ja savi, siis võib arvata, et see esindab järve mineraalset põhja. Üldiselt on aga orgaanilise aine sisaldus keskmiselt 85%, milles eristuvad ülemised 10 cm setet, kus klastilist mineraalainet on kuni 36%. Kuivaine sisaldused jäävad alla 7% va puursüdämikus SS181, kus suurema mineraalaine sisalduse tõttu on ka kuivaine osakaal sügavamates kihtides suurem. Kuigi kaltsiumkarbonaadi sisaldus on pinnakihtides kuni 6%, siis üldiselt on  $\text{CaCO}_3$  osakaalud marginaalsed, ehk et valdavalt alla 1%.



Joonis 4.3.13. Valge-, Martiska, Kuradi-, Liiv- ja Saarejärvest võetud puursüdamike sette litoloogilised koostised. Sette puursüdamike proovivõtukohtad on leitavad joonistelt 3.5 ja 3.6.

### 4.3.3. Setete fosforisaldus

Järvede kõige tõsisemaks probleemiks on eutrofeerumine, mis sõltub tavaliselt vee fosforisaldusest. Pikka aega inimtegevusest mõjutatud järvede setetes on akumulunud suurtes kogustes fosforit ning setetest vabaneva fosfori tõttu võib veekogu jääda pikemaks ajaks eutroofseks ka juhul, kui kõrvaldada järve suunatud välisreostus. Eutrofeerunud veekogudes võib fosfori vabanemine settest ületada sissekannet valgalalt.

Hapnikuvaeses veekeskkonnas on fosfori voog suunatud settest veesambasse. Olulist rolli mängivad sette fraktsioonid ja pooriveses toimuvad protsessid. Keskkonnafaktorid, millest vabanemine oleneb, on näiteks temperatuur, redokspotentsiaal, pH jne. (Boström et al., 1982). Põhjasetete fosfori eri fraktsioonid annavad informatsiooni setete fosfori sidumisvõimest, küllastumisastmest ja potentsiaalset P vabanemiseks vette.

Setted jagatakse tinglikult pealmiseks ehk aktiivseks kihiks, mis osaleb järve toiteainete ringes, ja sügavamal lasuvaks ehk nõ. ajalooliseks ja mitteaktiivseks settekihiks (Boström et al. 1982). Aktiivne kiht on määratletud kui sügavus, milleni ulatub bioturbatsioon ja potentsiaalne kiht poorivee voolu voo jaoks. Selle kihi paksuseks peetakse üldiselt 10 cm paksust settekihti (Boers & van Hese 1988; Smits & van der Molen 1993; Di Toro 2001; Di Toro 1993), aga võib olla kuni 20–25 cm (Søndergaard et al. 1999) või 30 cm (Kapanen 2012). Aktiivse kihi paksus oleneb järve morfoloogiast, sette omadustest (Kurtna järvestiku aktiivne kiht on keskmiselt 95% veesisaldusega) ning tuule mõjust (Søndergaard et al. 2003). Aktiivne settekiht osaleb fosforiringes sette ja vee vahel. Vabanemisprotsessi võib jagada kaheks – kõigepealt lahustub tahkete setteosakeste koosseisus olev fosfor poorivette ja seejärel difundeerub kontsentratsioonigradiendi mõjul veesambasse (Boström et al. 1982). Difusiooni mõju võib oluliselt suurendada sette segunemine (nt. bioturbatsioon, resuspensioon, gaaside eraldumine settest). Tahkete setteosakeste vahele jääv ruum on täidetud pooriveega, milles lahustunud fosfor moodustab väikese protsendi sette üldisest fosforisaldusest (enamasti vähem kui 1 %; Boström et al. 1982). Poorivette lahustunud fosfori juba osaline kandumine veesambasse võib oluliselt tõsta sealset fosfori kontsentratsiooni (Søndergaard et al. 2003).

Kõige paremini kirjeldab potentsiaalset fosfori sisekoormust niinimetatud mobiilne (või aktiivne) fosfor. See on osa fosforist, mis võib kõige kergemini vabaneda setetest vette. Mobiilne fosfor sisaldab endas labiilset fosforifraktsiooni (NaCl–P), redokstundlikku fosforifraktsiooni (NaBD–P) ning fosfori osa, mis seotud fulvohapetega (NaOH–LMW–NRP). Stabiilse fosfori osa sisaldab kõiki ülejäänud fraktsioone. Labiilse fosfori (NaCl–P) sisaldus põhjasetetes on tavaliselt 1–2% üldfosforist, kuid see fraktsioon võtab vahetult osa ainevahetuses vee ja setete piiril. Labiilne fosfor on ainus fosforifraktsioon, mis esineb settes lahustunud kujul setteosakeste vahel olevas pooriveses või on nõrgalt adsorbeerunud tahketele osakestele. Labiilne fosfor on primaarproduktentidele otseselt kasutatav, kui see satub settest veesambasse.

Redokstundlik, peamiselt raua aga ka mangaaniga seotud fosfor (NaBD–P) on samuti väga mobiilne fosfori fraktsioon. Aeroobsetes tingimustes seob kolmevalentne raud fosfori ning tekkiv vähelahustuv raud(III) hüdroksiidiga seotud fosfor või raudfosfaat talletub settes. Seotuna püsib see seni, kuni põhjalähedastes veekihtides leidub piisavalt hapnikku või rauda. Redokspotentsiaali vähenedes redutseerub kolmevalentne raud kahevalentseks ning fosfor võib vabaneda veesambasse. Põhjasetted, milles rauaga seotud fosfori osakaal on suur, on võimelised endaga siduma väga suurel hulgal fosforit (Cyr et al. 2009, Wang et al. 2005). Gächter ja Müller (2003) leidsid, et järvedes olev anoksia ei põhjusta tingimata P vabanemist setetest, oluline on ka raua ja sulfaatide kontsentratsioon. Kui raua sisaldus on kõrge, kuid sulfaatide kontsentratsioon madal, siis suureneb reaktiivse raua settimine, mis omakorda võib suurendada fosfori kinnipidamist setetes. Suurenenud sulfiidi tootmine võib põhjustada P vabanemise hulga suurenemist vette. Redokspotentsiaal on kõrge hapnikurikkas keskkonnas, kuid väheneb sedamööda, kuidas keskkonnast kaob esimeses järjekorras hapnik ja seejärel nitraadid. Nitraatide kontsentratsiooni langemisel hakkab redutseeruma raud. Selle käigus lahustub nii raud kui ka rauaga seotud fosfaat. Lahustunud raud tõstab sette poorivee fosforikontsentratsiooni. Kui järves on kõrge nitraatide kontsentratsioon, võib see mingil määral takistada (vähemalt sette pinnakihis) raua redutseerumist ning fosfori leket järve.

Peamiselt alumiiniumiga, samuti rauaga seotud fosfori fraktsioon (NaOH–P) ei ole tundlik redokspotentsiaali muutusele. Samas NaOH–P fraktsioonis sisaldub ka orgaanilise ainega seotud fosfor, mis

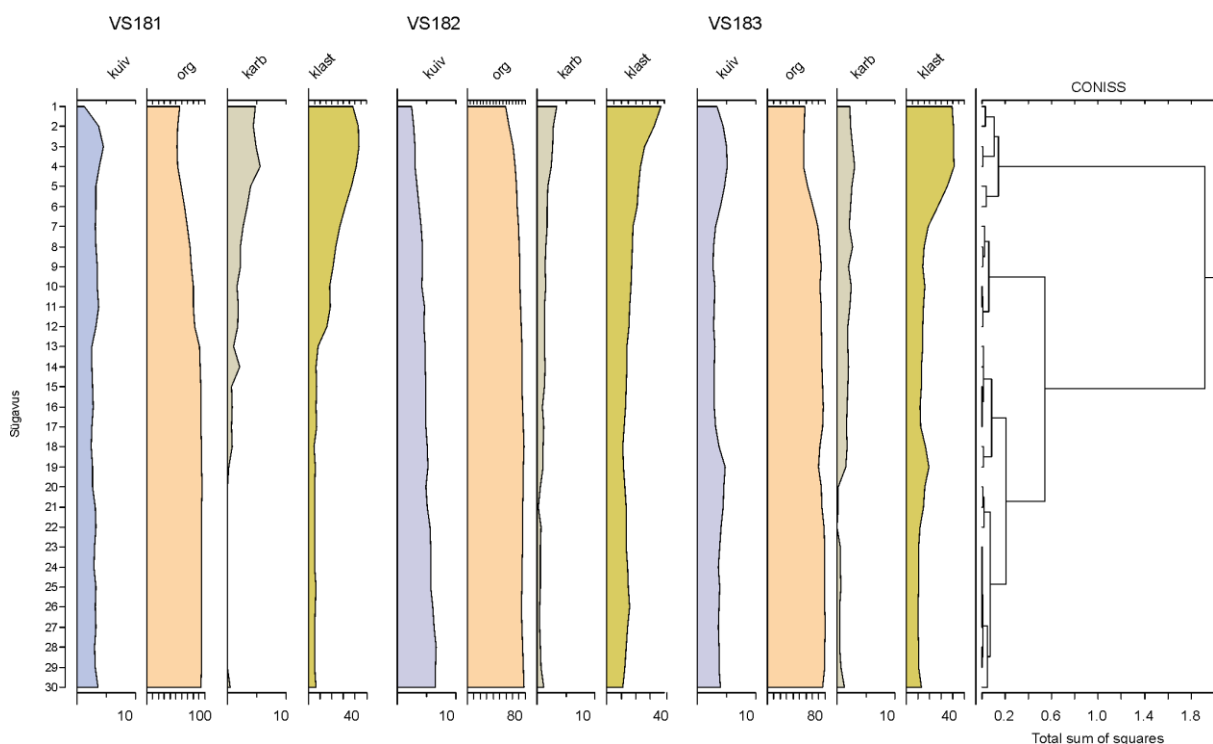
koosneb valgalt järve kantud orgaanilise ainega, põhjasetetes elutsevate bakterite ja vetikate biomassiga, aga ka järve põhja settiva fütoplanktoni detriidiga seotud fosforist, mis allub kergesti bakterite lagundavale toimele. Huumusainetega seotud fosfori osa on seotud fulvohapetega (NaOH–LMW-NRP, väiksemad molekulid <0,4 µm) ja humiinhapetega (NaOH–HMW-NRP, suured molekulid > 0,4 µm). Mitmed autorid, näiteks, Hedenreich & Kleeberg (2003), Wang et al. (2005) ja Belmont et al. (2009) on leidnud oma uuringutes, et põhjasetted, milles alumiiniumiga ja rauaga seotud fosfori osakaal on suur, on võimelised endaga siduma suurel hulgal fosforit.

Jääk/orgaaniline P (Res–P) on raskesti laguneva orgaanilise aine ja mõnede mineraalide kristallivõredega seotud fosfori fraktsioon. Kaltsiumiühenditega seotud P (HCl–P) ja jääk/orgaaniline P (Res–P) on stabiilsed/inertsed fosfori osad.

Mida peenem on sette fraktsioon, seda suurem on fosfori kinnipidamisvõime tänu setteosakese suuremale pindala/ruumala suhtele. Fe ja Al oksiidid seovad fosforit väga hästi, samuti savimineraalid, mille pinnal on palju Fe, Al ja Mn okside. Huumusained, mis sisaldavad Fe ja Al, seovad samuti hästi fosforit. Silikaadid ja karbonaadid seovad fosforit halvasti.

#### 4.3.3.1. Valgejärv

Valgejärvest võetud puursüdämike klasteranalüüsi tulemus näitas, et nn. aktiivne kiht võib ulatuda kuni 13-cm sügavuseni (joonis 4.3.14). Kuigi Valgejärve setete fosfori analüüs tehti pindmisest 20 cm paksusest kihist, siis P sisalduste arvutamisel on kasutatud pindmist 15 cm.



Joonis 4.3.14. Valgejärve sette puursüdämike klasteranalüüs (CONISS) (VS181, VS182, VS183; puursüdämike asukohad on joonisel 3.5). Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm); horisontaalne telg – iga läbilõike kuivaine (kuiv), orgaaniline aine (org), karbonaatide (karb) ja klastiliste mineraalainete (klast) protsentuaalne sisaldus.

Valgejärve setteproovidest määratud üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis oli vahemikus 1,8–3,3 mg P/g kuivaine (KA) kohta (tabel 4.3.1, joonis 4.3.15). Aktiivse kihi sügavamates kihtides suurenes mobiilsete fosforifraktsioonide kogus (puursüdämikes VS181 ja VS183 10–15 cm kihis vastavalt 28% ja 33%-ni KA). Tavapäraselt on trend vastupidine ja sügavamal toimub fosfori vähenemine. See näitab, et viimastel aastatel (mida kajastab ca. 10 cm paksune settekiht) on järve ökoloogilised tingimused muutunud, toitainete koormus fluktuueerub: fosfori kogus on ühelt poolt vähenenud (puursüdämik VS183), kuid teiselt poolt suurenenud (puursüdämik VS182).

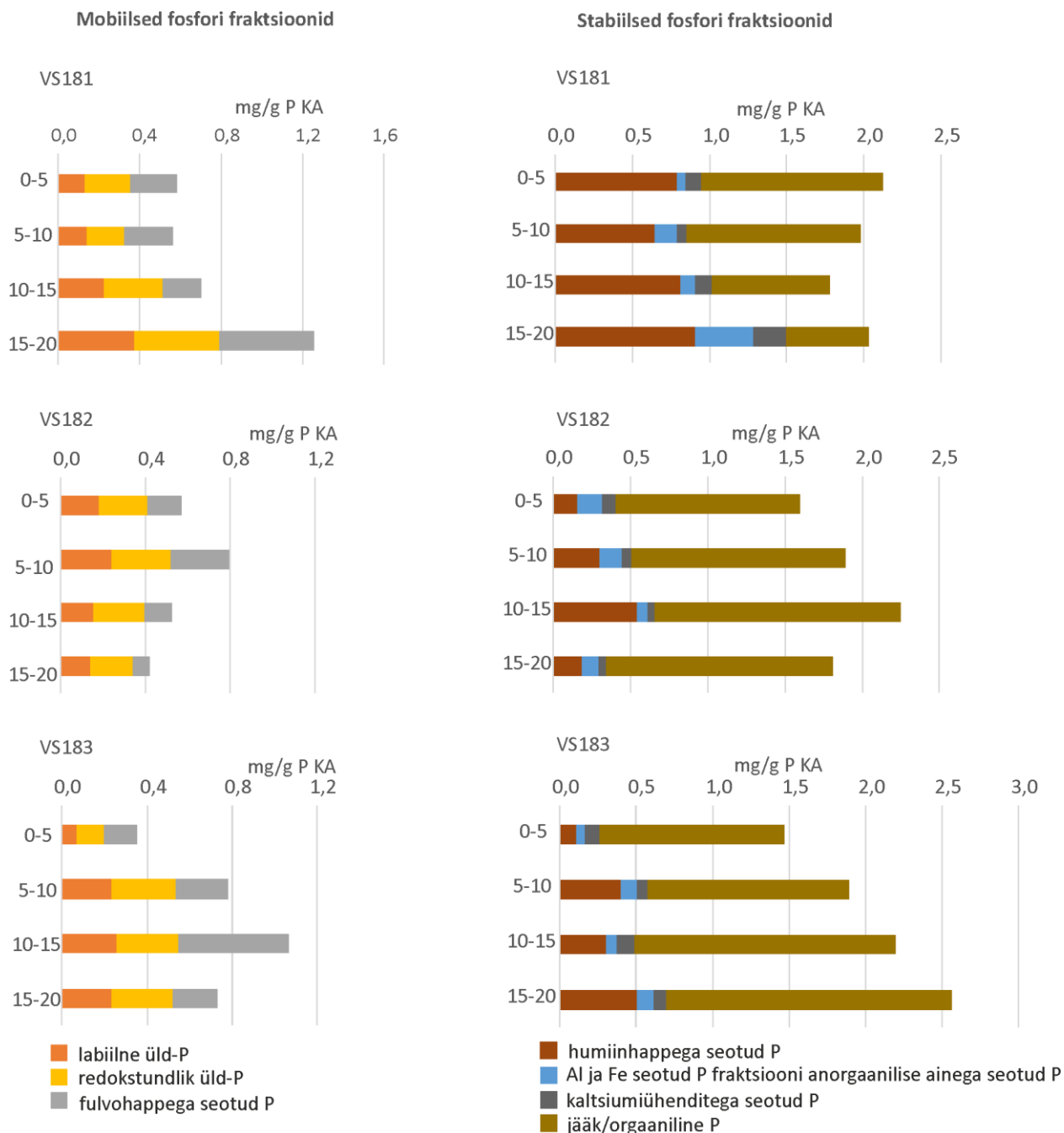


Tabel 4.3.1. Valgejärve põhjasetete (VS181, VS182, VS183; puursüdamike asukohad on joonisel 3.5) protsentuaalne veesisaldus ning jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%) kuivaines. Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Üldfosfori sisaldus on antud kuivaine kohta

Proovi ID	Läbilõike sügavus, cm	Veesisaldus, %	Mobiilne P, %	Stabiilne P, %	Üldfosfor, mgP/g
VS181_1	0-5	97	21	79	2,7
VS181-2	5-10	97	22	78	2,5
VS181-3	10-15	97	28	72	2,5
VS181-4	15-20	97	38	62	3,3
VS182-1	0-5	97	26	74	2,2
VS182-2	5-10	96	30	70	2,7
VS182-3	10-15	95	19	81	2,8
VS182-4	15-20	95	19	81	2,2
VS183-1	0-5	96	19	81	1,8
VS183-2	5-10	97	29	71	2,7
VS183-3	10-15	97	33	67	3,3
VS183-4	15-20	97	22	78	3,3

Kui vaadata fosforifraktsioone eraldi (joonis 4.3.15), siis stabiilsetest fosfori fraktsioonidest oli jääk/orgaanilise P (Res-P) sisaldus kõrgeim puursüdamikus VS183 (1,2–1,7 mgP/g KA), mis teeb keskmiselt 77% kogu stabiilsest fosforist. Humiinhapetega seotud stabiilne osa (NaOH-HMW-NRP) oli kõrgeim puursüdamikus VS181 (keskmiselt 0,7 mgP/g KA, 38% stabiilsest fosforist). Kaltsiumiühenditega seotud P oli keskmiselt 0,08 mgP/g KA ja selle osakaal stabiilsest fosforist oli keskmiselt 5%.

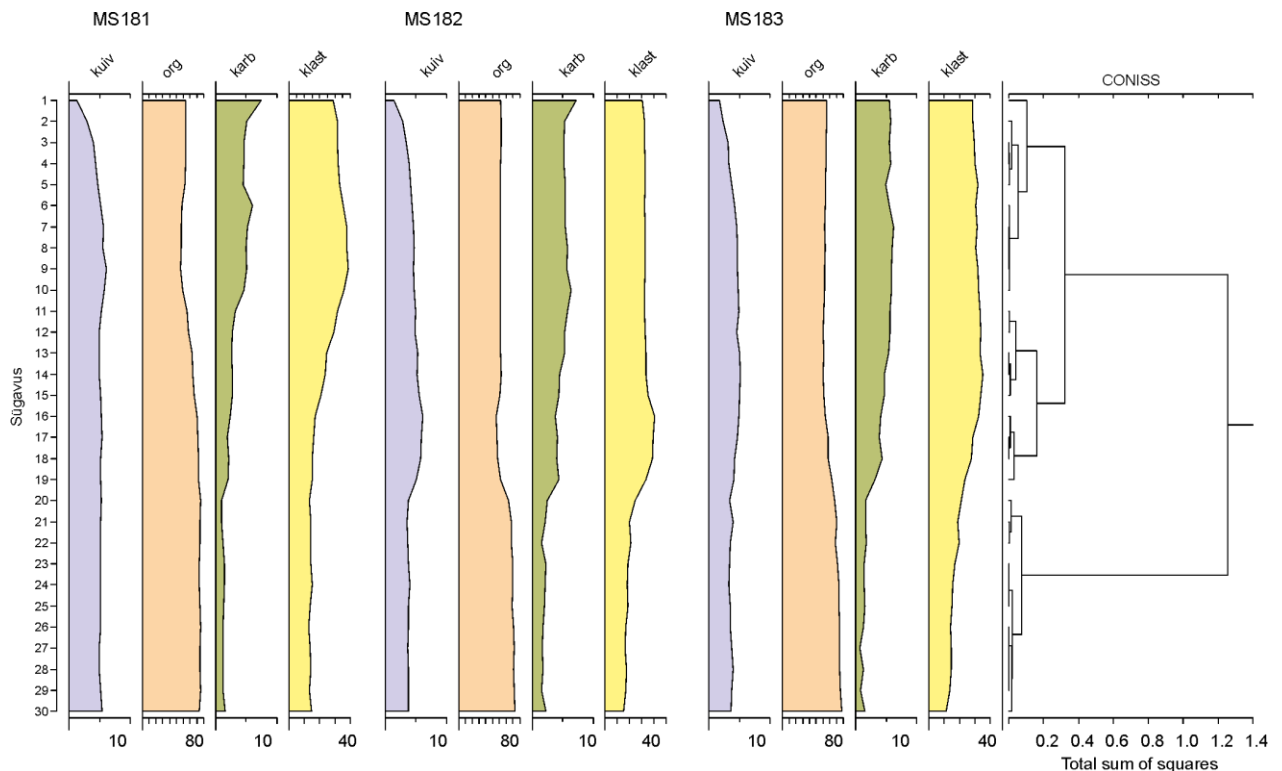
Fulvohapetega seotud P oli vahemikus 0,1–0,5 mgP/g, kus orgaanilise aine sisaldus oli vahemikus 54–85%. Redokstundliku, peamiselt rauaga seotud fosfori (NaBD-P) sisaldus oli 0,1–0,3 mgP/g KA (7–12% üldfosforist). Labiilse fosfori (NaCl-P) sisaldus oli madalam: 0,06–0,3 mgP/g KA (4–9% üldfosforist).



Joonis 4.3.15. Valgejärve põhjasetete fosfori sisaldus läbilõikes (VS181, VS182, VS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.5). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Kontsentratsioonid on antud kuivaine suhtes. Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Algandmed on esitatud Lisas 8.

### 4.3.3.2. Martiska järv

Martiska järvest võetud puursüdamike klasteranalüüsi tulemus näitas, et aktiivne kiht võib ulatuda kuni 20-cm sügavuseni (joonis 4.3.16). Martiska järve setete fosforianalüüs tehti pindmisest 20 cm paksusest kihist.



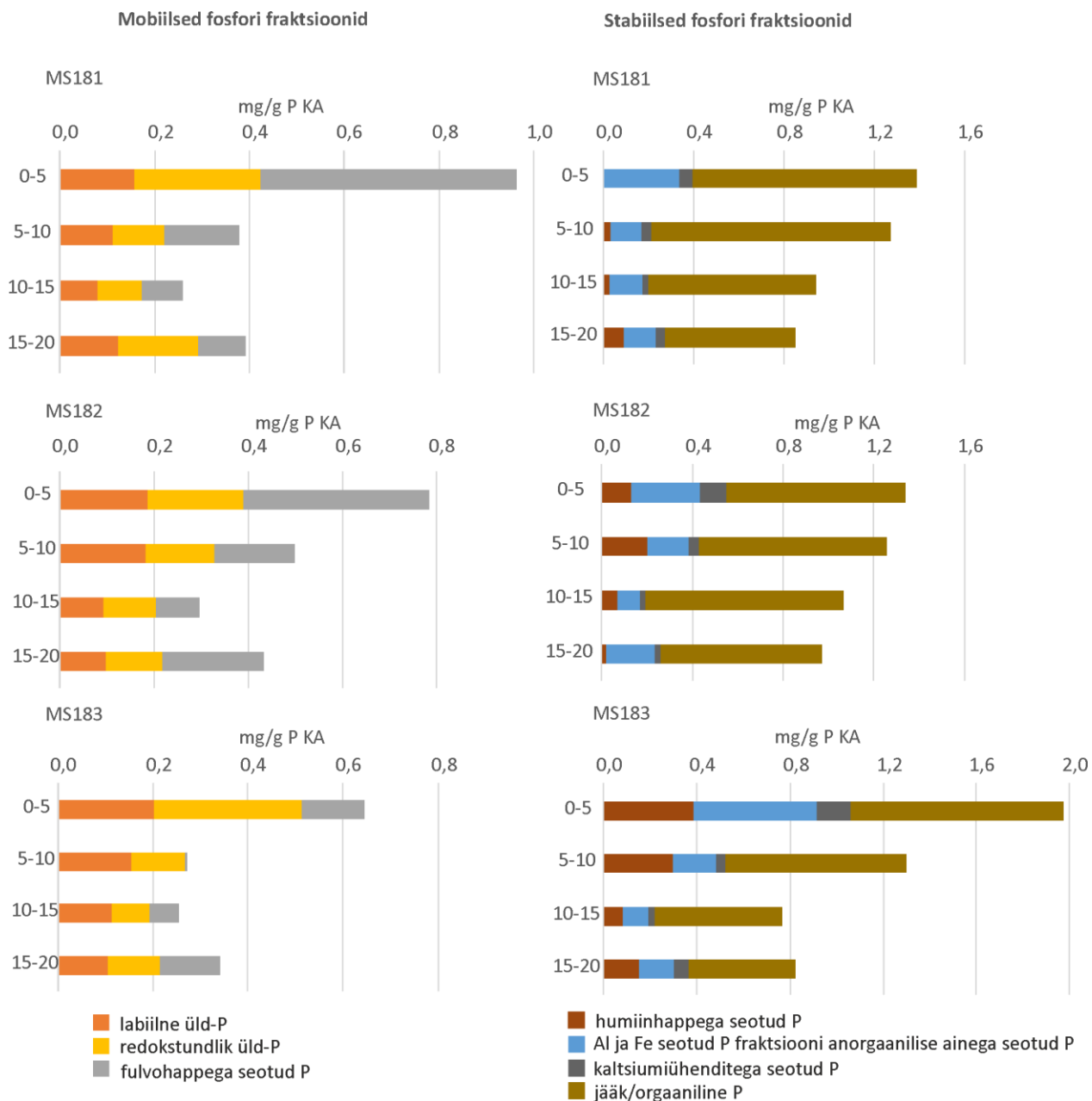
Joonis 4.3.16. Martiska järve sette puursüdamike klasteranalüüs (CONISS) (MS181, MS182, MS183; puursüdamike asukohad on joonisel 3.6). Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm); horisontaalne telg – iga läbilõike kuivaine (kuiv), orgaaniline aine (org), karbonaatide (karb) ja klastiliste mineraalainete (klast) protsentuaalne sisaldus.

Martiska järve setteproovidest määratud üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis oli vahemikus 1,0–2,6 mgP/g KA kohta (tabel 4.3.2, joonis 4.3.17). Mobiilse fosfori osakaal üldfosforist oli keskmiselt 28% (vahemikus 17%–41%), seejuures suurem mobiilse P sisaldus oli pindmises 0–5 cm kihis: MS181 – 1,0 mgP/g KA, MS182 – 0,8 mgP/g KA, MS183 – 0,7 mgP/g KA (joonis 4.3.17). Labiilse fosfori (NaCl–P) sisaldus oli vahemikus 0,08–0,2 mgP/g KA (16–57% mobiilsest fosforist, keskmiselt 8% üldfosforist). Redokstundliku, peamiselt rauaga seotud fosfori (NaBD–P) sisaldus oli vahemikus 0,07–0,3 mgP/g KA (26–48% mobiilsest fosforist, keskmiselt 9% üldfosforist). Fulvohappega seotud P (NaOH–LMW–NRP) oli keskmiselt 0,2 mgP/g KA (34% mobiilsest fosforist ja 10% üldfosforist).

Tabel 4.3.2. Martiska järve põhjasetete veesisaldus sisaldus läbilõikes (MS181, MS182, MS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.6) ja jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Üldfosfori sisaldus on antud kuivaine kohta

Proovi ID	Läbilõike sügavus, cm	Veesisaldus, %	Mobiilne P, %	Stabiilne P, %	Üldfosfor, mgP/g
MS181-1	0-5	97	41	59	2,3
MS181-2	5-10	95	23	77	1,6
MS181-3	10-15	95	22	78	1,2
MS181-4	15-20	95	32	68	1,2
MS182-1	0-5	97	37	63	2,1
MS182-2	5-10	96	28	72	1,8
MS182-3	10-15	95	22	78	1,4
MS182-4	15-20	94	31	69	1,4
MS183-1	0-5	97	25	75	2,6
MS183-2	5-10	96	17	83	1,6
MS183-3	10-15	95	25	75	1,0
MS183-4	15-20	95	29	71	1,2

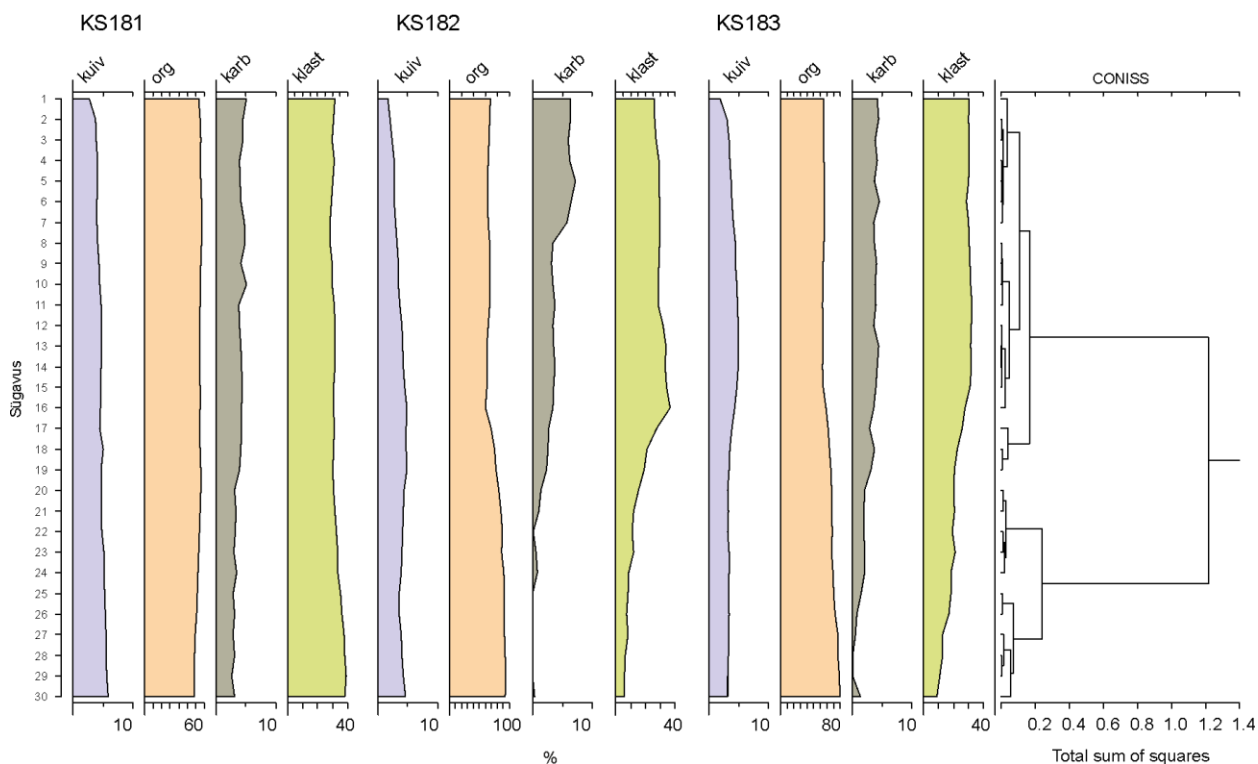
Stabiilse fosfori kõrgemad sisaldused jääk/orgaanilise P (Res-P) fraktsioonides olid: MS181 keskmiselt 0,8 mgP/g KA (vahemikus 42%–64% üldfosforist); MS182 keskmiselt 0,8 mgP/g KA (vahemikus 37%–64%); MS183 keskmiselt 0,7 mgP/g KA (vahemikus 35%–54%). Kaltsiumiühenditega seotud P sisaldus oli väike (keskmiselt 0,06 mgP/g KA) ja selle osakaal üldfosforist oli keskmiselt 3%. Heinsalu ja Toome (1995) uuring näitas, et stabiilse fosfori osakaal ulatus kuni 50%-ni üldfosforist (0,5–1,0 mgP/g KA, ülemised 20 cm). Käesolev uuring näitas veel kõrgemaid väärtusi: 59%–83% (0,8–2,0 mgP/g KA, ülemised 20 cm). See näitab, et fosfori inertne osa, mis eeldatavasti ei võta osa järve fosforiringest, on suurenenud, samal ajal on suurenenud ka fosfori üldkogus.



Joonis 4.3.17. Martiska järve põhjasetete fosfori sisaldus läbilõikes (MS181, MS182, MS183, puursüdamikie asukohad on joonisel 3.6). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Kontsentratsioonid on antud kuivaine suhtes. Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Alandmed on esitatud Lisas 8.

### 4.3.3.3. Kuradijärv

Kuradijärvest võetud puursüdämike klasteranalüüsi tulemus näitas, et aktiivne kiht võib ulatuda kuni 25-cm sügavuseni (joonis 4.3.18). Kuradijärve setete fosforianalüüs tehti pindmisest 30 cm paksusest kihist.



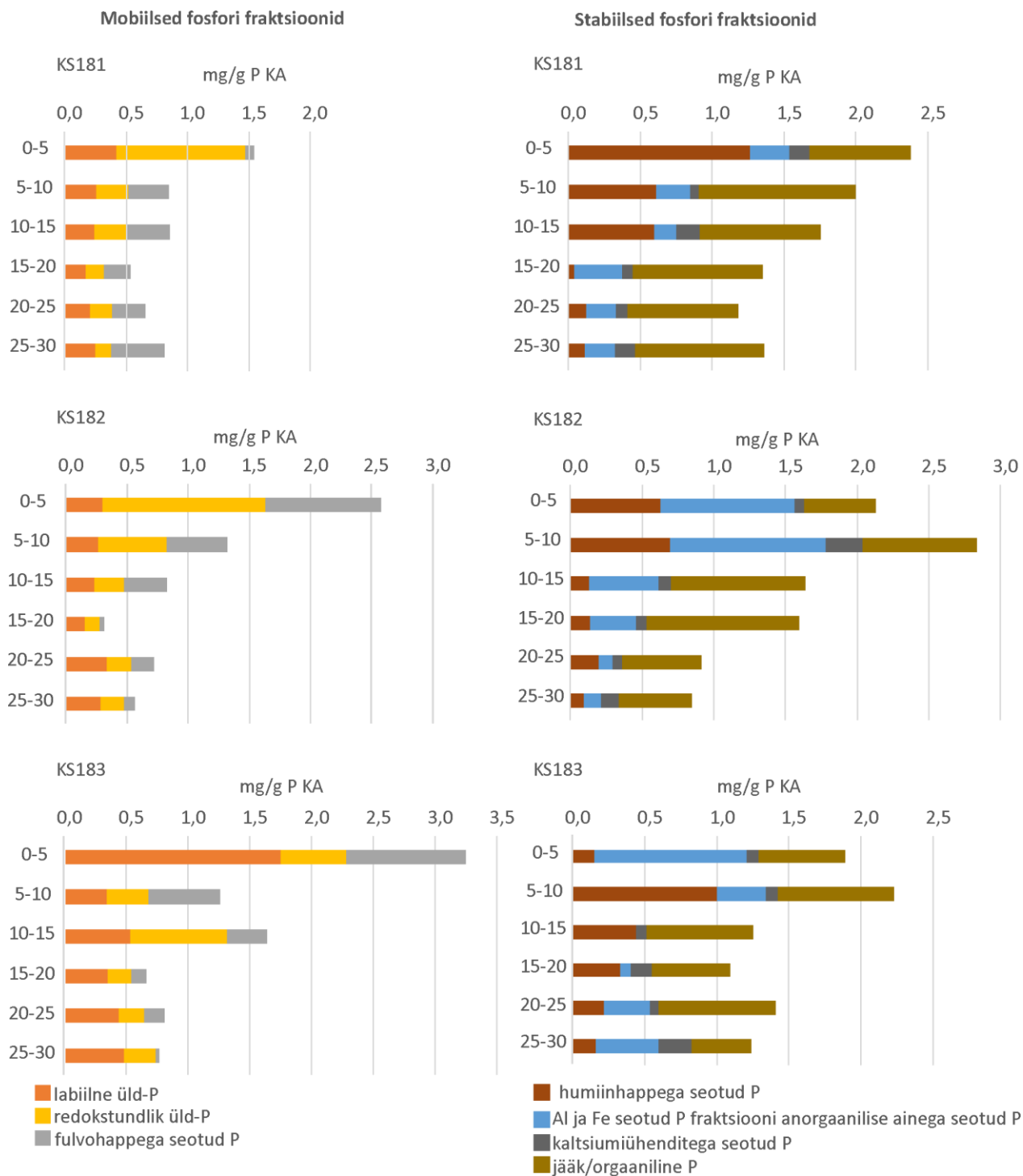
Joonis 4.3.18. Kuradijärve sette puursüdämike klasteranalüüs (CONISS) (KS181, KS182, KS183; puursüdämike asukohad on joonisel 3.6). Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm); horisontaalne telg – iga läbilõike kuivaine (kuiv), orgaaniline aine (org), karbonaatide (karb) ja klastiliste mineraalainete (klast) protsentuaalne sisaldus.

Kuradijärve setteproovidest määratud üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis oli vahemikus 1,4–5,1 mgP/g KA kohta (tabel 4.3.3, joonis 4.3.19). Mobiilse fosfori osakaal üldfosforist oli keskmiselt 38% (vahemikus 16%–63%), seejuures suurem mobiilse P sisaldus oli pindmises 0–5 cm kihis: KS181 – 1,5 mgP/g KA, KS182 – 2,6 mgP/g KA, KS183 – 3,3 mgP/g KA. Huumusainetega seotud fosfori sisaldus (NaOH–LMW–NRP, NaOH–HMW–NRP) oli keskmiselt 26% üldfosforist. Labiilse fosfori (NaCl–P) sisaldus oli väga kõrge, vahemikus 0,2–1,7 mgP/g KA (6–34% üldfosforist). Redokstundliku, peamiselt rauaga seotud fosfori (NaBD–P) sisaldus oli vahemikus 0,1–1,3 mgP/g KA (6–28% üldfosforist).

Tabel 4.3.3. Kuradijärve põhjasetete veesisaldus sisaldus läbilõikes (KS181, KS182, KS183, puursüdame asukohad on joonisel 3.6) ja jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Üldfosfori sisaldus on antud kuivaine kohta

Proovi ID	Läbilõike sügavus, cm	Veesisaldus, %	Mobiilne P, %	Stabiilne P, %	Üldfosfor, mgP/g
KS181-1	0-5	96	39	61	3,9
KS181-2	5-10	96	30	70	2,8
KS181-3	10-15	95	33	67	2,6
KS181-4	15-20	95	28	72	1,9
KS181-5	20-25	95	36	64	1,8
KS181-6	25-30	95	37	63	2,2
KS182-1	0-5	98	55	45	4,7
KS182-2	5-10	97	32	68	4,2
KS182-3	10-15	96	33	67	2,5
KS182-4	15-20	95	16	84	1,9
KS182-5	20-25	96	44	56	1,6
KS182-6	25-30	96	40	60	1,4
KS183-1	0-5	97	63	37	5,1
KS183-2	5-10	96	36	64	3,5
KS183-3	10-15	95	57	43	2,9
KS183-4	15-20	96	38	62	1,8
KS183-5	20-25	97	36	64	2,2
KS183-6	25-30	97	38	62	2,0

Stabiilse fosfori kõrgemad sisaldused olid jääk/orgaanilise P (Res-P) fraktsioonides, keskmiselt 0,8 mgP/g KA ja 49% stabiilsest fosforist, ja seejärel humiinhapetega seotud P fraktsioonis (NaOH-HMW-NRP), keskmiselt 0,4 mgP/g KA ja 24% stabiilsest fosforist. Kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) sisaldus oli väike (keskmiselt 0,1 mgP/g KA) ja selle osa stabiilsest fosforist oli keskmiselt 6%.

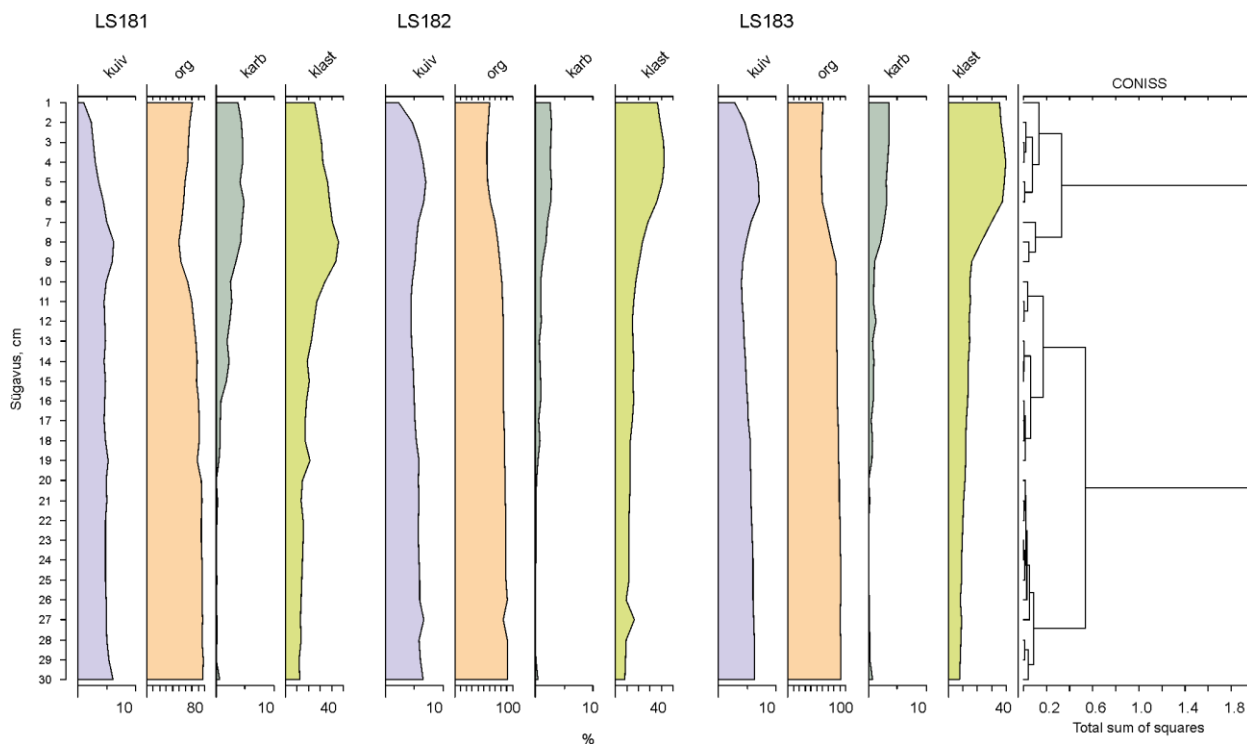


Joonis 4.3.19. Kuradijärve põhjasetete fosfori sisaldus läbilõikes (KS181, KS182, KS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.6). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Kontsentratsioonid on antud kuivaine suhtes. Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Algandmed on esitatud Lisas 8.



#### 4.3.3.4. Liivjärv

Liivjärvest võetud puursüdamike klasteranalüüsi tulemus näitas, et aktiivne kiht võib ulatuda kuni 19-cm sügavuseni (joonis 4.3.20). Liivjärve setete fosfori analüüs tehti pindmisest 15 cm paksusest kihist.



Joonis 4.3.20. Liivjärve sette puursüdamike klasteranalüüs (CONISS) (LS181, LS182, LS183; puursüdamike asukohad on joonisel 3.6). Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm); horisontaalne telg – iga läbilõike kuivaine (kuiv), orgaaniline aine (org), karbonaatide (karb) ja klastiliste mineraalainete (klast) protsentuaalne sisaldus.

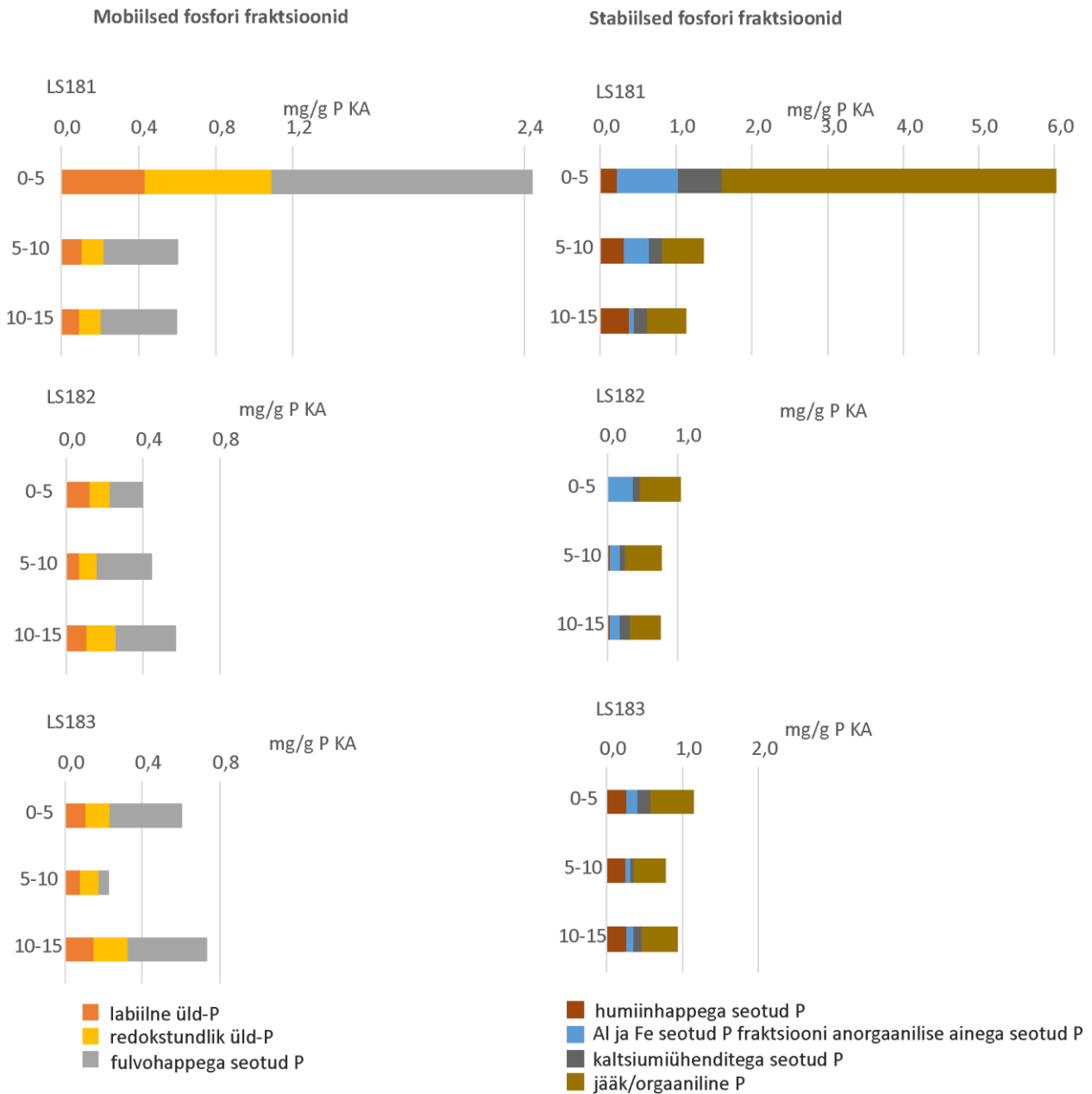
Liivjärve setteproovidest määratud üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis oli puursüdamikes LS182 ja LS183 1,0–1,7 mgP/g KA kohta, kõige sügavamast kohast võetud puursüdamikus LS181 oli üldfosforit pindmisest 5 cm paksuses kihis ekstreemselt palju: 8,5 mgP/g KA (tabel 4.3.4, joonis 4.3.21).

Tabel 4.3.4. Liivjärve põhjasetete veesisaldus sisaldus läbilõikes (LS181, LS182, LS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.6) ja jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Üldfosfori sisaldus on antud kuivaine kohta

Proovi ID	Läbilõike sügavus, cm	Veesisaldus, %	Mobiilne P, %	Stabiilne P, %	Üldfosfor, mgP/g
LS181-1	0-5	98	29	71	8,5
LS181-2	5-10	95	31	69	2,0
LS181-3	10-15	95	35	65	1,7
LS182-1	0-5	95	23	77	1,7
LS182-2	5-10	94	38	62	1,2
LS182-3	10-15	95	41	59	1,4
LS183-1	0-5	95	35	65	1,7
LS183-2	5-10	94	22	78	1,0
LS183-3	10-15	96	44	56	1,7

Liivjärve mobiilse fosfori sisaldus oli vahemikus 0,2–2,4 mgP/g KA (22–44% üldfosforist). Labiilse fosfori (NaCl-P) sisaldus oli vahemikus 0,07–0,4 mgP/g KA (5–9% üldfosforist ja 15–33% mobiilsest fosforist). Redokstundliku, peamiselt rauaga seotud fosfori (NaBD-P) sisaldus oli vahemikus 0,1–0,7 mgP/g KA (6–11% üldfosforist ja 19–44% mobiilsest fosforist). Mobiilse fosfori osas oli fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP) sisaldus kõrgeim (23–66% või 0,1–1,3 mgP/g KA).

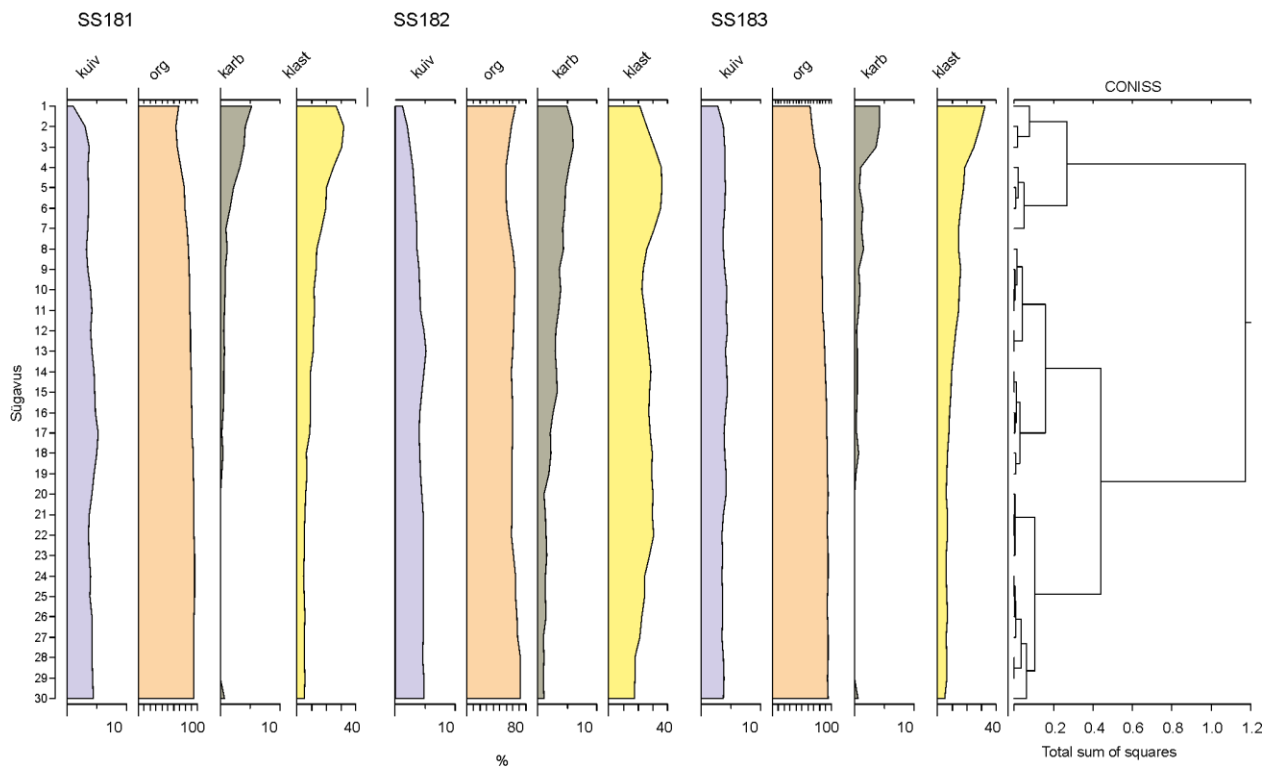
Puursüdamikus LS181 oli stabiilse jääk/organilise P (Res-P) fraktsiooni sisaldus 37% ja Al ning Fe seotud P fraktsiooni (NaOH-DIP ja NaOH-HMW-NRP) sisaldus 23% üldfosforist. Need fraktsioonid olid ka kõige suurema osakaaluga puursüdamikus LS182 ja LS183, vastavalt 34% ja 25% üldfosforist. Kaltsiumiühenditega seotud P oli keskmiselt 0,2 mgP/g KA ja selle osa üldfosforist oli keskmiselt 7%, stabiilsest osast keskmiselt 11%.



Joonis 4.3.21. Liivjärve põhjasetete fosfori sisaldus läbilõikes (LS181, LS182, LS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.6). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või organiline P (Res-P). Kontsentratsioonid on antud kuivaine suhtes. Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Algandmed on esitatud Lisas 8.

### 4.3.3.5. Saarejärv

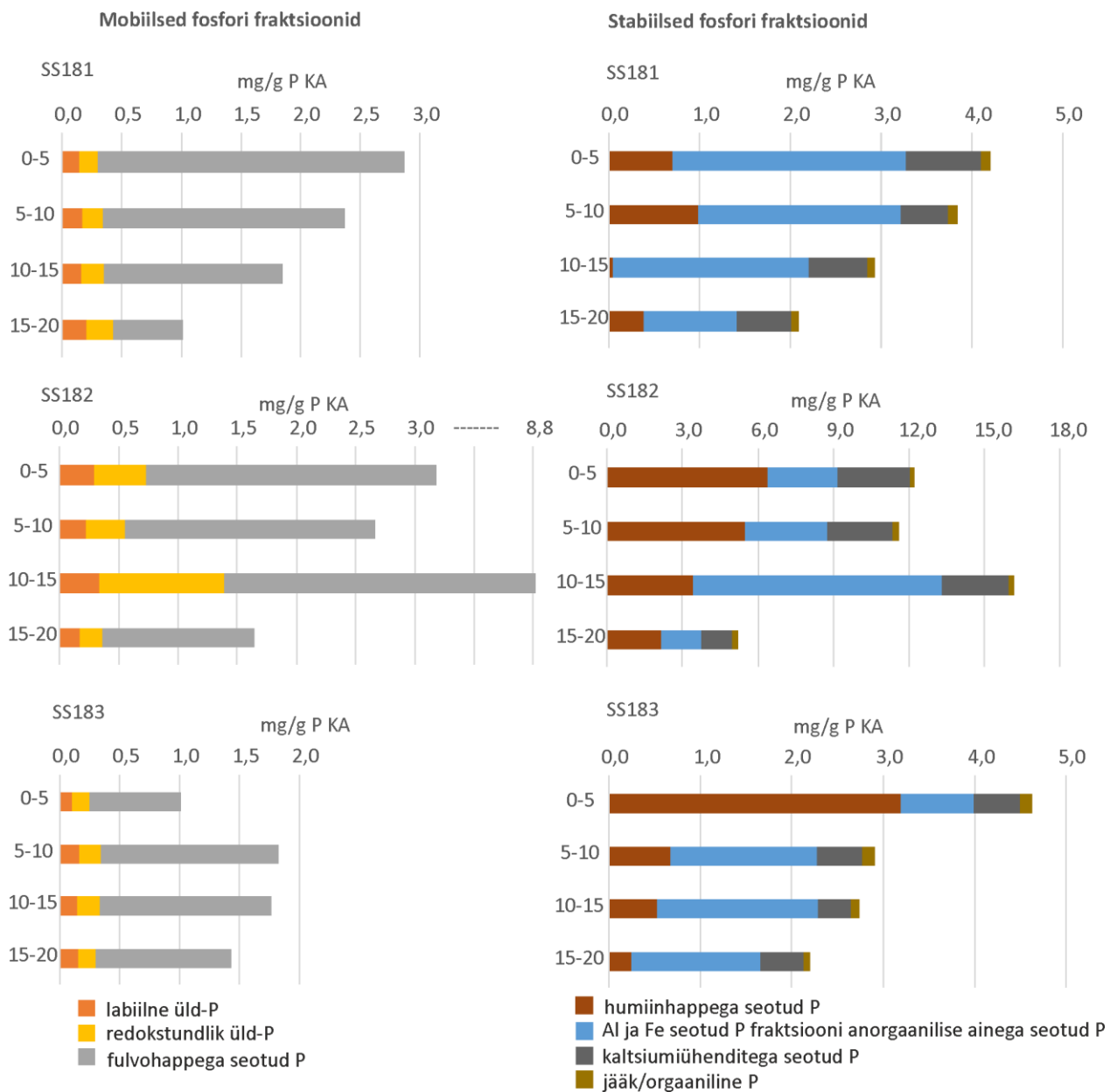
Saarejärvest võetud puursüdamike klasteranalüüsi tulemus näitas, et aktiivne kiht võib ulatuda kuni 20-cm sügavuseni (joonis 4.3.22). Saarejärve setete fosfori analüüs tehti pindmisest 20 cm paksusest kihist.



Joonis 4.3.22. Saarejärve sette puursüdamike klasteranalüüs (CONISS) (SS181, SS182, SS183; puursüdamike asukohad on joonisel 3.5). Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm); horisontaalne telg – iga läbilõike kuivaine (kuiv), orgaaniline aine (org), karbonaatide (karb) ja klastiliste mineraalainete (klast) protsentuaalne sisaldus.

Saarejärve setteproovidest määratud üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis oli ekstreemselt kõrge (tabel 4.3.5, joonis 4.3.23). Puursüdamikus SS182 suurenes üldfosfori sisaldus pinnakihist kuni 10–15 cm kihini 15,4 kuni 24,9 mgP/g KA. Puursüdamikes SS181 ja SS183 oli üldfosfori sisaldus sette aktiivses kihis vahemikus 3,1–7,1 mgP/g KA kohta. Neid ekstreemseid fosfori sisaldusi on raske põhjenda, sest nt. inimese poolt on Saarejärve võrreldes teiste Kurtna järvedega vähe mõjutatud.

Mobiilse fosfori osa oli settes kõrge: vahemikus 1,0–8,8 mgP/g KA (18–41% üldfosforist) ja eriti just puursüdamikus SS182 (keskmiselt 4,1 mgP/g KA ehk 25% üldfosforist). Mobiilsest fosforist oli kõrgeima sisaldusega fulvohapetega seotud fosfor (NaOH-LMW-NRP), vahemikus 0,6–7,4 mg P/g KA ehk 57–90% mobiilsest fosforist, mis allub kergesti bakterite lagundavale toimel. Labiilse fosfori (NaCl-P) sisalduseks Saarejärve põhjasetetes määrati 0,1–0,3 mgP/g KA ehk 1–6% üldfosforist ja keskmiselt 9% mobiilsest fosforist. Nimetatud fraktsioon võtab osa vee ja setete piiril toimuvast ainevahetuses. Redokstundliku, peamiselt rauaga seotud fosfori (NaBD-P), mis on ka mobiilse fosfori fraktsioon, sisaldus oli 0,1–1,1 mgP/g KA (2–7% üldfosforist ja 5–23% mobiilsest fosforist).



Joonis 4.3.23. Saarejärve põhjasetete fosfori sisaldus läbilõikes (SS181, SS182, SS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.5). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl-P) + redokstundlik P (NaBD-P) + fulvohapetega seotud P (NaOH-LMW-NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-P) + humiinhapetega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P). Kontsentratsioonid on antud kuivaine suhtes. Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Algandmed on esitatud Lisas 8.

Stabiilse fosfori osa Saarejärve setteproovides oli keskmiselt 68% üldfosforist, kus jääk/orgaaniline P (Res-P) fraktsiooni sisaldus oli keskmiselt 3%, kaltsiumi ühenditega seotud P (HCl-P) sisaldus 20% ja stabiilse Al ja Fe seotud P fraktsiooni (NaOH-DIP ja NaOH-HMW-NRP) sisaldus 78% stabiilsest fosforist. Al ja Fe seotud P fraktsiooni anorgaanilist osa (NaOH-DIP) oli vahemikus 0,8–9,9 mgP/g KA (keskmiselt 49% stabiilsest fosfori osast). Kui üldjuhul on humiinhapetega seotud P sisaldused järve setetes väikesed, siis Saarejärves on ka neid rohkelt: keskmiselt 29% stabiilsest fosfori osast. Nt. puursüdamikus SS182 oli aktiivses kihis seda fraktsiooni keskmiselt 4,3 mg P/g KA (vahemikus 2,1–6,4 mgP/g KA).

Tabel 4.3.5. Saarejärve põhjasetete veesisaldus sisaldus läbilõikes (SS181, SS182, SS183, puursüdamike asukohad on joonisel 3.5) ja jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%). Mobiilne fosfor = labiilne P (NaCl–P) + redokstundlik P (NaBD–P) + fulvohapetega seotud P (NaOH–LMW–NRP). Stabiilne fosfor = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline P (NaOH–DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl–P) + humiinhapetega seotud P (NaOH–HMW–NRP) + jääk või orgaaniline P (Res–P). Üldfosfori sisaldus on antud kuivaine kohta

Proovi ID	Läbilõike sügavus, cm	Veesisaldus, %	Mobiilne P, %	Stabiilne P, %	Üldfosfor, mgP/g
SS181-1	0-5	97	41	59	7,1
SS181-2	5-10	97	38	62	6,2
SS181-3	10-15	96	39	61	4,8
SS181-4	15-20	95	33	67	3,1
SS182-1	0-5	98	21	79	15,4
SS182-2	5-10	96	19	81	14,2
SS182-3	10-15	95	35	65	24,9
SS182-4	15-20	96	24	76	6,8
SS183-1	0-5	96	18	82	5,6
SS183-2	5-10	96	39	61	4,7
SS183-3	10-15	96	39	61	4,5
SS183-4	15-20	96	39	61	3,6

#### 4.3.3.6. Fosfori varu

Tabelis 4.3.6 on esitatud põhjasetete fosfori varu aktiivses kihis, tabelis 4.3.7 potentsiaalsed maksimaalsed fosfori kogused, mis võivad mõjutada järve ökosüsteemi ning tabelis 4.3.8 järvevee fosfori sisaldus erinevate mobiilse fosfori fraktsioonide vabanemisel vette.

Labiilse fosfori (NaCl–P) sisaldus põhjasetetes on tavaliselt 1–2% üldfosforist, kuid meie uuring näitab, et kõikides uuritud Kurtna järvedes on selle osakaal suurem. See on kõige liikuvam ja kõige kergemini biomassi seotav fosfori fraktsioon, mis esineb kergesti kättesaadava  $PO_4^{3-}$  vormis ning vabaneb veesambasse hapnikupuuduse tingimustes. Samuti mobiilse fosfori hulka liigitatava redokstundliku fosfori (Na–BD) vabanemist anoksia ilmingimata ei põhjusta. See fraktsioon on seotud sulfaatide, raua ja mangaani ringega. Fe muutuva oksüdatsiooniastme tõttu setetes võib P desorbeerida ja adsorbeerida mitu korda enne selle püsivat mattumist või vette vabanemist. Fosfor on dünaamilises olekus ja aja jooksul liigub uuesti ülespoole. Fosfori sorptsiooni seisukohalt on oluline ka nitraatide olemasolu settes, kuna selle tõttu võib viibida fosfori vabanemine, sest nitraadi redutseerimine leiab aset enne raua (Hupfer & Lewandowski 2008). Mineraliseerumisprotsessi mõjutab temperatuur, mis omakorda võib olla põhjus orgaanilise ainega seotud fosfori vabanemiseks. Suurenenud mineraliseerumine viib omakorda suurenenud hapnikutarbeni, mille tõttu toimub redokspotentsiaali ja pH alanemine, mis omakorda võib viia fosfori vabanemiseni (Jensen et al. 1992). Suurtaimede juurte abil suureneb hapnikusisaldus settes ning selle tagajärjel seotakse redokstundlik fosfor rauaühenditega. Samuti võivad suurtaimed suurendada settimist ning vähendada resuspensiooni (Andersen & Ring 1999). Samas võib fosfori vabanemine suurened, kui suurtaimestiku tõttu tõuseb pH või tekib hapnikupuudus (Søndergaard et al., 2003). Huumusainete osakaal setetes sõltub sette koostisest ja füüsikalise-keemilistest parameetritest. Fulvohapetega seotud fosfori suured kontsentratsioonid näitavad (nagu Saarejärves), et setetes võib olla suur toitainevahetuse protsessis osalevate elementide ja ühendite sisaldus, mis soodustab humifitseerimisprotsessi intensiivsust. Huumusainetega seotud fosforifraktsioonid võivad muunduda teiseks vormideks diogeneesi ajal (Hupfer et al. 1995; Xu et al. 2013), seega on võimalik, et NaOH–NRP fraktsiooni huumusainetega seotud fosfori vähenemine settes võib lisaks fosfori vabanemisele vette näidata ka teatud osa jäädavast ladestumist settesse orgaanilise jääk P fraktsioonina.

Valgejärve aktiivses kihis on fosfori varu keskmiselt  $13,7 \text{ g P/m}^2$ , mis teeb järve kohta 1002 kg (tabel 4.3.6). Pindmises 10 cm settekihis on akumulunud ca. 158 kg mobiilset fosforit (ca. 25% üldfosforist nimetatud kihis) ja 10–20 cm sügavuses kihis ca. 211 kg (ca. 26% üldfosforist selle kihi kohta). Aktiivses kihis sisalduvast mobiilsest fosforist moodustab kõige liikuvam ehk labiilse fosfori fraktsioon 27%. Soodsate tingimuste

juures võib kogu mobiilse fosfori vabanemisel aktiivsest kihist vee fosforisisaldus baasveetaseme juures tõusta kuni 0,64 mg/l võrra, kusjuures kogu labiilse fosfori vabanemisel 0,17 mg/l võrra (tabel 4.3.8). Tegemist on uuritud järvedest kõige väiksema potentsiaalse täiendava fosforisisaldusega, kuid arvestades pehme- ja heledaveeliste järvede hea ja kesise seisundi fosforisisalduse piiri, 0,02 mg/l, on oht järve seisundi oluliseks halvenemiseks hüpolimnioni hapnikupuuduse tingimustes siiski väga suur. Näiteks 2018. aasta septembris valitses hapnikupuudus (< 1 mg/l) poolel järve põhjast (tabel 4.3.8.).

Kõige vähem on fosforit akumulunud Martiska järve settesse – ca. 357 kg (tabel 4.3.6). Ka pinnaühiku kohta on sisaldus uuritud järvedest madalaim 14,3 g P/m<sup>2</sup> (tabel 4.3.6). Samas Heinsalu ja Toom (1995) said omal ajal vastavaks väärtuseks 13 g P/m<sup>2</sup>. Seega on Martiska järves akumulunud P sisaldus suurenenud. Mobiilset fosforit on setete pindmises kihis samuti kõigist teistest uuritud järvedest vähem, ca. 98 kg, kõige vähem on ka mobiilseimat fosforifraktsiooni ehk labiilset fosforit, ca. 34 kg (tabel 4.3.7). Sellele vaatamata võib soodsate tingimuste juures kogu mobiilse fosfori vabanemisel vee fosforisisaldus järve suhteliselt väikese veemahu tõttu suurenedada baasveetaseme juures kuni 1,04 mg/l võrra ning hüpolimnioni anaeroobsetes tingimustes vabaneda vette labiilset P kuni 0,31 mg/l (tabel 4.3.8). See tähendab, et järve enese-eutrofeerumise oht põhjakihtide hapnikupuuduse püsimisel on väga suur. 2018. aasta uuringukordadel kannatas hapnikupuuduse käes (<1 mg/l) 5–20% järve põhjast (tabel 4.3.9). See ei ole küll suur osakaal, kuid arvestades, et viimastel uuringutel on järve vee fosforisisaldus olnud 0,02 mg/l juures, mis tähistab kesise ja hea seisundi piiri, on ka väheselt alalt täiendava fosfori vabanemisel järve seisundi halvenemine vältimatu.

Kuradijärves on setete aktiivne kiht kõige paksem. Üldfosfori sisaldus on pindmises aktiivses kihis 28,4 g P/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta 483 kg (tabel 4.3.6). Soodsate tingimuste juures võib järve vabaneda 11,3 g P/m<sup>2</sup>, mis on rohkem kui Heinsalu ja Toom (1995) poolt leitud fosfori kogused (5–10 g P/m<sup>2</sup>). Mobiilset fosforit on setete aktiivses kihis kokku ca. 192 kg, kusjuures labiilset fosforit on ca. 65 kg, mis on uuritud järvedest kõige suurem labiilse fosfori osakaal üldfosforist (keskmiselt 14%, vahemikus 6–34%) (tabel 4.3.7). See tähendab, et Kuradijärve aktiivses kihis on labiilset fosfori peaaegu sama palju kui ca. neli korda suurema pindalaga Valgejärve aktiivses kihis. Kogu selle fosforifraktsiooni vabanemisel anaeroobsetes tingimustes tõuseks järve vee fosforisisaldus baasveetaseme juures kuni 1,27 mg/l ning kogu mobiilse fosfori vabanemisel kuni 3,77 mg/l (tabel 4.3.8). Tegemist oleks ekstreemselt kõrgete fosforikontsentratsioonidega ning juba praegu ebasoodsas seisundi järve olukord halveneks oluliselt. 2018. aasta uuringukordadel valitses hapnikupuudus (<1 mg/l) 10–30% järve põhjast (tabel 4.3.9). Sarnase hapnikurežiimi säilimisel on kogu labiilse fosfori ühekorruga vabanemine ebatõenäoline, kuid järve juba niigi kõrget fosforisisaldust arvestades on igasugusel fosfori lisandumisel järve seisundile täiendav negatiivne mõju.

Liivjärve setete fosfori varu on aktiivses kihis 16,3 g P/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 667 kg (tabel 4.3.6). Heinsalu ja Toom (1995) põhjal oli fosfori sisaldust pindmises 10 cm kihis 5 g P/m<sup>2</sup>, mis on tänapäevaga võrreldes ca. 2,5 korda madalam (10 cm kihis 12,3 g P/m<sup>2</sup>). Umbes 20 aastat tagasi fosfori vabanemist põhjasetetest vette tõenäoliselt ei toimunud (Heinsalu ja Toom 1995). Käesoleva uuringu andmete põhjal on pindmises 5 cm paksuses kihis akumulunud mobiilset fosforit ca. 106 kg ning selle sisaldus on sügavamates vahemikes enam kui kaks korda madalam. Ennekõike moodustab pindmise kihi mobiilse fosfori fraktsiooni fulvohapetega seotud fosfor. Seetõttu saab pindmise settekihi oluliselt kõrgemat mobiilse fosfori kogust seostada rabavee sissevoolu suurenemisel kasvanud huumusainete vooga järve. Kokku on järve aktiivses kihis ca. 212 kg mobiilset fosforit, millest 40 kg moodustab labiilne fosfor (tabel 4.3.7), mis on Saarejärve kõrval väikseim labiilse fosfori osakaal mobiilsest fosforist. Seetõttu on ka kogu aktiivse kihi labiilse fosfori vabanemisel järve baasveetaseme juures potentsiaalselt lisanduv fosforisisaldus üks uuritud järvede väiksemaid, 0,24 mg/l. Kogu aktiivses kihis oleva mobiilse fosfori vabanemisel tõuseks järve fosforisisaldus 1,29 mg/l võrra (tabel 4.3.8). Nagu ka teiste uuritud järvede puhul, on Liivjärve enese-eutrofeerumise oht hüpolimnioni hapnikupuuduse tingimustes väga suur ning praeguse hapniku- ja segunemisrežiimi püsimisel on järve seisundi jätkuv halvenemine setetest vabaneva fosfori tõttu vältimatu. 2018. aasta uuringukordadel ulatus hapnikupuudust (<1 mg/l) kannatava järve põhja osakaal tervelt 35–55%-ni järve pindalast (tabel 4.3.9).

Kõige rohkem fosforit on akumulunud Saarejärve settesse: 20 cm paksuses aktiivses settekihis on 65,7 g P/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta 4267 kg (tabel 4.3.6). Seda on 4 korda rohkem kui temast natukene suuremas Valgejärves. Mobiilse fosfori osa järvesette aktiivses kihis on samuti uuritud järvedest suurim, ca. 1308 kg. Ka Saarejärve põhjasetete aktiivse kihi labiilse fosfori sisaldus on uuritud järvedest suurim, 94 kg (tabel 4.3.7), mis teeb anaeroobsetes tingimustes potentsiaalseks vabanevaks fosforisisalduseks vees baasveetaseme juures 0,32 mg/l (tabel 4.3.8). Järve suhteliselt suure veemahu tõttu paigutab see Saarejärve uuritud järvede hulgas keskmisele positsioonile. Kokku võib aktiivsest kihis fosforit soodsate tingimuste kokkulangemise korral vette sattuda kuni 4,37 mg/l, mis on aga uuritud järvede seas suurim täiendav fosforisisaldus (tabel 4.3.8). Peamise osa aktiivse kihi mobiilsest fosforist moodustab Saarejärves fulvohapetega seotud fosfor (1064 kg), mis võib vabaneda veesambasse mineraliseerumisprotsesside käigus. Suur fulvohapetega seotud fosfori osakaal on seletatav järve ümbritsevate turba-alade ning nendelt toimuva sissekandega. Saarejärve enese-eutrofeerumise oht on seega sarnaselt teistele uuritud järvedele kõrge. Arvestades, et 2018. aasta uuringukordadel valitses hapnikupuudus (<1 mg/l) 70–80% järve põhjast (tabel 4.3.9), on järve fosforisisalduse tõusu potentsiaal sisekoormuse tõttu eriti murettekitav.

Tabel 4.3.6. Kurtna järvede (Valgejärv, Martiska järv, Kuradijärv, Liivjärv, Saarejärv; sulgudes on toodud settepindala baasveetaseme juures) põhjasetete fosfori varu aktiivses kihis. \* tähistatud proovid ei ole osa aktiivsest kihist ja on aktiivse kihi P arvutustest välja jäetud

		Valgejärv (7,3 ha)	Martiska järv (2,5 ha)	Kuradijärv (1,7 ha)	Liivjärv (4,1 ha)	Saarejärv (6,5 ha)
<b>Aktiivses kihis</b>	Mobiilne P, g/m <sup>2</sup>	3,5	3,9	11,3	5,2	20,1
	Stabiilne P, g/m <sup>2</sup>	10,2	10,3	17,1	11,1	45,5
	Üld P, g/m <sup>2</sup>	13,7	14,3	28,4	16,3	65,7
	Mobiilne P, kg	256	98	192	212	1308
	Stabiilne P, kg	746	259	291	455	2959
	Üld P, kg	1002	357	483	667	4267
<b>Mobiilne P, kg</b>	0–5 cm	67	32	64	106	236
	5–10 cm	91	24	38	46	284
	10–15 cm	98	17	44	60	595
	15–20 cm	113*	24	20	–	193
	20–25 cm	–	–	26	–	–
	25–30 cm	–	–	27*	–	–
Järvevee P sisalduse potentsiaalne tõus kogu mobiilse P vabanemisel settest, mg/l		0,64	1,04	3,77	1,29	4,37

Tabel 4.3.7 Kurtna järvede (Valgejärv, Martiska järv, Kuradijärv, Liivjärv, Saarejärv) põhjasetete mobiilse fosfori fraktsioonide varu aktiivses kihis

Mobiilse P osa	Valgejärv	Martiska järv	Kuradijärv	Liivjärv	Saarejärv
Labiilne P, kg	69	29	65	40	94
Redokstundlik P, kg	94	33	68	52	150
Fulvohapetega seotud P, kg	93	36	59	120	1064
Mobiilne P kokku, kg	256	98	192	212	1308

Tabel 4.3.8. Järvevee fosfori sisalduse potentsiaalne tõus mobiilse P fraktsioonide vabanemisel settest (järve maht on arvestatud baasveetaseme juures)

Mobiilse P osa	Valgejärv	Martiska järv	Kuradijärv	Liivjärv	Saarejärv
Labiilne P, mg/l	0,17	0,31	1,27	0,24	0,32
Redokstundlik P, mg/l	0,24	0,35	1,34	0,32	0,50
Fulvohapetega seotud P, mg/l	0,23	0,38	1,16	0,73	3,55
Järvevee P sisalduse potentsiaalne tõus kogu mobiilse P vabanemisel settest, mg/l	0,64	1,04	3,77	1,29	4,37

Vaatamata olulistele erinevustele uuritud järvede aktiivse kihi paksuses, üldfosfori ja mobiilse fosfori kogustes ning erinevate mobiilse fosfori fraktsioonide osakaaludes, on kõigi järvede enese-eutrofeerimise oht väga suur. Ka pelgalt kõige liikuvama ehk labiilse fosforifraktsiooni anaeroobsetes tingimustes toimuva täieliku vabanemise tulemusel kasvaks kõigi järvede vee fosforisisaldus vähemalt kümme korda hea seisundiklassi piirist kõrgemaks ning mõjutaks juba praegugi vähemal või rohkemal määral eutrofeerumise käes kannatavate järvede ökosüsteeme mastaapselt.

Tabel 4.3.9. Ligikaudne anoksilise ala ( $O_2 < 1$  mg/l) osakaal (%) järvede pindalast 2018. aasta uuringukordadel. Arvutuste aluseks on uuringu käigus koostatud järvede batümeetrilised mudelid, uuringukordade veetase ning järvede veesambast mõõdistatud hapnikusisalduse andmed (Lisa 3). Aluseks võeti eeldus, et hapniku vertikaalne jaotus kogu järves vastab mõõtepunkti vertikaalsele jaotusele

	Mai	Juuli	September
	Osakaal järve pindalast, %		
<b>Valgejärv</b>	10	25	50
<b>Martiska</b>	20	15	5
<b>Kuradijärv</b>	15	30	10
<b>Liivjärv</b>	40	55	35
<b>Saarejärv</b>	70	80	80



## 4.4. Järvede ainebilansi hinnang

Järvedes leiduvad toitained pärinevad neist väljastpoolt ning võivad olla ökosüsteemi jõudnud erinevaid teid pidi. **Lämmastik** järve jõuda sademetega või kuivsettimise teel, põhjaveega, valguda järve valglalt, saada seotud veesambasse mikroorganismide poolt või kanduda järve suplevate inimestega. **Fosfori**allikad on üldjoontes samad, ühe olulise erinevusega - õhust seda veesambasse siduda ei ole võimalik, kuna seda gaasilisel kujul õhu koostises ei esine. Järve jõudnud toitained on pidevas ringluses vee, biomassi ja setete vahel. Veesambas on lahustunud lämmastik peamiselt orgaanilise aga ka nitraat-, ammoonium- või harvem ka nitritlämmastikuna. Ka fosforiühendid on vees peamiselt orgaanilise fosfori, vähem fosfaatfosfori kujul. Veest omastavad nii lämmastikku kui fosforit elusorganismid ning seovad need oma biomassi. Pärast elusorganismide surma settivad need järve põhja ning osa toitaineid viiakse ringlusest välja. Fosfori puhul on settimine peamine ringlusest eemaldamise viis. Vähesel määral võib fosfor järvest väljuda ka põhjavette infiltreerumise teel. Lämmastik võib lisaks settimisele järvest väljuda ka denitrifitseerumise teel, redutseerudes anaeroobses keskkonnas gaasilisteks lämmastikoksiidideks või õhulämmastikuks. Settesse seotud fosfor võib aga hapnikupuuduse tingimustes veesambasse tagasi pöörduda. (Wetzel 2001)

Järve sisenevaid ja järves ringlevaid toitainekoguseid on võimalik erinevate allikate ja varude puhul erineva täpsusega hinnata. Sellisel viisil on võimalik tuletada järve ainebilanss. Tuleb aga arvestada, et täpse ainebilansi koostamine eeldaks väga põhjalikke ja mitmekesiseid mõõtmisi iga järve puhul eraldi ning moodustaks eraldiseisva pikaajalise uuringu. Seega hinnati erinevatest allikatest uuringujärvedesse siseneda võivaid ning järvedes leiduvaid toitainetekoguseid olemasolevate ja uuringu käigus kogutud andmete ning üldistatud koefitsientide põhjal (tabel 4.4.1). Kasutada olnud algandmete detailsusest tulenevalt peab aga leitud koguste üks-ühesel tõlgendamisel olema ettevaatlik.

Järve veesambas lahustunud lämmastikukogused muutusid uuringujärvedes 2018. aasta suveperioodi jooksul oluliselt, näiteks Valgejärve lämmastikusisaldus suurenes maist juulini üle kuue korra (tabel 4.4.1). Samal ajal fosforikogused püsisid suhteliselt stabiilsed, näidates kevadest sügisesse mõningast vähenemise trendi. Nimetatud trendi esinemine on seletatav fosfori sidumisega biomassi kasvuperioodi jooksul. Kevadel, pärast jääkatte sulamist on fosforisisaldus kõrge sügisel ja talvel toimunud orgaanilise aine lagunemise tõttu. Kasvuperioodi jooksul seovad elusorganismid aga fosforit oma biomassi ning sügiseks selle hulk seetõttu ka väheneb. Lämmastikukoguse suurenemine näitab aga, et seda pidi uuringuperioodi jooksul olulisel määral järve juurde lisanduma.

Sademetega aasta jooksul järve jõudvate lämmastiku ja fosforikoguste hindamiseks kasutati riikliku sademete seire andmeid (KESE 2019). Jõhvi meteoroloogiajaama sademetes määratakse iga kuu nitraatide ja ammooniumisisaldus. Fosforisisaldust Jõhvi jaamas ei määrata ning Kurtnale lähim sademete fosforiandmetega meteojaam on Narvas. Seal määratakse sademete üldfosfori sisaldust kuus korda aastas. Selgub, et aasta keskmisest järve vees olevast lämmastikukogusest annavad sademed Martiska, Kuradijärve ja Liivjärve puhul ca. 10% ning Valge- ja Saarejärve puhul ca. 5% (tabel 4.4.1). Ka fosfori puhul jääb aastaga sademega järve langev fosforikogus üldjuhul ca. 10% lähedale järve vees oleva fosforikogusega võrreldes. Suurem on osakaal Martiska järve puhul ja väiksem Saarejärve puhul. Arvestada tuleb aga, et kuivsadenedamisega võib järvedesse jõuda kordades rohkem toitaineid kui sademetega. On hinnatud, et lämmastikku võib tahkete osakestega sadeneda 2-10 korda rohkem kui sademetega ning fosforit 4-10 korda rohkem (Wetzel 2001). Tahkete osakeste kaudu järvedesse sadeneda võivaid toitainekoguseid aga riikliku seire raames kogutavate andmete põhjal hinnata ei ole võimalik. Seega sellele ainebilansi komponendile ei saanud anda ka umbmäärast arvulist hinnangut.

Valglalt järve jõudvate toitainetekoguste hindamisel lähtuti uuringu käigus digitaalse kõrgusmudeli põhjal piiritletud järvede topograafiliste (pinnavee) valglate pindaladest, orgaaniliste ja mineraalsete muldade osakaalust järvede valglatel Eesti mullakaardi põhjal ning Loigu et al (2010) töös esitatud erinevatele maakattetüüpidele vastavatest toitainekoormuse koefitsientidest. Tulemustest selgub, et valglalt võib järvedesse kanduda rohkem nii lämmastikku kui fosforit kui sademetest (tabel 4.4.1). Valgla ärakande puhul tuleb aga arvestada, et kõigi uuringujärvede valglad on valdavalt kaetud vett hästi infiltreerival liival või turbal kasvava metsaga ning kogu järvede topograafilise valgla ulatuses kindlasti veevoolu või raskusjõu

erodeeriva tegevuse tulemusena toitained järvedesse ei jõua. Seega on järvedega realselt seotud valglaosad väiksemad kui nende topograafilised valglad, mistõttu on arvutuslikud valglalt kanduvad lämmastiku- ja fosforikogused tugevalt ülehinnatud.

Rekreatiivse lämmastiku- ja fosforikoormuse hindamiseks kasutati varem Eesti järvedel rakendatud meetodikat (Ott & Loka, 1996; Ott et al. 1995; Ott et al. 2005), kus supluse käigus inimese kehalt erituvad lämmastiku- ja fosforikogused on saadud Viitna Pikkjärves läbi viidud eksperimendi põhjal. Selle järgi eraldub keskmise pikkusega supluse käigus keskmise inimese kehalt 1,4 mg fosforit ja 140 mg lämmastikku. Ebakohaselt käituvate suplejate organismist eraldub fosforit ja lämmastikku rohkem ning nende koguste hindamisel on nii varasemalt kui ka selles uuringus kasutatud Schulzi (1981) andmeid (93 mg fosforit ja 1400 mg lämmastikku ühe supleja kohta). Ebakohaselt käituvate suplejate osakaaluks on varem ja ka käesolevas töös arvestatud 10%. Kurtna maastikukaitseala külastusuuringu (2012) käigus kogutud andmete põhjal hinnati Liivjärve aastaseks suplejate koormuseks 5000, Martiska järves 3500 ja Valgejärves 2000 inimest, Kuradijärve ning Saarejärve suplejate koormus aga olematuks. 1996. aastal hinnati Liiv- ja Martiska järve suplejate koormuseks kummagi puhul 20 000, aga selle hinnangu puhul lähtuti lihtsalt Viitna Pikkjärve andmetest (Ott et al. 1996). Sarnaselt varasemate analoogsete hinnangutega Eesti järvedes, selgus ka käesolevas uuringus, et suplejate kaudu järve jõudvad toitainekogused on looduslike allikatega võrreldes tühised (tabel 4.4.1). Arvestada tuleb aga, et kõigi kolme uuringus käsitletud puhkajate hulgas populaarse järve puhul esineb ka kahetsusväärsemaid käitumispraktikaid, millega jõuab järve rohkem toitaineid kui suplemise või ka urineerimisega. Näiteks esineb nii toidunõude nõudepesuvahenditega kui ka autode puhastusvahenditega pesemist. Seega on kultuuritute puhkajate järvedele avaldatav mõju tabelis olevatest arvudest kindlasti suurem, kuid järvedele oluliseks toitaineliseks olemise süüd kindlasti puhkajatele ei saa kanda.

Põhjavee kaudu järvedesse jõudvate toitainekoguste hindamiseks kasutati Vasavere veehaarde liinis asuva riikliku põhjavee keemilise seire puurkaevu nr 3245 2018. aasta andmeid. Selle puurkaevu vee keemilist koostist seiratakse üks kord aastas. Fosforisisaldust selle puurkaevu veest ei määrata, mistõttu seda hinnata ei saanud, kuid mineraalsete lämmastikuühendite (nitraat, nitrit, ammoonium) sisaldus selle puurkaevu põhjavees oli väga väike. Üle määramispiiri oli 2018. aastal vaid ammooniumlämmastiku sisaldus (0,05 mgN/l). Ka varasematel aastatel on põhjavee lämmastikusisaldus olnud ääretult väike, ületades viimase 10 aasta jooksul määramispiiri vaid ammooniumlämmastiku osas ning sedagi vaid neljal aastal. Seega võib teha järelduse, et ka põhjavesi ei ole vähemalt lämmastiku osas uuritavatele järvedel oluliseks toitainete allikaks.

Alusandmete puudumise tõttu ei olnud võimalik arvutada järvedes biomassi seotud lämmastiku ja fosfori koguseid. Sõltuvalt järvede taimestiku- ja/või planktonirohkusest võivad biomassi seotud kogused olla veesambas leiduvatest nii väiksemad kui suuremad.

Settes olevate fosforikoguste hindamisel kasutati käesoleva uuringu käigus kogutud andmeid järvede põhjasetete aktiivses kihis olevate mobiilse fosfori koguste kohta (vt. ptk. 4.3.3.6). Enim oli mobiilset fosforit Saarejärve põhjasettes ning kõige vähem Martiska järve põhjasettes. Mobiilse fosfori erinevad fraktsioonid võivad teatud tingimustel (nt. hapnikupuudus) vabaneda järvevette. Mobiilse fosfori kogus iseenesest loomulikult ei näita, kas seda on juba järve veesambasse vabanenud või mitte. Võrreldes aga muude võimalike fosforiallikatega, on kõigi järvede setetes väga suur enese-eutrofeerumise potentsiaal. Arvestades, et enamike järvede põhjas valitses terve uuringuperioodi jooksul hapnikupuudus ning Valgejärve põhjas esines vähesel määral hapnikku vaid mais, siis on reaalne, et osa mobiilset (eelkõige labiilset ja redokstundlikku) fosforit on aastate jooksul juba veesambasse vabanenud ning see on ka peamine põhjus, miks kõigi järvede fosforisisaldus on aastatega tõusnud. Martiska, Liiv- ja Kuradijärve setete fosforisisaldust määrati ka 1990ndate keskel (Ott et al. 1995). Kuna tollal eristati fosfori fraktsioone käesoleva uuringuga võrreldes mõnevõrra erinevalt, mistõttu loeti ka mobiilseks fosforiks mõnevõrra teisi fraktsioone, samuti hinnati setete aktiivse kihi paksust ning järve setteala pindala erinevalt ning vahepealse kahekümne aastaga on ka järve põhja settinud täiendavalt setet, siis pole tolleaegsed tulemused praegustega võrreldavad. Mistõttu ei saa ka nende abil leida kinnitust, kas järvede settest võiks olla osa mobiilset fosforit uuesti ringlusesse läinud.

Eelnevat arvesse võttes oli uuritavate järvede peamiseks lämmastikuallikaks 2018. aastal tõenäoliselt

atmosfäärne sidumine, kuna põhjavee, suplejate, sademete ja valglalt järve jõuda võiva lämmastiku kogused on sedavõrd väikesed, et ei selgita järvede lämmastikusisalduse mitmekordistumist 2018. aasta suve jooksul. Pikemat seirerida omamata ei ole võimalik hinnata, kas tegemist on uuritavate järvede jaoks reegliski või erandiks. Aastatel, kui atmosfäärne sidumine nii rohke ei ole, omab ilmselt olulist osa ka järve akumulatsioonidest lämmastiku ringlemine setete, vee ja biomassi vahel. Pikemas perspektiivis ei saa Valge- ja Liivjärve ehk suurenenud soovee sissevooluga järvede puhul eirata ka valglalt sissekande mõju eutrofeerumise kiirenemisel.

Fosfori puhul on järvede peamiseks allikaks muutunud tõenäoliselt põhjasetted, kuna muudest allikatest lisanduv maht on väike. Kindlasti on ka sissekandele valglalt fosforiallikana olulisem roll kui lämmastikuallikana. Arvestades aga, et Martiska ja Kuradijärve puhul pole alust oletada, et erosioon valglalt oleks varasemate perioodidega võrreldes suurenenud, siis nende järvede eutrofeerumises on valglalt sissekande roll väheoluline. Valge- ja Liivjärve puhul näitavad aga väljaspool järve moodustunud orgaanilise aine koguse suurenemised, et viimastel aastakümnetel on neil valglalt sissekande osakaal suurenenud, seega võib nende järvede puhul täiendav fosfor valglalt olla mänginud fosforibilansis olulist rolli.

Tabel 4.4.1. Järvede hinnangulised lämmastiku- ja fosforikoormuse allikad

		N vees (kg)	N sademetest 2017/2018* (kg/a)	N valglalt (kg/a)**	Rekreatiivne N-koormus*** (kg/a)	Mineraalne N põhjavees 2018 (mg/l)****	P vees (kg)	P sademetest 2017/2018* (kg/a)	Rekreatiivne P-koormus*** (kg/a)	P valglalt (kg/a)**	Mobiilne P settes (kg)*****
Valgejärv	Mai	165	40/24	93	0,6		8,1	0,5/0,4	0,02	4,0	260
	Juuli	1085					7,5				
	September	700					6,7				
	Keskmine	650					7,4				
Martiska	Mai	60	16/10	17	1,0		2,0	0,2/0,2	0,04	0,7	110
	Juuli	180					1,5				
	September	115					1,1				
	Keskmine	120					1,5				
Kuradijärv	Mai	35	8/5	32	0	0,05	1,0	0,1/0,1	0	1,3	170
	Juuli	115					1,0				
	September	95					0,7				
	Keskmine	80					0,9				
Liivjärv	Mai	135	22/13	83	1,4		4,0	0,3/0,2	0,05	2,2	220
	Juuli	345					4,5				
	September	280					3,0				
	Keskmine	252					3,8				
Saarejärv	Mai	365	30/18	93	0		12,9	0,4/0,3	0	3,3	1300
	Juuli	935					10,9				
	September	705					8,2				
	Keskmine	670					10,7				

\* Lämmastiku kogus Jõhvi ning fosfori kogus Narva meteoroloogijaama andmete põhjal baasveetasemele vastava järve pindala korral

\*\*Valgejärv 17 ha mineraalmaametsa (1,5 kgN/ha; 0,06 kgP/ha), 15 ha kuivendatud metsamaad (4,5 kgN/ha; 0,2 kgP/ha) (toitainekoormused Loigu et al. 2010 järgi); Martiska 10 ha mineraalmaametsa, 0,5 ha kuivendatud metsamaad; Kuradijärv 15 ha mineraalmaametsa, 2 ha kuivendatud metsamaad; Liivjärv 14 ha sademetoitelist raba (4,5 kgN/ha; 0,1 kgP/ha), 13 ha mineraalmaametsa; Saarejärv 24 ha mineraalmaametsa, 19 ha soist metsa (3 kgN/ha; 0,1 kgP/ha).

\*\*\* Järvede rekreatiivseks koormuseks hinnati 2013. aasta külastusuuringu andmetele tuginedes Liivjärves 5000, Martiska järves 3500 ja Valgejärves 2000 suplejat aastas. Supleja kehalt erituvad toitainekogused Ott & Lökk (1996) järgi, uriiniga eralduvad toitainekogused Schulz (1981) järgi. Urineerivate suplejate osakaaluks hinnati 10%.

\*\*\*\*Vasavere põhjaveekogumi seirekaevu nr. 3245 andmed 28.09.2018.

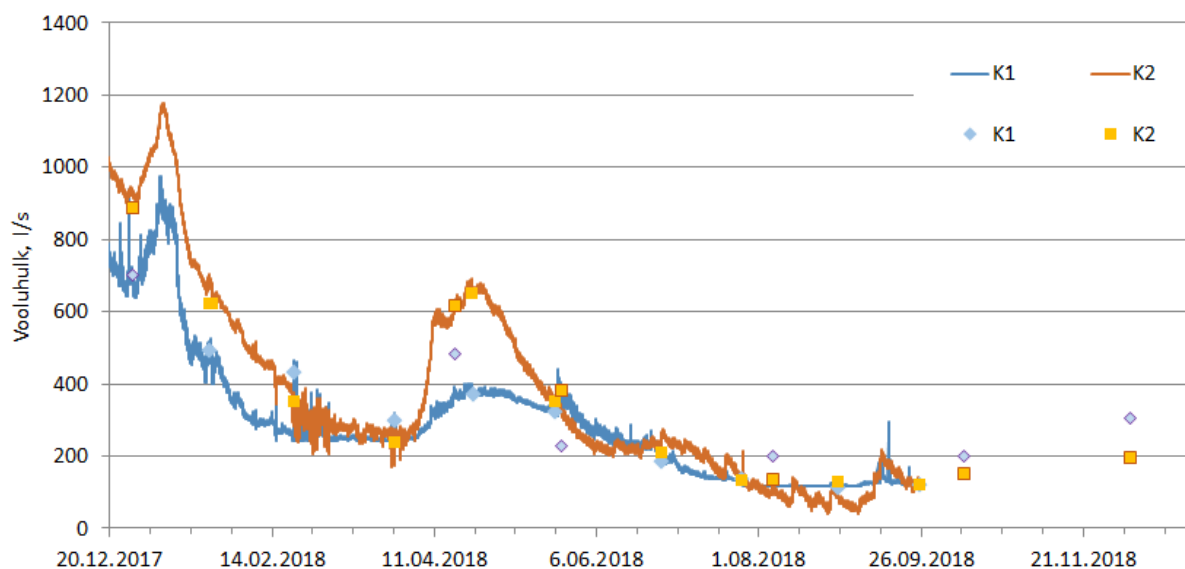
\*\*\*\*\* vt ptk 4.3.3.6.

## 4.5. Hüdroloogia

### 4.5.1. Vooluhulkade mõõtmised

Kõigil seireks välja valitud 17-l lävendil (joonis 3.7) tehti vooluhulga mõõtmisi kuuel korral. Lävenditele K1 ja K2 olid paigaldatud veetaseme automaadmõõtjad, mille tulemused teisendati käsimõõtmiste alusel ööpäeva keskmisteks vooluhulkadeks (joonis 4.5.1). Raudi kanalil paiknevate mõõtmiskohtade eripäraks on Estonia kaevandusvee suur osakaal, mille tulemusena võib vooluhulk ööpäeva jooksul varieeruda kuni kaks korda. Samas Nõmmejärve sissevoolu (K1) ja väljavoolu (K2) omavahelised suhted iseloomustavad üldisemalt vaatlusteagset hüdrooloogilist režiimi. 2017. aasta detsembrist 2018. aasta veebruarini ja 2018. aasta aprillis - mai alguses, kui K2 vooluhulk ületas oluliselt K1 vooluhulka, tuli täiendav pinna- ja põhjavesi Mustjärve-Suurejärve valglatelt (Jõhvi kõrgendikult läänes). Samal ajal oli voolavat vett kõigis seiratud mõõtepunktides (tabel 4.5.1). Põuasel suvel põhjaveetasemed langesid ja suur osa kraavidest kas kuivasid või neis olid minimaalsed vooluhulgad. Ka see, et Nõmmejärve sissevool ületas kohati väljavoolu näitab põhjavee toitumist pinnaveekogu kaudu.

Suvel ja sügisel 2018 oli minimaalne või puudus täielikult pinnavee juurdevool lääne suunast ning äravool põhja- ja ida suunas. Põhiliselt toimus vee voolamine Raudi ja Konsu kanalite kaudu (lävendid K1-K4, N21, N23), seda osaliselt tänu Estonia kaevandusest väljapumbatavatele veele. Raudi ja Konsu kanalite vooluhulkade (vastavalt K3, K4 ja N21, N23) proportsioonide muutumise põhjustasid koprad.



Joonis 4.5.1. Vooluhulga muutused Raudi kanali lävenditel K1 ja K2. Automaadmõõtjate andmetest tuletatud ööpäeva keskmised vooluhulgad on toodud joontega, käsimõõtmised punktidega.

Tabel 4.5.1. Mõõdetud vooluhulgad ( $m^3/s$ ). Kriipsuga märgitud lüvendid olid mõõtmiste ajal kuivad. Mõõtepunktide asukohad on joonisel 3.7

Lüvend	28.-29.12.17	18.04.18	25.05.18	6.08.18	11.10.18	7.12.18
K1	0,702	0,483	0,227	0,201	0,199	0,307
K2	0,887	0,615	0,352	0,137	0,152	0,196
K3	0,298	0,092	0,03	0,004	0,114	0,053
K4	0,355	0,269	0,088	0,008	0,221	0,123
N4	0,045	0,035	-	-	-	-
N5	0,037	0,034	-	-	-	-
N6	0,071	0,091	0,003	0,002	0,002	0,005
N7	0,038	0,039	-	-	-	-
N9	0,142	0,172	0,007	0	0,004	0,024
N10	0,051	0,052	0	-	0	-
N13	0,238	0,241	0,026	-	0,004	0,016
N15	0,200	0,235	0,087	0,028	0,001	0,012
N17	0,022	0,013	-	-	-	-
N18	0,024	0,029	0,001	-	0,013	0,005
N19	0,002	0,003	-	-	-	-
N21	0,522	0,695	0,383	0,172	0,074	0,112
N23	1,190	1,014	0,434	0,015	0,044	0,081

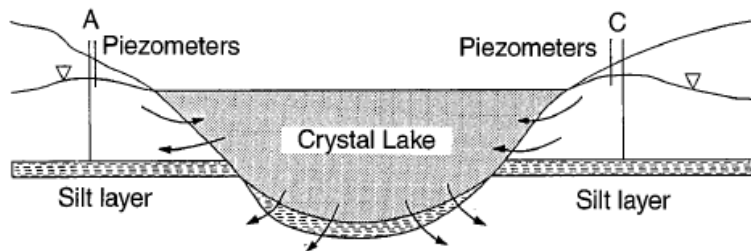
## 4.5.2. Filtratsioonimõõtmised

### 4.5.2.1. Valgejärv

Valgejärves tuvastati kõige intensiivsem põhjavee sissevool järve läänekaldal turvapõhjaga mõõtepunktis (tabel 4.5.2). Kiire oli põhjavee sissevool ka järve kagukalda lähedal asunud mõõtepunktis. Vee väljavoolu järvest põhjavette õnnestus tuvastada vaid mõõtepunktis nr. 474 järve kaldast kaugemal. Samas mõõtepunktis järve kaldale lähemal esines aga nõrk põhjavee sissevool. Intensiivset vee sissevoolu järve lääneküljelt turbaga kaetud alalt võis eeldada, kuna järve vesi on muutunud viimastel aastakümnetel kollasemaks ja orgaanilise aine rikkamaks. Sissevool järve lõunaosast sobib ka teooriaga, mille järgi järve lokaalne põhjaveetoiteala asub järvest lõunas asuvatel küngastel. Kuna vee väljavoolu järvest õnnestus tuvastada kaldast kaugemal asunud mõõtepunktis, siis võib oletada, et peamine väljavooluala asubki järve ida- ja põhjakaldal vahetust kaldatsoonist kaugemal. See tähendab kaugemalgi kui õnnestus filtratsioonimõõtureid paigaldada. Kaldale lähedal võib põhjavee sissevool sellel alal olla tingitud lokaalsetest teguritest, mida on täpsemalt kirjeldatud Kuradijärve ja Suurjärve tulemuste juures. Põhjavee sisse- ja väljavoolu ruumiline varieeruvus järve kaldast keskosa suunas liikumisel on tuntud fenomen mitmetest uuringutest (joonis 4.5.2).

Tabel 4.5.2. Filtratsioonimõõtmiste tulemused Valgejärves. Positiivne põhjavee filtratsioonikiirus tähistab põhjavee sissevoolu järve, negatiivne filtratsioonikiirus vee väljavoolu järvest põhjavette. Mõõtepunktide asukohad on joonisel 3.10

Mõõtepunkt	Mõõtuuri asukoht	Vee keskmine filtratsioonikiirus ( $ml/m^2/min$ )
474 kevad	kaldale nii lähedal kui võimalik	1,6
474 sügis	6 m kaldast 50 cm vett	-1,3
471	4 m kaldast 40 cm vett	4,1
472	kaldale nii lähedal kui võimalik	12,6
473	kaldale nii lähedal kui võimalik	17



Joonis 4.5.2. Põhjavee erisuunaline liikumine järve erinevates punktides (Winter 1999).

#### 4.5.2.2. Martiska järv

Filtratsioonimõõtmised Martiska järve lõuna- ja põhjakaldal näitasid selget põhjavee sissevoolu järve lõunakalda lähedases mõõtmispunktis ning väljavoolu järve põhjakalda lähedases mõõtmispunktis. Sissevoolu keskmine kiirus maikuus oli 10,6 ml/m<sup>2</sup>/min ning väljavoolu keskmine kiirus 9,1 ml/m<sup>2</sup>/min. Põhjavee ulatuslikku sissevoolu järve lõuna- ja edelakaldal näitas ka kaldaäärse vaba vee olemasolu 23.01.2018 toimunud vaatlusel (joonis 4.5.3). Seega toimub põhjavee vool läbi järve lõuna- ja edelasuunalt Vasavere veehaarde poole.



Joonis 4.5.3. Põhjavee sissevoolu ala Martiska järve edelakaldal 24.01.2018 (Foto: Marko Vainu).

#### 4.5.2.3. Kuradijärv

Kuradijärve kõigis viies mõõtepunktis õnnestus nii mais kui septembris tuvastada vaid põhjavee sissevoolu keskmise kiirusega 2,5–11,5 ml/m<sup>2</sup>/min (tabel 4.5.3). Sissevoolu keskmine kiirus oli kõrgeim läänekalda kaldalähedases mõõtepunktis nr 468 ja kagukalda kaldalähedases mõõtepunktis nr. 520. Sissevoolu kiirus oli madalam järve edelaküljel kaldast mõnevõrra kaugemal asunud mõõtepunktides. Kui põhjavee sissevoolu järve kagukaldalt võis eeldada, siis sissevool järve läänekaldalt oli üllatavam, kuna sealpool küljes asuvad Vasavere veehaarde puurkaevud. Põhjavee sissevoolu läänekalda lähedalt näitasid ka talvisel vaatlusel 24.01.2018 kohatud nn. allikaaugud jääs (joonis 4.5.4). Suurem vaba veega ala asus aga ikkagi järve kagukaldal (joonis 4.5.5). Põhjavee sissevool järve läänekalda lähedal võib olla tingitud järve kõrgest kaldanõlvast, mistõttu seal infiltreerunud sademetel on lühem tee järve kui veehaardeni ja need valguvad just järve poole. Teine võimalus on, et Kuradijärve puhul on kujunenud Kidmose et al. (2013) kirjeldatud voolusüsteem, kus põhjavee sissevoolu osalise takistatuse tõttu põhjavee kõrgema taseme poole jääval järve kaldal, liigub põhjavesi järve alt läbi ning osa sellest filtreerub järve vastaskaldal, kus settekiht on taas õhem (joonis 4.5.6). Samas esimene variant on tõenäolisem, kuna järve edelaküljel kaldast kaugemates

punktides oli põhjavee sissevoolukiirus väiksem. See võimaldab oletada, et põhjavee väljavooluala Kuradijärves võib olla sügavamal, kui õnnestus filtratsioonimõõturitega mõõta või asub see mõõtepunktidest põhja pool, kuhu järvepõhja omaduste tõttu ei olnud võimalik filtratsioonimõõtureid sisestada.

Tabel 4.5.3. Filtratsioonimõõtmiste tulemused Kuradijärves. Mõõtepunktide asukohad on joonisel 3.11

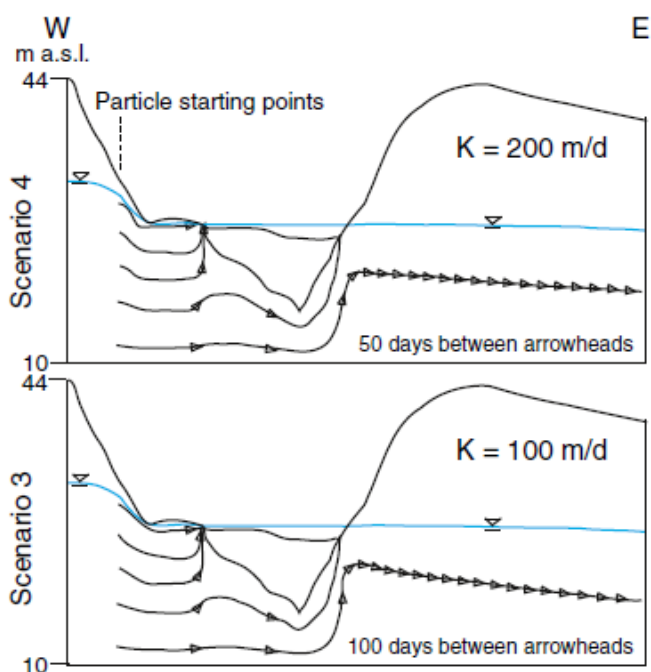
Mõõtepunkt	Mõõturi asukoht	Vee keskmine filtratsioonikiirus (ml/m <sup>2</sup> /min)
468	kaldale nii lähedal kui võimalik	11,5
523	3 m kaldast 40 cm vett	3,8
522	2 m kaldast 50 cm vett	2,5
521	3 m kaldast 40 cm vett	4,3
520	kaldale nii lähedal kui võimalik	9,5



Joonis 4.5.4. Põhjavee fokuseeritud sissevoolu markeeriv auk jääs Kuradijärve läänekaldal 24.01.2018 (Foto: Marko Vainu).



Joonis 4.5.5. Põhjavee sissevooluala Kuradijärve kagukaldal (Foto: Marko Vainu).



Joonis 4.5.6. Põhjavee liikumine järve alt ja filtreerumine järve vastaskaldalt, kuigi üldine põhjavee gradient on suunatud läänest itta (Kidmose et al. 2013).

#### 4.5.2.4. Liivjärv

Liivjärve kevadised filtratsioonimõõtmised näitasid, et vesi imbus järvest põhjavette edelakalda lähedal asunud mõõtepunktis nr. 476 ning kagukalda lähedal asunud mõõtepunktis nr. 475 imbus vesi järve (tabel 4.5.4). Seega leidis toetust hüpotees, et järve valgub vett idapoolselt rabaalalt, mistõttu on järve vesi muutunud kollasemaks ja orgaanilise aine rikkamaks. Põhjaveetaseme languse tõttu on aga järve lääneosast hakanud toimuma vee filtreerumine põhjavette. Sügised mõõtmised selle teooriaga aga sedavõrd hästi kooskõlas ei olnud, kuna järve idakalda lähedal asunud mõõtepunktis nr. 519 tuvastati kerge vee väljavool põhjavette. Põhjavee sissevool tuvastati järve lõunaosa liivaalalt mõõtepunktis nr. 518 ning kerge sissevool ka järve läänekalda lähedasest mõõtepunktis nr. 517. Kuna aga mõõtepunktides nr. 519 ja 517 oli keskmine filtratsioonikiirus alla  $1 \text{ ml/m}^2/\text{min}$ , siis filtratsioonimõõturite mõõtetäpsusest tulenevalt on korrektsem lugeda nendes mõõtepunktides filtratsioonikiirus nulliks.

Tabel 4.5.4. Filtratsioonimõõtmiste tulemused Liivjärves. Positiivne põhjavee filtratsioonikiirus tähistab põhjavee sissevoolu järve, negatiivne filtratsioonikiirus vee väljavoolu järvest põhjavette. Mõõtepunktide asukohad on joonisel 3.10

Mõõtepunkt	Mõõturi asukoht	Vee keskmine filtratsioonikiirus ( $\text{ml/m}^2/\text{min}$ )
519	4 m kaldast 50 cm vett	-0,7
475	kaldale nii lähedal kui võimalik	4,6
518	6 m kaldast 40 cm vett	4,6
476	kaldale nii lähedal kui võimalik	-4,0
517	4 m kaldast 50 cm vett	0,6



#### 4.5.2.5. Ahnejärv

Ahnejärves tuvastati vee väljavool põhjavette nii järve põhjakalda lähedal asunud mõõtmispunktis nr. 467 kui ka järve kirdekaldal asunud mõõtepunktis nr. 516 (tabel 4.5.5). Intensiivseim oli vee filtreerumine põhjavette järve põhjakaldal. Kõige rohkem filtreerus põhjavett järve edelakaldal asunud mõõtepunktis nr. 466. Sealne keskmine filtratsiooni kiirus  $52,9 \text{ ml/m}^2/\text{min}$  oli suurim, mis antud uuringu käigus tuvastati. Järve idakalda kahes mõõtmispunktis oli vee filtratsiooni kiirus varieeruv. Kaldale lähedal asunud mõõtepunktis nr. 469 tuvastati üsna intensiivne põhjavee sissevool. Samas kui mõnevõrra lõunapool ning kaldast kaugemal asunud mõõtepunktis nr. 515 oli põhjavee sissevool tagasihoidlik. Suur põhjavee sissevool Ahnejärve lõuna- ja kaguosast ning väljavool põhja- ja kirdeosast kinnitavad põhjavee läbivoolu Ahnejärvest Suurjärve suunast Vasavere veehaarde ja Martiska järve suunas. Eeldada oleks võinud põhjavee väljavoolu ka järve idaosast, kuid kuna mõõtepunktid paiknesid järve kaldajoone lähedal ning järve kallas oli mõõtepunktide kohal järsk, võis põhjavee kaldalähedane sissevool olla tingitud sarnasest protsessist, mida oletati Kuradijärve puhul. Nimelt, et järve vahetus läheduses on suurte kõrguserinevuste tõttu kujunenud infiltreeruva sademevee valgumine järve, kuid kaldast kaugemal toimub põhjavee liikumine vastavalt üldisemale põhjaveetaseme gradiendile. Mõnevõrra toetab seda oletust asjaolu, et kaldast kaugemas mõõtepunktis nr. 515 oli filtratsioonikiirus oluliselt madalam kui mõõtepunktis nr. 469. Mõõtepunkti nr. 469 keskmist filtratsioonikiirust kasvatas oluliselt läbi viidud kolme järjestikuse mõõtmise viimane mõõtmine, mille ajal sadas intensiivset paduvihma. See fenomen toetab aga omakorda hüpoteesi, et vahetult järve idakaldale langevad sademed valguvad läbi pinnase eelkõige järve poole ja imuvad järve läbi kaldalähedase tsooni.

Tabel 4.5.5. Filtratsioonimõõtmiste tulemused Ahnejärves. Positiivne põhjavee filtratsioonikiirus tähistab põhjavee sissevoolu järve, negatiivne filtratsioonikiirus vee väljavoolu järvest põhjavette. Mõõtepunktide asukohad on joonisel 3.11

Mõõtepunkt	Mõõturi asukoht	Vee keskmine filtratsioonikiirus ( $\text{ml/m}^2/\text{min}$ )
467	kaldale nii lähedal kui võimalik	-8,0
516	3 m kaldast 50 cm vett	-1,9
469	kaldale nii lähedal kui võimalik	22,1
515	2 m kaldast 40 cm vett	1,1
466	kaldale nii lähedal kui võimalik	52,9

#### 4.5.2.6. Nõmmejärv

Nõmmejärve filtratsioonimõõtmised näitasid, et esimesel mõõtmisel 2017. aasta septembris toimus kirdekaldal asuvas punktis nr. 429 (joonis 3.12) vee imbumine järvest põhjavette keskmise kiirusega  $1,1 \text{ ml/m}^2/\text{min}$ . Lääne- ja idakaldal asuvas punktides nr. 427 ja 439 toimus vee imbumine põhjaveest järve keskmise kiirusega vastavalt  $1,7$  ja  $1,6 \text{ ml/m}^2/\text{min}$ . Teistkordsel filtratsioonimõõtmisel 14.06.2018 olid filtratsioonikiirused kõigis kolmes mõõtmispunktis veelgi madalamad, jäädes kõigis mõõtmispunktides alla  $0,5 \text{ ml/m}^2/\text{min}$ . Seega üldjoontes on põhjavee läbivoolu suund järves analoogiline pinnavee läbivoolu suunale ehk kirdesse. Läbi viidud mõõtmised näitasid järve kaldalähedases tsoonis nõrka põhjavee sisse- ja väljavoolu. Hiljutise Nõmmejärve uuringu raames läbi viidud veebilansi hinnangu kohasel moodustab põhjavesi järve aastasest sissevoolust 9% (Terasmaa et al. 2018). Seega toimub järve peamine põhjaveevahetus (eelkõige sissevool) uuringu filtratsioonimõõtmiste asukohtadest sügavamal ja võimalik, et peamiselt fookuseeritult põhjaallikate kaudu. Põhjaallikate olemasolu järves 1954. aastal on kirjeldanud A. Mäemets (1968). See oli küll enne kaevandusvee ja suurte heljumikoguste järve suunamise algust, kuid Terasmaa et al. (2018) uuringu käigus saadud tulemused viitavad sellele, et järve põhjaallikad ei pruugi olla heljumit täis settinud ning toimivad jätkuvalt edasi.

#### 4.5.2.7. Suurjärv

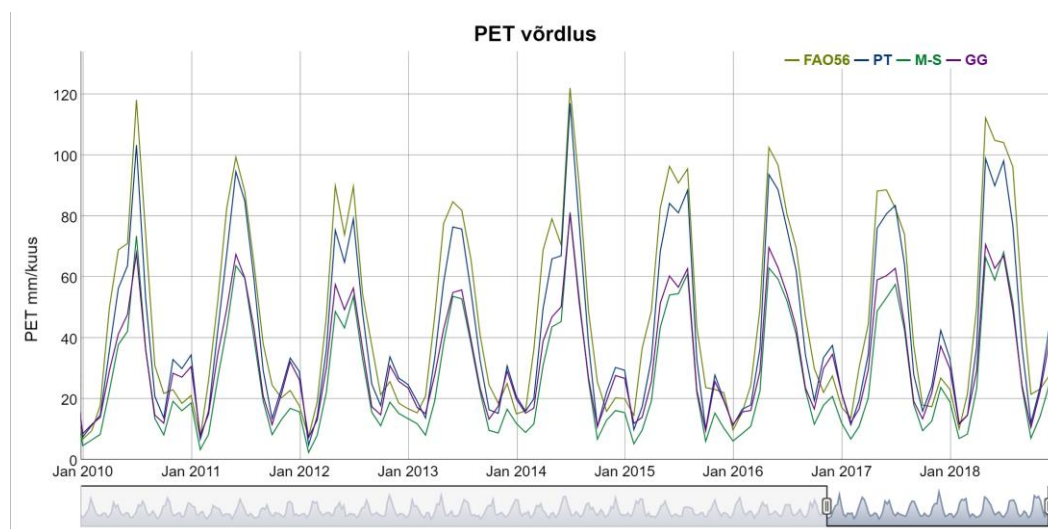
Suurjärves oli võimalik filtratsiooni mõõta vaid järve lõunaosa idakaldal, kuna järve muud kaldad on soised ning ei võimalda filtratsioonimõõturite paigaldamist. Mõõtmisi teostati kahes mõõtepunktis, kusjuures mõõtepunktis nr. 470 (joonis 3.12) kevadel kaldale võimalikult lähedal ja septembris kaldast 5 m kaugusel 40 cm sügavuses vees. Mõõtepunktis nr. 514 paiknesid filtratsioonimõõturid kaldast 5 m kaugusel 40 cm sügavusel vees. Punktis nr. 470 tuvastati mais põhjavee sissevool keskmise kiirusega 4,7 ml/m<sup>2</sup>/min, septembris kaldast kaugemal väga väikese kiirusega 0,3 ml/m<sup>2</sup>/min. Mõõtepunktis nr. 514 tuvastati põhjavee väljavool keskmise kiirusega 2,2 ml/m<sup>2</sup> min. Suurjärve kallas on filtratsioonimõõtmiste asukohtade kohal järsk, mistõttu tõenäoliselt toimub seal sarnane protsess, mida oletati Kuradi- ja Ahnejärve puhul. Kui Kuradijärve ja Ahnejärve puhul ei õnnestunud selle teooria kinnituseks paraku väljavoolu registreerida, siis Suurjärve puhul vähenes põhjavee sissevoolu kiirus selgelt ühes ja samas punktis kaldast eemaldudes ning mõnevõrra põhjapool asuvas mõõtepunktis tuvastati ka põhjavee väljavool järvest. Punktis nr. 470 sattus maikuisse viimase mõõtmise sisse ka paduvihma hoog ning tulemuseks oli eelmistest mõõtmiskordadest suurem põhjavee sissevool. See toetab taas hüpoteesi, et Suurjärve idakaldal toimub kitsas kaldalähedases vööndis lokaalselt moodustunud põhjavee kiire valgumine järve, vaatamata üldisele põhjavee liikumissuunale järvest ida poole.

#### 4.5.3. Järvede veebilansid

Kõik viis uuringujärve on sisuliselt umbjärved, st. veebilansi puhul pole vaja arvestada kraavide jms. veejuhtmete kaudu saabuva või lahkuvate veekogustega, see muudab arvutused lihtsamaks.

Nii evapotranspiratsiooni kui ka sademete puhul on tegu veeringe “looduslike” komponentidega, mida inimene saab küll mõjutada, kas kaudselt näiteks maakatte muutmise (nt. mets muudetakse karjääriks) või inimtekkelise kliimamuutuse kaudu, kuid suures plaanis on tegu kliimatiliste parameetritega.

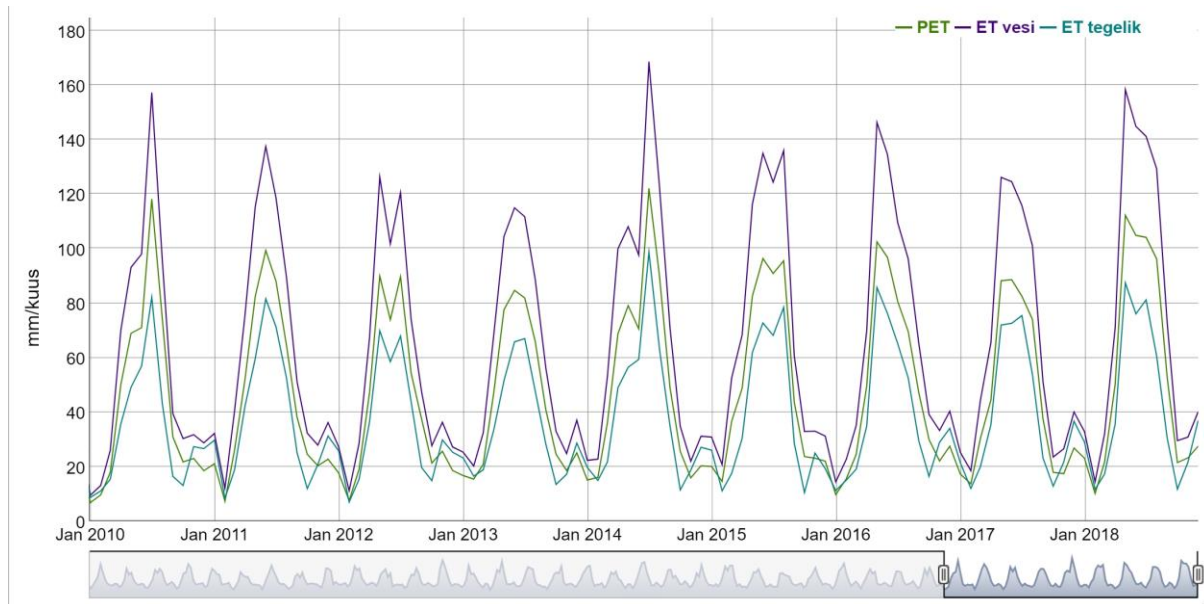
Evapotranspiratsiooni arvutamiseks on väga palju erinevaid meetodeid ning eri arvutuskeeme kasutades saadud tulemused võivad märkimisväärselt erineda. Näiteks on joonisel 4.5.7 näidatud nelja erineva meetodiga arvatud potentsiaalne evapotranspiratsioon (PET), kusjuures kõigi sisendiks on Jõhvi ilmajaamast saadud andmed. Enamuse aastate puhul on erinevus eri meetodite abil saadud PET väärtuste vahel ca. 50%, kuid see võib maksimaalselt ulatuda ka 100%. Seega tuleb ka siin esitatud evapotranspiratsiooni väärtuseid võtta pigem suurusjärgudena ning absoluutväärtustest informatiivsemad on aastatevahelised erinevused.



Joonis 4.5.7. Erinevate arvutuskeemidega saadud potentsiaalse evapotranspiratsiooni kuukeskmised väärtused Jõhvi ilmajaama andmete põhjal aastatel 2010–2018.

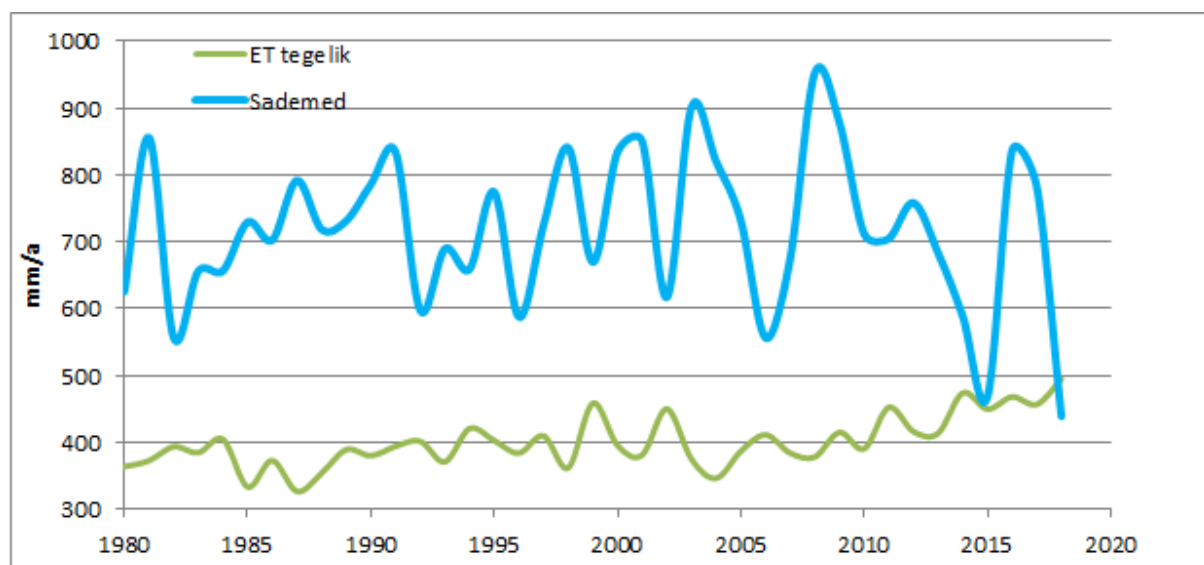
Veebilansi seisukohalt huvitab meid tegelik evapotranspiratsioon mitte potentsiaalne. See arvutatakse tavaliselt PET kordaja või maakattetüübi iseloomustamise kaudu või siis vee puhul spetsiaalse valemiga. Antud juhul arvutati tegelik evapotranspiratsioon Granger-Gray valemit kasutades ning aurumine

veepinnalt Penman-i valemi abil (detaile vaata McMahon et al. 2013). Joonisel 4.5.8. on näha kõik kolm “erinevat” potentsiaalse evapotranspiratsiooni aegrida, millest veebilansi arvutamiseks kasutati tegelikku evapotranspiratsiooni ning veepinnalt aurumist. Nende puhul nulliti aurumise väärtused päevadele, kus keskmine temperatuur oli alla nulli.



Joonis 4.5.8. Jõhvi ilmajaama andmete põhjal arvatud potentsiaalne (PET) ja tegelik evapotranspiratsioon (ET tegelik) ning aurumine veepinnalt (ET vesi); joonisel on kuukeskmised väärtused aastatel 2010 kuni 2018.

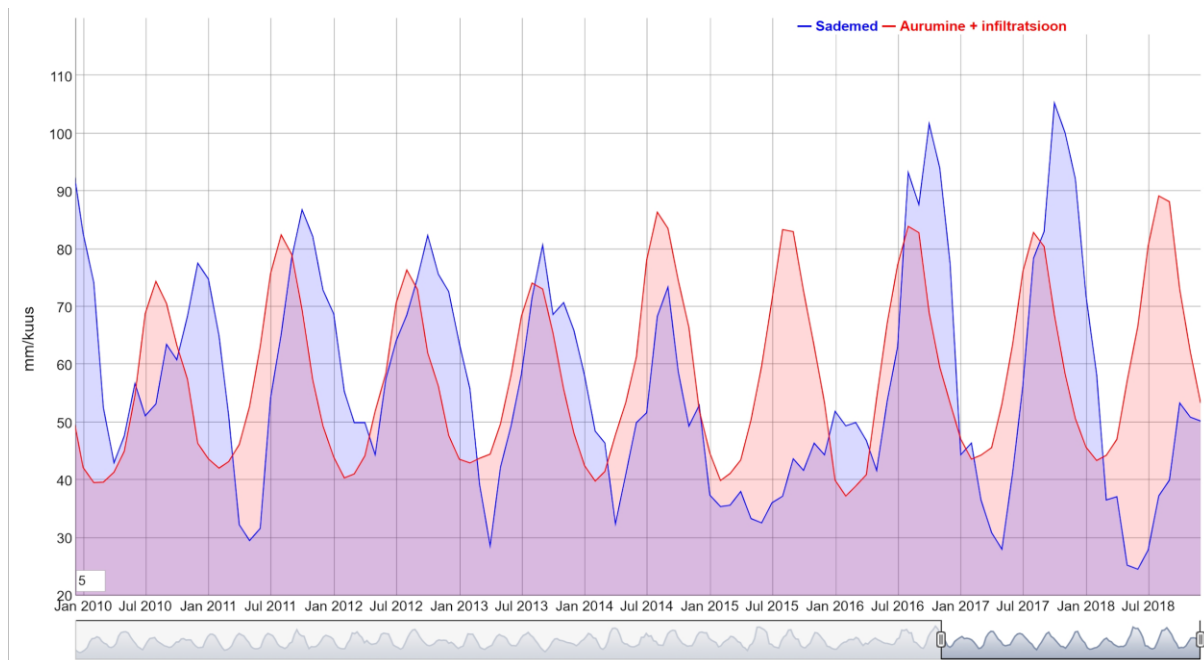
Pikaajalist (1980–2018) trendi vaadates on näha tegeliku evaporsiooni suhteliselt ühtlast taset kuni aastani 2010, sellest edasi on toimunud aurumise kasv ca. 15–20%. Sademete puhul ei ole trende märgata, samal ajal on üksikud aastad viimase kümne aasta jooksul omavahel võrreldes muutunud selgelt erinevamaks (joonis 4.5.9). Keskmiselt jääb Kurtna piirkonnas aurumisest “üle” 200–300 mm sademeid, mis omakorda jaotub pinna- ja põhjavee vahel. Kurtna kõrgustiku keskosas pole pinnavee ulatuslikumat liikumist markeerivaid veekogusid, nii looduslikke ojasid kui inimtekkelisi kraave, mis viitab sellele, et praktiliselt kogu aurumisest üle jääv veehulk infiltreerub selles piirkonnas pinnasesse. Pinnavee liikumine saab siin toimuda ainult lühikestel distantsidel ja ülepinnaalset näiteks lume sulamisel mööda külmunud maapinda.



Joonis 4.5.9 Tegeliku evapotranspiratsiooni (ET) ning Jõhvi mõõdetud sademete aastakeskmiste väärtuste võrdlus.

Kuukeskmiste sademete ja tegeliku aurumise graafikutelt (joonis 4.5.10) hästi näha, et Kurtnas (ja kogu Eestis) on sademete/aurumise vahe positiivne peamiselt sügisel – just siis toimub peamiselt infiltratsioon

põhjavette. Seevastu suvel on intensiivse aurumise tõttu vee defitsiit ning seetõttu alanevad ka põhjavee ning järvede veetase.



Joonis 4.5.10. Kurtna piirkonna kuukeskmised sademed ja aurumise + infiltratsiooni aegread 2010.- 2018. aastal.

Pinnavee valglate puhul kasutati käesoleva töö jaoks Maa-ameti 2018. aasta LiDAR-andmestiku põhjal arvutatud valglaid. Täpsemalt on valglate piiritlemist käsitletud peatükis 3.4.

Tabel 4.5.6. Seitsme Kurtna järve veebilansi komponendid hüdrogeoloogilise referentsmudeli (2017. a.) põhjal

	Liivj.	Kuradij.	Martiska	Saarej.	Valgej.	Ahnej.	Pannj.
Pindala (m <sup>2</sup> )	47 000	18 000	34 000	64 000	85 000	56 000	416 000
Valgala (m <sup>2</sup> )	324 400	192 700	140 200	498 800	406 700	468 200	833 300
Valgla järveta (m <sup>2</sup> )	277 400	174 700	106 200	433 800	321 700	412 200	417 300
Järve osakaal valglast (%)	14.5	9.3	24.3	12.8	20.9	12.0	49.9
Järve keskmine maht 2017. a (m <sup>3</sup> )	157 000	35 000	70 000	336 000	376 000	164 000	3 453 000
Infiltratsioon valglast keskmiselt kuus (m <sup>3</sup> )	4343	3986	2900	4400	5196	9685	17 237
Sademeid järve keskmiselt kuus 1980–2018 (m <sup>3</sup> )	2809	1076	2032	3827	5081	3353	24 865
Aurumine järvest keskmiselt kuus 1980–2018 (m <sup>3</sup> )	2798	1071	2024	3808	5060	3339	24 763
PV järvest keskmiselt kuus (m <sup>3</sup> )*	481	304	617	627	1119	1095	5628
PV järve keskmiselt kuus (m <sup>3</sup> )*	78	0	14	119	40	28	657
Sissevool valglast keskmiselt kuus 1980–2018 (m <sup>3</sup> )	392	299	595	489	1058	1053	4869
Veevahetuse maht keskmiselt aastas 1980–2018 (m <sup>3</sup> )	39 348	16 500	31 692	53 220	74 148	53 208	364 692
Veevahetuse % järvemahust aastas	25	47	45	16	20	32	11

\*Hüdrogeoloogilise baasmudeli (2017. a.) põhjal. PV -põhjavesi.

Käesoleva uuringu käigus koostatud piirkonna hüdrogeoloogiline mudel lubab suhteliselt täpselt arvutada ka üksikute järvede põhjaveelise toite ja -väljavoolu. Seega jääb veebilansi ainult üks tundmatu - ülepinnaline sissevool järve valglast, sest pikaajaliselt vaadates on veerohketel ja -vaestel aastatel toimuvate põhjaveetasemete ja järvemahutude kõikumiste keskmine null. Seda eeldusel, et põhjaveerežiim ei muutu järvede ümber. Ülepinnaline pinnavee sissevool valglast järve peab seega kompenseerima sademetega otse järve sadavast veest aurumise ning infiltratsioonist põhjavette vee minema liikumisel

tekkiva “puudujäägi”. Tabelis 4.5.6 on kokkuvõtlikult näidatud erinevate järvede veebilansi komponendid. Antud juhul on põhjaveerežiim “külmutatud” 2017. a seis, samal ajal kui arvutuste sisendiks olevate ilmastikuandmetena on kasutatud Jõhvi ilmajaamas aastatel 1980–2018 aastatel mõõdetud parameetreid.

Põhjaveerežiim pole kogu uuringuperioodil olnud analoogne 2017. aasta seisuga. Näiteks modelleeriti hüdrogeoloogilises mudelis ka stsenaariumit, kus Vasavere veehaare tarbib 10 000 m<sup>3</sup>/d, mis on peaaegu kaks korda rohkem kui baasmudelis (5500 m<sup>3</sup>/d). Selline veevõtt mõnevõrra kiirendab põhjavee läbivoolu lähematest järvedest, kuid kogu pikaajalise veebilansi kontekstis on mõju suhteliselt väike – nii moodustab näiteks Martiska järves põhjavee väljavool baasstsenaariumis 23% koguväljavoolust (617 m<sup>3</sup>/kuus) ning 10 000 m<sup>3</sup>/d Vasavere veevõtu stsenaariumi korral oleks see osakaal 26% (724 m<sup>3</sup>/kuus). Kahe stsenaariumi vahe kompenseeritakse põhjavee sissevoolu tõusuga (+107 m<sup>3</sup>/kuus). Samas looduslikult (ilma Vasavere veehaardeta) oleks Martiska järv (ja teised kõrgustiku lael olevad järved) praktiliselt puhtalt põhjavett toitva iseloomuga. Lisaks veebilansile on aga ökoloogilisest seisukohast järvele oluline ka tema maht ning see väheneks 10 000 m<sup>3</sup>/d veevõtu stsenaariumi korral Martiska (ja teistes veehaarde lähedal olevates järvedes) järves oluliselt (vt. ptk. 4.7.2).

Lähteülesande Lisas 2 olevatest järvedest pole tabelis 4.5.6 veebilansi andmeid Nõmmejärve ja Suurjärve kohta. Need järved erinevad tabelis esitatud umbjärvedest põhimõtteliselt erineva veevahetuse tõttu – enamuse sellest toimub mööda inimese poolt kaevatud kraave. Seega on veebilansi jaoks tarvis pikaajalisi vooluhulkade mõõtmisi nendel välja- ja sissevooludel. Suurjärve puhul pole seda aga mõõtetehniliselt võimalik teha, sest näiteks põhja poole suunduva Vasavere jõe algus on täiesti kinni kasvanud ning vesi voolab kohati õõtsiku all. Nõmmejärve kohta on Tallinna Ülikooli teadlased teinud 2018. aastal täpsema veebilansi arvutuse (Terasmaa et al. 2018). Selle töö põhjal arvatud Nõmmejärve veebilansi komponendid on esitatud tabelis 4.5.7.

Tabel 4.5.7 Nõmmejärve veebilanss uuringuperioodi jooksul kuude kaupa. Mõlema septembrikuu väärtused on väiksemad, kuna 2017. aastal algasid mõõtmised 14. kuupäevast ning 2018. aastal lõppesid 13. kuupäevaga.

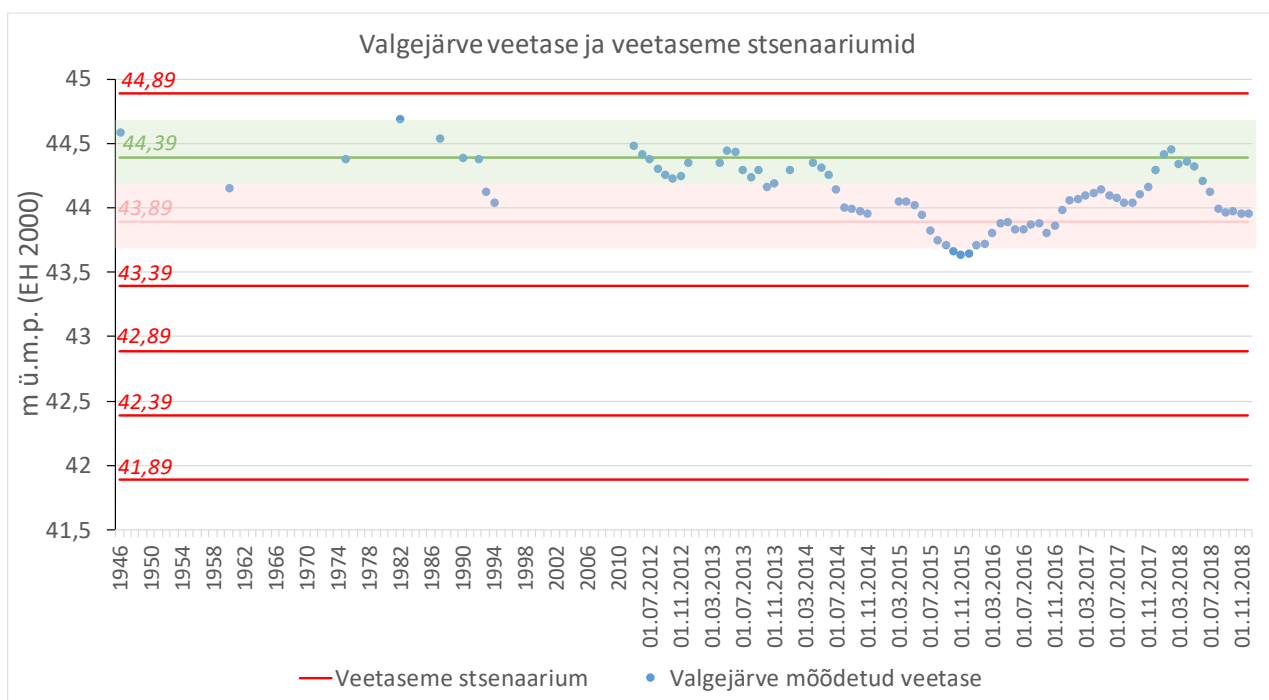
Kuu	Raudi K1 (m <sup>3</sup> )	Mustjärve M1 (m <sup>3</sup> )	Sademed (m <sup>3</sup> )	Hajus äravool valglalt (m <sup>3</sup> )	Raudi K2 (m <sup>3</sup> )	Aurumine (m <sup>3</sup> )	Hajus väljavool (m <sup>3</sup> )	Järve ruumala muutus (m <sup>3</sup> )
Sept	460690	209480	6120	172160	-840400	-960	-5820	1270
Okt	1630000	604600	13460	264480	-2450800	-870	-42140	18730
Nov	1768400	607070	5300	65890	-2392650	-1960	-52390	-340
Dets	1838020	625150	7020	115660	-2575630	-1950	-6030	2240
Jaan	1625150	493090	1590	160190	-2240660	-1130	-44110	-5910
Veebr	702540	129920	0	177750	-1006700	0	-12040	-8520
Märts	673360	59180	0	9250	-712790	0	-46560	-17570
Apr	861150	280950	3770	252400	-1375340	-4310	-1480	17140
Mai	934850	189480	760	70210	-1127760	-20270	-62040	-14770
Juuni	632700	41860	3070	11900	-593420	-19020	-84350	-7250
Juuli	389510	7980	3390	89750	-487100	-17120	-600	-14180
Aug	314020	8400	6970	17810	-237110	-19840	-89950	290
Sept	144980	2920	2680	33750	-116270	-5220	-75140	9590
Kokku	11975370	3260080	54130	1441200	-16156630	-92650	-522650	-19280

Kokku lisandus uuringuperioodi jooksul järve 16,730 mln m<sup>3</sup> vett ning väljus 16,771 mln m<sup>3</sup> vett. Järve veemaht vähenes 19 000 m<sup>3</sup> võrra (19 cm). Seega järve keskmise veetaseme 45,7 m ü.m.p. ja veemahu 256 000 m<sup>3</sup> juures vahetus vesi uuringuperioodi jooksul 65 korda (keskmiselt iga 5,5 päeva tagant). Ilma Raudi kanali sissevooluta, ainult Mustjärve poolt tuleva, valgla hajusa äravoolu ja sademetega, oleks Nõmmejärve veevahetuse kiirus olnud 19 korda aastas. Ilma kummagi sissevoolukanalita oleks järve vesi vahetunud aasta jooksul 6 korda (Terasmaa et al. 2018).

## 4.6. Järvede optimaalsed veetasemed, lubatud kõikumiste vahemikud ja veetaseme muutuste mõju ökosüsteemidele

### 4.6.1. Valgejärv

Valgejärve veetase ei ole ajalooliselt olulisel määral kõikunud. Järve pikaajaline stabiilne veetase on olnud vahemikus 43,9–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,1–44,7 m ü.m.p. (EH2000). Teadaolevad kõrvalekalded sellest on toimunud 1994. aastal ja lähiminevikus: augustist 2014 kuni oktoobrini 2017 ja alates augustist 2018, mil veetase langes alla 43,9 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,1 m ü.m.p. (EH2000) (joonis 4.6.1, tabel 4.6.1). Kuna tegemist on seni kõige paremini vähetoitelise järve ökosüsteemi säilitanud järvega Kurtnas, siis igasugune veetaseme muutus pikaajalise stabiilse veetasemega võrreldes on tugevalt vastunäidustatud. Järve seisund on küll halvenemas, kuid see ei ole olnud tingitud niivõrd järve enda veetaseme langusest, vaid pigem järve ümbritseva põhjaveetaseme langusest, mis on kaasa toonud suurenenud soovee sissevoolu järve. Järve veetaseme langus mõjuks järve seisundile aga veel kahjulikumalt.



Joonis 4.6.1. Valgejärve mõõdetud veetasemed 1946–2018, lähteülesandes loetletud stsenaariumitele vastavad veetasemed ning optimaalne (roheline) ja ajutiselt aktsepteeritav (roosa) veetaseme vahemik.

Veetaseme püsiv langus pikaajalisest keskmisest meetri võrra madalamale jätaks kuivaks kõik vesilobeelia kasvualad ning veelgi suurem veetaseme langus ohustaks ka järv-lahnarohu kasvukohti (joonis 4.6.2). Järve kaldaaladel hakkaks vohama pilliroog, nagu võib näha Martiska järves. Väiksemas veemassis tõuseb toitainete kontsentratsioon järves isegi juhul, kui toitainete absoluutkogused ei peaks suurenema. Samuti on oht veel püsivama hapnikupuuduse kujunemiseks järve põhjas, mis tooks kaasa täiendava fosfori vabanemise põhjasettest. Fosforikontsentratsioonide suurenemine järves mõjuks aga järve lämmastikusaldust arvestades produktsiooni plahvatuslikult suurendavalt, järve eutrofeerumine kiireneks oluliselt ning kaoks seni veel säilinud suhteliselt vähetoitelistele järvedele iseloomulik zooplanktonikoosus. Intensiivsem järvesisene produktsioon tooks kaasa kiirema orgaanilise aine settimise ning veetaseme languse järel säilivate väheste potentsiaalsete lahnarohu ja lobeelia kasvukohtade mudastumise. Kõigi nende protsesside tulemusena kaoks järvest nii vesilobeelia kui järv-lahnarohi, sarnaselt teistele, juba veetaseme languse läbi elanud Kurtna pehme- ja heledaveelistele järvedele (Martiska, Ahnejärv, Liivjärv). Seega on järve **ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase 44,0–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,2–44,7 m ü.m.p. (EH2000)** ehk järve pikaajalise stabiilse veetaseme vahemik (joonis 4.6.1, tabel 4.6.1). Madalam veetase vahemikus 43,5–44,0 m ü.m.p. (BK77) ehk 43,7–44,2 m ü.m.p. (EH2000) on järve ökosüsteemi seisukohalt vastuvõetav kuni kolm aastat.

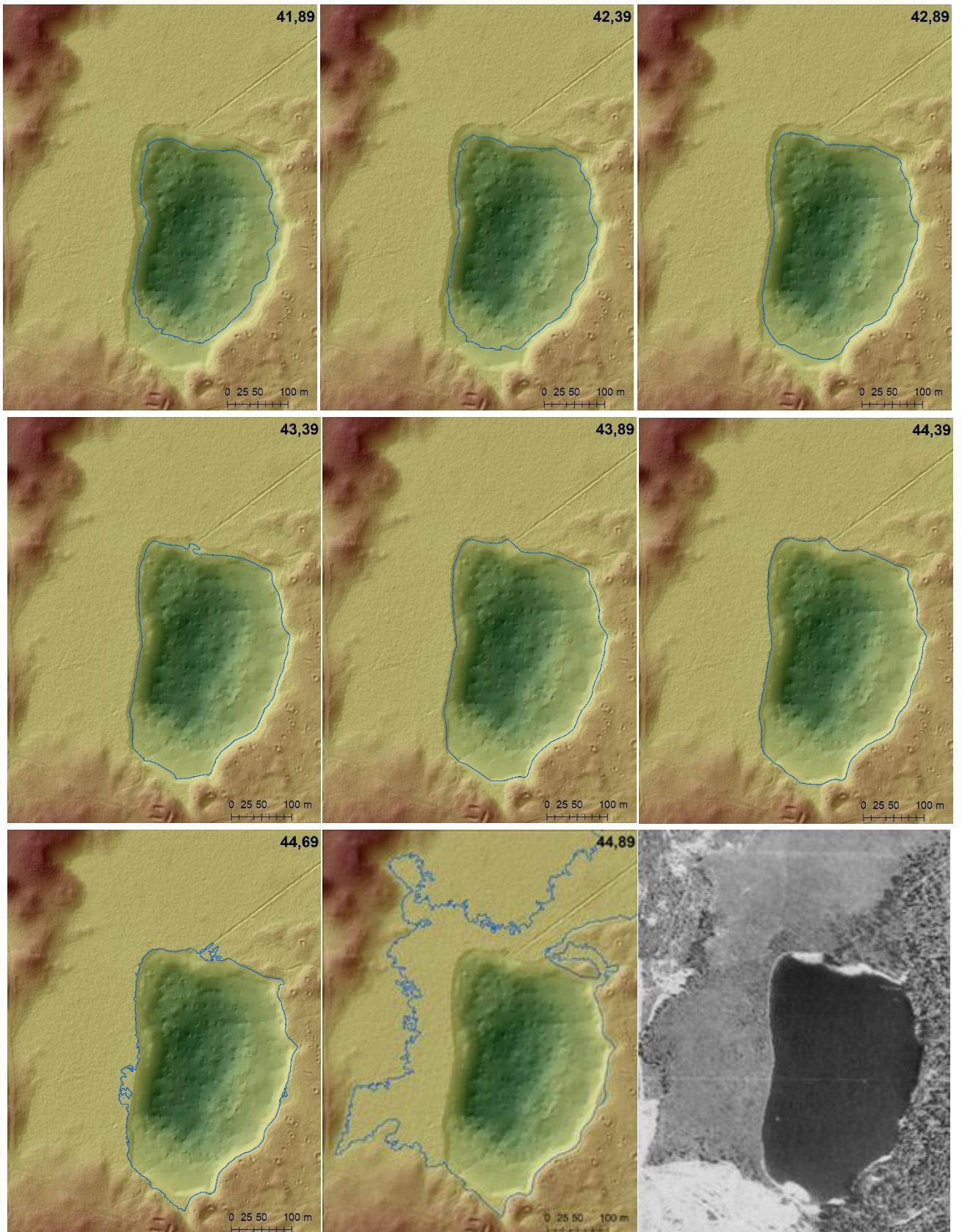
Viimane madalama veetaseme periood vältas ca. kolm aastat ning selle jooksul jõudsid vaatluste põhjal küll kõrgemal kaldavöötmele kasvanud lobeeliarosetid hukkuda, kuid sügavamal kasvanud taimed säilisid ning suudavad veetaseme taastumisel tühjaks jäänud kaldavööndi tõenäoliselt taasasustada.

Tabel. 4.6.1. Lähteülesandes loetletud Valgejärve veetaseme stsenaariumid, neile vastavad ruumalad ja pindalad ning vastavate veetasemete ajalooline esinemine. Rohelisega on tähistatud optimaalsesse vahemikku, roosaga ajutiselt aktsepteeritavasse vahemikku ja punasega ebasoovitavasse vahemikku jääv veetase

Stsenaarium	VT m ü.m.p. (BK77)	VT m ü.m.p. (EH2000)	Ruumala m <sup>3</sup>	Pindala ha	Kommentaar
Baasveetase	44,20	44,39	401 000	8,5	2018. maikuisse proovivõtukorra veetase. Mõõdetud andmetel on järve veetase olnud sellest madalam 1960. aastal, 1992.–1994. aastal, alates 2012. aasta sügisest 2018. aasta alguseni ning uuesti alates 2018. aasta kevadest.
-0,5 m	43,70	43,89	359 000	8,2	Ligikaudu 2018. septembrikuise proovivõtukorra veetase. Järve veetase on sellest madalam olnud 2015. juulist 2016. oktoobrini. Teadaolev madalaim veetase on 43,4 m ü.m.p. (BK77)/ 43,6 m ü.m.p. (EH2000)
-1,0 m	43,20	43,39	319 000	7,8	Mõõdetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud
-1,5 m	42,70	42,89	281 000	7,3	
-2 m	42,20	42,39	245 000	6,8	
-2,5 m	41,70	41,89	213 000	6,2	
+0,5 m	44,70	44,89			Tegemist on järve registreeritud veetasemetest kõrgemate veetasemetega, mille juures ujutaks järv üle ulatuslikud kaldaalad ning kujuneks väljavool kirdesuunas. Seetõttu on selliste veetasemete saavutamine kliimatingimuste olulise muutumiseta võimatu ja ebasoovitav. Kõrgeim registreeritud veetase on 44,5 m ü.m.p. (BK77)/44,7 m ü.m.p. (EH2000). See on ka LiDAR-i põhise kõrgusmudeli järgi kõrgeim veetase, mille juures järv veel oma looduslikus nõos püsib.
+1,0 m	45,20	45,39			
+1,5 m	45,70	45,89			

Kuigi Valgejärve veetase on püsinud ka pärast ümbritseva põhjaveetaseme mitmemeetrist langust (vt. ptk. 4.1.1.7), on see ometi kaasa toonud järve seisundi muutumise, kuna järve jõuab rohkem huumusainerikkamat vett. Järve olulisimad taimeliigid vesilobeelia ja järv-lahnarohi kasvavad aga vaid vähese orgaanilise aine, eriti huumusainete sisaldusega järvedes (Mäemets & Mäemets 1967). Suureneva huumusainete sisalduse tõttu on vähenenud vee läbipaistvus ning selle jätkuv vähenemine võib enim ohustada järv-lahnarohu, kuna selle kasvukohad asuvad sügavamas vees kui lobeelial. Sügavamas vees on läbipaistvuse languse mõju veesammast läbiva valguse hulgalet aga suur. Kuna Valgejärves aset leidvad protsessid meenutavad mõned aastakümned tagasi Liivjärves toimunut, on võimalik, et ka *status quo* püsimisel jõuab Valgejärv sarnasesse taimestikuaesesse seisundisse, kuhu Liivjärv on juba jõudnud. Seega järve seisundi parandamiseks ega isegi säilitamiseks ei piisa järve veetaseme hoidmisest optimaalses vahemikus, vaid on vajalik ka Kvaternaari põhjaveetaseme taastumine 1980ndate aastatega samale kõrgusele, mil järve seisund oli viimati kõigi näitajate osas hea. Mõõdetuna põhjavee seirekaevus nr. 3400 tähendab see veetasest 44,0 m ±0,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,2 m ±0,5 m ü.m.p. (EH2000).

Järve veetaseme tõus optimaalsest veetasemest kõrgemale kõigis poolemeetrites vahemikes on sama vastunäidustatud kui veetaseme langus, sest sellisel juhul ujutatakse üle ulatuslikud metsaalad eelkõige järvest kirdes (joonis 4.6.2). See suurendaks veelgi orgaanilise aine ja toitainete kontsentratsioone järves ning sarnaselt veetaseme langusele kaoksid madalaveelised liivapõhjalised põhjataimestiku elupaigad. Kuna looduslikes tingimustes selliseid veetasemeid varem esinenud ei ole, siis ei ole nende saavutamine ka kõigi antropogeensete survetegurite lõppemisel niikuinii reaalne.



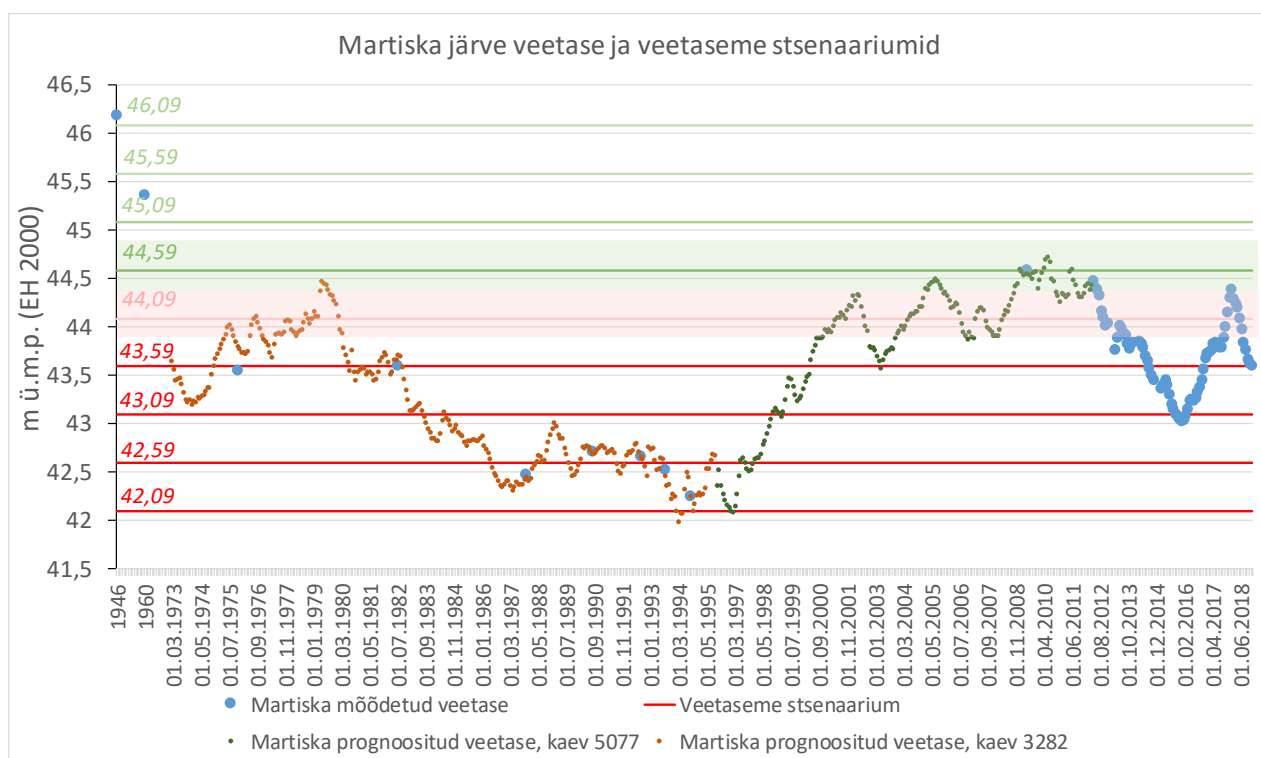
Joonis 4.6.2. Valgejärve kaldajoon erinevate veetaseme stsenaariumite korral ning järve kujutis 1959. aasta aerofotol (Maa-ameti fotoladu, 2019).



### 4.6.2. Martiska järv

Martiska järve veetase on viimase seitsmekümne aastaga väga palju kõikunud (joonised 4.6.3 ja 4.6.4, tabel 4.6.2) ning järve ebasoodne seisund on seotud nii veetaseme ebastabiilsuse kui ka loomulikust madalama veetaseme negatiivsete mõjudega. Järve veetaseme langus tõi kaasa veemassi mitmekordse vähenemise, toitainete kontsentratsioonide suurenemise, oligotroofsetele järvedele omase zooplanktonikoosluse hääbumise, põhjataimestikule sobivate elupaikade kadumise ning kaldaveetaimede, ujulehtedega taimede ja veesiseste taimede vohamise. Järve elustiku seisukohalt on lisaks veetaseme madalusele kahjulik ka veetaseme pidev suuremastaabiline kõikumine, mis ei lase esiteks stabiilsetel kooslustel välja kujuneda ning teiseks neil kooslustel säilida. Järve tervise seisukohalt oleks kõige soovitamam võimalikult suure veemassi tekitamine, mis tähendaks kunagisele looduslikule tasemele vastavat veetaset. Järve ökoloogilise seisundi paranemise saaks aga tõenäoliselt saavutada ka kunagisest maksimaalsest veetasemest madalama veetaseme juures, mis on esiteks kergemini saavutatav ega eelda ka väga mahukate kaldapuhastustööde läbiviimist. Järve hüdrokeemiline seisund oli viimati hea 2006. aasta seirekorral, kuigi järve koondseisund oli siis suurtaimestiku kvaliteedielemendi tõttu keskine. See näitab, et järve hea seisund on põhimõtteliselt saavutatav, kuid järves aset leidvate protsesside pikaajalisuse tõttu ei saa teha lihtsustatud järeldust, et 2005.–2006. aasta veetaseme püsimise korral olekski järve seisund kohe igas aspektis hea. Näiteks olid järve hapnikuolud halvad ka 2006. aastal. Stabiliseerunud veetaseme ja puhastatud kaldaala korral saaks aga järve suurtaimestiku seisundit parandada sinna põhjataimestiku külvates.

Ott et al. (1995) on hinnanud, et Kurtna pehmeveeliste järvede veetaseme tõstmisel suureneb nende fütoplanktoni suvine produktsioon, rikastub elustiku mitmekesisus, väheneb dikromaatne oksüdeeritavus, samale tasemele jääb aluselisisus, huumusainete sissekandele võib tugevneda stratifikatsioon, kasvab vastupidavus eutrofeerumisele ning paraneb hüdrokeemiline seisund. Martiska järve seisundi parandamiseks nägid Ott et al. (1995) vajalikuna tõsta järve veetaset 2 m 1990. aastaga võrreldes ehk tasemele 44,7 m ü.m.p. (EH 2000).



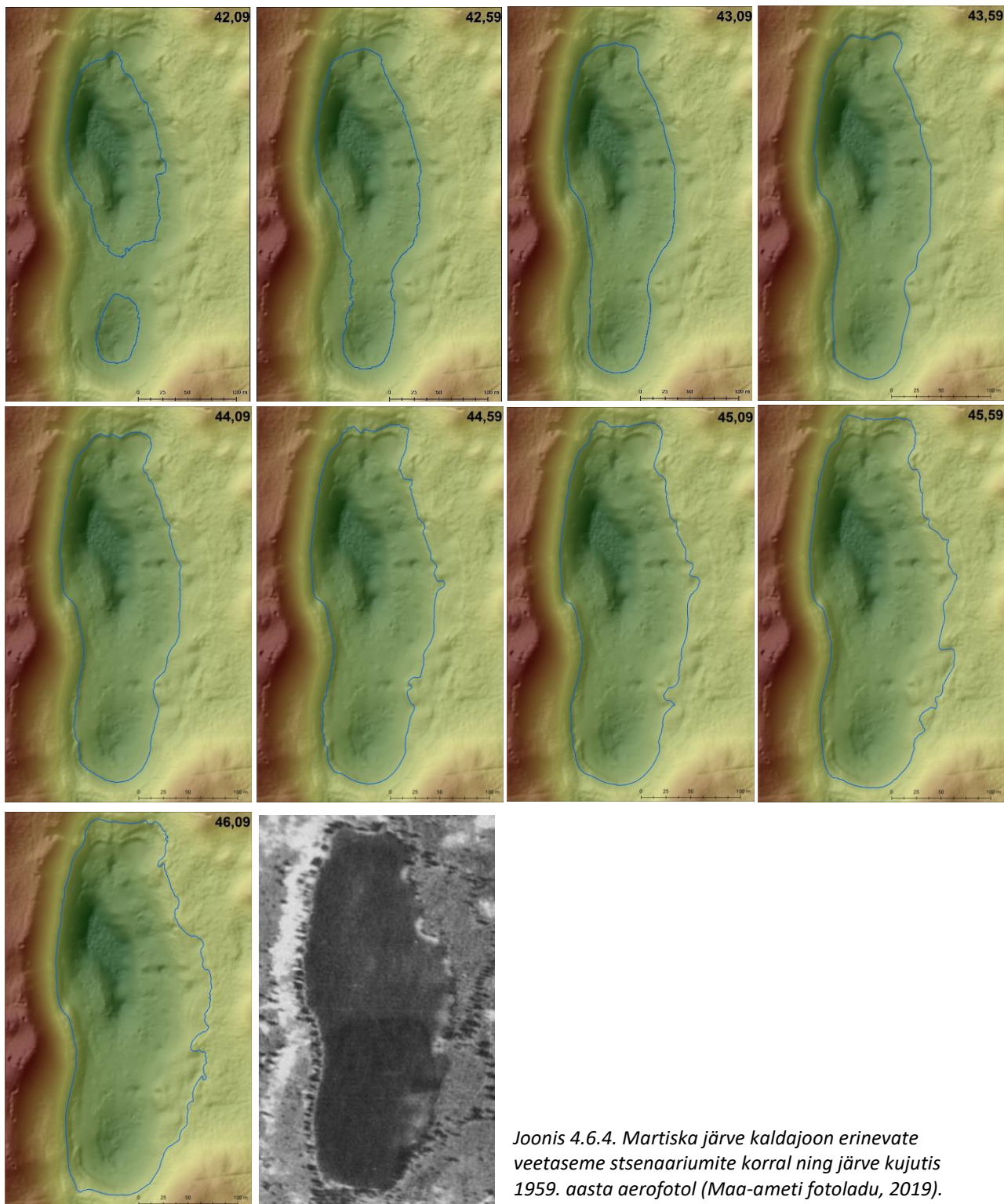
Joonis 4.6.3. Martiska järve mõõdetud veetasemed 1946–2018, põhjaveekaevude nr. 5077 ja 3282 põhjal prognoositud veetasemed, lähteülesandes loetletud stsenaariumitele vastavad veetasemed ning optimaalne (roheline) ja ajutiselt aktsepteeritav (roosa) veetaseme vahemik.

Tabel 4.6.2. Lähteülesandes loetletud Martiska järve veetaseme stsenaariumid, neile vastavad ruumalad ja pindalad ning vastavate veetasemete ajalooline esinemine. Rohelisega on tähistatud optimaalsesse vahemikku, helerohelisega soodsasse, kuid tõenäoliselt saavutamatusse vahemikku, roosaga ajutiselt aktsepteeritavasse vahemikku ja punasega ebasoovitavasse vahemikku jääv veetase

Stsenaarium	VT m ü.m.p. (BK77)	VT m ü.m.p. (EH2000)	Ruumala m <sup>3</sup>	Pindala ha	Kommentaar
Baasveetase	44,40	44,59	94 000	3,4	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat ning põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoosides ka 2010. aasta suvel.
-0,5 m	43,90	44,09	78 000	3,1	2018. maikuisse proovivõtukorra veetase. Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1975. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest aasta lõpuni ning 2017. aasta lõpust 2018. aasta suveni. Põhjaveekaevude nr. 3282 ja 5077 tasemete järgi prognoosides võis järve veetase olla kõrgem ka 1979. aastal ning 2001. aasta suvest 2002. aasta suveni, 2004. aasta suvest 2006. aasta suveni, 2007. aasta kevadel ning alates 2008. aasta kevadest.
-1,0 m	43,40	43,59	63 000	2,9	2018. septembrikuisse proovivõtukorra veetase. Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1982. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest 2014. aasta sügiseni ning viimati 2017. aasta algusest 2018. aasta lõpuni. Põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest kõrgemal ka 2000. aasta kevadest. Samas põhjaveekaevu nr. 3282 taseme järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest veetasemest madalam juba ka 1973. aasta kevadest 1974. aasta lõpuni.
-1,5 m	42,90	43,09	50 000	2,5	Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1987. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest 2015. aasta sügiseni ning alates 2016. aasta kevadest. Põhjaveekaevude nr. 3282 ja 5077 tasemete järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest tasemest kõrgemal kuni 1983. aasta kevadeni. Uuesti võis veetase tõusta sellest tasemest kõrgemale alates 1999. aasta kevadest.
-2 m	42,40	42,59	38 000	2,2	Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest madalamal 1987., 1993. ja 1994. aastal. Põhjaveekaevude nr. 3282 ja 5077 taseme järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest madalamal 1986. aasta suvest 1988. aasta kevadeni ning 1993. aasta suvest 1998. aasta alguseni.
-2,5 m	41,90	42,09	28 000	1,6	Möödetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud. Teadaolev madalaim järve veetase on 42,0 m ü.m.p. (BK77)/ 42,2 m ü.m.p. (EH2000).
+0,5 m	44,90	45,09	112 000	3,6	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat.
+1,0 m	45,40	45,59	131 000	4,0	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1960. aastat.
+1,5 m	45,90	46,09	152 000	4,4	Möödetud andmetel oli järve veetase ligilähedaselt nii kõrge 1946. aastal. Sellest ajast on pärineb teadaolev kõrgeim järve veetase – 46,0 m ü.m.p. (BK77)/46,2 m ü.m.p. (EH2000)

Teadaolevalt kõige kõrgem oli Martiska järve veetase viimase kahekümne aasta jooksul aastatel 2009–2012 (joonis 4.6.3, tabel 4.6.2). Andmeid on veetasemetest kõrgusel 44,4 ja 44,3 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,6 ja 44,5 m ü.m.p. (EH 2000), kuid põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoositud võis järve kõrgeim veetase sellel perioodil olla maksimaalselt 44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,7 m ü.m.p. (EH2000). Põhjaveekaevu nr. 5077 veetaseme varieeruvus kirjeldas perioodil mai 2012 kuni detsember 2018 97% Martiska järve veetaseme varieeruvusest, mistõttu selle prognoositud veetaseme usaldusväärsus on väga suur. Eelnevaid asjaolusid ja Ott et al. (1995) soovitus arvestades on järve **ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase 44,2–44,7 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,4–44,9 (EH2000)**

(joonis 4.6.3, tabel 4.6.2), mis on kunagisest looduslikust veetasemest 1,3–1,8 m madalam. Pärast optimaalse veetaseme saavutamist ja lobeelia ning lahnarohu taasasustamist on madalam veetase vahemikus 43,7–44,2 m ü.m.p. (BK77) ehk 43,9–44,4 m ü.m.p. (EH2000) järve ökosüsteemi seisukohalt Valgejärve analoogia põhjal vastuvõetav kuni kolm aastat. Lisaks toitainete kontsentratsiooni vähendamisele paranevad veetaseme tõusmisel tõenäoliselt ka järve hapnikuolud, sest kõrgema põhjaveetaseme korral on põhjavee gradient järve kohal madalam ning hapnikuvaese põhjavee sissevool muutub väiksemaks. Kindlasti tuleb järve veetaseme tõstmisel üleujutatav kaldavöönd taimestikust puhastada ja kamardunud pinnas ära koorida.



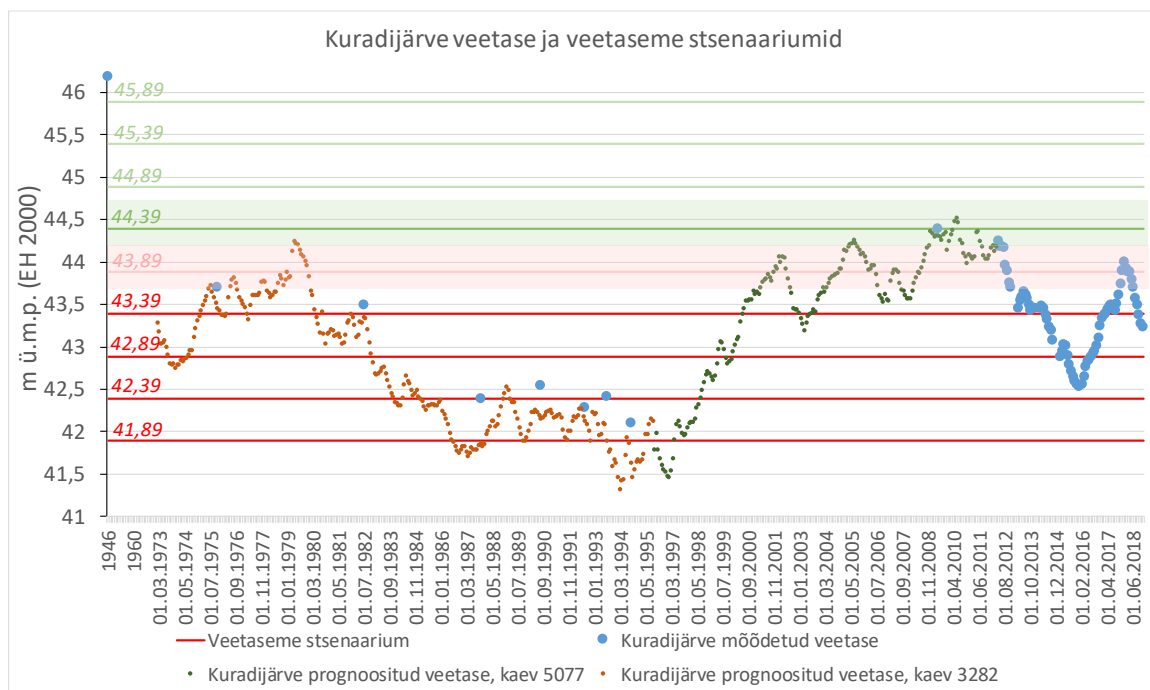
*Joonis 4.6.4. Martiska järve kaldajoon erinevate veetaseme stsenaariumite korral ning järve kujutis 1959. aasta aerofotol (Maa-ameti fotoladu, 2019).*

Madalama veetaseme korral kõigis poolemeetrites vahemikes jätkuvad järves viimastel aastakümnetel jälgitavad protsessid: eutrofeerumine toitainete kontsentreerumise ja jätkuva hapnikupuuduse oludes põhjasetetest fosfori vabanemise tõttu ning suurtaimestiku vohamine ja zooplanktonikoosluse muutumine eutroofsetele järvedele omasemaks. Järve ümbritseva pilliroovööndi laienemine on eriti intensiivistunud viimastel aastatel, kui vahepealsele kõrgemale veetasemele järgnes madalveeperiood, mistõttu toitainetega rikastunud järvepõhjas kujunesid madalamas vees pilliroole soodsad kasvutingimused.

Veetaseme tõusmine optimaalsest veetasemest kõrgemale kõigi poolemeetrite vahemike kaupa võiks olla järve seisundi paranemisest lähtuvalt küll kasulik, kuid väljakujunenud olukorras võib kaasneda probleeme. Esiteks tähendaks see järve praeguseks metsastunud idakaldal suuremaid puhastustöid. Teiseks, kuna tegemist on kaldaalaga, kuhu vahepealsetel aastatel on kujunenud autotee ning kus on pargitud puhkajate autosid, võib sinna olla sattunud reostust, mis selle kaldaala üleujutamisel kanduks järve.

### 4.6.3. Kuradijärv

Kuradijärve seisundi muutuste põhjused on olnud sarnased Martiska järvele. Kuradijärve veetase on samuti väga palju kõikunud (joonised 4.6.5 ja 4.6.6, tabel 4.6.3) ning järve ebasoodne seisund on seotud nii veetaseme ebastabiilsuse kui ka loomulikust madalama veetaseme negatiivsete mõjudega. Järve seisund halvenes aga kiiremini kui Martiska järve seisund, kuna miinimumveetaseme juures oli järve allesjäänud veemaht väiksem (tabel 4.6.3). Seetõttu hinnati järve juba 1980ndate lõpus hüpertroofseks (Ott et al. 1987). Järve veetaseme langus tõi kaasa toitainete kontsentratsioonide suurenemise järves ning planktonikoosluste muutumise. Samuti hakkas varem suurtaimevabale järvele kujunema ujulehtedega taimestik. Järve terve seisukohalt oleks kõige soovitam vöimalikult suure veemassi tekitamine, mis tähendaks kunagisele looduslikule tasemele vastavat veetaset. Sarnaselt Martiska järvele saaks aga seisundi vähemalt mõningase paranemise saavutada ka algsest madalama veetaseme juures, mis on kergemini saavutatav. Samas ei tooks järve veetaseme tõus ka kunagise "loomuliku" veetasemeni Kuradijärves kaasa sedavörd ulatuslikku taimestunud kaldaala üleujutamist nagu Martiska järves. Kuradijärve seisundi kiire paranemine pelgalt veetaseme tõusmisega on üsna vähetödenöoline, kuna järve seisund oli halb ka 2006. aasta seirekorral, mil järve veetase oli viimaste aastate kõrgeimate tasemetega lähedal. Samas on seni 21. sajandi jooksul olnud probleemiks ka püsiva veetaseme puudumine. Kõrgemad veetasemed on vaheldunud madalamate veetasemetega ning järve ei ole saanud kõrgemate veetasemetega juures püsida piisavalt kaua, et vöimalik eneseregulatiivne seisundi paranemine saaks toimuda.

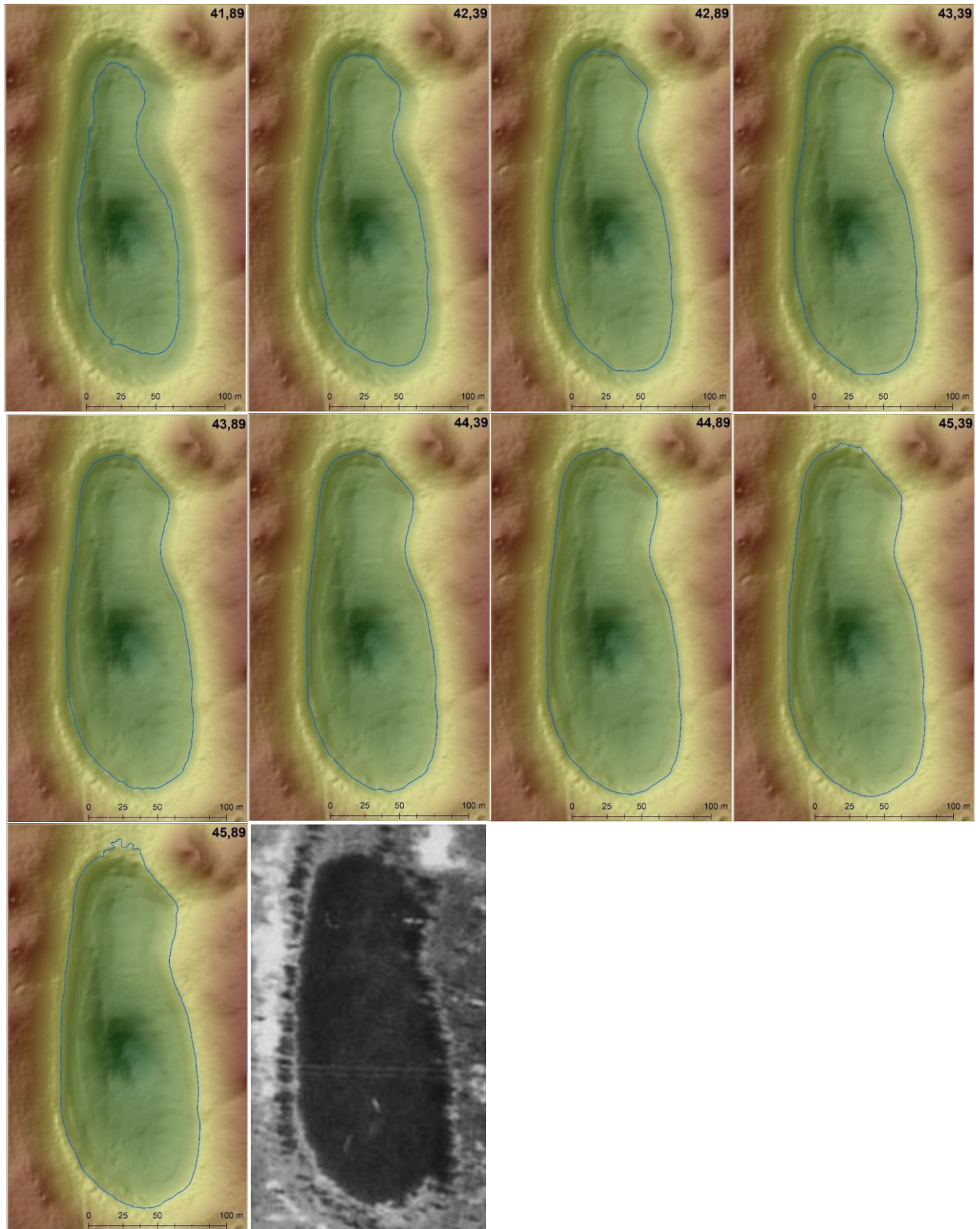


Joonis 4.6.5. Kuradijärve mõõdetud veetasemed 1946–2018, põhjaveekaevude nr. 5077 ja 3282 põhjal prognoositud veetasemed, lähteülesandes loetletud stsenaariumitele vastavad veetasemed ning optimaalne (roheline) ja ajutiselt aktsepteeritav (roosa) veetaseme vahemik.

Tabel. 4.6.3. Lähteülesandes loetletud Kuradijärve veetaseme stsenaariumid, neile vastavad ruumalad ja pindalad ning vastavate veetasemete ajalooline esinemine. Rohelisega on tähistatud optimaalsesse vahemikku, helerohelisega soodsasse, kuid tõenäoliselt saavutamatusse vahemikku, roosaga ajutiselt aktsepteeritavasse vahemikku ja punasega ebasoovitavasse vahemikku jääv veetase

Stsenaarium	VT m ü.m.p. (BK77)	VT m ü.m.p. (EH2000)	Ruumala m <sup>3</sup>	Pindala ha	Kommentaar
Baasveetase	44,20	44,39	51 000	1,8	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat ning põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoosides ka 2010. aasta suvel.
-0,5 m	43,70	43,89	43 000	1,7	2018. aasta maikuisse proovivõtukorra veetase. Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1975. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest aasta lõpuni ning 2018. aasta alguses. Põhjaveekaevude nr. 3282 ja 5077 tasemete järgi prognoosides võis järve veetase olla kõrgem ka 1979. aastal ning 2002. aasta alguses, 2004. aasta lõpust 2006. aasta suveni ning alates 2008. aasta sügisest.
-1,0 m	43,20	43,39	34 000	1,6	2018. aasta septembrikuise proovivõtukorra veetase. Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1982. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest 2014. aasta suveni ning viimati 2017. aasta kevadest 2018. aasta sügiseni. Põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest kõrgemal ka 2000. aasta suvest 2002. aasta lõpuni ning uuesti alates 2003. aasta suvest.
-1,5 m	42,70	42,89	37 000	1,5	Möödetud andmetel on järve veetase olnud sellest veetasemest kõrgemal enne 1987. aastat, seejärel vähemalt 2009. aasta kevadest 2015. aasta suveni ning alates 2016. aasta sügisest. Põhjaveekaevude nr. 3282 ja 5077 tasemete järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest tasemest kõrgemal kuni 1973. aasta sügiseni ning seejärel taas alates 1974. aasta suvest 1982. aasta lõpuni. Uuesti võis veetase tõusta sellest tasemest kõrgemale alates 1999. aasta kevadest.
-2 m	42,20	42,39	20 000	1,3	Möödetud andmete põhjal oli järve veetase nii madal 1987. aastal ning madalam 1992. ja 1994. aastal. Põhjaveekaevu nr. 5077 tasemete järgi prognoosides võis järve veetase olla sellest madalam 1998. aasta suveni. Põhjaveekaevu nr. 3282 järgi prognoositud veetasemete järgi pidanuks järve veetase sellest madalam olema alates 1985. aasta kevadest, kuid kuna möödetud veetasemed 1980ndate lõpus ja 1990ndate alguses olid prognoositust läbivalt kõrgemad, siis on võimalik, et järve veetase sellel perioodil enam põhjaveetasemega koos ei muutunud ning järv jäi nõ. rippuma.
-2,5 m	41,70	41,89	14 000	1,0	Möödetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud. Teadaolev madalaim veetase on 41,9 m ü.m.p. (BK77)/ 42,1 m ü.m.p. (EH2000).
+0,5 m	44,70	44,89	61 000	1,9	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat.
+1,0 m	45,20	45,39	70 000	2,0	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat.
+1,5 m	45,70	45,89	80 000	2,1	Möödetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat. Teadaolev kõrgeim veetase on 46,0 m ü.m.p. (BK77)/ 46,2 m ü.m.p. (EH2000).

Ott et al. (1995) on hinnanud, et Kurtna pehmeveliste järvede veetaseme tõstmisel suureneb nende fütoplanktoni suvine produktsioon, rikastub elustiku mitmekesisus, väheneb dikromaatne oksüdeeritavus, samale tasemele jääb aluselisis, huumusainete sissekandl võib tugevneda stratifikatsioon, kasvab vastupidavus eutrofeerumisele ning paraneb hüdrokeemiline seisund. Kuradijärve seisundi parandamiseks nägid Ott et al. (1995) vajalikuna tõsta järve veetaset 1990. aastaga võrreldes 2 m ehk tasemele 44,5 m ü.m.p. (EH 2000).



Joonis 4.6.6. Kuradijärve kaldajoon erinevate veetaseme stsenaariumite korral ning järve kujutis 1959. aasta aerofotol (Maa-ameti fotoladu, 2019).

Teadaolevalt kõige kõrgem oli Kuradijärve veetase viimase kahekümne aasta jooksul aastatel 2009–2012 (joonis 4.6.5, tabel 4.6.3). Andmeid on veetasemetest kõrgusel 44,2 ja 44,1 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,4 ja 44,3 m ü.m.p. (EH2000), kuid põhjaveekaevu nr. 5077 taseme järgi prognoosides võis järve kõrgeim veetase sellel perioodil olla maksimaalselt 44,3 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,5 m ü.m.p. (EH2000). Põhjaveekaevu nr. 5077 veetaseme varieeruvus kirjeldas perioodil mai 2012 kuni detsember 2018 97% Kuradijärve veetaseme varieeruvusest, mistõttu selle prognoositud veetaseme usaldusväärsus on väga suur. Eelnevaid asjaolusid ja Ott et al. (1995) soovitus arvestades on järve **ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase 44,0–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,2–44,7 m ü.m.p. (EH2000)** (joonis 4.6.5, tabel 4.6.3), mis on 1,5–2,0 m kunagisest looduslikust veetasemest madalam. Pärast optimaalse veetaseme saavutamist on madalam veetase vahemikus 43,5–44,0 m ü.m.p. (BK77) ehk 43,7–44,2 m ü.m.p. (EH2000) järve ökosüsteemi seisukohalt vastuvõetav kuni kolm aastat. Lisaks toitainete kontsentratsiooni vähendamisele paranevad veetaseme tõusmisel tõenäoliselt ka järve hapnikuolud, sest kõrgema põhjaveetaseme korral on põhjavee gradient järve kohal madalam ning hapnikuvaese põhjavee sissevool muutub väiksemaks. Oludes, kus Martiska järve veetase püsib vahemikus 44,2–44,7 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,4–44,9 (EH2000) on tagatud ka Kuradijärve veetaseme püsimine optimaalses vahemikus.

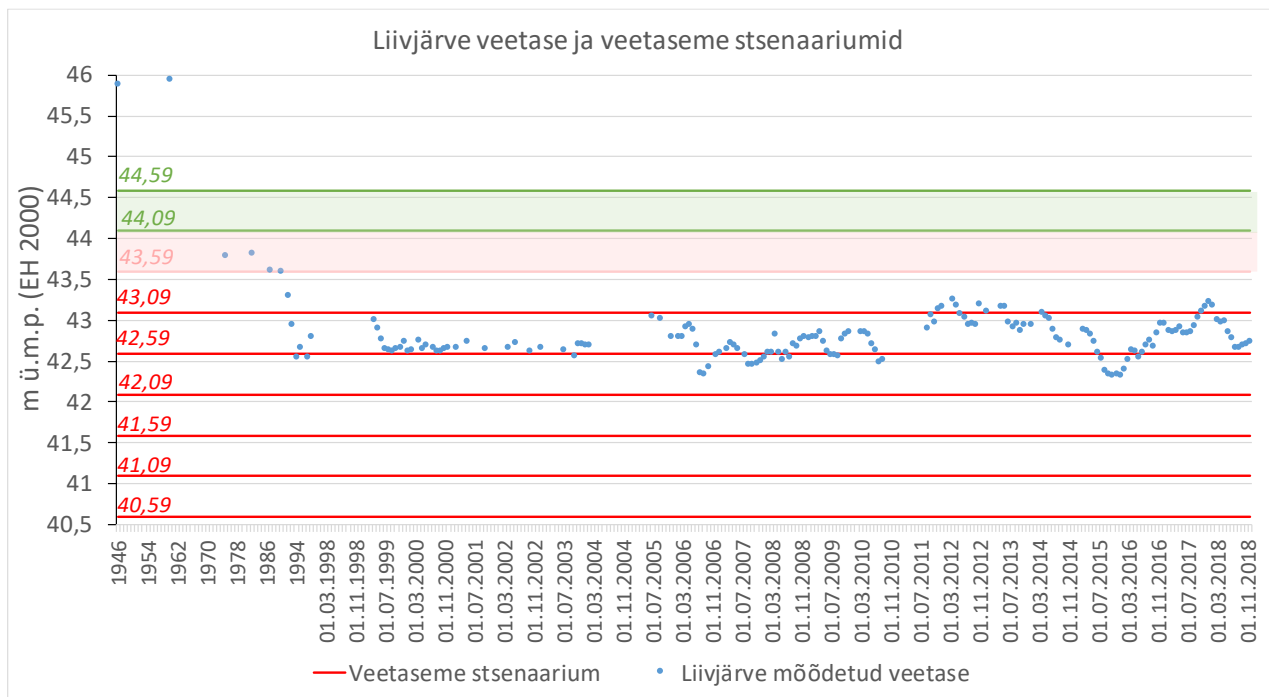
Madalama veetaseme korral kõigis poolemeetrites vahemikes jätkuvad järves viimastel aastakümnetel jälgitavad protsessid: eutrofeerumine toitainete kontsentreerumise ja jätkuva hapnikupuuduse oludes põhjasetetest fosfori vabanemise tõttu, suurtaimestiku jätkuv laienemine ja eutroofsete vete zooplanktonikoosluse püsimine ning tugevnemine. Tõenäoliselt hakkavad suuremat ala hõlmama praegu järve kaldal vaid üksikutes kohtades esinevad pillirookogumikud. Samuti suureneb ujulehtedega taimede katvus.

Veetaseme tõusmine optimaalsest veetasemest kõrgemale kõigi poolemeetrite vahemike kaupa võiks olla järve seisundi paranemisest lähtuvalt küll kasulik, kuid võib olla saavutamatu.

#### 4.6.4. Liivjärv

Liivjärve veetase on kunagise loodusliku veetasemega võrreldes olulisel määral langenud. Erinevalt järvestiku keskosa järvedest toimus selle suurem veetaseme langus ära 1970ndate keskpaigaks ning 1990ndatel toimus veetaseme languse n.ö. teine etapp (joonised 4.6.7 ja 4.6.8, tabel 4.6.4). Järve teadaolevalt madalaim veetase saavutati aga alles hiljuti, novembris 2015. Järve seisundile on veetaseme langus avaldanud olulist mõju. Kunagisest selgeveelisest vähetoitelisest järvest on saanud tumedaveeline suurenenud troofsusega järv. Oluliselt on vaesunud järve suurtaimestik, mis oma liikidevahesusega meenutab pigem huumustoitelist rabajärve, sh. on kadunud järv-lahnarohi. Soovee sissevoolu järve täheldati juba 1980ndatel ning see protsess on tõenäoliselt jätkunud tänapäevani. On teada, et järve seisund oli kiirelt muutumas 1980ndate alguses, mil vähenes oluliselt läbipaistvus ning kadusid heledaveeliste järvede tunnusliigid (Mäemets 1983). Selleks ajaks oli järve veetase looduslikuga võrreldes langenud juba üle 2 m. Sellest lähtuvalt peab järve ökosüsteemi taastamise võimaldamiseks vajalik veetase olema kõrgem kui 1980ndate alguses. Kahtlemata oleks parim kunagise veetaseme taastumine, kuna sel juhul oleks järve veemass suurim ning kuna Liivjärv asub suhteliselt järsunõlvalises nõos, siis ei tekitaks ka olulisi probleeme üleujutatavalt kaldaalalt taimestiku eemaldamine. Samas võib olla järve seisundi paranemine võimalik ka maksimaalsest madalama veetaseme juures. Eelnevat arvesse võttes võiks järve **ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase olla 43,9–44,4 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,1–44,6 m ü.m.p. (EH2000)** ehk 1,3–1,8 m kunagisest looduslikust veetasemest madalam, kuid kõrgem kui 1970ndatel-1980ndatel (joonis 4.6.7, tabel 4.6.4). Pärast ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajaliku veetaseme saavutamist on madalam veetase vahemikus 43,4–43,9 m ü.m.p. (BK77) ehk 43,6–44,1 m ü.m.p. (EH2000) järve ökosüsteemi seisukohalt vastuvõetav kuni kolm aastat. Ott et al. (1995) nägid vajalikuna tõsta Liivjärve veetaset selle seisundi parandamiseks vähemalt 2 m 1990. aastaga võrreldes ehk tasemele 45,6 m ü.m.p. (EH 2000).

Ott et al. (1995) järgi suureneb Kurtna pehmeveeliste järvede veetaseme tõstmisel nende fütoplanktoni suvine produktsioon, rikastub elustiku mitmekesisus, väheneb dikromaatne oksüdeeritavus, samale tasemele jääb aluselisus, huumusainete sissekandl võib tugevneda stratifikatsioon, kasvab vastupidavus eutrofeerumisele ning paraneb hüdrokeemiline seisund.



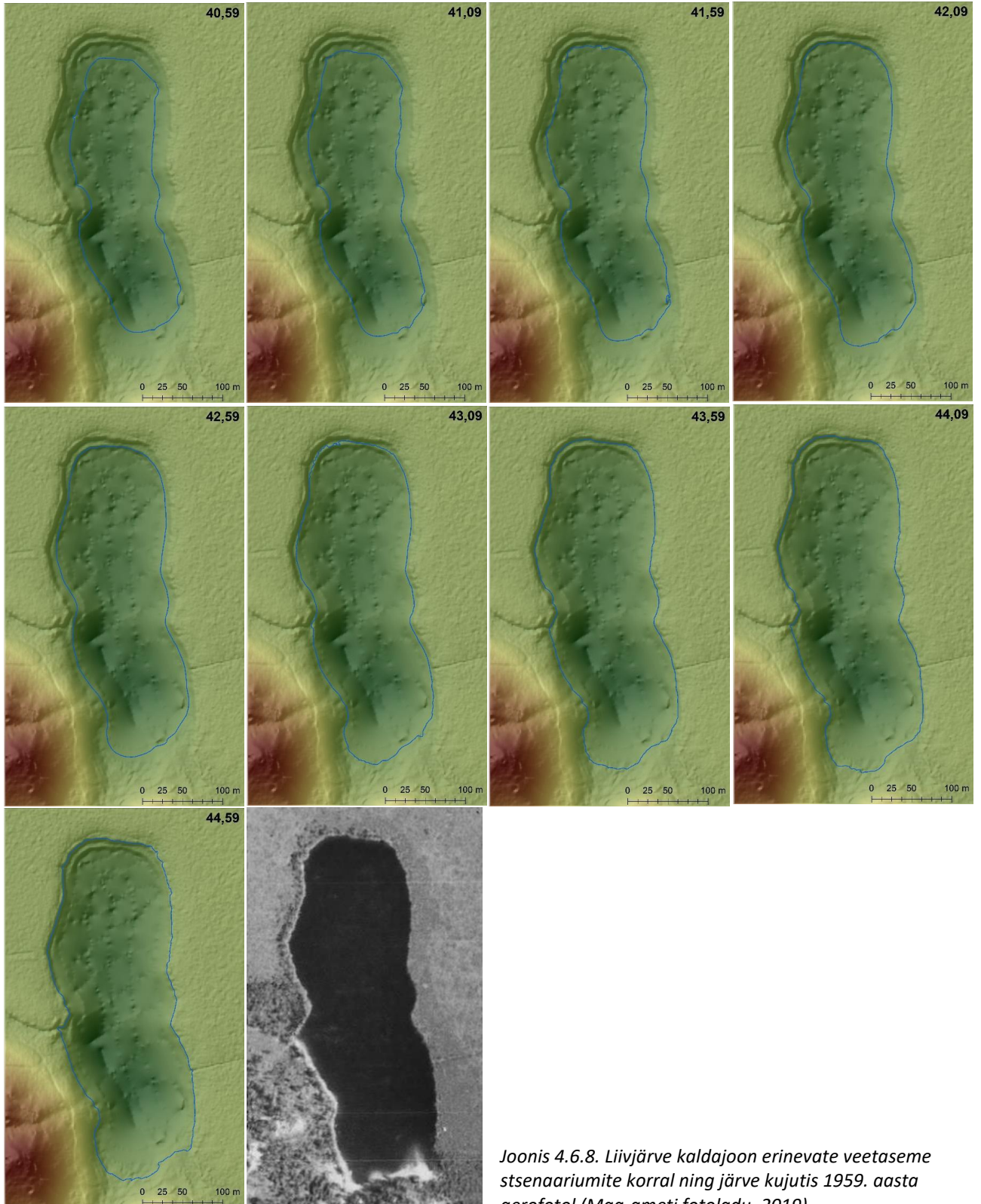
Joonis 4.6.7. Liivjärve mõõdetud veetasemed 1946–2018, lähteülesandes loetletud stsenaariumitele vastavad veetasemed ning optimaalne (roheline) ja ajutiselt aktsepteeritav (roosa) veetaseme vahemik.

Tabel. 4.6.4. Lähteülesandes loetletud Liivjärve veetaseme stsenaariumid, neile vastavad ruumalad ja pindalad ning vastavate veetasemete ajalooline esinemine. Rohelisega on tähistatud optimaalsesse vahemikku, roosaga ajutiselt aktsepteeritavasse vahemikku ja punasega ebasoovitavasse vahemikku jääv veetase

Stsenaarium	VT m ü.m.p. (BK77)	VT m ü.m.p. (EH2000)	Ruumala m <sup>3</sup>	Pindala ha	Kommentaar
Baasveetase	42,90	43,09	164 000	4,7	2018. aasta maikuisse proovivõtukorra veetase. Mõõdetud andmetel on järve veetase sellest kõrgem olnud enne 1993. aastat. Seejärel 2012. ja 2013. aasta esimeses pooles ning 2017/18. talvel.
-0,5 m	42,40	42,59	141 000	4,4	2018. aasta septembrikuisse proovivõtukorra veetase. Mõõdetud andmetel on järve veetase sellest madalamal olnud 2006. ja 2007. aasta teises pooles, 2010. aasta sügisel ning 2015. juulist 2016. oktoobrini. Teadaolev madalaim veetase on 42,2 m ü.m.p. (BK77)/42,5 m ü.m.p. (EH2000)
-1,0 m	41,90	42,09	120 000	4,1	Mõõdetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud.
-1,5 m	41,40	41,59	100 000	3,8	
-2 m	40,90	41,09	82 000	3,4	
-2,5 m	40,40	40,59	66 000	3,1	
+0,5 m	43,40	43,59	188 000	5,0	Mõõdetud andmetel oli järve veetase nii kõrge 1987. ja 1990. aastal. Enne seda oli veetase pidevalt kõrgem ja pärast seda on olnud pidevalt madalam.
+1,0 m	43,90	44,09	214 000	5,2	Mõõdetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat. 1960. aastal oli järve veetase 45,8 m ü.m.p. ja 1975. aastal 43,6 m ü.m.p. ning vahepealse ajavahemiku kohta andmeid pole.
+1,5 m	44,40	44,59	241 000	5,5	Mõõdetud andmetel oli järve veetase nii kõrge enne 1975. aastat. 1960. aastal oli järve veetase 45,8 m ü.m.p. ja 1975. aastal 43,6 m ü.m.p., ning vahepealse ajavahemiku kohta andmeid pole. Teadaolev kõrgeim veetase on 45,8 m ü.m.p. (BK77)/46,0 m ü.m.p. (EH2000).



Optimaalsest veetasemest madalamate veetasemete korral kõigis poolemeetristes vahemikes jätkuvad järves seal seni aset leidnud protsessid, peamiselt vee tumenemine rabavee sissevoolu jätkumise tõttu ja veesamba rikastumine toitainetega nii väiksema veemassi kui hapnikupuuduse oludes põhjasetetest fosfori vabanemise tõttu ning seisundi paranemist ei ole loota, pigem jätkub selle halvenemine.



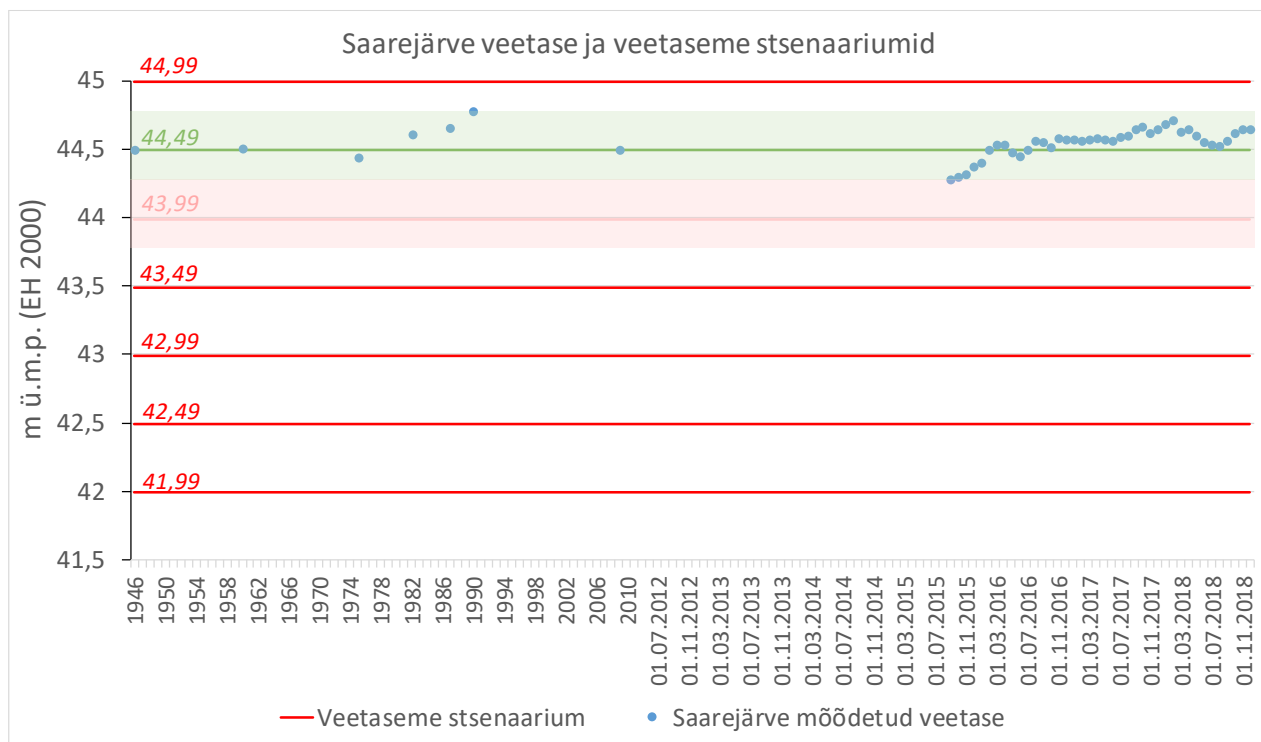
Joonis 4.6.8. Liivjärve kaldajoon erinevate veetaseme stsenaariumite korral ning järve kujutis 1959. aasta aerofotol (Maa-ameti fotoladu, 2019).

### 4.6.5. Saarejärv

Saarejärve veetase ei ole ajalooliselt olulisel määral kõikunud (joonis 4.6.9, tabel 4.6.5). Pikaajaline stabiilne veetase on olnud vahemikus 44,1–44,6 m ü.m.p (BK77) ehk 44,3–44,8 m ü.m.p. (EH2000). Järve seisund ei olnud 2018. aastal küll hea, kuid ilmselgelt ei ole järve ebasoovitatav seisund tingitud veetaseme kõikumistest. See aga ei tähenda, et veetaseme langus järves selle seisundit veel negatiivsemas suunas mõjutama ei hakkaks. Kuna järve ökosüsteem on kohastunud senise stabiilse veetasemega, siis on järve **ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase 44,1–44,6 m ü.m.p (BK77) ehk 44,3–44,8 m ü.m.p. (EH2000)** (joonis 4.6.9, tabel 4.6.5). Madalam veetase vahemikus 43,6–44,1 m ü.m.p. (BK77) ehk 43,8–44,3 m ü.m.p. (EH2000) on järve ökosüsteemi seisukohalt vastuvõetav kuni kolm aastat.

Järve veetaseme langus optimaalse veetasemega võrreldes kõigis poolemeetrites vahemikes toob kaasa suurema soovee sissevoolu valglalt. See rikastab järve veelgi enam orgaanilise ainega, võimendades hapnikupuudust ning vähendades läbipaistvust. Madalama veetaseme korral hakkavad järve ümbruse soolad ka aktiivselt mineraliseeruma, mis samuti suurendab orgaanilise aine sissevoolu. Väiksemas veemassis tõuseb toitainete kontsentratsioon järves isegi juhul, kui toitainete absoluutkogused ei peaks kasvama. Fosforikontsentratsioonide suurenemine järves mõjuks aga järve suurt lämmastikuisaldust arvestades produktsiooni plahvatuslikult tõstvalt ning järve eutrofeerumine kiireneks oluliselt.

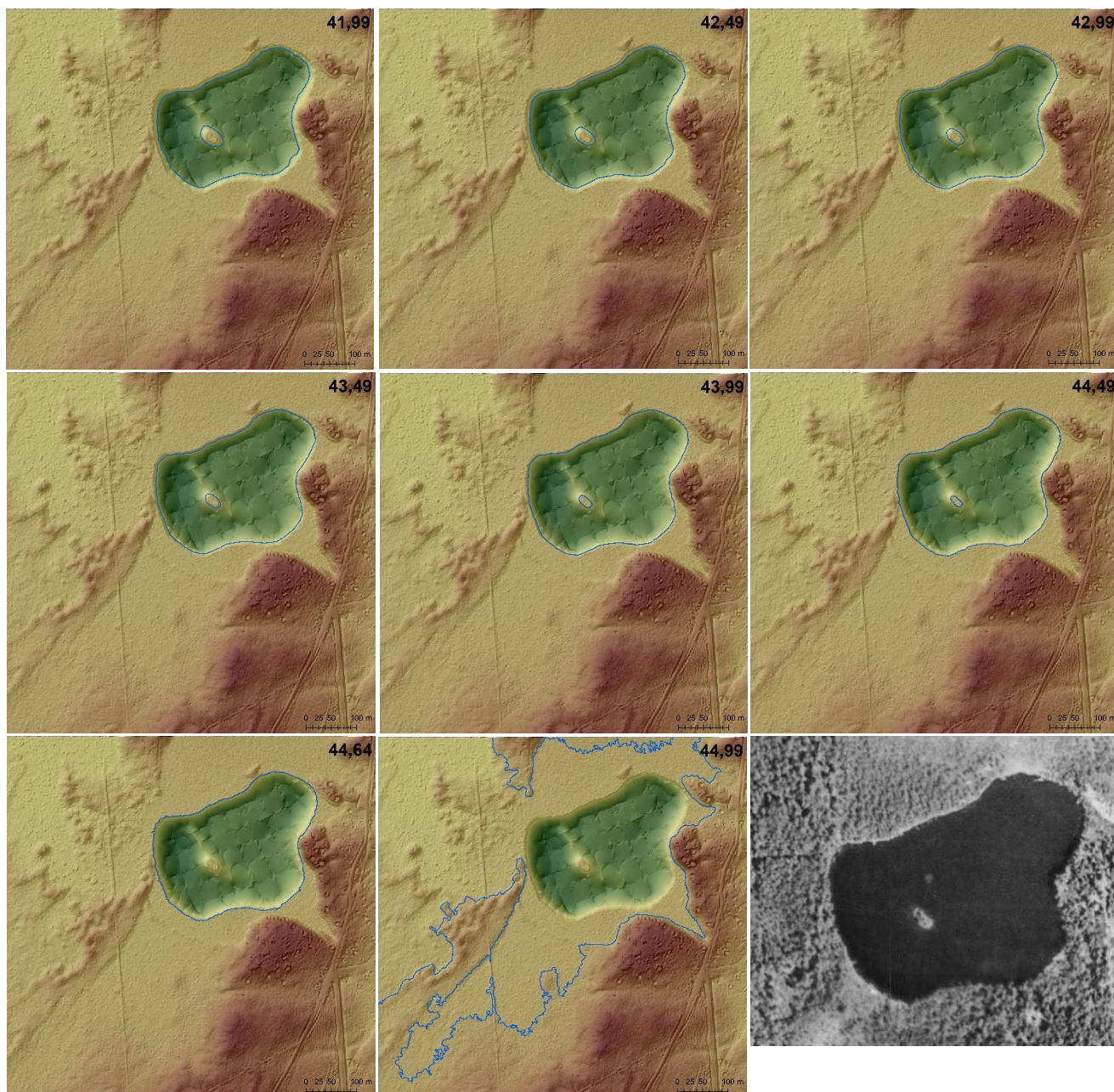
Järve veetaseme tõus optimaalsest veetasemest kõrgemale kõigis poolemeetrites vahemikes on sama vastunäidustatud kui veetaseme langus, sest sellisel juhul ujutatakse üle ulatuslikud metsaalad järvest läänes ja edelas (joonis 4.6.10). See suurendaks veelgi orgaanilise aine ja toitainete kontsentratsioone järves ning sarnaselt veetaseme langusele intensiivistaks järve eutrofeerumist. Kuna aga looduslikes tingimustes selliseid veetasemeid varem esinenud ei ole, siis ei ole nende saavutamine ka kõigi antropogeensete survetegurite lõppemisel niikuinii reaalne.



Joonis 4.6.9. Saarejärve mõõdetud veetasemed 1946–2018, lähteülesandes loetletud stsenaariumitele vastavad veetasemed ning optimaalne (roheline) ja ajutiselt aktsepteeritav (roosa) veetaseme vahemik.

Tabel. 4.6.5. Lähteülesandes loetletud Saarejärve veetaseme stsenaariumid, neile vastavad ruumalad ja pindalad ning vastavate veetasemete ajalooline esinemine. Rohelisega on tähistatud optimaalsesse vahemikku, roosaga ajutiselt aktsepteeritavasse vahemikku ja punasega ebasoovitavasse vahemikku jääv veetase

Stsenaarium	VT m ü.m.p. (BK77)	VT m ü.m.p. (EH2000)	Ruumala m <sup>3</sup>	Pindala ha	Kommentaar
Baasveetase	44,30	44,49	300 000	6,4	Uuringuperioodi proovivõtukordade veetase. Teadaolev madalaim veetase on 44,1 m ü.m.p. (BK77)/44,3 m ü.m.p. (EH2000).
-0,5 m	43,80	43,99	268 000	6,3	Möödetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud.
-1,0 m	43,30	43,49	237 000	6,1	Möödetud andmetel pole järve veetase nii madal olnud.
-1,5 m	42,80	42,99	207 000	5,9	
-2 m	42,30	42,49	178 000	5,7	
-2,5 m	41,80	41,99	150 000	5,5	
+0,5 m	44,80	44,99			Tegemist on järve registreeritud veetasemetest kõrgemate veetasemetega, mille juures ujutaks järv üle ulatuslikud kaldaalad ning tekiks väljavool läänesuunda. Seetõttu on selliste veetasemete saavutamine kliimatingimuste olulise muutumiseta võimatu.
+1,0 m	45,30	45,49			
+1,5 m	45,80	45,99			Kõrgeim veetase, mis on Saarejärve puhul registreeritud, on 44,6 m ü.m.p (BK77)/44,8 m ü.m.p. (EH2000). LiDARI-põhise kõrgusmudeli järgi on kõrgeim veetase, mille juures järv veel oma nõos püsib 44,55 m ü.m.p. (BK77)/44,74 (EH2000). Kuid ka sel juhul valgub järv juba mõnevõrra edelakaldale.

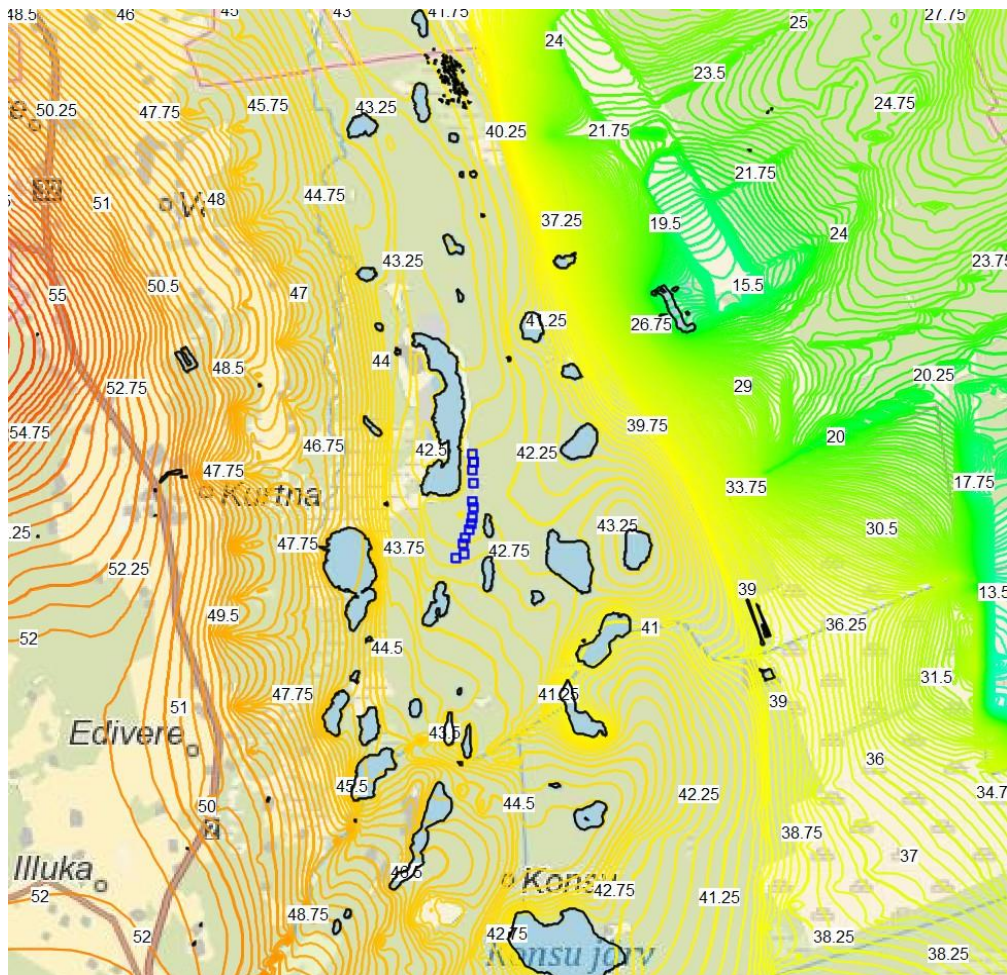


Joonis 4.6.10. Saarejärve kaldajoon erinevate veetaseme stsenaariumite korral ning järve kujutis 1959. aasta aerofotol (Maa-ameti fotoladu, 2019).

## 4.7. Hüdrogeoloogilise modelleerimise tulemused

### 4.7.1. Põhjavee voolamine vaatluste ja 2017. aasta võrdlusmudeli alusel

Modelleeritud ala jaotub erineva põhjaveerežiimiga vöönditeks. Läänepool paikneb Jõhvi kõrgustik, kus põhjaveekihtide survetasemeid mõjutavad tugevalt põlevkivi kaevandused (Ahtme ja Estonia). Hoolimata kaevanduste drenivast mõjust, on veetase maapinnalähedastes kihtides kõrgem kui kõrgustiku ja Kurtna mõhnastiku vahele jäävas vagumuses Vasavere jõe, Suurjärve ja Nõmmejärve piirkonnas (joonis 4.7.1). Kõrgustiku jalam on välja voolava põhjavee tõttu soostunud ja on vajanud kraavitamist.



Joonis 4.7.1. 2017. aasta võrdlusmudeli modelleeritud veetase maapinnalähedases veekihtis. Isohüpside vahe 0,25 m.

Jõhvi kõrgustiku nõlval paiknevad kraavid toovad kiirelt suuremate vihmahoogudega seotud vee Suur- ja Nõmmejärve, kus veetasemed sadude järel järsult kerkivad. Veetasemeid vagumuses reguleerivad Vasavere jõgi ja Raudi kanal, mis viivad Jõhvi kõrgustikult tulevat vett vastavalt põhja ja lõuna poole.

Vagumuse ja Sirgala karjääri vahelisel alal esinevad erineva paksuse ja veejuhtivusega liivpinnased. Kõige suurema veejuhtivusega ( $Kh = 50 \text{ m/d}$ ) jääjõeline jämeliiv (oru sügavamas osas ka kruus ja veeristik) levib 700–1200 m laiuses Vasavere ürgorus. Kurtna mõhnastik ja Vasavere ürgoru sügavam osa kattuvad vaid üldjoontes. Kõrgema reljeefiga alad jäävad pigem oru lääneküljele, idakülge on kulutatud Balti jääpaisjärve poolt. Ürgoru kõige sügavam osa asub Isandajärve juures (org lõikub O-Cm veekihti) ja org madaldub lõuna suunas (Vasavere veehaarde juures lõikub veel Lasnamäe-Kunda veekihti). Räätsma järve juurest alates jätkub jääjõeline voolusüsteem edela suunas lisaku-Illuka oositikuna, mis ei ole väga selgelt aluspõhja lõikunud. Varasemad uuringud näitavad, et liivade veejuhtivus oositikus on väiksem (mudelis  $Kh = 20 \text{ m/d}$ ) kui ürgorus.

Jääjõelisel ürgorust ja mõhnastikust lääne ja ida pool levivad muutliku terasuurusega jääjärvelised ja jääjõelised liivad, mille veejuhtivus (Kh vahemikus 2–10 m/d) on oluliselt madalam kui ürgorgu täitval materjalil. Juhtivuskontrasti tõttu on põhjavee voolamine piki ürgorgu oluliselt suurem kui lääne-ida suunas. See väljendub näiteks selles, et veetaseme kõikumised Vasavere veehaardes praktiliselt ei avaldu Suurjärve veetasemes, aga ka selles, et hoolimata järve lähedusest veehaardele püsib järve veetase 3–4 m kõrgemal. Põhjavee läänepoolse juurdevoolu piiratusele viitab järvevete keemiline koostis – Suurjärves domineerib põhjavesi, aga idapoolse jäävate mõhnastiku järvede ja veehaarde vees domineerib sademevesi.

Sademetes suurt osakaalu põhjavee toitumisel mõhnastiku kõrgemas osas on hinnanud ka varasemad uurijad. Savitski ja Savva (2005) hindasid infiltreeruva vee osakaaluks 64% sademetest (486 mm/aastas). Käesoleva töö 2017. aasta võrdlusmudeli kalibreerimisel kasutati kungastikul netoinfiltratsiooni ligikaudu 250 mm/aastas. Kasutatud netoinfiltratsiooni väärtustes on hinnanguliselt 10–20% määramatust, kuna mudel on samaväärselt kalibreeritav varieerides nimetatud vahemikus netoinfiltratsiooni väärtusi ja muutes samal ajal kihtide veejuhtivusi ja/või levikut. 2017. aasta võrdlusmudelis kasutatud netoinfiltratsiooni väärtus, mis on ligikaudu 1/3 sademetest, on põhjaveemudelite jaoks suhteliselt kõrge, kuid on võimalik tänu heade filtratsiooniomadustega liivade avanemisele vahetult maapinnal ning sügavale põhjaveetasemele (veel on ruumi imbumiseks). Evapotranspiratsiooni ja põhjavee bilansiga seotud küsimusi on detailsemalt käsitletud peatükis 4.5.3.

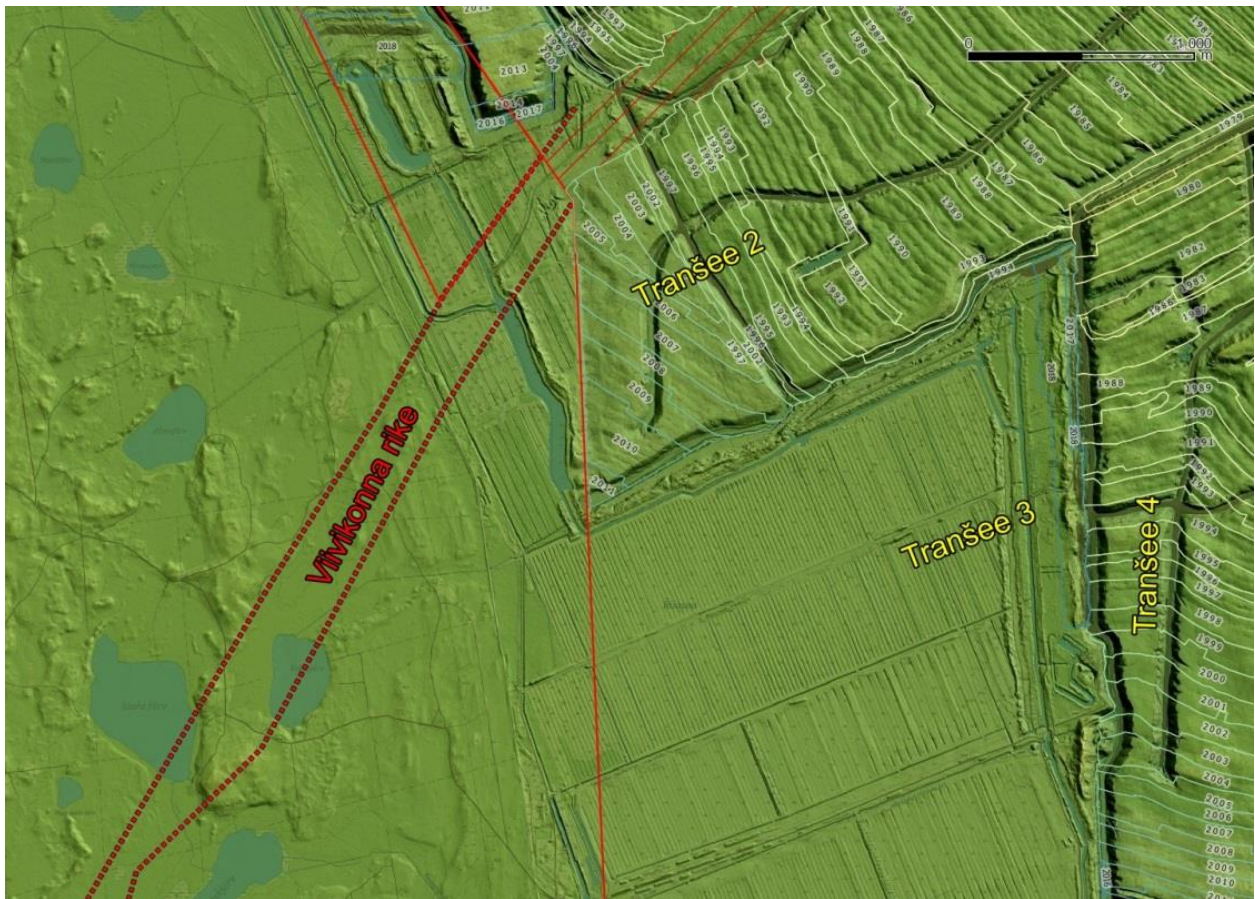
Kõrge reljeefiga mõhnastikust idapool on geoloogiliste uuringute käigus tuvastatud jääjärveliste liivade esinemine. Milline on settekehade täpsem ruumiline levik, pidevus ja filtratsiooniparameetrid, ei ole teada. Hoolimata Vasavere veehaarde lähedusest ei avaldu selgelt pumpamismahtude muutused Nootjärve, Aknajärve ja Jaala järve veetasemetes. Teisest küljest asuvad need järved kungastiku jalamil, kus on suhteliselt ühtlane vee väljavool (veetasemed ei lange oluliselt sademevaestel aastatel), ja samas on järvedest väljavoolud kraavide kaudu, mille lävendid ei lase järvetasemetel oluliselt kerkida.

Valgejärve veetaseme modelleerimine nõuab rajatingimuste seadmist, mis ei ole geoloogiliste uuringutega üheselt kinnitatud. Valgejärve veetase oli perioodil 09.2015–12.2018 vahemikus 43,6–44,5 m ü.m.p. (EH2000), mis on kuni 1,5 m kõrgem kui u. 400 m kaugusel läänes paiknevas Jaala järves (42,7–43,0 m ü.m.p. EH2000) (joonis 4.1.16) ja ligikaudu 5 m kõrgem kui alla 1 km kaugusel Oru turbavälja servas paiknevates kraavides (kraavide põhjakõrgus 39–40 m ü.m.p.).

Valgejärv on sügav (kuni 10,6 m) õhukese settekihiga (tüüpiliselt 0,5–1,5 m järvesetteid) järv, mille puhul võiks eeldada, et järvetaset mõjutab ka põlevkivikarjääri põhjustatud survetaseme langus Keila-Kukruse veekihi. Valgejärve ümber levivad keskliivad, mille all on kirjeldatud 2–3 m moreeni ja selle all kuni 2 m paksune savikiht (Reinsalu 2004). Moreen levib laiguti ja sageli puudub.

Valgejärv paikneb osaliselt Viivikonna tektoonilisel rikkal (joonis 4.7.2). Hüdrogeoloogilises mõttes võib tektooniline rike sellel kohal tähendada nii võõndit, kus tänu lõhelisusele on Keila-Kukruse veekihi kivimite veejuhtivus (rikke suunal?) suurenenud, kui ka võõndit, kus karstisavi esinemise tõttu on lateraalne veejuhtivus madalam. Sõltuvalt rikke täpsest kulgemisest, võivad järvealuste veekihtide survetasemeid mõjutada tegevused Sirgala karjääris või ka Sirgala II karjääris. Valgejärve veetase (joonis 4.6.1) on püsinud suhteliselt stabiilsena kuni aastani 2014. Valgejärvest kirdes (rikke kagutiival) toimus kaevandamine kuni aastani 2011 ja see ei avaldu selgelt järvetasemes. Sirgala II karjäär (rikke loodetiival) on liikunud lõuna suunas ning samal ajal on järve veetase langenud mõnevõrra madalamale kui on selgitatav põuaste aastatega. Sirgala II karjääri mõju Valgejärvele on hinnanguliselt väike, kuna karjäär asub suhteliselt kaugel, kuid mõju esinemist ei saa siiski välistada. Kas Valgejärve veetaseme mõjutab kaevandamine Sirgala II karjääris peaks selguma lähiaastatel, kui esmalt karjääri esi liigub Valgejärvele lähemale ning varude ammendumise järel tõstetakse veetase Viivikonna tektoonilisest rikkevõõndist põhja poole jäävates Sirgala ja Sirgala II karjäärides tasemele 30 m.

2017. aasta võrdlusmudelis saavutati Valgejärve veetase vertikaalse veejuhtivuse vähendamise ja toitetingimuste suurendamisega.



Joonis 4.7.2. Viivikonna tektooniline rike on karjääris jäänud väljamata (viirutatud ala). Selle edasine kulgemine edela suunas (punaste punktiiridega piiritletud ala) tugineb elektromeetrilistel uuringutel ja puuraukude andmetel. Aastaarvudega on markeeritud kaevandamine põlevkivikarjäärides.

Mudeli tulemused on kooskõlas Enefit Kaevandused AS poolt tehtud survetasemete seire andmetega Sirgala II karjääri piirneval alal. Joonisel 4.7.3 on esitatud survetasemed Kvaternaari ja Keila-Kukruse veekihtides kahel karjääri servaga risti paikneval puurkaevude profiilil. Põhjapoolsel kaevude real (kat. 4124–4131) Liivjärvest idas toimusid esmased veetaseme muutused perioodil 2007–2009, kui mäetööd jõudsid puurkaevudest 500–700 m kaugusele. Miinimumtase (28 m ü.m.p.) saabus Keila-Kukruse veekihi mäetööde möödumisel puurkaevude asukohast ligikaudu 50 m kauguselt, järgneval perioodil on survetasemed stabiliseerunud miinimumist ligikaudu 1 m kõrgemal tasemel.

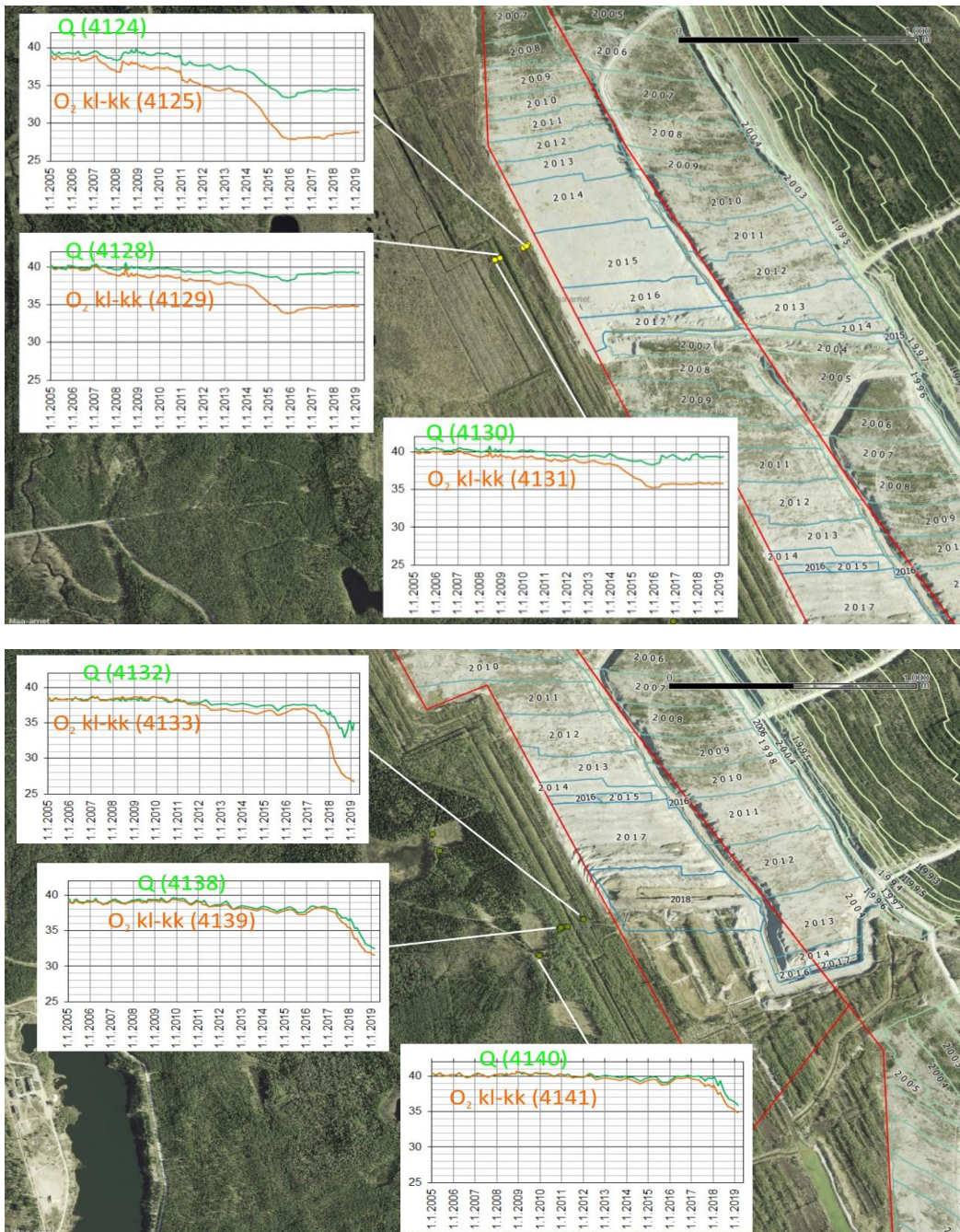
Lõunapoolsel puurkaevude real (kat. 4132–4141) võis jälgida samasugust veetaseme käitumist. Karjääri lähemal paiknevates kaevudes toimus esmane veetaseme langus 1–2 m aastatel 2011–2012, kui mäetööd karjääris toimusid puurkaevudest 600–700 m kaugusel. Järgmine tasemete alanemine algas 2017. aasta alguses, kui mäetööd olid uue eega jõudnud 500–600 m kaugusele puurkaevudest. Mäetööd möödusid puurkaevudest aastal 2018, survetasemed Kvaternaari ja Keila-Kukruse veekihi on endiselt langustrendis.

Karjääri läheduses kerkivad survetasemed Keila-Kukruse veekihi suhteliselt lühikesel distantsil. põhjapoolsetes puurkaevudes oli Keila-Kukruse veekihi miinimumtasemete kasv karjäärist kaugenedes suhteliselt kiire – põlevkivi lamam karjääris on 23 m ü.m.p., 50–60 m kaugusel oli veetase 28 m ü.m.p., 175 m kaugusel 33,9 m ü.m.p. ja 195 m kaugusel 35,2 m ü.m.p. Lõunapoolsetes seirekaevudes oli 2019. aasta veebruari seisuga survetase karjääri servast 130 m kaugusel 26,8 m ü.m.p., 230 m kaugusel 31,6 m ü.m.p. ja 380 m kaugusel 34,9 m ü.m.p. Viimane on ligikaudu 19 m kõrgem kui põlevkivikihi lamam karjääris (16 m ü.m.p.), mis eeldatavasti on karjääri ee puurkaevudest möödumise ajal toimunud põhjavee drenimise kõrgus. Lõunapoolsetes seire puurkaevudes survetasemed langevad endiselt ehk karjääri mõju alles laieneb.

Veetasemete seire andmetest ei ole võimalik eraldi hinnata karjääri serva rajatud veetõkkeseina efektiivsust. Kaevandamine Sirgala II karjääris töötas 500 meetri pikkuse eega, millel ainult ee lääneots

dreenis Kurtna MKAd (esi ise dreenis kivimeid, mis läksid mõne kuu jooksul ümbertõstmisele). Lisaks veetõkkeseinale vähendab kaevandatud alal põhjavee väljavoolu ka ümbertõstetud materjal ja asjaolu, et karjääri kuivenduskraav lähimas tranšeis asub 500 m kaugusel karjääri servast. Hüdrogeoloogiline mudel näitab, et kohtades, kus kunagine esi on täitmata (on säilinud reljeefi nõgu), dreenitakse karjäärivälisist ala intensiivsemalt.

Infiltratsioonikraavide mõju põhjavee tasemele avaldub nendes Kvaternaari veekihti avavates puurkaevudes, mis asuvad kraavidest mõnekümne meetri kaugusel, kuid võib mitte avalduda kraavist juba 50 m kaugusel. Kurtna MKA ja Sirgala II karjääri vaheline ala on infiltratsioonikraavidele lisaks suhteliselt tihedalt kraavitatud (turbaala, metsaala). Käesolevas töös ei analüüsitud, milline on üksikute kraavide seisund ja veerežiim, kuid vääriski eraldi uuringut, millised kraavid toimivad dreenidena ja kas oleks võimalik nende täitmise korral tõsta veetaset pinnakattes.



Joonis 4.7.3. Sirgala II seirekaevud. Ülemisel joonisel toodud puurkaevude grupid asuvad karjääri lähimast servast 50, 175 ja 200 meetri kaugusel, alumisel joonisel toodud grupid 130, 230 ja 380 meetri kaugusel. Andmed pärinevad Enefit Kaevandused AS-lt.



## 4.7.2. Modelleeritud stsenaariumid

### 4.7.2.1. Kliimaatilised mõjutegurid

**Stsenaariumid 1 ja 2, sademeid infiltreerub vastavalt 20% keskmisest rohkem ja 20% keskmisest vähem.**

*Stsenaariumite modelleerimiseks korrutati kõikjal mudeli alal toitumistingimused 1,2ga või 0,8ga. Tulemused arvutati tasakaalulise mudeliga, mõjude tundlikkuse analüüsiks arvutati ka 3 ühe-aastast sammu alates 2017. aasta võrdlusmudeli veetasemetest.*

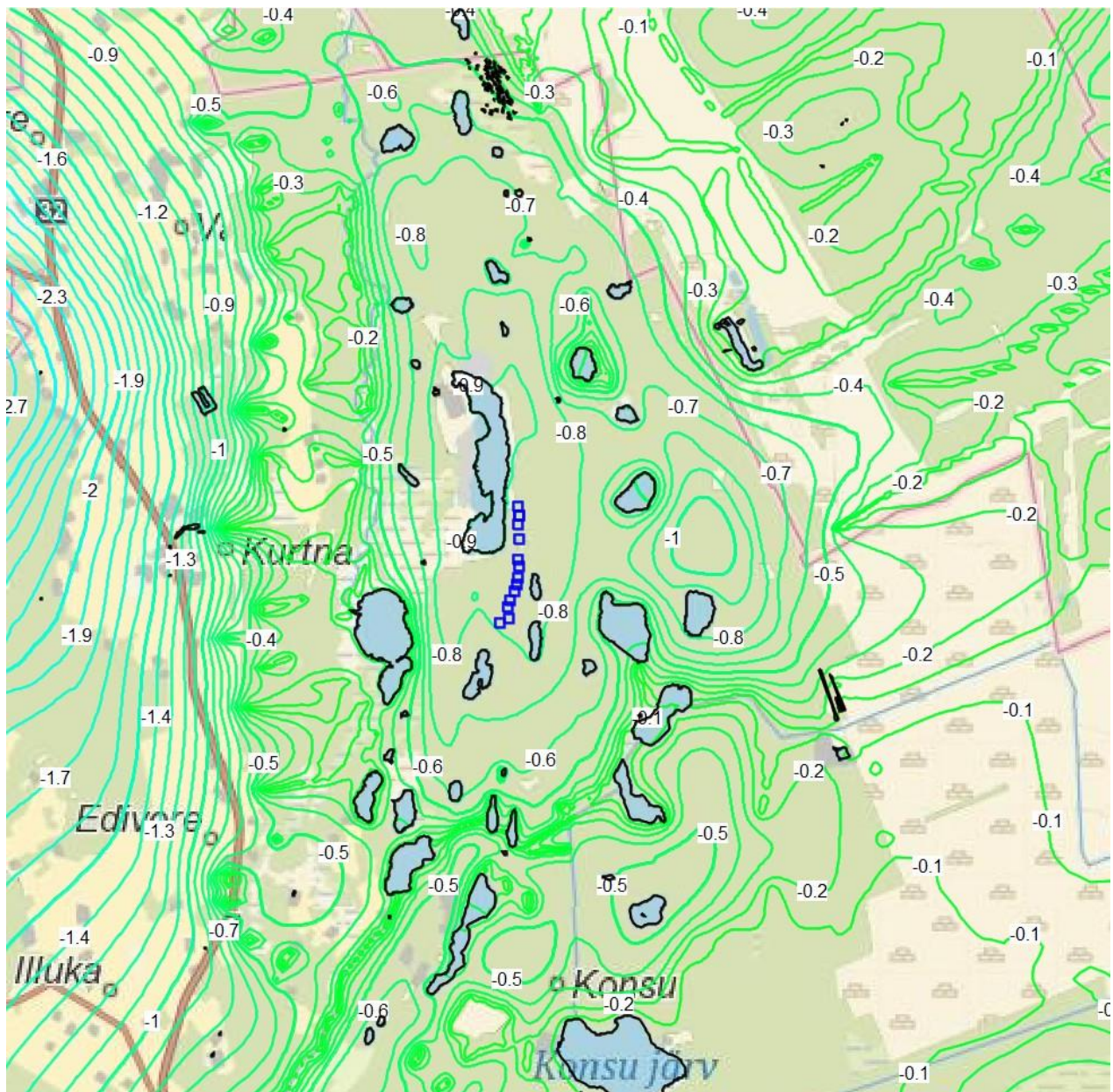
Mõlemad stsenaariumid avaldavad suurimat mõju samades piirkondades. Kurtna MKA piires avaldub täiendavatest sademetest tulenev põhjaveetaseme tõus (kuni 0,9 m) peamiselt Kurtna mõhnastiku keskosas, kus veetase on üldiselt maapinnalt suhteliselt sügaval ning seetõttu on looduslik infiltratsioon keskmisest suurem (Joonis 4.7.4). Samas ka sademete vähenemise mõju avaldub seal tugevamalt (-1,1 m, joonis 4.7.5).

Sademete hulga muutuse mõju avaldub mõne aasta jooksul. Ühe aasta möödudes avaldub veetasemetes ligikaudu 2/3 lõplikust veetaseme muutusest, kuid kolme aasta möödudes saavutatakse lõplikule mõjule lähedased väärtused (joonised 4.7.6 ja 4.7.7). Mõjude avaldumise täpsem ajastus sõltub setete eriveemahtuvusest ( $S_s$ , *specific storage*), mida ei ole eelnevate uuringutega määratud. Käesolevas mudelis kasutati väärtust  $S_s = 0,001$ .

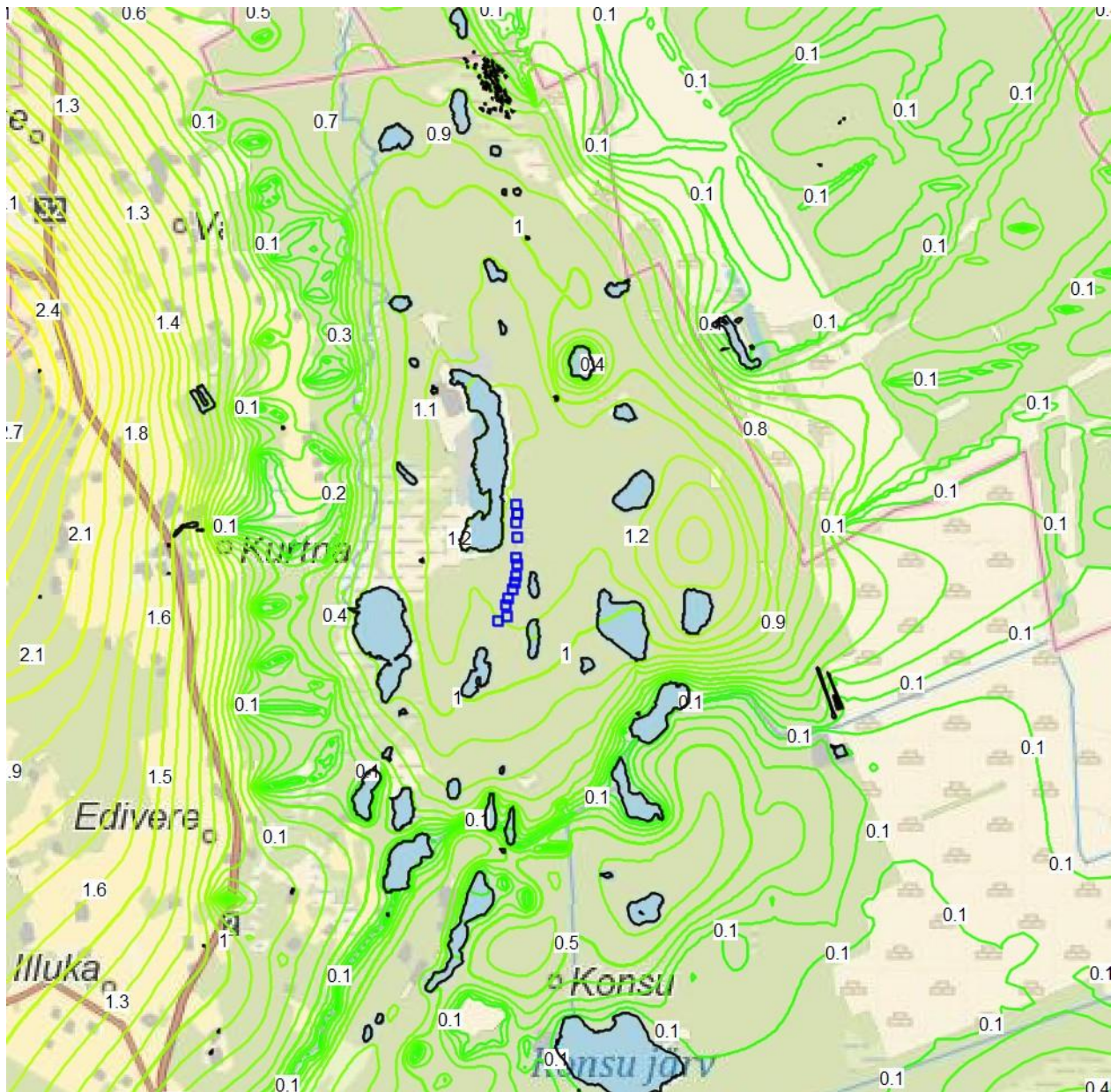
Sademete lisandumisega ei kaasne olulisi muutusi mõhnastikust lääne- ja idapoolse jäävatel madalama reljeefiga aladel. Need on enamasti liigniisked alad, kuhu on rajatud kraavid, mis viivad liigvee ära. Samuti on mõju väike jõgede lähedal.

Mudelid ennustavad sademete hulga muutustest tulenevaid suurimaid veetaseme kõikumisi allmaakaevanduste kohal. Varasemad põlevkivikaevanduste põhjaveemudelid näitavad, et kaevandatud aladel peab netoinfiltratsioon olema suurem (kuni 2 korda) võrrelduna kõrval paikneva alaga, et selgitada nii veetasemeid kaevanduse kohal paiknevates veekihtides ja kaevanduse ümbruskonna puurkaevudes kui ka kaevandusse valguva vee hulka. Absoluutväärtuselt suurimad ennustatavad veetaseme muutused on Ahtme kaevanduse alal, kus infiltratsiooni muutumine 20% võrra põhjustab pindmises veekihi veetaseme kõikumiseni kuni  $\pm 3$  m. Tõenäoliselt on siin veetaseme kõikumised sademete hulga muutumisel ülehinnatud.

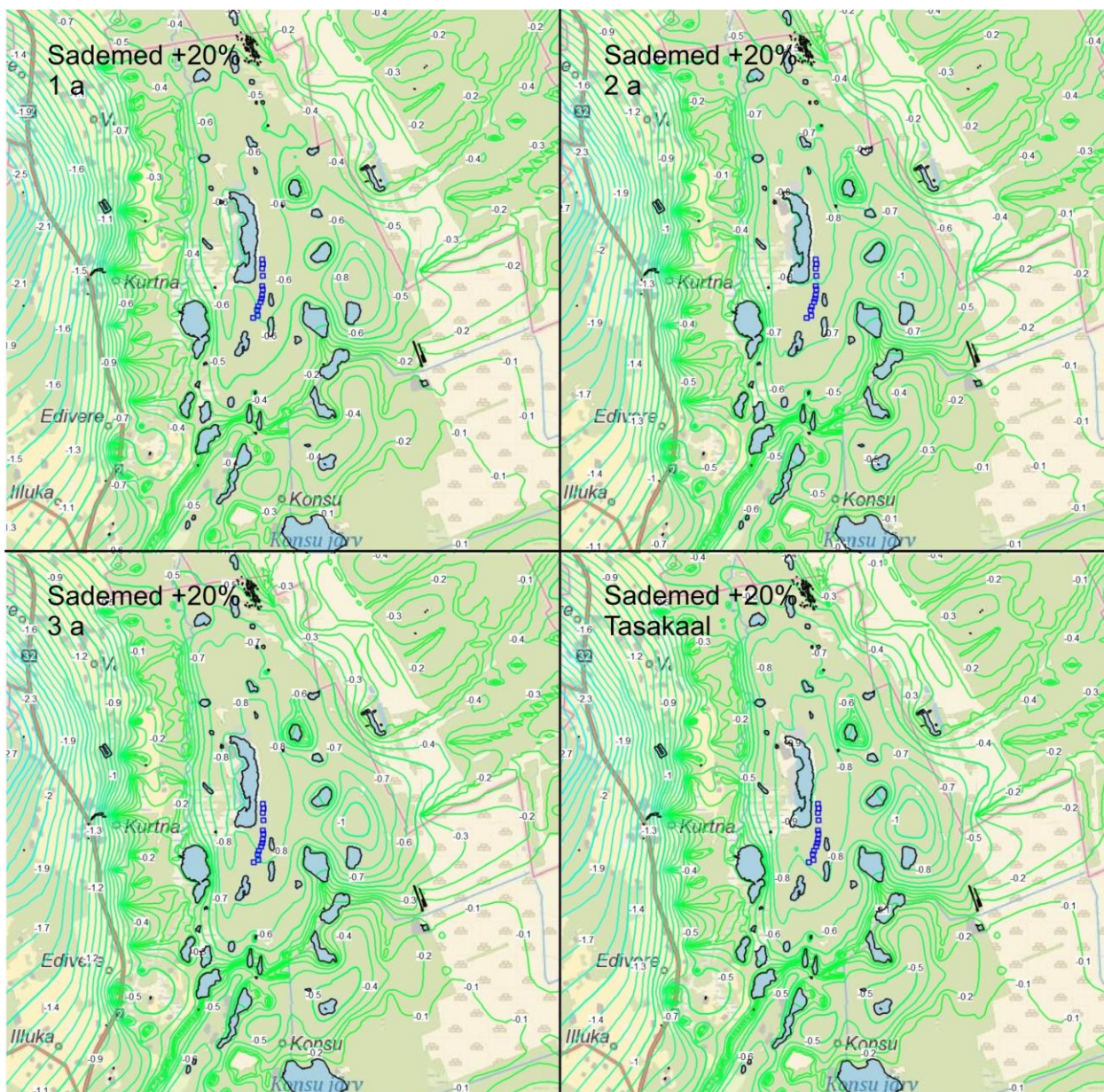
Stsenaariumite 1 ja 2 analoogiks on aastad 2015–2018, mil Jõhvi ilmajaamas registreeriti sademeid vahemikus 64% ja 114% võrrelduna 1980–2010 keskmiste sademete hulgaga (tabel 3.16). Järvetasemete seire andmed (joonis 3.16) näitavad väiksemat varieeruvust kui mudelid ennustavad. Näiteks Kuradijärve puhul on sellel perioodil veetasemed erinenud maksimaalselt 1,5 m ning seejuures on madalseisu perioodil olnud veetarbimine suurem kui veetaseme kõrgseisu ajal, samas mudel ennustab summaarset veetasemete erinevust 2 m.



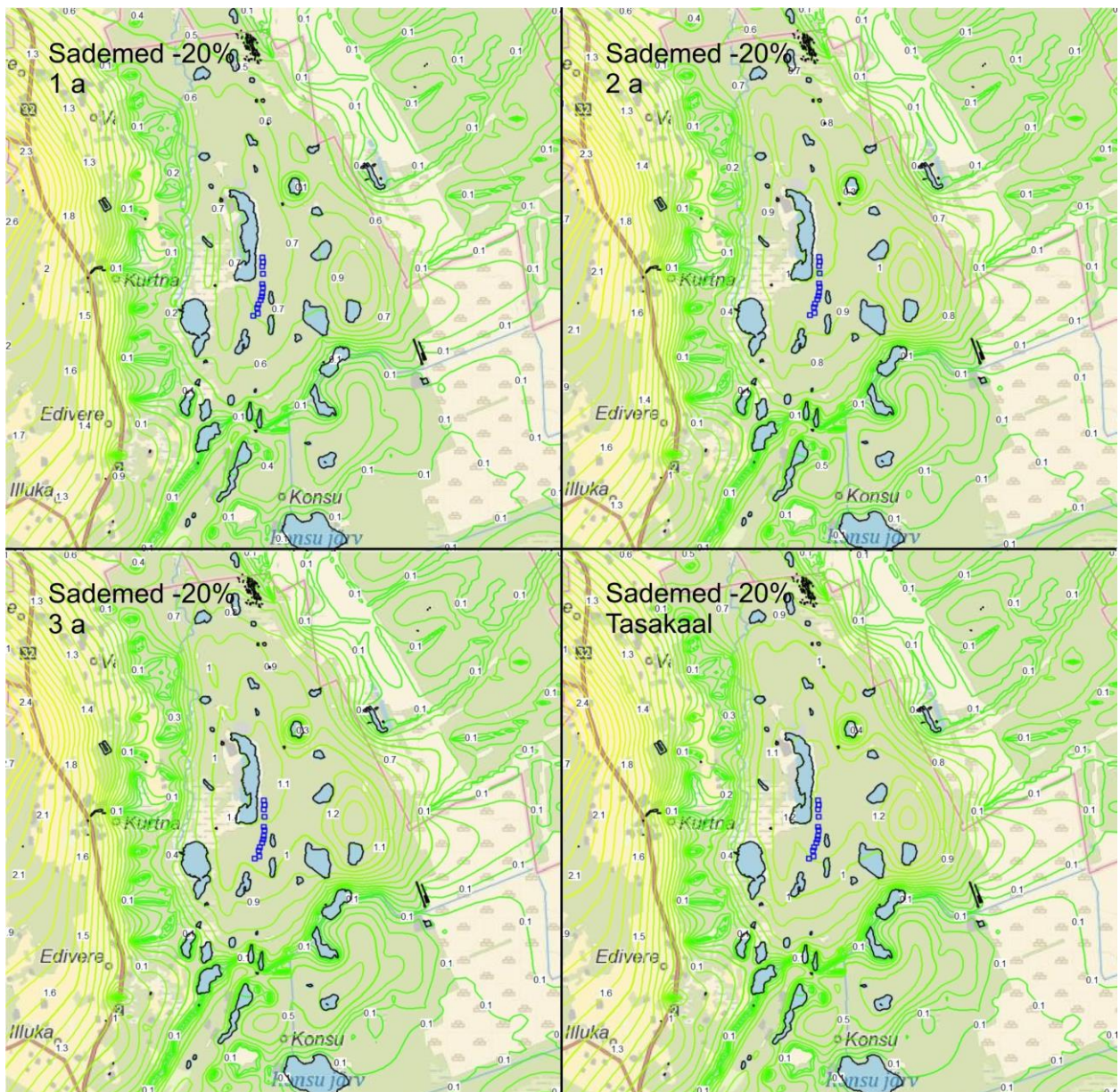
Joonis 4.7.4. Stsenarium 1 – sademete lisandumisest 20% võrra tulenev veetaseme alandus (negatiivne alandus = veetaseme tõus) 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes. isohüpside vahe 0,1 m.



Joonis 4.7.5. Stsenaarium 2 – sademete vähenemisest 20% võrra tulenev veetaseme alandus (positiivne alandus = veetaseme langus) 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes. Isohüpside vahe 0,1 m.



Joonis 4.7.6. Stsenaarium 1 – sademeid 20% rohkem. Mõju 1 aasta, 2 aasta, 3 aasta möödudes ja tasakaalulises olukorras (negatiivne alandus = veetaseme tõus). Muutused on 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.



Joonis 4.7.7. Stsenarium 2 – sademeid 20% vähem, Mõju 1 aasta, 2 aasta, 3 aasta möödudes ja tasakaalises olukorras (positiivne alandus = veetaseme langus). Muutused on 2017. a võrdluse suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.

#### 4.7.2.2. Vasavere veehaarde mõju järvedele

Stsenariumid 3–6, veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 10 000 m<sup>3</sup>/d, 8000 m<sup>3</sup>/d, 6000 m<sup>3</sup>/d ja 4000 m<sup>3</sup>/d.

Stsenariumid modelleeriti tasakaalulistena määrates Vasavere veehaarde 14-le puurkaevule ühesugused veevõttud vastavalt 714 m<sup>3</sup>/d, 571 m<sup>3</sup>/d, 429 m<sup>3</sup>/d ja 286 m<sup>3</sup>/d. Mõjude ilmumise viivituse analüüsiks arvutati ka 3 ühe-aastast sammu aeg-sõltuva mudeliga.

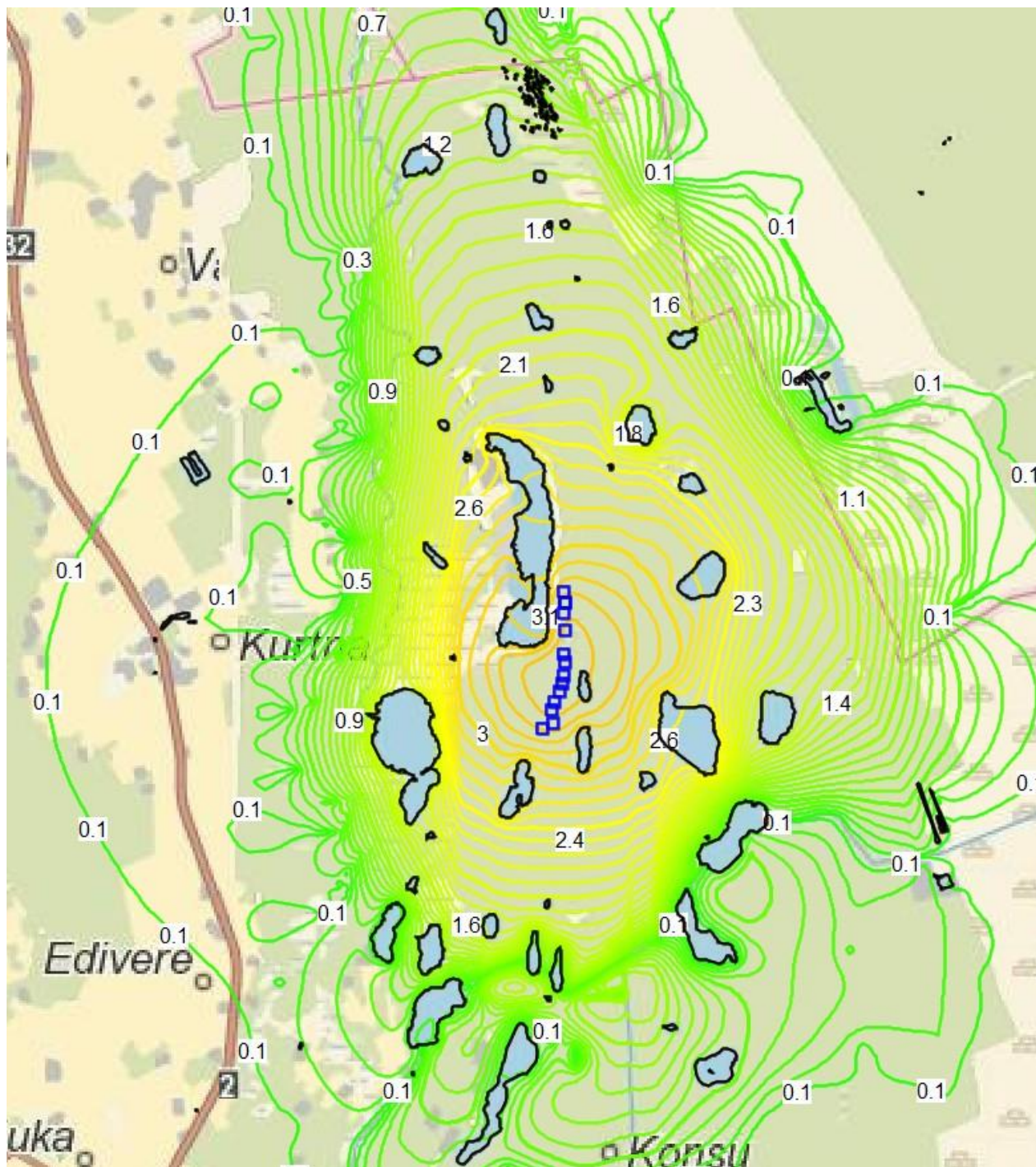
Veevõtul 10 000 m<sup>3</sup>/d alaneb veetaseme 2017. aasta võrdluse suhtes mudeli pindmises kihis Vasavere veehaarde keskosas kuni 3,5 m (joonis 4.7.8). Veehaarde mõju ulatub rohkem põhja ja lõuna suunas, aga ka idasuunas.

Veevõtul 8000 ja 6000 m<sup>3</sup>/d puhul tekkivad veetaseme alandused on toodud joonistel 4.7.9 ja 4.7.10. Veevõtu 4000 m<sup>3</sup>/d puhul kerkib veetaseme maapinnalähedases veekihi veehaarde läheduses kuni 1 m (joonis 4.7.11).

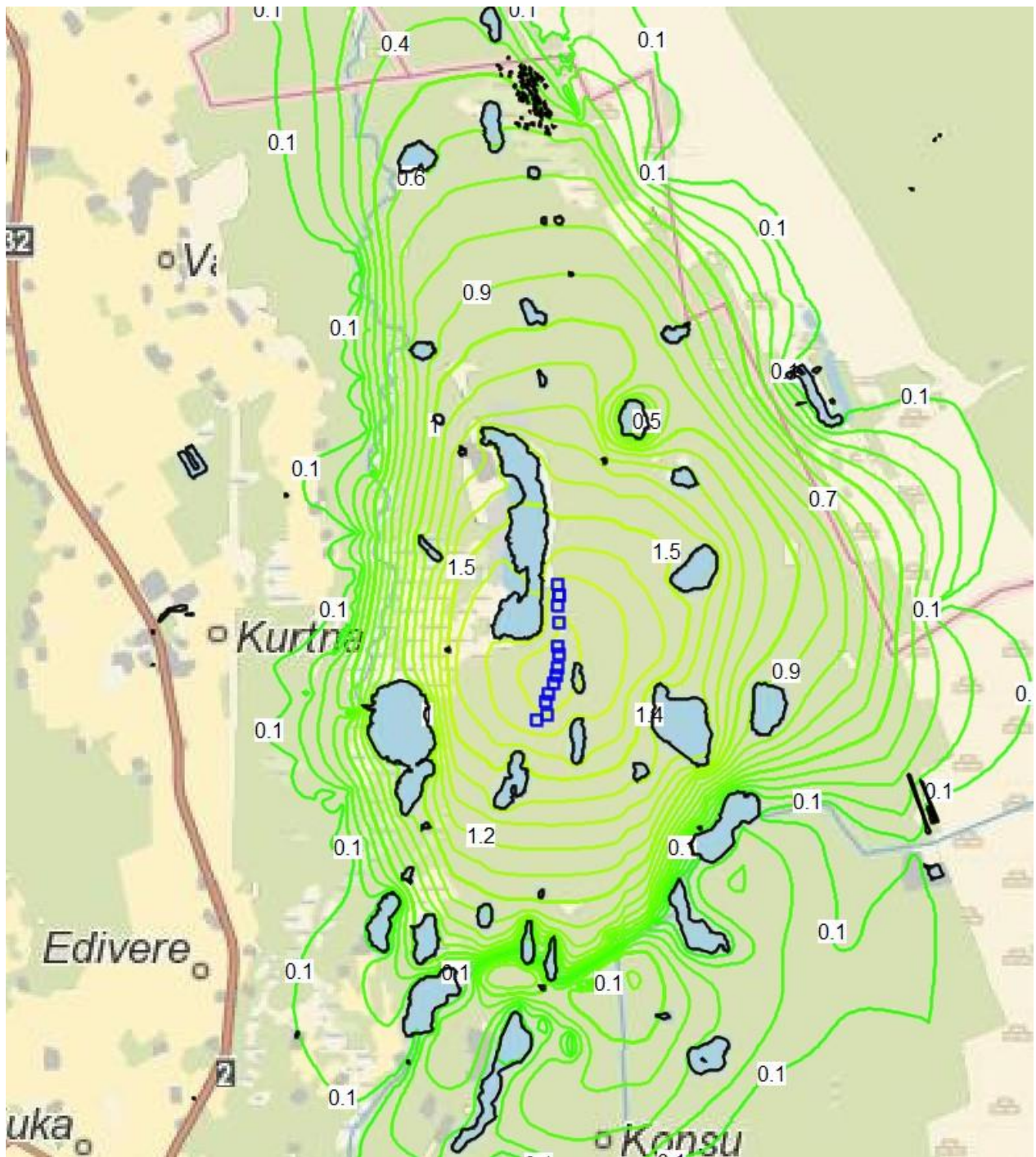
Vasavere veehaarde pikaajaline pumpamismahu muutus 1000 m<sup>3</sup>/d võrra muudab Kuradijärve ja Martiska veetasemeid 0,65–0,8 m (joonis 4.7.12).

Depressioonilehtri kujunemine on aeganõudev. Tulenevalt pinnase eriveemahtuvusest avaldub esimese aasta järel ligikaudu 2/3 löplikust efektist, teise aasta järel 85% (joonis 4.7.13).

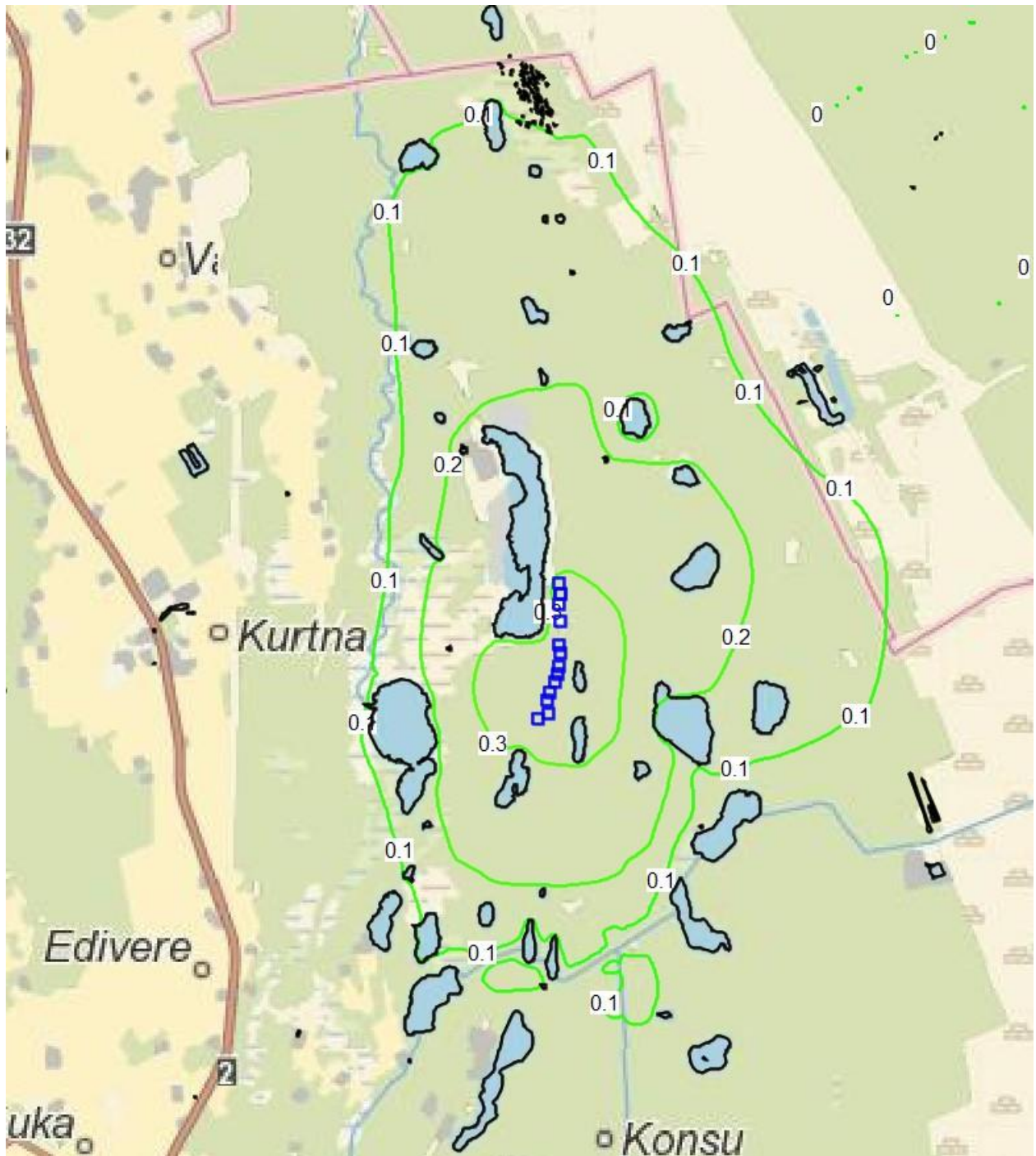
Mõju avaldumine mitme kilomeetri kaugusele ei tähenda, et vesi voolaks veehaarde poole. Veehaardest välja pumbatav vesi pärineb valdavalt vähem kui kilomeetri kauguselt (joonis 4.7.14).



Joonis 4.7.8. Stsenarium 3 – veetaseme alanemine (positiivne alandus = veetaseme langus) Vasavere veehaarde pideval veevõtul 10 000 m<sup>3</sup>/d 2017. aasta võrdluse mudeli suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.

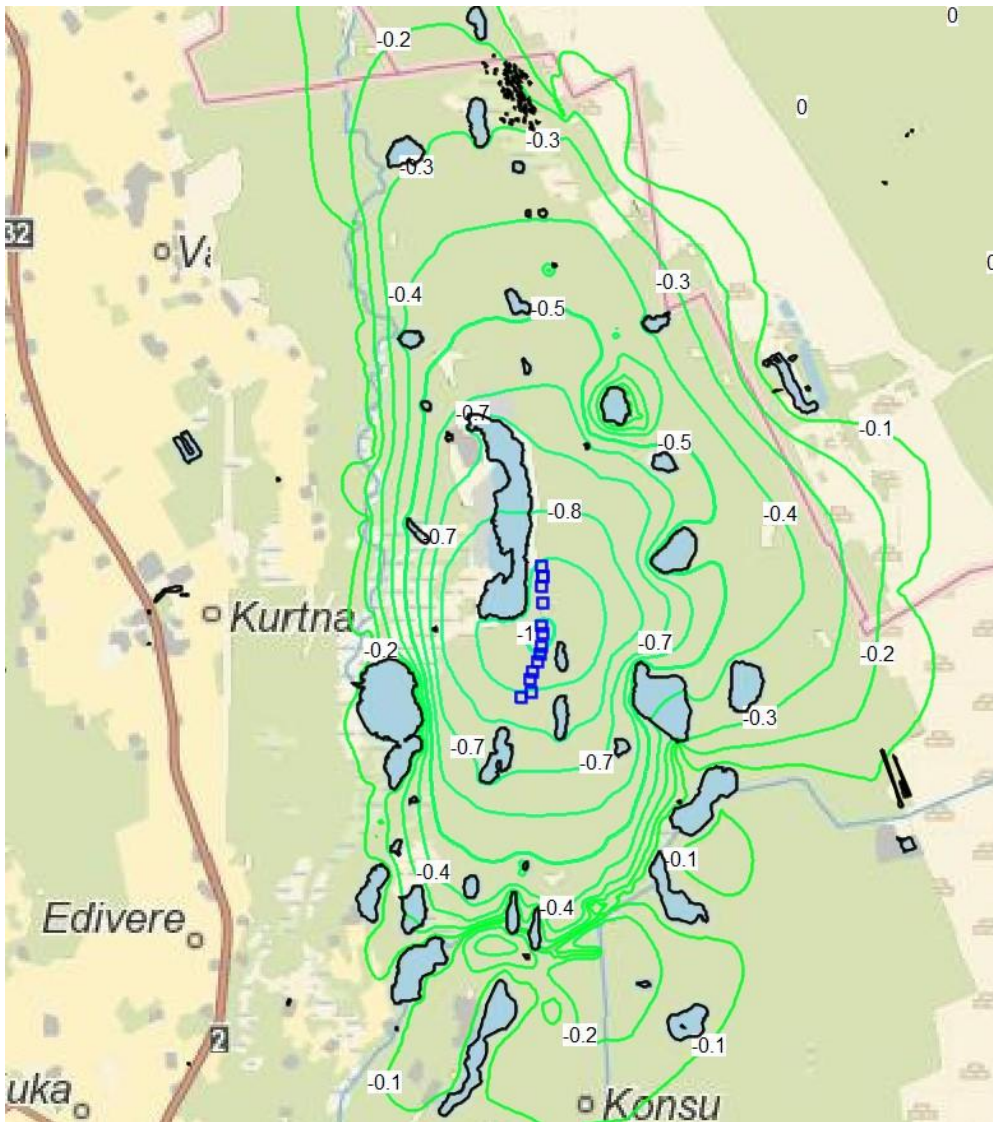


Joonis 4.7.9. Stsenaarium 4 – veetaseme alanemine (positiivne alandus = veetaseme langus) Vasavere veehaarde pideval veevõtul 8000 m<sup>3</sup>/d 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.

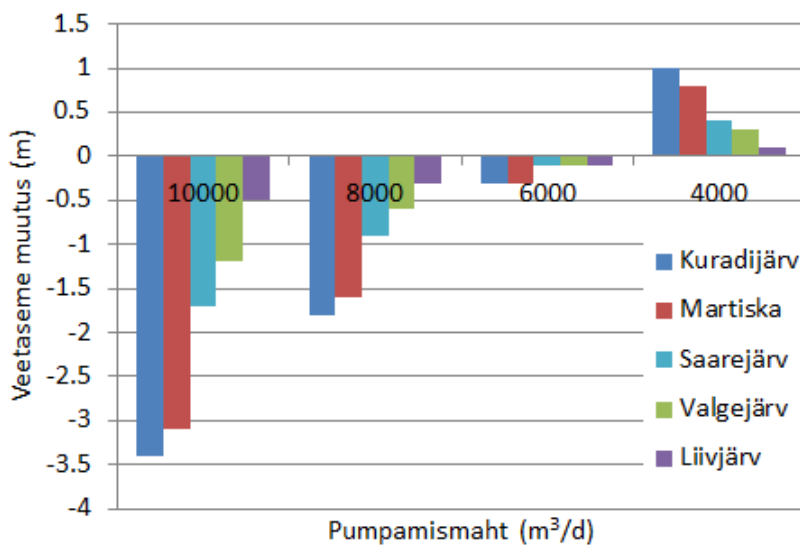


Joonis 4.7.10. Stsenarium 5 – veetaseme alanemine (positiivne alandus = veetaseme langus) Vasavere veehaarde pideval veevõtul 6000 m<sup>3</sup>/d 2017. aasta võrdluse mudeli suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.

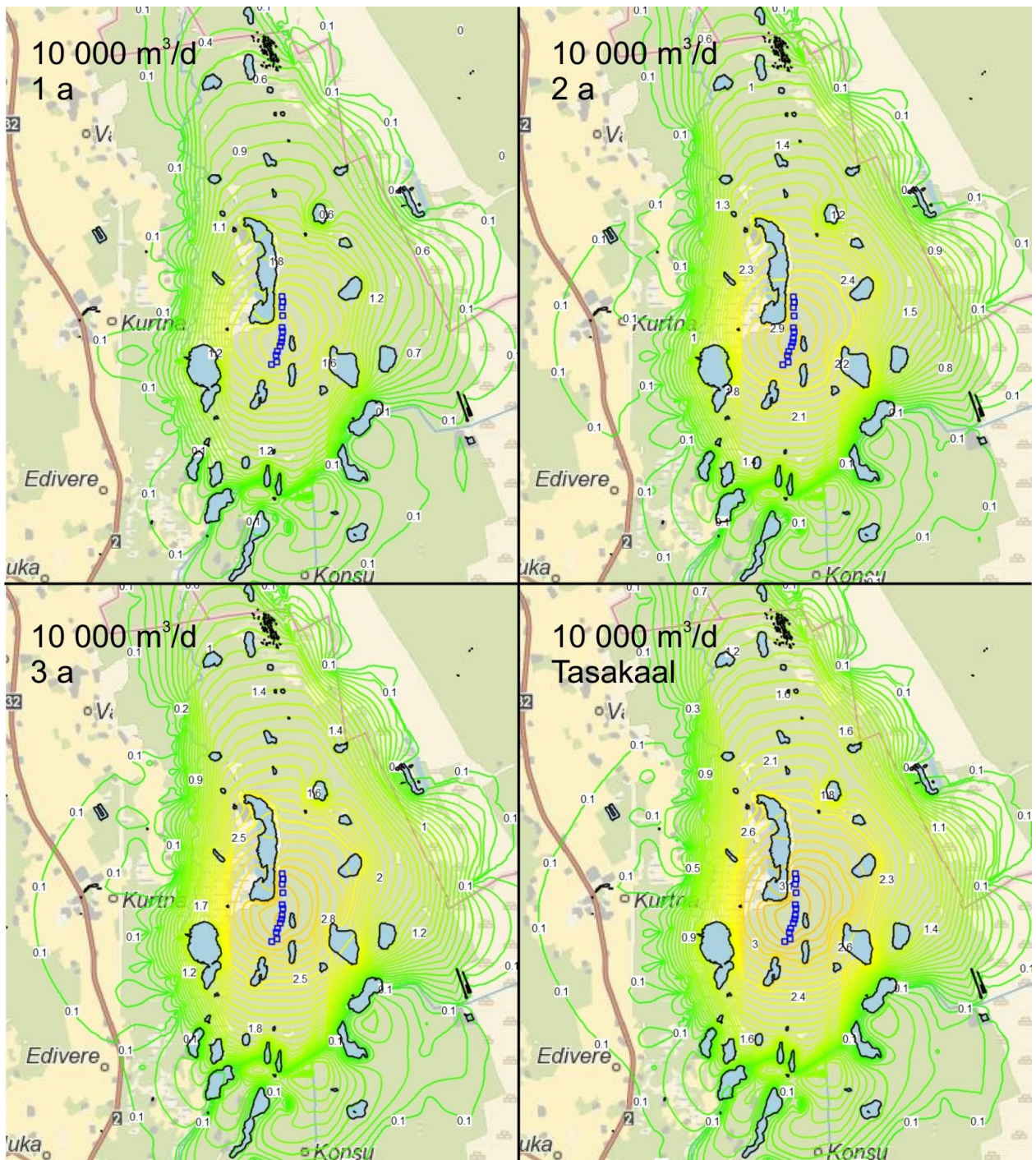




Joonis 4.7.11. Stsenarium 6 – veetaseme alanemine (negatiivne alandus = veetaseme tõus) Vasavere veehaarde pideval veevõtul 4000 m<sup>3</sup>/d 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes. Isohüpside vahe on 0,1 m.



Joonis 4.7.12. Järvetasemete muutused 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes sõltuvalt Vasavere veehaarde pumpamismahtudest.



Joonis 4.7.13. Stsenarium 3 – depressioonilehtri moodustumine Vasavere veehaarde 10 000 m<sup>3</sup>/d pumpamismahu korral 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes (positiivne alandus = veetaseme langus). Isohüpside vahe on 0,1 m.



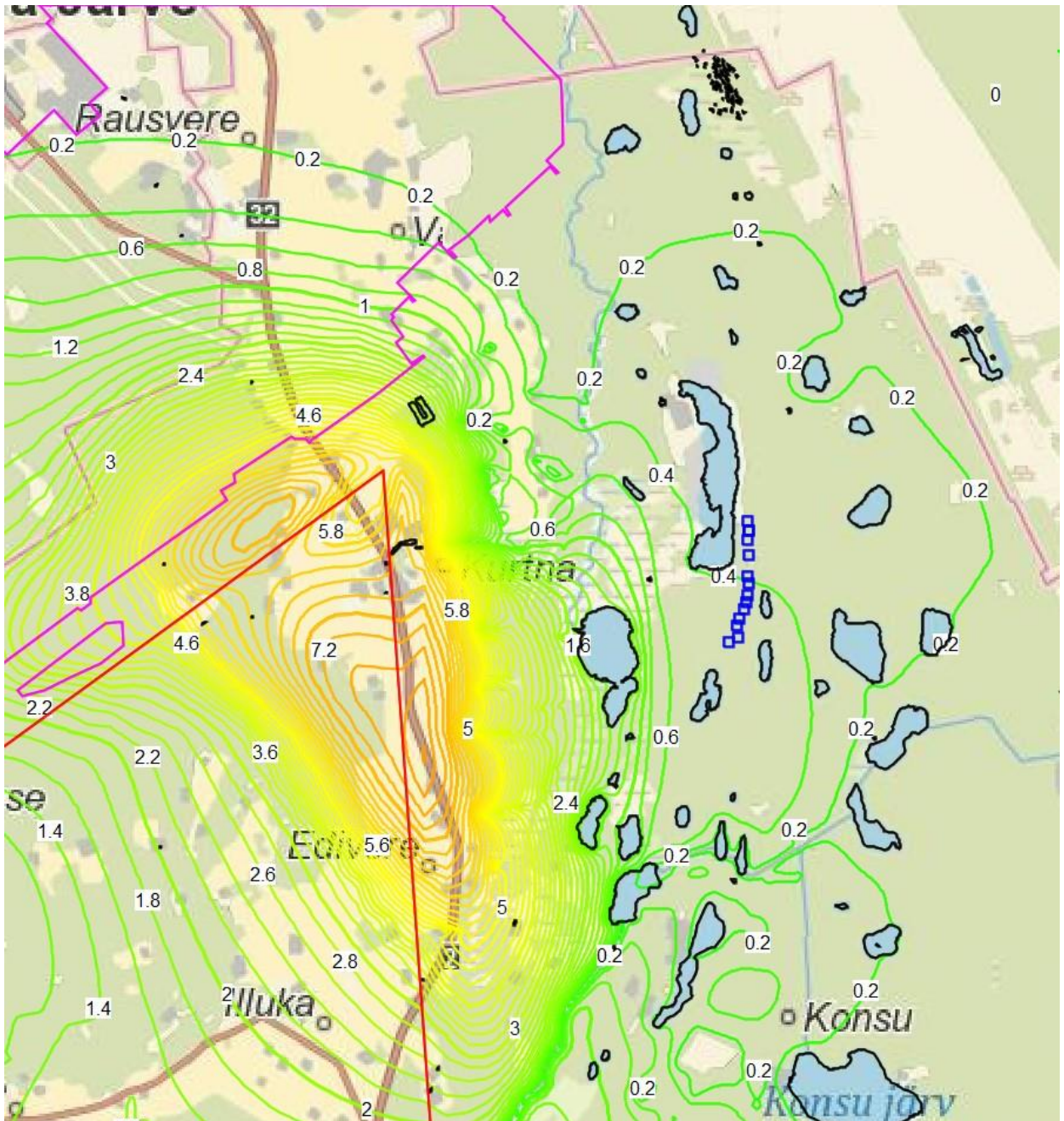
Ennustatav veetaseme alanemine võib tähendada, et Suurjärve Nõmmejärvega ühendavad kanalid jäävad kuivaks ja töötavad ainult kõrgvee ajal. Nende järvede veetasemete seire näitab teiste järvedega võrreldes tugevamaid vihmahoogudega kaasnevaid impulsse, mis kanalisüsteemi kaudu ära kantakse. Väärib analüüsimist, kas järvede veetaseme langusega kaasneb järveseisundite halvenemine ja kas halvenemist on võimalik ära hoida järvede väljavoolude kunstliku reguleerimisega.

Idaossa laienenud Estonia kaevandus võib põhjustada Kuradi-, Martiska ja Ahnejärve piirkonnas järvetasemete alanemise 0,4–0,6 meetrit. Mõju avaldumine on sujuv, kuna suhteliselt kaugel paiknev Estonia kaevandus laieneb pikema aja jooksul. On soovitatav, et Estonia kaevandus täidetakse veega võimalikult ruttu pärast varude ammendumist.

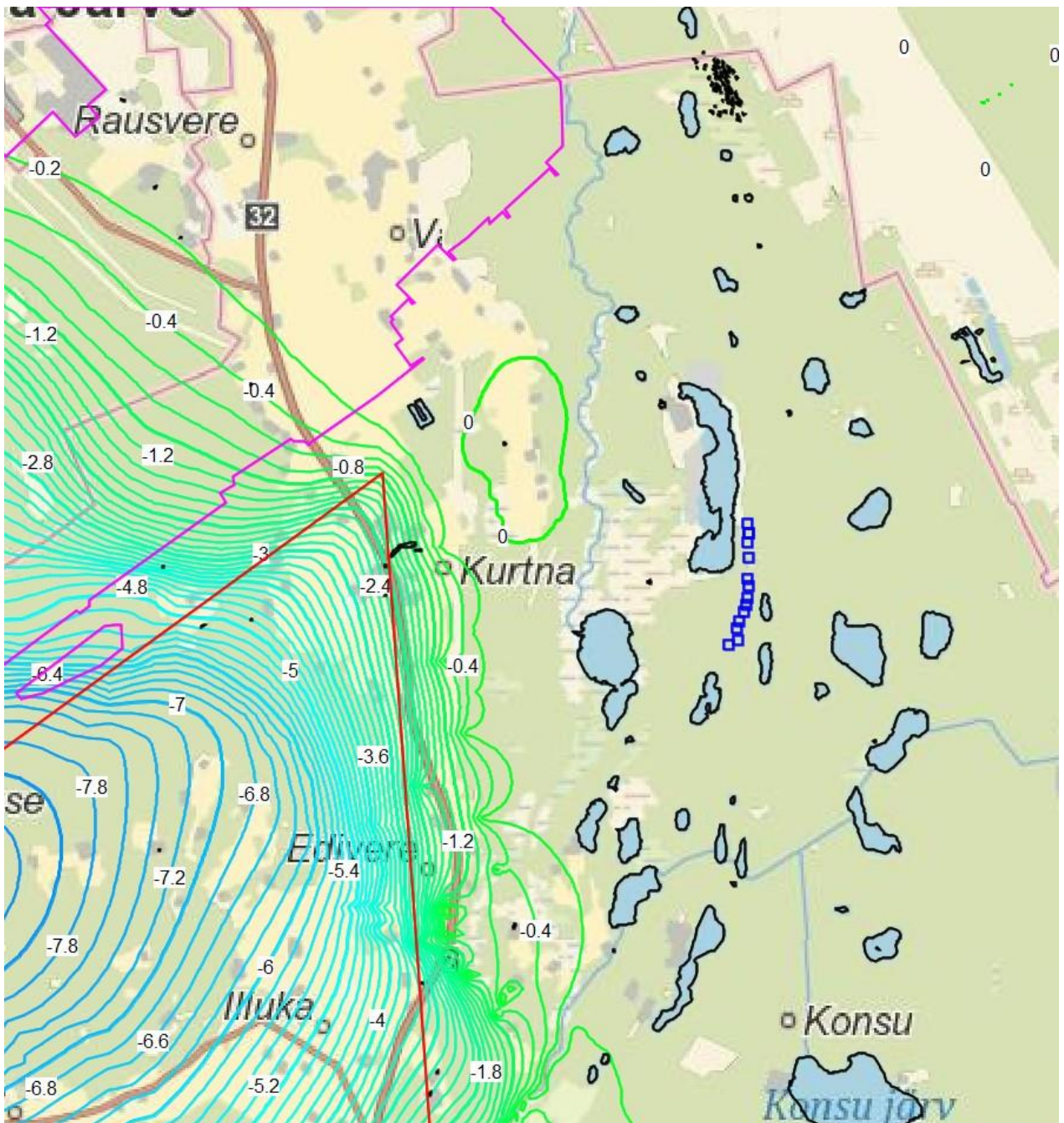
Estonia kaevanduse põlevkivivarude ammendumisel oleks looduskeskkonnale kõige parem, kui nii suur kaevandus jaotataks veetõketega väiksemateks osadeks, mille piires saaksid veetasemed kaevanduse erinevate osade käikudes olla erinevad. Sel moel saaks veetasemed kõrgema reljeefiga aladel taastada kaevandamiseelsetele tasemetele lähemal. Kaevanduse eraldamine osadeks ei pruugi siiski olla tehniliselt võimalik. Võib arvata, et põlevkivi varude ammendumisel rajatakse ülevoolukaevud sarnaselt Ahtme ja Viru kaevandustele. Estonia kaevanduse edelaosas on maapind mäeeraldise piires kõige madalam võimaldades ülevoolukaevud rajada kõrgusele 46 m ü.m.p.

Estonia kaevanduse täitumisel tasemele 46 m ü.m.p. kaob kaevanduse idapoolse laieningega seotud veetaseme alandus Kurtna MKA-I (joonis 4.7.16). Veetaseme tõus kuni 8 m maapinnalähedases veekihis mäeeraldise peal kompenseerib kaevanduse praegust drenivat mõju.

Kaevanduse veega täitumisega ei tohiks kaasneda täiendavat madalamate alade üleujutamist, kuna Jõhvi kõrgustiku jalam Vasavere jõe ümbruses on juba kraavivõrguga kaetud. Kraavivõrgu tõhus toimimine sõltub ka praegu kobraste arvukast populatsioonist.



Joonis 4.7.15. Stenaarium 7 – Estonia kaevanduse laienemisel tekkiv veetaseme alandus Kvaternaari veekihi 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes (positiivne alandus = veetaseme langus). Estonia kaevanduse mäeeraldise piir on tähistatud punase joonega, juba veega täitunud Ahtme kaevanduse piir on tähistatud lillaga. Isohüpside vahe on 0,2 m.



Joonis 4.7.16. Stsenarium 8 – veetaseme alanemine 2017. a võrdlusmudeli suhtes Estonia kaevanduse täitumisel tasemele 46 m ü.m.p. (negatiivne alandus = veetaseme tõus). Isohüpside vahe on 0,2 m.

#### 4.7.2.4. Sirgala ja Sirgala II karjääride mõjud

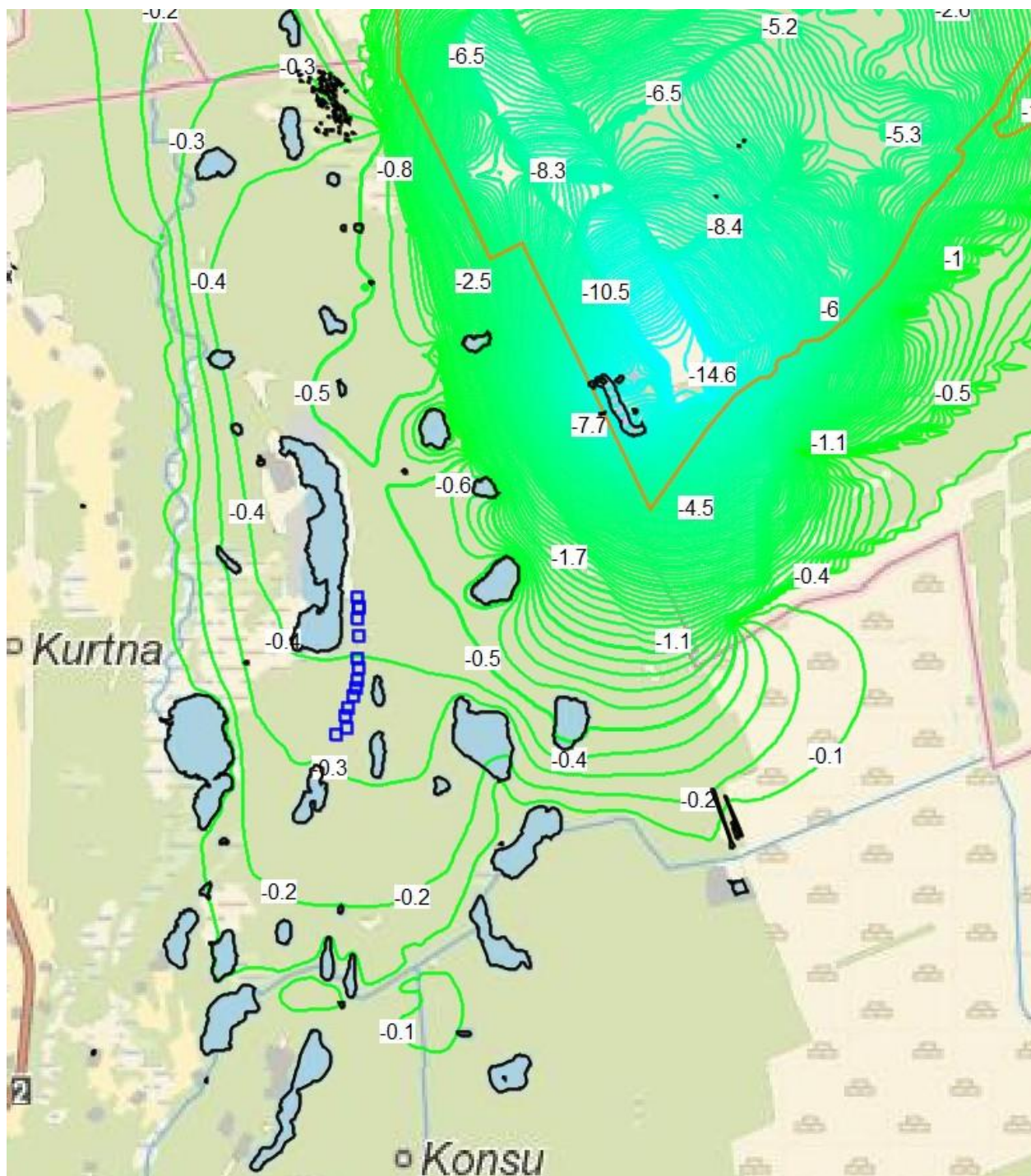
Stsenarium 9, Sirgala II karjääris on põlevkivivaru ammendunud, rajatud on filtratsioonitõkkesein ja veetase reguleeritud kõrgusele 30 m ü.m.p.

Stsenarium modelleeriti tasakaalulisena. Sirgala II karjääri ja Sirgala karjääri Viivikonna rikkest põhjapoolse jäävas osas tõsteti tranšeedes paiknevate drenide kõrgus põlevkivikihi lamami tasemelt kõrgusele 30 m ü.m.p.

Veetaseme tõstmine kõrgusele 30 m ü.m.p. Sirgala II karjääris ja sellega külgnevas Sirgala karjääri osas mõjutab põhjavee tasemeid peamiselt karjääri vahetus (0,5–1 km) läheduses (joonis 4.7.17). Nagu eespool kirjeldati, on see võõnd, kus avaldub kõige tugevamalt karjääri dreniv mõju põhjaveekihtidele. Vasavere ürgoru teljeosas kerkivad veetasemed 0,3–0,5 m.

Mudelis ei ole eraldi määratud filtratsiooniomadustega kivimkeha, mis jälgendaks filtratsioonitõkke seinu. Tänu karjääri ee pööramisele lääne-ida suunaliseks töötab filtratsioonitõke koos ümbertõstetud materjaliga ühtse 500 m laiuse (karjääri servast kuivenduskraavini lähimas tranšees) vööndina.

See stsenaarium võib teostuda juba aastatel 2020–2021, kui põlevkivivaru ammendub Sirgala II karjääris. Enefit Kaevandused AS jaoks on see majanduslik kokkuhoiukoht, kuna kõrgema veetaseme korral on väljapumbatava vee hulk väiksem. Stsenaariumi teostumiseks käib hüdroteoloogiline uuring eesmärgiga selgitada kas veetaseme tõstmisega kaasneb ohurisk (tekkiv veekogu murrab läbi Viivikonna rikke edasi töötavasse Sirgala karjääri).



Joonis 4.7.17. Stsenaarium 9 – Sirgala II ja Viivikonna rikkest põhjapoolse jääva Sirgala karjääri (oranžiga piiritletud ala) veetaseme tõstmise mõju 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes (negatiivne alandus = veetaseme tõus). Isohüpside vahe on 0,1 m.

**Stsenaarium 10, Sirgala karjääris on ammendamisel kogu all-maa kaevandamisega plaanitud põlevkivivaru, rajatud on kanal V-5, filtratsioonitõkke sein ei ole rajatud.**

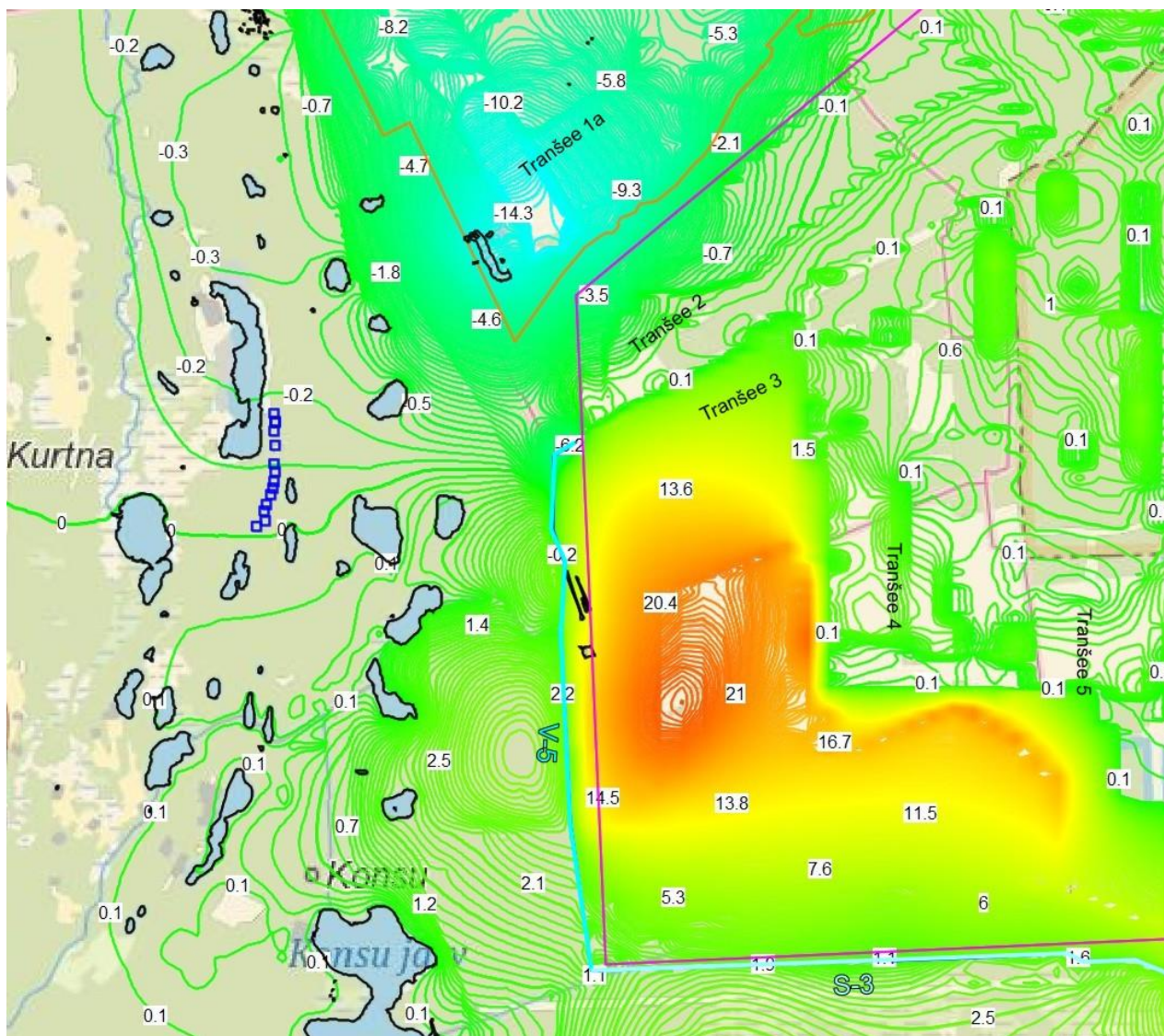
*Stsenaarium modelleeriti tasakaalulisena. Lisaks Sirgala karjääri mäeeraldise piires kaevandamata osas rakendati põlevkivi veekihis dreni tingimust põlevkivi lamami kõrgusega. Jõe rajatingimusega lisati kanal V-5 kõrgustega põhjaotsas 40 m ü.m.p. kuni 37,6 m ü.m.p. lõunaotsas ning kanal S-3 mäeeraldise lõunapiirile kõrgusvahemikuga 37,6 m ü.m.p. kuni 31,2 m ü.m.p. (läänest itta, mittelineaarse langusega). Mustajõgi (Kirjaku kraav) muudeti alates Kirjakjärvest Sirgala karjääri peal kulgevas osas jõe tingimusest (toitev-dreeniv) dreni tingimuseks. Sisse jäeti ka eelmine stsenaarium ehk Sirgala II karjääris veetaseme tõstmine tasemele 30 m ü.m.p.*

Mudel ennustab maapinnalähedases veekihis veetaseme olulist alanemist (0,5–3,8 m) kuni Valgejärv-Kirjakjärv-Konsu järv jooneni (joonis 4.7.18). Mõju Valgejärve lähistel võib saada osaliselt kompenseeritud Sirgala karjääri põhjaosas veetaseme tõstmisel kõrgusele 30 m ü.m.p. Mudel prognoosib veetaseme langust ka karjäärist lõunapoole jäävas Puhatu soostikus. Oluline mõju kindlasti esineb, kuid täpsem veetaseme alanduse levik ja amplituud on seotud mitmete määramatustega. Varasemate uuringute (Plotnikov et al. 1976) alusel esinevad Sirgala mäeeraldise edelaosas liivad kihiveejuhtivusega  $T = 200 \text{ m}^2/\text{d}$ . Puuraukude kirjelduste põhjal on tegu peeneteraliste liivadega, mis moodustab karjäärialal kohati kohaliku veepideme ja mille puhul  $K=10 \text{ m/d}$  (kihi paksus ligikaudu 20 meetrit) võib olla ülehinnatud. Sarnaselt Valgejärvest põhjapoole jääva territooriumiga, ei ole selge jääjärveliste ja jääjõeliste liivakehade levik ja pidevus. Samuti ei ole selge, millisel määral mõjutab vertikaalset vee liikumist laiguti esinev moreen. Mõjud Puhatu LKA suunal sõltuvad turba filtratsiooniomaduste muutumisest poorirõhu alanedes. Mudelis kasutati liivakehade puhul lateraalseid veejuhtivusi  $K_h = 4$  ja  $6 \text{ m/d}$ .

Sirgala karjääri lõunaosas kavandatakse all-maa kaevandamist lae langetamisega (ilma riitade või sammastega toetamata). Eesti põlevkivikaevandustes puudub eelnev kogemus, kuidas nendes geoloogilistes ja tehnoloogilistes tingimustes muutuvad katendit moodustavate kivimite (sh. Narva lademe domeriit) hüdraulilised omadused, kas ja millise omavahelise ühendusega tekivad langetusala servadesse hea veejuhtivusega tühimikud, jne. Eeltoodud põhjustel tuleks siin toodud veetaseme alandustesse suhtuda kui suunda näitavatesse.

Tranšees 3 (vt asukoht joonis 4.7.2) algas aastal 2017 avakaevandamine ligikaudu 1,5 km pikkuse põhja-lõuna-suunalise (paralleelne mäeeraldise piiriga) eega. Esi on esialgu 2 km kaugusel mäeeraldise piirist. Isegi kui kaevandamine jätkub lüheneva eega (ee lõunaots liigub otse läände), siis on ee pikkus mäeeraldise piiri juures 500 m, mis põhjustab tugevat põhjaveekihte drenivat mõju. On mõistlik kasutada Sirgala II karjääriga analoogilist lahendust pöörata esi enne mäeeraldise piirini jõudmist lääne-ida-suunaliseks, et karjäärist väljapoole jäävat ala drenitaks ainult ee otsaga. Samuti on mõistlik rajada veetõkkesein, mida „laiendatakse“ ümbertõstetud materjaliga. Kui karjääriviisiliselt soovitakse liikuda sama kaugele lõunasse kui on seda tehtud tranšees 4, siis oleks mõistlik teostada ee pööramine juba 1 km kaugusel mäeeraldise piirist, kuna lõunaosas asub põlevkivi sügavamal (~8 m ü.m.p.) kui Sirgala II karjääris.





Joonis 4.7.18. Stsenarium 10 – Sirgala karjääri allmaa kaevandamisega tekitatav survetaseme alandus 2017. aasta võrdlusmudeli suhtes (positiivne alandus = veetaseme langus, negatiivne alandus = veetaseme tõus). Lillaga on tähistatud Sirgala karjääri mäeeraldise piir. Siniste joontega on tähistatud kanalid V-5 (mäeeraldisest läänes) ja S-3 (mäeeraldisest lõunas). Kehtib ka stsenarium 9 (Sirgala II karjääris on veetase tõstetud kõrgusele 30 m ü.m.p.). Isohüpside vahe on 0,1 m.

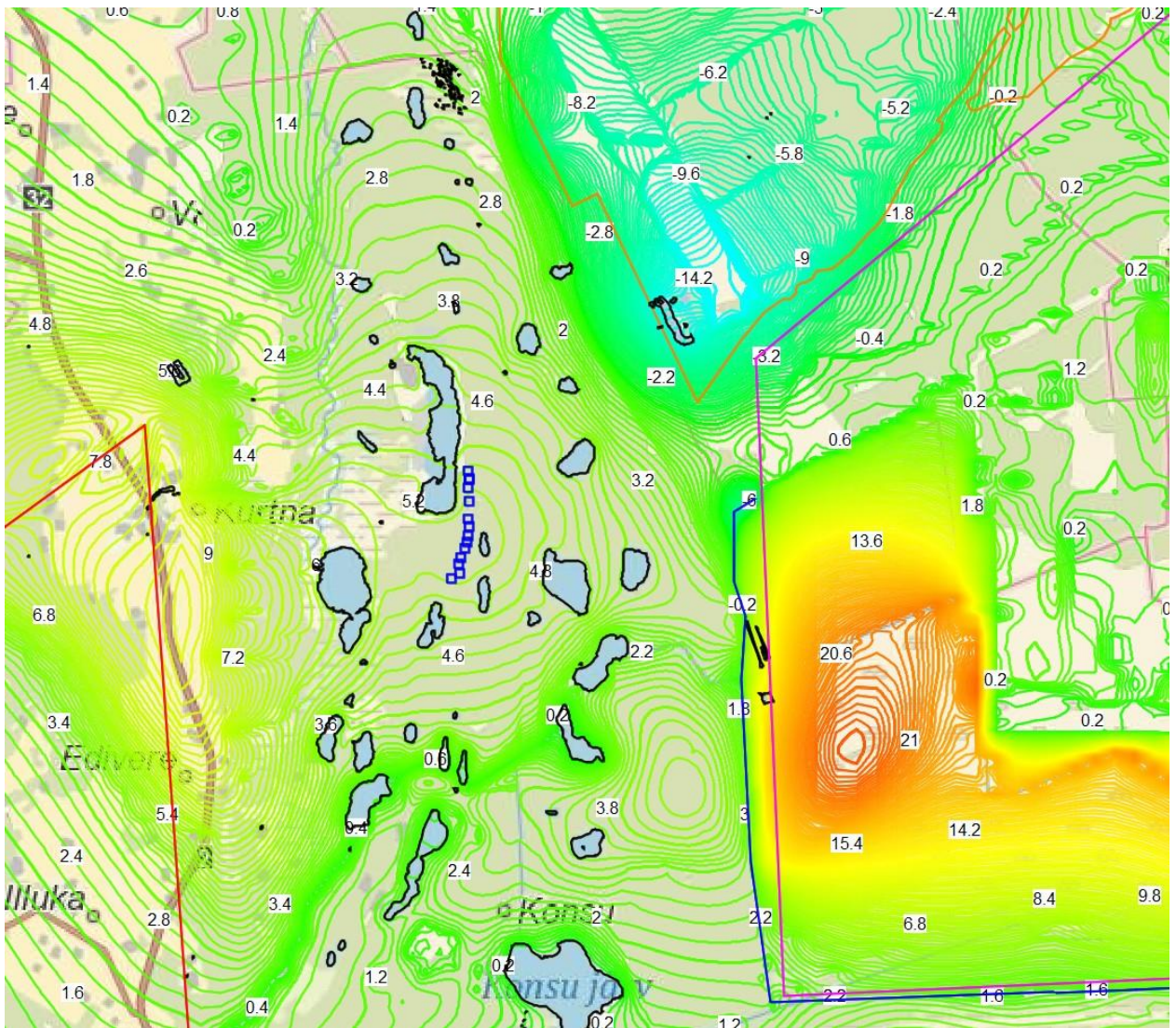
**Stsenarium 11, Sirgala karjääris on ammendunud kogu all-maa kaevandamisega plaanitud põlevkivivaru, kaevandus on täitunud veega, rajatud on kanal V-5, filtratsioonitõkke seina ei ole rajatud.**

*Stsenarium modelleeriti tasakaalulisena sarnaselt eelneva juhtumiga. Erinevuseks on, et põlevkivi veekihi rakendati dreni tingimust kõrgusega 25 m ü.m.p.*

Sirgala karjääri veega täitumisel jääb mäeeraldisest lääne pool veetase praegusest tasemest kuni 2,6 m madalamaks (joonis 4.7.19). Seda peamiselt seetõttu, et veetase tõstetakse karjääris tasemele, mis on karjääri ümbritsevast alast 15–20 meetrit madalamal. Sarnaselt eelmise juhtumiga, on ka selle juhtumiga seotud mõjude amplituudid seotud geoloogiliste ja tehnoloogiliste määramatustega.

Kaevandamise ajal pumpab kaevandaja karjäärist vett välja kavandatavatesse infiltratsioonikraavidesse V-5 ja S-3, aga ka Sirgala II karjääri servas kulgevasse kraavi. Kaevandustegevuse lõppedes lõpeb ka vee pumpamine kraavi. V-5 ja S-3 infiltratsioonisüsteemi peavad hoidma toimivana Mustajõgi ja Konsu kraav, mis praegustes tingimustes saavad olulise osa oma veest Estonia kaevandusest. Sirgala II karjääri servas paikneva infiltratsioonikraavi täitmiseks vajaliku vee osas ei ole selgust.





Joonis 4.7.20. Stsenarium 12 – veetaseme alandus 2017. aasta võrdluse suhtes, kui mitmed põhjavee tasemetele tugevat negatiivset mõju omavad tegurid toimivad samaaegselt (positiivne alandus = veetaseme langus). Isohüpside vahe on 0,2 m.

#### 4.7.2.5. Mõju järvede veetasemetele

Eeltoodud stsenaariumite mõju uuringujärvede veetasemetele on esitatud tabelis 4.7.1. Absoluutsete veetasemete prognoosil on lähtutud 2017. aasta keskmistest mõõdetud veetasemetest, millele on liidetud stsenaariumitega prognoositav mõju 2017 võrdlusmudeli suhtes.

Tabel 4.7.1. Erinevate stsenaariumite prognoositav mõju järvede veetasemetele 2017. aasta keskmise veetaseme suhtes meetrites (ülemine arv), vastav absoluutne veetase m ü.m.p. (EH2000) (alumine arv) ja võrdlus järvede optimaalsete veetasemetega (ptk. 4.6), kus roheline tähistab optimaalset veetaset, roosa ajutiselt aktsepteeritavat veetaset, punane ebasoovitavalt madalat veetaset ja hall ebasoovitavalt kõrget veetaset.

	2017	sts1 <sup>1</sup>	sts2 <sup>2</sup>	sts3 <sup>3</sup>	sts4 <sup>4</sup>	sts5 <sup>5</sup>	sts6 <sup>6</sup>	sts7 <sup>7</sup>	sts8 <sup>8</sup>	sts9 <sup>9</sup>	sts10 <sup>10</sup>	sts11 <sup>11</sup>	sts12 <sup>12</sup>
<b>Valgejärv</b> 44,2–44,7 43,7–44,2 <43,7 >44,7	0 44,1	0,8 44,9	-1,2 42,9	-1,7 42,4	-0,9 43,2	-0,1 44,0	0,4 44,5	-0,2 43,9	0 44,1	0,5 44,6	-0,4 43,7	0,2 44,3	-3,9 40,2
<b>Martiska</b> 44,4–44,9 43,9–44,4 <43,9	0 43,8	0,8 44,6	-1,1 42,7	-3,1 40,7	-1,6 42,2	-0,3 43,5	0,8 44,6	-0,4 43,4	0 43,8	0,3 44,1	0 43,8	0,2 44,0	-5,2 38,6
<b>Kuradijärv</b> 44,2–44,7 43,7–44,2 <43,7	0 43,5	0,8 44,3	-1,1 42,4	-3,4 40,1	-1,8 41,7	-0,3 43,2	0,9 44,4	-0,4 43,1	0 43,5	0,4 43,9	0,1 43,6	0,2 43,7	-5,4 38,1
<b>Liivjärv</b> 44,1–44,6 43,6–44,1 <43,6	0 42,9	0,6 43,5	-0,8 42,1	-1,2 41,6	-0,6 42,3	-0,1 42,8	0,3 43,2	-0,1 42,8	0 42,9	0,4 43,3	0,3 43,2	0,3 43,2	-2,3 40,6
<b>Saarejärv</b> 44,3–44,8 43,8–44,3 <43,8 >44,8	0 44,6	0,5 45,1	-0,6 44,0	-0,5 44,1	-0,3 44,3	-0,1 44,5	0,1 44,7	-0,2 44,4	0 44,6	0,1 44,7	-1,6 43,0	-0,9 43,7	-3,5 41,1

<sup>1</sup>Sademeid infiltreerub keskmisest 20% rohkem

<sup>2</sup>Sademeid infiltreerub keskmisest 20% vähem

<sup>3</sup>Veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 10 000 m<sup>3</sup>/d

<sup>4</sup>Veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 8 000 m<sup>3</sup>/d

<sup>5</sup>Veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 6 000 m<sup>3</sup>/d

<sup>6</sup>Veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 4 000 m<sup>3</sup>/d

<sup>7</sup>Estonia kaevandus ulatub idaosas mäeeraldise piirini ning kaevandust hoitakse kuivana

<sup>8</sup>Estonia kaevandus ulatub idaosas mäeeraldise piirini ning kaevandus on täitunud veega kõrgusele 46 m ü.m.p.

<sup>9</sup>Sirgala II karjääris on põlevkivivaru ammendunud, rajatud on filtratsioonitõkkesein ja veetase reguleeritud kõrgusele 30 m ü.m.p.

<sup>10</sup>Sirgala karjääris on ammendamisel kogu all-maa kaevandamisega plaanitud põlevkivivaru, rajatud on kanal V-5, filtratsioonitõkke sein ei ole rajatud, Sirgala II karjääris on veetase reguleeritud kõrgusele 30 m ü.m.p.

<sup>11</sup>Sirgala karjääris on ammendunud kogu all-maa kaevandamisega plaanitud põlevkivivaru, kaevandus on täitunud veega kõrgusele 25 m ü.m.p., rajatud on kanal V-5, filtratsioonitõkke sein ei ole rajatud, Sirgala II karjääris on veetase reguleeritud kõrgusele 30 m ü.m.p.

<sup>12</sup>Sademeid infiltreerub keskmisest 20% vähem, veevõtt Vasavere veehaardest on keskmiselt 10 000 m<sup>3</sup>/d, Estonia kaevandus ulatub idaosas mäeeraldise piirini ning kaevandust hoitakse kuivana, Sirgala karjääris on ammendamisel kogu all-maa kaevandamisega plaanitud põlevkivivaru, rajatud on kanal V-5, filtratsioonitõkke sein ei ole rajatud, Sirgala II karjääris on veetase reguleeritud kõrgusele 30 m ü.m.p.

Valgejärve veetase püsib modelleerimistulemuste põhjal optimaalse veetaseme vahemikus 4000 m<sup>3</sup>/d veevõtu korral Vasavere veehaardest ning ka 5500 m<sup>3</sup> veevõtu jätkumisel juhul, kui Sirgala II karjääris tõstetakse veetase kõrgusele 30 m ü.m.p ja Sirgala karjääri lõunaosas pärast varu ammendumist kõrgusele 25 m ü.m.p.

Sademetel püsival tõusul 20% võrra 2017. aastaga võrreldes tõuseks mudeltulemuste põhjal järve veetase liiga kõrgele ning ujutaks üle ümbritseva kalda-ala. Kuna aga järve veetaseme piisava tõusmise korral hakkaks tööle järve kirdekaldal olev kraav ning tõenäoliselt puhverdaks veetaseme tõusu ka järve osaliselt ümbritsev soola, pole sademete püsiva suurenemise tegelikud tagajärjed tõenäoliselt nii halvad. Sademete püsiva vähenemise korral 20% võrra ennustavad mudeltulemused järve veetaseme tugevat langust ligi meetri allapoole senist teadaolevat miinimumi.

Mudeltulemused ennustavad Valgejärve veetaseme langust ebasoovitavalt madalale ka Vasavere veehaarde pumpamismahtude 8000–10 000 m<sup>3</sup>/d korral. Veehaardest on selle tegutsemise jooksul võetud vett ametlikel andmetel aastakeskmisena ka veidi rohkem kui 10 000 m<sup>3</sup>/d (joonis 2.2), kuid Valgejärve veetase stsenaariumitele 3 ja 4 vastavat veetaset teadaolevalt saavutanud ei ole. Valgejärve lähedal asuva puurkaevu nr. 3400 veetaseme seireandmetes on küll jälgitav veetaseme langus 1990ndatel ja ajutise miinimumi saavutamine 1990ndate keskel (joonis 4.1.16), mil veevõtt oli kõige suurem, kuid antud perioodi kohta puuduvad järve veetaseme mõõtmisandmed. On võimalik, et sarnaselt viimastele aastatele, langes ka siis järve ümbritsev põhjaveetaseme järve veetasemest rohkem (vt. ptk. 4.1.1.7). Seega, kuigi on võimalik, et mudel hindab Valgejärve veetaseme tundlikkust veevõtule üle, oleks ka prognoositust meetri võrra kõrgemgi veetase Valgejärve ökosüsteemile pikajalisel püsimisel hukatuslik.

Estonia kaevanduse mõju Valgejärve veetasemele on mudeltulemuste põhjal ebaoluline, kuid Sirgala karjääri lõunaosas teostatavate määtoode tulemusel võib järve veetase langeda püsivalt senise teadaoleva minimaalse veetasemeni, mis aga järve ökosüsteemi seisukohalt oleks vastuvõetav vaid mõned aastad. Ebasoovitav veetaseme langus toimub karjääri lõunaosa lähenemisel ka juhul, kui karjääri põhjaosas tõstetakse veetase pärast selle ammendumist tasemele 30 m ü.m.p. Pärast Sirgala karjääri lõunaosa varude ammendumist veetaseme praegu planeeritavale tasemele (25 m ü.m.p.) tõstmise korral taastuks Valgejärve veetase aga optimaalsesse veetaseme vahemikku. Sirgala karjääri lõunaosa lähenemine mõjutab järvetaset, kuid millisest kaugusest alates mõju tugevneb oluliselt, sõltub mitmetest teguritest ja ei ole üheselt selge. Vaja oleks täiendavaid veetaseme seire puurkaeve Q ja Keila-Kukruse veekihtidesse Valgejärve ja Sirgala karjääri mäeeraldise piiri vahelisele alale nagu ka on oluline jätkata Valgejärve veetaseme seiret, et võimalikult varakult mõju tuvastada ja võtta kasutusele vajalikke meetmeid.

Martiska järv saavutab modelleerimistulemustel optimaalse veetaseme vaid sademete püsival suurenemisel 2017. aastaga võrreldes 20% võrra, kui veevõtt püsib 5500 m<sup>3</sup>/d juures või veevõtu vähenemisel 4000 m<sup>3</sup>/d.

Sademete hulga püsival vähenemisel 20% võrra ning veevõtu püsimisel 5500 m<sup>3</sup>/d juures ennustavad mudeltulemused Martiska järve veetaseme langust teadaoleva miinimumini.

Vasavere veehaarde 10 000 m<sup>3</sup>/d veevõtu juures langeks järve veetase mudeltulemuste järgi teadaolevast miinimumist madalamale. Nii selle kui 8000 m<sup>3</sup>/d stsenaariumi sedavõrd negatiivne realiseerumine on pigem vähetõenäoline, kuna varem sarnase veevõtu juures järve veetase teadaolevalt nii madalale ei langenud. Mudeltulemuste järgi saavutab järv optimaalse veetaseme, kui aastakeskmise veevõtt on 4000 m<sup>3</sup>/d. See on kooskõlas põhjaveetaseme järgi prognoositud järve veetasemega 2009.–2010. aastast, mil järve eeldatav veetase oli 44,5 m ü.m.p. juures (joonis 4.6.3) ning veevõtt Vasavere veehaardest 2008–2009 oli 4300–4600 m<sup>3</sup>/d (joonis 2.2).

Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse juures kaasnev veetaseme alandus ei ole mudeltulemuste põhjal Martiska järve puhul väga suur, kuid juba olemasoleva, veehaarde poolt avaldatava surve tõttu takistaks see siiski järve optimaalse veetaseme saavutamist.

Sirgala karjääri mõju Martiska järve veetasemele on mudeltulemuste põhjal väheoluline. Väikest positiivset mõju võib kaasa tuua Sirgala karjääri põhjaosa ammendumise järel veetaseme tõstmine 30 m-ni ü.m.p., kuid see ei suuda leevendada Vasavere veehaarde veevõtu mõju ka 5500 m<sup>3</sup>/d pumpamismahtude säilimise korral.

Kuradijärve veetasemele mudeltulemuste põhjal avalduvad mõjud on sarnased Martiska järvele. Optimaalne veetase saavutatakse vaid veevõtu vähenemisel 4000 m<sup>3</sup>/d ning sademete püsival suurenemisel 2017. aastaga võrreldes 20% võrra (kui veevõtt püsib 5500 m<sup>3</sup>/d juures) saavutatakse optimaalsele veetasemele lähedane veetase. Ka teiste stsenaariumite prognoositavad mõjud on sarnased Martiska järvele. Vaid asumise tõttu Vasavere veehaardele lähemal on Kuradijärve prognoositud veetaseme alanemised suuremate pumpamiskoguste juures Martiska järvest veidi suuremad. Vasavere veehaarde 8000–10 000 m<sup>3</sup>/d veevõtu juures langeks järve veetase mudeltulemuste järgi teadaolevast miinimumist madalamale. Tõenäoliselt on nende stsenaariumite sedavõrd negatiivne realiseerumine pigem vähetõenäoline, kuna sarnaselt Martiska järvele ei langenud sarnase veevõtu juures järve veetase

teadaolevalt nii madalale. Nähtust, kus Kuradijärve veetase oli kõrgem kui ümbritseva põhjaveetaseme järgi oleks võinud oletada, võis tõenäoliselt näha ka 1980ndate lõpus ja 1990ndate esimeses pooles. Olemasolevate hõredate järve veetaseme mõõtmisandmete põhjal võib oletada, et järve veetase ei langenud nii madalale kui ümbritseva põhjaveetaseme järgi võinuks prognoosida (joonis 4.6.5). Seega on võimalik, et järve ja põhjaveetaseme dünaamiline seos katkes ning järv jäi iseenda settekihi peale nõ. rippuma. Võib arvata, et põhjaveevõtu taaskordsel suurenemisel modelleeritud mahtudeni kordub sarnane olukord ning modelleeritud veetasemeid järve veetase ei saavuta, kuid järve ökosüsteemi seisukohalt on ka 1980ndate lõpus ja 1990ndate alguses esinenud veetasemed vastuvõetamatud.

Liivjärve puhul ei prognoosi ükski stsenaarium optimaalse ega isegi mitte ajutiselt aktsepteeritava veetaseme saavutamist. Kõige positiivsemalt mõjuks Liivjärve veetasemele mudeltulemuste põhjal sademete 20% võrra suurenemine. Positiivne mõju oleks ka Sirgala karjääri põhjaosa ammendumise järel sealse veetaseme tõstmisel 30 m-ni ü.m.p. ning veevõtu vähendamisel Vasavere veehaardes 4000 m<sup>3</sup>/d. Kuid kõigi nende stsenaariumite korral ei tõuseks järve veetase 2017. aasta keskmisega võrreldes poolt meetritki ning jääks optimaalsest veetasemest endiselt ligikaudu meetri madalamaks ning kunagisest looduslikust veetasemest enam kui 2,5 m madalamaks. Liivjärve optimaalse veetaseme saavutamine nõuaks tõenäoliselt veetaseme tõstmist Sirgala karjääris senistest plaanidest oluliselt kõrgemale, arvestades, et looduslik häiringueelne põhjaveetaseme praeguse karjääri lääneserval oli olemasolevate kuivenduskraavide põhjade kõrguste järgi hinnates planeeritud veetasemest kümnekond meetrit kõrgemal.

Mudeltulemused prognoosivad Vasavere veehaarde veevõtu suurendamise olulist negatiivset mõju Liivjärve veetasemele. Veevõtu 8000–10 000 m<sup>3</sup>/d korral langeks järve veetase teadaoleva miinimumini ja sellest madalamalegi. Nagu ka Valgejärve puhul, ei ole ka Liivjärve puhul teada, et järve veetase oleks varem olnud Vasavere veehaarde selliste pumpamismahtude juures sedavõrd madalal. Samas tuleb arvestada, et perioodil, mil veevõtt veehaardest ulatus sedavõrd suurte mahtudeni (1980ndate keskpaigast kuni 1990ndate keskpaigani), oli järve ümbruse põhjaveetasemele ida poolt mõju avaldav survetegur praegusest oluliselt kaugemal ning ka järve enda veetase oli 1980ndate lõpus 2017. aasta keskmisest veetasemest 70 cm kõrgemal (joonis 4.6.7). Seetõttu on praegust järve veetaseme madalseisu arvestades mudeltulemuste põhjal prognoositud veetasemed võimalikud.

Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse korral moodustuval põhjaveealandusel Liivjärve veetasemele mudeltulemuste põhjal mõju ei ole.

Saarejärve puhul on optimaalse veetaseme püsivust prognoosivaid stsenaariume kõige enam ning tegemist on ka ainsa järvega uuritust, mille keskmine veetase oli 2017. aastal optimaalse veetaseme vahemikus. Järve veetasemele avaldab veevõtt Vasavere veehaardest mudeltulemuste põhjal vähe mõju ning ka Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse korral moodustuv põhjavee alanduslehter prognoositavalt Saarejärveni ei ulatu. Saarejärve veetase langeks optimaalsest veetasemest madalamale vaid juhul, kui veevõtt Vasavere veehaardest tõuseks 10 000 m<sup>3</sup>/d. Andmeid Saarejärve veetaseme või selle ümbruse põhjaveetaseme kohta perioodist, kui veevõtt veehaardest oli sedavõrd suur, ei ole, mistõttu ei saa ka hinnata, kas veehaarde prognoositud mõju on realistlik või mitte.

Mudeltulemuste põhjal eemaldub järve veetase optimaalsest nii sademete püsiva 20%-lise kasvu kui ka languse korral. Sademete kasvu korral saavutaks järv veetaseme, mis ujutaks üle ulatuslikud soo-alad järve ümber ning sademete vähenemise korral langeks veetase liiga madalale. Samas võib oletada, et sademete suurenemise korral toimib järve ümbritsev soola puhvrina ning hoiab järve veetaseme endiselt senistes looduslikes piirides.

Olulisimat negatiivset mõju avaldab Saarejärve veetasemele mudeltulemuste põhjal kaevandamine Sirgala karjääri lõunaosas. See toob prognoosi kohaselt kaasa enam kui pooleteise-meetrise veetaseme languse ning ka veetaseme tõstmisel pärast kaevandamise lõppemist kõrgusele 25 m ü.m.p., jääks järve veetase optimaalsest veetasemest enam kui pool meetrit madalamaks. Saarejärve veetaseme tegelik käitumine on siiski seotud olulise määramatusega tulenevalt pinnakatte filtratsiooniomaduste muutlikkusest ja vaatlusandmete vähesusest selles piirkonnas. Saarejärve ja karjääri vahele oleks vaja rajada täiendavaid seire puurkaeve Kvaternaari ja Keila-Kukruse veekihtidesse.

## 4.8. Võimalused ja soovitused saavutamaks järvede optimaalseid veetasemeid

### 4.8.1. Võimalused Vasavere veehaarde mõjude leevendamiseks

Vasavere veehaarde ümbruse veetasemeid mõjutavad kõige tugevamalt veetarbimine ning seejärel sademete hulga muutused. Üksikute aastate lõikes võib sademete hulk kõikuda pikaajalisest keskmisest vähemalt 30%, kuid 3–5 aasta keskmisena on varieeruvus alla 20%, mis tähendab järvetasemete kõikumisi alla 1 m keskmise taseme suhtes. Veetasemete kõikumise seisukohalt on oluline just mõne aasta keskmine trend, kuna pinnaste suur eriveemahtuvus silub järske muutusi.

Veetarbimise kõikumise tõttu on Vasavere veehaarde ümbrus pidevas pooltasakaalulises olekus. 1990ndate alguse suur veetarbimine (maksimaalselt enam kui 10 000 m<sup>3</sup>/d) langetas põhjaveetaseme veehaarde vahetus ümbruses tasemevahemikku 40–41 m ü.m.p. Üks mõju tugevdav tegur on veehaarde kompaktsus – kogu vesi võetakse 1,1 km pikkuselt lõigult. Ajalooliselt on Kuradi-, Martiska ja Ahnejärve veetasemed olnud vahemikus 46–47 m ü.m.p. ning hüdrokeoloogiline mudel näitab, et ka praeguste teiste mõjutegurite (põlevkivi ja liiva kaevandamine, kraavitamine jne) säilimise juures taastuksid ligikaudu samad veetasemed nendes järvedes Vasavere veehaardest veevõtu lõpetamisel.

Mudeltulemused näitavad ka, et lähteülesandega ettenähtud veevõtu stsenaariumitest saavutavad Martiska ja Kuradijärv ökoloogiliselt optimaalse veetaseme vaid juhul kui veevõtt olemasolevast Vasavere veehaardest on 4000 m<sup>3</sup>/d. Stsenaariumite võrdluse ja ajalooliste analoogsituatsioonide põhjal tuletadest võib optimaalsete veetasemete saavutamine olla võimalik ka veevõtu 4500 m<sup>3</sup>/d juures. Sarnase tulemuseni jõuti ka eelmises komplekses ning hüdrokeoloogilist modelleerimist sisaldanud Kurtna järvestiku uuringus (Ideon & Pöder 1996). Selles jõuti järeldusele, et veehaarde sulgemise järel on optimaalseim stsenaarium olemasoleva Vasavere veehaarde veevõtu vähendamine 4000 m<sup>3</sup>/d ja puudujääva osa katmine muude veeallikatega.

Veetarbimisega seotud veetasemete kõikumisvahemik 6 meetrit ületab oluliselt looduslikku kõikumisvahemikku (ligikaudu 1 m). Samas on viimastel aastatel olnud veetarbimine suhteliselt stabiilne varieerudes 2000 m<sup>3</sup>/d piires ning sellest tulenev mõju põhjaveetasemetele on lähedane sademete hulga muutumisest tulenevatele mõjudele. Kahjuks suureneb veetarbimine sademevaestel aastatel ning mõlema teguri mõjud liituvad. Summaarne efekt ei soosi stabiilse ökosüsteemi moodustumist veehaardele lähimates järvedes.

Praeguse maksimaalse lubatud veevõtu oluline vähendamine tõenäoliselt ei lahenda järvede seisundiga seotud küsimusi täielikult juhul, kui reaalne veevõtt varieerub endiselt suures mahus. Üks võimalik leevendusmeede võiks olla võtta olemasolevast veehaardest vett võimalikult ühesuguses koguses ning rajada veevajaduse tippude silumiseks täiendavad puurkaevud.

Savitski ja Savva (2004) soovitasid Konnajärve ja Liivjärve vahelisele alale Vasavere-2 veehaarde rajamist tarbimismahuga 4000 m<sup>3</sup>/d. See piirkond ei sobi selleks mitmel põhjusel. Nende arvatud veetaseme alandus Liivjärves oleks ligikaudu 1,5 meetrit, mis käesoleva töö alusel oluliselt halvendab järve niigi ebasoodsat seisundit. Veehaarde asukoht Ahtme kaevanduse ja Sirgala II karjääri vahel (distantis mõlemani ligikaudu 1 km) võib tähendada reostusohu, ennekõike sulfaatidega. Savitski ja Savva alahindasid võimalikku reostuse kandumise veehaardesse kandumise kiirust, kuna ei arvestanud setendite poorsusega (lubjakivides on reostuse liikumiskiirus vähemalt 10 korda suurem, liivades vähemalt 3–6 korda).

Olemasolevast veehaardest lõunapoolse Ahnejärve-Särgjärve-Kirjakjärve vahelisele alale uute puurkaevude rajamine võib olla keeruline, kuna (i) kvaternaarisetete veejuhtivus ja paksus väheneb lõuna suunas ja (ii) võib tekkida oht, et Raudi kanalisüsteemist jõuavad veehaardesse kaevandusvetega seotud reained.

Käesolevas töös kaaluti võimalust rajada 400 meetrise sammuga kolm puurkaevu (tootlikkusega kuni 500 m<sup>3</sup>/d ehk u. 20 m<sup>3</sup>/h) olemasolevast veehaardest põhja poole Pannjärve karjäärist vähemalt 100 m kaugusele (veehaarde kogupikkus kasvaks 2,3 km-ni). Pannjärve karjääri tehisejärv peaks kuuluma Vasavere veehaarde kaitsevööndisse. Puurkaevudest ida poole jäävad Noot-, Virtsiku ja Aknajärv, mis on madala reljeefiga alal, kus toimub põhjavee väljavool ja mille veetasel saab vajadusel reguleerida väljavoolukraavide lävendite kaudu. Kogu piirkonna veevaru aitaks mõneti suurendada ja stabiliseerida kraavide sulgemine, mis vajaks aga täiendavat analüüsi ennekõike majandusmetsade seisundi võimaliku muutumise tõttu. Väljapakutud uutest puurkaevudest põhjapoolse jäävad Mätasjärv (400 m lähimast puurkaevust) ja Konnajärv (900 m).

Uued puurkaevud paikneks Vasavere ürgoru jäme purdses materjalis ehk tarbiks paljuski sama veeresurssi, mida tänane veehaare. Küll aga väheneks lokaalne mõju olemasolevast veehaardest 160 ja 180 meetri kaugusel asuvatele Kuradijärvele ja Martiskale, juhul kui (i) fikseerida olemasoleva veehaarde summaarne veevõtt 5000 m<sup>3</sup>/d, (ii) jaotada olemasolev veehaare kolmeks lõiguks, mille piires veevõtt on fikseeritud (vähendamaks olulist koormuse ümberjaotumist veehaarde piires).

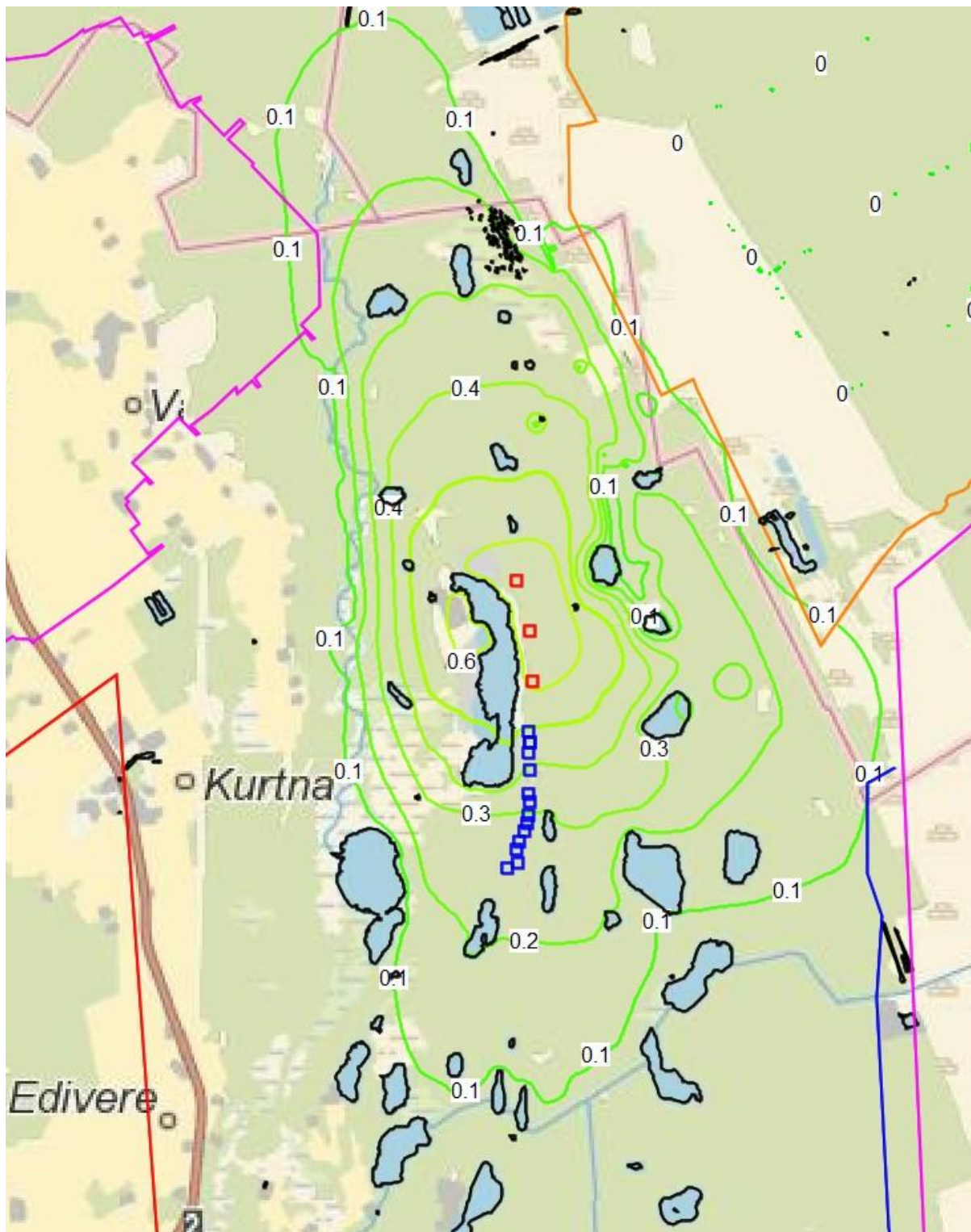
Nende meetmete rakendamisel ei saavutataks küll järvede optimaalseid veetasemeid, kuid väheneks veetarbimise tavapärase kõikumise mõju Kuradi-, Ahne- ja Martiska järve veetasemetele. Nende veetase stabiliseeruks sisuliselt 2017. a tasemele ning edasised kõikumised jääksid looduslike kõikumiste piiresse. Koos veetaseme stabiliseerimisega tuleks aga rakendada ka teisi järvede seisundi parandamiseks vajalikke meetmeid nagu kaldaalade puhastamine jne.

Mudelarvutused näitavad, et uute puurkaevude rajamisel alandatakse Mätas- ja Konnajärve veetasemeid vähemalt 0,5 meetrit, kui summaarne veevõtt püsib mitme aasta lõikes 5000 + 3 x 500 = 6500 m<sup>3</sup>/d (tabel 4.8.1, joonis 4.8.1). Viimastel aastatel on veevõtt olnud pigem suurusjärgus 5500–6000 m<sup>3</sup>/d. Järv Biopuhastus AS ei prognoosi hetkel püsivalt 6500 m<sup>3</sup>/d veevõttu, kuid mudelarvutustesse arvestati sisse ka mõningane puhver.

Tabel 4.8.1. Uute puurkaevude rajamisega kaasnevad veetasemete muutused (m) järvedes võrreldes 2017. aasta võrdlusmudeliga meetrites (ülemine arv), vastav absoluutne veetase m ü.m.p. (EH2000) (alumine arv) ja võrdlus järvede optimaalsete veetasemetega (ptk. 4.6), kus roheline tähistab optimaalset veetaset, roosa ajutiselt aktsepteeritavat veetaset ja punane ebasoovitavalt madalat veetaset

Järv	2017	5000+1x500	5000+2x500	5000+3x500
<b>Valgejärv</b>	0	0	-0,1	-0,1
44,2–44,7 43,7–44,2	44,1	44,1	44,0	44,0
<b>Martiska</b>	0	0,1	-0,1	-0,2
44,4–44,9 43,9–44,4 <43,9	43,8	43,9	43,7	43,6
<b>Kuradijärv</b>	0	0,1	-0,1	-0,3
44,2–44,7 43,7–44,2 <43,7	43,5	43,6	43,4	43,2
<b>Liivjärv</b>	0	0	-0,1	-0,3
44,1–44,6 43,6–44,1 <43,6	42,9	42,9	42,8	42,6
<b>Saarejärv</b>	0	0	0	0
44,3–44,8 43,8–44,3	44,6	44,6	44,6	44,6
<b>Mätasjärv</b>		-0,1	-0,3	-0,6
<b>Konnajärv</b>		0	-0,2	-0,5





Joonis 4.8.1. Veetasemete muutus pindmises veekihis 2017. a võrdlusmudeli suhtes, kui veevõtt senisest Vasavere veehaardest on  $5000 \text{ m}^3/\text{d}$  ja uute kaevude tootlikkus on  $1500 \text{ m}^3/\text{d}$  ( $3 \times 500 \text{ m}^3/\text{d}$ ) (positiivne alandus = veetaseme langus). Isohüpside vahe on 0,1 m.

Pikemas perspektiivis väärriks uurimist võimalus rajada uus veehaare Vasavere ürgorgu Isandajärve ja Oru linnaosa vahelisele alale. Varasemate geoloogiliste uuringute alusel muutub ürgorg selles piirkonnas madalamaks ja/või kaob. Tü geoloogia osakonna tehtud seismitel testtöödel on oru sügavam osa Isandajärvest põhjapool alla 200 m laiune, mistõttu võib ürgorg olla korralikult kaardistamata liiga hõreda puuraukude võrgu tõttu. Selles asukohas on piiratud sademetoitelisus ning vee kvaliteeti võib ohustada soosetete esinemine katendis. Võib arvata, et veehaarde vesi on segu kvaternaarisetete ja Ordoviitsiumi lubjakivide veest. Vajab täiendavat uurimist, kas võimalikku veehaaret ohustaks Ahtme ja Tammiku kaevanduste veed.

Eelnevat arvesse võttes on soovitatav tegevuskava Vasavere veehaarde mõju leevendamiseks järgnev. Rajada esmalt kolm uut „tipukoormuste“ puhul kasutatavat puurkaevu summaarse lubatud veevõtuga 1500 m<sup>3</sup>/d, kehtestada veehaarde olemasolevatele puurkaevudele summaarne veevõtt 5000 m<sup>3</sup>/d ning jaotada olemasolev veehaare kolmeks fikseeritud veevõtuga lõiguks. Selline veevõtu jaotus näha ette 5–10 aastaks.

Selle perioodi jooksul tuleb otsida sobilik koht uuele veehaardele (nt. Isandajärve piirkonnas) ja see välja ehitada ning teostada Vasavere veehaarde mõjupiirkonda jäävatel järvedel täiendavad seisundi parandamiseks vajalikud tööd (vt. ptk. 4.8.4). Uue vee erikasutusloaga lubada vanast veehaardest võtta 3500 m<sup>3</sup>/d vett ja kolmest tipukaevust täiendavalt kuni 1000 m<sup>3</sup>/d ehk kokku kuni 4500 m<sup>3</sup>/d, mis on modelleerimistulemuste põhjal vajalik järvede optimaalse veetaseme saavutamiseks. Sellisel juhul saab uuest veehaardest võtta kuni 2000 m<sup>3</sup>/d või kui tootlikkus on suurem siis ka rohkem ning vanast veehaardest vastavalt sama palju vähem.

#### 4.8.2. Võimalused Sirgala karjääri mõjude leevendamiseks

Sirgala karjääri negatiivne mõju on uuringus käsitletud järvedest juba avaldunud Liivjärvele, tõenäoliselt mingil määral Valgejärvele ning avaldub tulevikus ilmselt ka Saarejärvele. Liivjärvele ei ennusta mudeltulemused ökoloogilise veetaseme saavutamist mitte ühegi stsenaariumi puhul. Selle ökoloogilise veetaseme saavutamiseks oleks vajalik tõsta veetase Sirgala karjääri põhjaosas pärast selle sulgemist kõrgemale kui praegu planeeritav 30 m ü.m.p. Kui see ei ole tehniliselt võimalik, siis mõningase veetaseme tõusu järve veetasel otseselt mõjutavas Kvaternaari põhjaveekihi võib kaasa tuua järve ja põlevkivikarjääri vahel olevate mineraalsesse pinnakattesse ulatuvate kuivenduskraavide (sh. Riiasoo kraavi) sulgemine või vee pumpamise säilitamine Riiasoo kraavi põhjaossa ka pärast karjääri veega täitumist (ning teiste kraavide sulgemine).

Valge- ja Saarejärve optimaalset veetasel on erinevate Sirgala karjääri puudutavate modelleeritud stsenaariumide põhjal võimalik tagada vaid juhul kui Sirgala karjäär lõuna suunas ei laiene ning karjääri põhjaosas tõstetakse veetase kõrgusele vähemalt 30 m ü.m.p. Karjääri lõunapoolse lainenemise mõju leevendusmeetmeid on põgusalt käsitletud peatükis 4.7.2.4. Ülevaatlikkuse huvides on need esitatud ka siin.

Sirgala karjääri lõunasuunas lainenemisel on mõistlik kasutada Sirgala II karjääriga analoogilist lahendust pöörata esi enne mäeeraldise piirini jõudmist lääne-ida-suunaliseks, et karjäärist väljapoole jäävat ala dreenitaks ainult ee otsaga. Samuti on mõistlik rajada veetõkkesein, mida „laiendatakse“ ümbertõstetud materjaliga. Kui karjääri viisilise soovitakse liikuda sama kaugemale lõunasse kui on seda tehtud tranšees 4, siis oleks mõistlik teostada ee pööramine juba 1 km kaugusel mäeeraldise piirist, kuna lõunaosas asub põlevkivi sügavamal (~8 m ü.m.p.) kui Sirgala II karjääris.

Valgejärve puhul võib mõningast täiendavat leevendust pakkuda järve kirdenurgast väljuva kraavi sulgemine (vt. joonis 4.6.2). Kraav on küll madal ja täiskasvanud, mistõttu väljavoolu järvest selle kaudu enam ei toimu, kuid järve ümbritsevat soostunud metsa see tõenäoliselt teatud määral siiski kuivendab. Kraavi sulgemine aitaks vähendada pinnavee ärajuhtimise kaudu järve valgla veerežiimile avalduvat survet ning nõrgendada kaevandamise mõju järve veetasemele. Saarejärve puhul täiendavaid hüdrooloogilisi võtteid vee äravoolu takistamiseks rakendada ei saa, kuna järvel puudub väljavoolukraav, millega järve veetasel oleks võimalik reguleerida ning olulist kraavitust ei esine ka järve valgjal.

#### 4.8.3. Võimalused Estonia kaevanduse mõjude leevendamiseks

Estonia kaevanduse lähenemine modelleerimistulemuste põhjal enamikku uuritud järvedest oluliselt ei mõjuta, Martiska ja Kuradijärvele võib avalduda kaevanduse maksimaalse ulatuse korral kuni poolemeetri veetasel langetav mõju. Samas on kaevandusel oluliselt suurem mõju järvestiku lääneosa järvedele ning Niinsaare järvele prognoositav 1,2 m veetaseme langus võib järve sisuliselt kuivaks jätta, kuna järve keskmine sügavus on vaid 1 m (Taavita 2015). Võimalusi Estonia kaevanduse mõjude leevendamiseks on põgusalt käsitletud peatükis 4.7.2.3. Ülevaatlikkuse huvides on need esitatud ka siin.

Estonia kaevanduse looduskeskkonnale avalduvate mõjude minimeerimiseks on soovitatav, et kaevandus täidetakse veega võimalikult ruttu pärast varude ammendumist. Kõige parem oleks kui põlevkivivaru ammendumisel jaotataks nii suur kaevandus veetõketega väiksemateks osadeks, mille piires saaksid veetasemed kaevanduse erinevate osade käikudes olla erinevad. Sel moel saaks veetasemed kõrgema reljeefiga aladel taastuda kaevandamiselsetele tasemetele lähemal. Kaevanduse eraldamine osadeks ei pruugi siiski olla tehniliselt võimalik. Võib arvata, et põlevkivi varude ammendumisel rajatakse ülevoolukaevud sarnaselt Ahtme ja Viru kaevandustele. Estonia kaevanduse edelaosas on maapind mäeeraldise piires kõige madalam, võimaldades ülevoolukaevud rajada kõrgusele 46 m ü.m.p.

Lisaks olemasolevatele veetaseme automaatanduritele oleks vajalik paigaldada Estonia kaevanduse võimaliku mõju ilmumise jälgimiseks andur ka Niinsaare järve, kuna see asub järvestiku järvedest kaevandusele kõige lähemal.

#### **4.8.4. Täiendavad tegevused järvede seisundi parandamiseks**

Enne optimaalse veetaseme saavutamiseks vajalike meetmete rakendamist järvedes, kus see on käesoleval ajal on saavutamata (uuringujärvedest Liivjärv, Kuradijärv, Martiska järv, aga ka näiteks Ahnejärv), tuleb läbi viia tööd, mis suurendaksid veetaseme tõstmise positiivseid mõjusid ning vähendaksid võimalikke negatiivseid mõjusid. Ligi veerand sajandit tagasi (Ideon & Pöder 1996) soovitati Kurtna kunagiste vähetoiteliste järvede puhul rakendada järgnevat, ka tänapäeval asjakohast tööde järjekorda:

a) eemaldada veetaseme alandamisel paljandunud ning järvetüübile mitteiseloosuliku taimestikuga kattunud kaldaaladelt biomass, kamardunud pinnas, taimestik, muda, kännud ja muu taoline. Vastasel korral tekib oht orgaanilise aine kontsentratsiooni tõusule järvede vees vee alla jääva kaldatsooni arvelt.

b) kasutada RIPLOX meetodit sette orgaanilise aine oksüdeerimiseks ja fosfori kinnistamiseks settesse;

c) taastada veetaseme põhjaveetaseme tõstmise teel. Veetaseme tõstmine ilma eeltoodud meetmete rakendamiseta ei taga tõenäoliselt järvede head seisundit.

Pärast setete fosforianalüüsi mööndi toona, et RIPLOX meetodit pole vaja setete väikese fosforivaru ja suhteliselt heade hapnikutingimuste tõttu kasutada. Käesoleva uuringu käigus selgus, et möödunud aastatega on uuritud järvede mobiilse fosfori varud täienenud, kasvanud on järvede vee ja seega ka setete orgaanilise aine sisaldus ning järvede sügavamates kihtides valitseb hapnikupuudus. Seetõttu on tollal ellu viimata jäänud veetaseme tõstmise pärast vajalik nüüd settes olev fosfor kindlasti enne veetaseme püsivat tõstmist paremini siduda ja orgaaniline aine oksüdeerida. Samuti on endiselt vältimatult vajalik veetaseme tõstmisele eelnev järvede kaldatsoonide puhastamine.

RIPLOX meetodi kasutamine eeldab eeltööna põhjalikumat setteuuringut, kui teostati käesoleva uuringu käigus. Vajalik on lisaks settes leiduvatele erinevatele fosfori fraktsioonidele teada ka settes leiduva raua ja kergesti laguneva orgaanilise aine omavahelist vahekorda. Setteuuringu põhjal on võimalik välja selgitada sette töötlemiseks vajalikud kemikaalide kogused.

Lisaks tuleb järvedes, milles ei ole saavutatud optimaalseid veetasemeid ning mille seisund on halvem kui „hea“, alustada veesambas hapnikusisalduse pidevseirega, et selgitada välja järvede segunemisrežiim ning see, kas praegustes oludes hapnik üldse jõuab aasta jooksul järvede sügavamatesse veekihtidesse. Selleks tuleb igasse vaadeldava järve sügavaimasse kohta paigaldada automaatmõõtejaamad, mis mõõdaks hapniku vähemalt kolmes sügavuses - pinnalähedases kihis, hüppekihi sügavusel ning põhjalähedases kihis. Selline seire peab vältama vähemalt aastase perioodi.

Tulevikus toimuvate veetaseme muutuste fikseerimiseks peab jätkuma ka olemasolev järvede veetasemete automaatseire kõigis senistes järvedes.

## 5. Laiendatud kokkuvõte

Kõikide uuritud järvede ökoloogilised seisundid näitasid üldjuhul läbi osade kvaliteeditelementide muutuseid seisundi halvenemise suunas (tabel 5.1). Muutused ja nende põhjused ning võimalikud meetmed on lühidalt järvede kaupa kokku võetud järgnevas alapeatükkides.

Tabel 5.1. Uuritud järvede ökoloogiline seisund (FYKE – füüsikalise-keemilised näitajad, FYPLA – fütoplankton, MAFY – suurtaimed, SUSE – suurselgrootud, ZOPLA – zooplankton ja HYMO – hüdro-morfoloogia)

	FYKE	FYPLA	MAFY	ZOPLA	HYMO	ÖSE
Valgejärv	kesine	hea	hea	hea	hea	hea
Martiska järv	kesine	hea	kesine	kesine	hea	kesine
Kuradijärv	kesine	kesine	kesine	kesine	hea	kesine
Liivjärv	kesine	hea	halb	kesine	hea	halb
Saarejärv	kesine	hea	hea	hea	väga hea	hea

### 5.1. Valgejärv

Valgejärve ökoloogiline seisund on viimasel kahel korral (2010 ja 2013) olnud hea, nagu ka 2018. aastal. Kõik hinnatud elustikurühmad olid heas seisundis, suurtaimestiku puhul oli probleeme niitrohevetikate vohamisega, fütoplanktoni puhul biomassi ebaühtlase jaotumisega liikide vahel ning zooplanktoni puhul keriloomade suure osakaaluga biomassis. Füüsikalise-keemiliste näitajate koondhinnang oli summarselt kesine, kuna läbipaistvus oli halval ja üldlämmastiku sisaldus väga halval tasemel. Seega on selgeid ohu märke seisundiklassi halvenemiseks lähitulevikus. Kokkuvõtlikult on Valgejärve olulisemateks probleemideks orgaanilise aine sisalduse suurenemine, sügavamates veekihtides kujunev hapnikupuudus, pidevalt suurenev üldfosfori sisaldus, veesisesel taimestikul vohav epifüüton, tativetika vohamine ning mõningad muutused zooplanktoni koosluses. Hapnikupuuduse tõttu võivad põhjasetted olla muutunud olulisimaks fosforiallikaks. Valgejärve setete mobiilse fosfori varu on aktiivses kihis 5,1 g g/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 256 kg fosforit, sh. on labiilset fosforit ca. 69 kg. Sobivate tingimuste juures kogu mobiilse fosfori vabanemisel suureneb vee fosforisisaldus kuni 0.64 mg/l, mis on uuritud järvedest kõige madalam, kuid arvestades pehme- ja heledaveeliste järvede hea ja kesise seisundi fosforisisalduse piiri, on oht järvele väga suur.

Valgejärves kujunenud hapnikupuudus on seotud suurenenud orgaanilise aine sisaldusega, mille lagundamiseks kasutavad mikroorganismid ära järve põhjakihtidesse segunemisega jõudva hapniku. Orgaanilise aine sisalduse suurenemisega on seotud kollase aine sisalduse suurenemine ning vee läbipaistvuse vähenemine. Kui 1977. ja 1987. aastal liigitus Valgejärve kihistunud poolhuumustoiteliste järvede hulka, siis samal tüpoloogial põhinedes paigutub 2018. aastal pigem kihistunud pehmeveeliste düseutroofsete ehk segatoiteliste järvede hulka. Tüübi muutumise on määramistabeli järgi kaasa toonud orgaanilise aine sisalduse tõus üle 35 mgO<sub>2</sub>/l. Viimase protsessi põhjuseks võib olla soovee osatähtsuse kasv järve toites. Soovalgalt pärineva toite suurema osakaalu teooriat toetab järve happelisuse suurenemine. Soovee osakaalu suurenemist 2018 tulemustes võis osaliselt tingida ka sademete hulga muutused ja järvetaseme kõikumised. Valgejärvest idas asuva põhjaveetaseme seirekaevu veetaseme langes 1990ndatel 1–1,5 m varasemast keskmisest madalamale ning alates 2011. aastast alanen veelgi. Selline põhjavee langus muutis järvest läänes oleva turba-ala veetaseme gradienti ning sealt hakkas senisest enam vett voolama Valgejärve poole, tuues järve varasemast rohkem orgaanikarikast ning tumedat soovett, vähendades järve läbipaistvust ja põhjustades tugevat kihistumist. Alates 2014. aastast, kui põhjaveetaseme järvest idas langes erakordselt madalale, hakkas langema ka järve veetaseme, ilmselt ei suutnud soovee sissevool enam kompenseerida väljavoolu suurenemist. Teisalt on eelkõige viimasel kümnendil nähtavasti suurenenud ka Valgejärve enda produktsioon. Olukorrast väljapääsuks on oluline Kvaternaari põhjaveetaseme taastumine järvest idas 1990ndatele eelnenud tasemel. See vähendaks rabavee osakaalu järve veebilansis, suurendaks orgaanikavaese vee sissevoolu järve, vähendaks järve hapnikupuudust ning peataks fosfori vabanemise settest. Tulemusena oleks võimalik järve seisundi aeglane kui pidev halvenemine peatada ning loodetavasti pöörata paranemisele.

Valgejärve veetase ei ole ajalooliselt olulisel määral kõikunud (tuleb möönda, et ajaloolised andmed on lünklikud). Järve pikaajaline stabiilne veetase on olnud vahemikus 43,9–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,1–44,7 m ü.m.p. (EH2000). Kõrvalekalded sellest on toimunudaasta 1994. ja lähiminevikus: augustist 2014 kuni oktoobrini 2017 ja alates augustist 2018, mil veetase langes alla 43,9 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,1 m ü.m.p. (EH2000). Veetaseme püsiv langus pikaajalisest keskmisest meetri võrra madalamale jätaks kuivaks kõik vesilobeelia kasvualad ning veelgi suurem veetaseme langus ohustaks ka järv-lahnarohu kasvukohti. Valgejärve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase on 44,0–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,2–44,7 m ü.m.p. (EH2000) ehk järve pikaajalise stabiilse veetaseme vahemik.

Valgejärve veetase püsib modelleerimistulemuste põhjal optimaalse veetaseme vahemikus vaid 4000 m<sup>3</sup>/d veevõtu korral Vasavere veehaardest ning 5500 m<sup>3</sup> veevõtu jätkumisel juhul, kui Sirgala II karjääris tõstetakse veetase kõrgusele 30 m ü.m.p ja Sirgala karjääri lõunaosas pärast varu ammendumist kõrgusele 25 m ü.m.p. Praeguse veevõtu juures on järvetase optimaalsele suhteliselt lähedal, kuid täiendavate mõjutegurite avaldumisel võib järve seisund halveneda. Estonia kaevanduse mõju Valgejärve veetasemele on mudeltulemuste põhjal ebaoluline, kuid Sirgala karjääri lõunaosas teostatavate mäetööde tulemusel võib järve veetase langeda püsivalt senise teadaoleva minimaalse veetasemeni ehk järve ökoloogilisest veetasemest madalamale. Sirgala karjääri poolt avaldatava mõju adekvaatseks hindamiseks tuleks rajada täiendavaid veetaseme seire puurkaeve Valgejärve ja karjääri mäeeraldise vahelisele alale.

## 5.2. Martiska järv

Martiska järve ökoloogilist seisundit on varem hinnatud 2006. aastal, siis oli see kesine. 2018. aastal oli seisund endiselt kesine, mille tingis suurtaimestiku kvaliteedielement. Teistest elustikurühmadest oli heas seisundis fütoplankton; zooplanktoni puhul oli probleemiks keriloomade vohamine biomassis ja koosluse oluline vaesumine. Kesises seisundis oli ka füüsikalise-keemiline kvaliteedielement. Martiska järve peamiseks probleemideks on väga suur lämmastikuühendite sisaldus, terav hapnikupuudus ja järvetüübile iseloomulike taimeliikide kadumine. Kõrge lämmastikusisaldus võib olla tingitud väga soojast kevadest ja suvest, mis intensiivistas õhulämmastiku sidumist bakterite poolt ning see ei pruugi olla järves pidevaks probleemiks. Samas on märke, et järve tootmine on tõusuteel. Peale maikuisse hüppekihi proovi oli N:P suhe kõigil uurimiskordadel oluliselt suurem kui 16, seega tootmise piirab fosforisisaldus. Martiska järve setete mobiilse fosfori varu on aktiivses kihis 3,9 g g/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 114 kg fosforit (vähem kui teistes uuritud järvedes), sh. on labiilset fosforit ca. 34 kg. Sobivate tingimuste juures kogu mobiilse fosfori vabanemisel suureneb vee fosforisisaldus kuni 1,14 mg/l, seega on praeguse hapniku- ja segunenemise režiimi püsimisel järve seisundi halvenemine vältimatu.

Martiska järve veetase on viimase seitsmekümne aastaga väga palju kõikunud ning järve ebasoodne seisund on seotud nii veetaseme ebastabiilsuse kui ka loomulikust madalama veetaseme negatiivsete mõjudega, mis tähendab veemassi mitmekordset vähenemist. 1977. aastal liigitati Martiska järv kihistumata vähetoitelisteks järveks, vaid 10 aastat hiljem kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliseks järveks. Samal tüpoloogial põhinedes oli ka 2018. aastal Martiska järv kihistunud eutrofeerunud vähetoitelise järve, kuid seda vaid tänu heale läbipaistvusele – <2 m läbipaistvuse korral kuuluks järve eutroofsete järvede tüüpi. Läbipaistvuse paranemise põhjuseks on veesambas olevate toitainete omastamine veetaimede poolt. Hapnikupuudust järves võib selgitada järve suurenenud põhjaveevahetuse kiirus, sest põhjavesi sisaldab väga vähe hapnikku. Veetaseme languse 1970ndatel tõi kaasa Vasavere veehaarde rajamine ja sellest tingitud põhjavee alanduslehter, mis tingis põhjavee voolusuuna muutused, järvest hakati tõmbama vett põhjaveehaarde poole, kuid teisest küljest intensiivistus ka põhjavee sissevool. Toitelisuse tõusule viitavad ka muutused taimestik. Alates 1980. aastatest on järves ohtramaks muutunud rohketoitelisuse lembesed liigid nagu kanada vesikatik ja ujuv penikeel, samuti leiti varasemalt järvest puudunud niitrohevetikat. Seega on suur veetaseme langus mõjutanud järve taimestikku mitmeti: kadusid kaitsealused isoetiidid vesilobeelia ja järv-lahnarohi seoses elupaikade hävinemisega ja lisaks loodi soodsad tingimused järve troofisuse tõusule.

Järve elustiku seisukohalt on lisaks veetaseme madalusele kahjulik ka veetaseme pidev suuremastaabiline kõikumine, mis ei lase stabiilsetel kooslustel välja kujuneda ning kooslustel säilida. Järve tervise seisukohalt

oleks kõige soovitam võimalikult suure veemassi tekitamine, mis tähendaks kunagisele looduslikule tasemele (ligikaudu 46 m ü.m.p.) vastavat veetaset. Martiska järve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase on 44,2–44,7 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,4–44,9 (EH2000), mis on 1,3–1,8 m kunagisest looduslikust veetasemest madalam. Lisaks toitainete kontsentratsiooni vähendamisele paranevad veetaseme tõusmisel tõenäoliselt ka järve hapnikuolud. Järve veetaseme tõstmine üksinda tõenäoliselt ei taga järve head seisundit, lisaks tuleb üleujutatav kaldavöönd taimestikust puhastada ja kamardunud pinnas ära koorida ning võimalusel kasutada RIPLIX meetodit fosfori sidumiseks.

Martiska järv saavutab modelleerimistulemustel optimaalse veetaseme vaid aasta keskmise veevõtu vähendamisel vahemikku 4000 kuni 4500 m<sup>3</sup>/d. Selline mudeli tulemus on kooskõlas põhjaveetaseme järgi prognoositud järve veetasemega 2009.–2010. aastast, mil järve eeldatav veetase oli 44,5 m ü.m.p. juures. Juhul kui veevõtt püsib 5500 m<sup>3</sup>/d juures, siis on vajalik võrreldes 2017. aastaga sademete suurenemine püsivalt 20% võrra. Lisameetmena veetaseme stabiliseerimiseks kaaluti võimalust rajada 400 meetrise sammuga kolm puurkaevu (tootlikkusega kuni 500 m<sup>3</sup>/d) olemasolevast veehaardest põhja poole Pannjärve karjäärast vähemalt 100 m kaugusele. Sellega ei saavutataks küll järvede optimaalseid veetasemeid, kuid see võimaldaks leevendada veetarbimisest tulenevat veetasemete kõikumise mõju. Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse juures kaasnev veetaseme alandus ei ole mudeltulemuste põhjal Martiska järve puhul suur, kuid täiendava survena takistaks see siiski järve optimaalse veetaseme saavutamist. Sirgala karjääri mõju Martiska järve veetasemele on mudeltulemuste põhjal väheoluline.

### 5.3. Kuradijärv

Kuradijärve ökoloogilist seisundit on varem hinnatud 2006. aastal, siis oli see halb. 2018. aastal oli järve ökoloogiline seisund kesine, seda kõikide elustikurühmade osas. Suurtaimestiku puhul oli kõikide näitajate seisund halb peale niitrohevetikate ohtruse. Fütoplanktoni puhul olid head vaid klorofüllü sisalduse näitajad, zooplanktoni koosluse seisund oli uuritud järvedest selgelt kõige halvem. Füüsikalise-keemilistest näitajatest olid kõik näitajad peale pH kesisel, halval või väga halval tasemel. Kokkuvõtlikult on Kuradijärve probleemideks väga suur lämmastikuühendite sisaldus, suur fosforiühendite sisaldus, terav hapnikupuudus, fütoplanktoni vohamine ja vähetoitelistele järvedele iseloomuliku zooplanktonikoosluse kadumine. Enim on ebasoovitavaid aineid (sh. orgaanilist ainet) järve põhjakihis, ka vee läbipaistvus on madal. Erakordselt suur üldlämmastiku sisaldus 2018. aasta suvel on ilmselt tingitud väga soojast kevadest ja suvest, mis intensiivistas õhulämmastiku sidumist bakterite poolt. Samas oli Kuradijärves üldlämmastiku sisaldus väga suur ka 2006. aastal. Kuradijärves on N:P suhe kõigis proovides üle 16, seega järve produktsiooni piirab fosforisisaldus ja fosforiga rikastumine. Juba alates 1980ndatest valitsenud põhjakihi hapnikupuuduse tõttu on üldfosfori sisaldus järves kasvanud. Kuradijärve setete aktiivse fosfori varu on aktiivses kihis 11,3 g/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 192 kg fosforit, sh. on labiilset fosforit 65 kg. Kogu mobiilse fosfori vabanemisel tõuseks järve vee fosforisisaldus kuni 3,56 mg/l, mistõttu järve seisund halveneks veelgi.

Kuradijärve veetase on alates 1970ndatest väga palju kõikunud ning järve ebasoodne seisund on seotud nii veetaseme ebastabiilsuse kui ka loomulikust madalama veetaseme negatiivsete mõjudega. 1977. aastal liigitati Kuradijärv vähetoiteliseks järveks, kümme aastat hiljem kihistunud eutrofeerunud vähetoiteliseks järveks. Samal tüpoloogial põhinedes oli 2018. aastal Kuradijärv kihistunud pehmeveeline eutroofne järv. Järve seisund on Martiska järvest kiiremini halvenenud, sest miinimumveetaseme juures oli järve allesjäänud veemaht väiksem. Seetõttu hinnati järv 1980ndate lõpus hüpertroofseks. Järve veetaseme langus tõi kaasa toitainete kontsentratsioonide suurenemise järves ning planktonikoosluste muutumise. Hapnikupuudust järves võib selgitada järve suurenenud põhjaveevahetuse kiirus, sest põhjavesi sisaldab väga vähe hapnikku. Veetaseme languse 1970ndatel tõi kaasa Vasavere veehaarde rajamine ja sellest tingitud põhjavee alanduslehter, mis tingis põhjavee voolusuuna muutused, järvest hakati tõmbama vett põhjaveehaarde poole, kuid teisest küljest intensiivistus ka põhjavee sissevool. Troofsuse tõusu kinnitab ka suurtaimestiku muutus: varasemalt taimestikuvaeses järves on hakanud levima ujuv penikeel ja kanada vesikat. Samas jääb selgusetuks üleüldine suurtaimestiku vaesus.

Järve elustiku seisukohalt on lisaks veetaseme madalusele kahjulik ka veetaseme pidev suuremastaabiline kõikumine. Kuradijärve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase on 44,0–44,5 m ü.m.p. (BK77) ehk 44,2–44,7 m ü.m.p. (EH2000), mis on 1,5–2,0 m kunagisest looduslikust veetasemest madalam. Lisaks toitainete kontsentratsiooni vähendamisele paranevad veetaseme tõusmisel tõenäoliselt ka järve hapnikuolud. Järve veetaseme tõstmine üksinda tõenäoliselt ei taga järve head seisundit, lisaks tuleb üleujutatav kaldavöönd taimestikust puhastada ja kamardunud pinnas ära koorida ning võimalusel kasutada RIPLOX meetodit fosfori sidumiseks.

Kuradijärve veetasemele mudeltulemuste põhjal avalduvad mõjud on sarnased Martiska järvele. Optimaalne veetase saavutatakse vaid veevõtu vähenemisel vahemikku 4000 kuni 4500 m<sup>3</sup>/d ning sademete püsival suurenemisel 2017. aastaga võrreldes 20% võrra (kui veevõtt püsib 5500 m<sup>3</sup>/d juures) saavutatakse optimaalsele veetasemele lähedane veetase. Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse juures kaasnev veetaseme alandus ei ole mudeltulemuste põhjal Kuradijärve puhul suur, kuid täiendava survena takistaks see siiski järve optimaalse veetaseme saavutamist. Sirgala karjääri mõju järve veetasemele on mudeltulemuste põhjal väheoluline. Vaid asumise tõttu Vasavere veehaardele lähemal on Kuradijärve prognoositud veetaseme alanemised suuremate pumpamiskoguste juures Martiska järvest veidi suuremad.

## 5.4. Liivjärv

Liivjärve ökoloogilist seisundit pole varem hinnatud, 2018. aastal oli see halb. Halva seisundiklassi tingis suurtaimestiku kvaliteedielement, hinnatud elustikurühmadest kõige paremas seisundis oli järve fütoplankton, zooplanktoni seisund oli halvem kui fütoplanktoni seisund. Samuti oli ebasoodne järve füüsikalise-keemiline seisund. Liivjärve olulisemateks probleemideks on orgaanilise aine sisalduse suurenemine, terav hapnikupuudus, suur fosforiühendite sisaldus, järvetüübile omaste taimeliikide ning zooplanktoni koosluste puudumine. Nimetatud probleemid on omavahel seotud: hapnikupuudus, vee läbipaistvuse märkimisväärne vähenemine ning suur kollase aine sisaldus on seotud orgaanilise aine sisalduse suurenemisega. Orgaanilise aine sisalduse tõusu üheks põhjuseks võib olla rabavee osatähtsuse kasv järve toites.

Lisaks valglalt kantavale orgaanilisele ainele on kasvanud Liivjärve enda produktsioon. Seda indikeerib nii huumusainete mittedomineerimine järve orgaanilises aines kui ka 1980ndate lõpuga võrreldes oluliselt suuremad järve klorofüllisisaldus ja fütoplanktoni biomass. Produktsiooni kasvule on omakorda kaasa aidanud võrreldes 1980ndate lõpuga oluliselt suurenenud fosforiühendite sisaldus. Samuti oli 2018. aasta suvel järves erakordselt suur lämmastikuühendite sisaldus. Kõigis Liivjärve proovides oli 2018. aastal N:P suhe üle 16, mistõttu on fosforisisalduse suurenemine järve seisundile ohtlikum kui suur lämmastikuühendite sisaldus. Liivjärve setete mobiilse ehk potentsiaalselt veesambasse tagasi vabaneda võiva fosfori varu on aktiivses kihis 5,2 g/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 212 kg, sh. on labiilset fosforit 40 kg. Kogu mobiilse fosfori vabanemisel tõuseks järve vee fosforisisaldus kuni 1,29 mg/l, mistõttu järve seisund halveneks veelgi.

Kuigi negatiivsed arengud Liivjärve suurtaimestikus algasid veetaseme langusest 1960–1970ndatel aastatel, millega kadusid lahjarohu jaoks sobilikud elukohad, siis järve üldine seisund on oluliselt halvenenud 1990ndate ja 21. sajandi esimeste kümnendite jooksul (teadaolevalt madalaim veetase saavutati novembris 2015). Järves on toimumas intensiivne düstrofeerumine ning järv on muutumas pehme- ja heledaveelisest pehme- ja tumedaveeliseks. Looduslik olukorras toitus järv valdavalt järve lääne poolt sisse voolavast Kvaternaari põhjaveest. Järve veetase oli sellest idas oleva sooveetasemega võrreldav ning soovee voolusuund oli ida suunas. Nii idast lähenenud Sirgala põlevkivikarjääri kui läänest lähenenud Ahtme kaevanduse tõttu alanes järve ümbruse Kvaternaari liivades olev põhjaveetase ja läänesuunalt vett samas mahus enam järve voolata ei saanud. Mõju võis olla ka mineraalpinnasesse ulatuvate kraavide rajamisel ja süvendamisel järve ning Sirgala karjääri vahelisel turbaväljal. Kõige selle tõttu vähenes Kvaternaari põhjavee toite osakaal järve veebilansis ja muutus soovee liikumise suund, mis tõi kaasa järve rikastumise orgaanikarikka ja kollasema veega.

Järve ökosüsteemi taastumise võimaldamiseks peab vajalik veetase olema kõrgem kui 1980ndate alguses. Järve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase on 43,9–44,4 m ü.m.p (BK77) ehk 44,1–44,6 m ü.m.p. (EH2000), mis on 1,3–1,8 m kunagisest looduslikust veetasemest madalam. Optimaalsest veetasemest madalamate veetaseme korral jätkuvad järves seal seni aset leidnud protsessid, peamiselt vee tumenemine rabavee sissevoolu jätkumise tõttu ja veesamba rikastumine toitainetega nii väiksema veemassi kui hapnikupuuduse oludes põhjasetetest fosfori vabanemise tõttu ning seisundi paranemist ei ole loota, pigem jätkub selle halvenemine. Järve seisundi parandamiseks on oluline Kvaternaari põhjaveetase järve ümbruses taastada, mistõttu väheneks soovee sissevool järve, suureneks Kvaternaari põhjavee sissevool järve ning lõppeks järve düstrofeerumine.

Liivjärve puhul ei prognoosi ükski stsenaarium optimaalse ega isegi ajutiselt aktsepteeritava veetaseme saavutamist. Kõige positiivsemalt mõjuks Liivjärve veetasemele mudeltulemuste põhjal sademete 20% võrra suurenemine, positiivne mõju oleks ka Sirgala karjääri põhjaosa ammendumise järel sealse veetaseme tõstmisel 30 m-ni ü.m.p. ning veevõtu vähendamisel Vasavere veehaardes 4000 m<sup>3</sup>/d. Kuid ka nende stsenaariumite korral jääks järve veetase optimaalsest veetasemest endiselt ligikaudu meetri madalamaks ning kunagisest looduslikust veetasemest enam kui 2,5 m madalamaks. Liivjärve optimaalse veetaseme saavutamine nõuaks tõenäoliselt veetaseme tõstmist Sirgala karjääris senistest plaanidest oluliselt kõrgemale. Mõningase veetaseme tõusu järve veetasel otseselt mõjutavas Kvaternaari põhjaveekihi võib kaasa tuua järve ja põlevkivikarjääri vahel olevate mineraalsesse pinnakattesse ulatuvate kuivenduskraavide (sh. Riiasoo kraavi) sulgemine või vee pumpamise säilitamine Riiasoo kraavi põhjaossa ka pärast karjääri veega täitumist (ning teiste kraavide sulgemine).

## 5.5. Saarejärv

Saarejärve ökoloogilist seisundit pole varem hinnatud, 2018. aastal oli see hea. Saarejärve seisundit ei ole põhjust hinnata pehme- ja heledaveelistele järvedele (tüüp V) kehtivate kriteeriumite alusel, kuna järve vesi on väga suure kollase aine sisaldusega ning olemasolevatel andmetel ei ole see viimase sajandi jooksul kunagi päris hele olnud. Seega anti seisundihinnang pehme- ja tumedaveelistele järvedele (tüüp IV) kehtivate seisundiklasside piiride järgi. Kõik hinnatud elustikurühmad olid heas seisundis, kuid järve füüsikalise-keemilise kvaliteedi koondhinnang tuli erakordselt kõrge lämmastikusisalduse tõttu kesine. Negatiivseid märke esines ka teistes näitajates – kuigi järve ökosüsteem toimib seni hästi, on 2018. aasta andmete põhjal alust teatud murelikkuseks tuleviku suhtes. Kokkuvõtlikult on järve probleemideks terav hapnikupuudus, väga suur lämmastikuühendite sisaldus, vähenev läbipaistvus, suurenev orgaanilise aine sisaldus ning ülisuur klorofüll a sisaldus järve hüppekihi. Suur klorofüll a sisaldus on märgiks kõrge toitainete sisalduse põhjustatud intentsiivsest järvesisesest produktsioonist, mis toob kaasa suureneva orgaanilise aine sisalduse ja väheneva läbipaistvuse. Samuti on suure orgaanilise aine sisaldusega seotud järve hapnikuolud, kuna orgaanilise aine lagundamisel tarbivad mikroorganismid veesambas oleva hapniku ära. Suur lämmastikuühendite sisaldus 2018. aastal võib olla anomaalne ning seotud väga sooja kevade ja suvega, mistõttu õhulämmastikku siduvate mikroorganismide elutegevus oli soodustatud. Kõigis Saarejärve proovides oli 2018. aastal N:P suhe üle 16, seega on järve fosforisisalduse suurenemine järve seisundile ohtlikum kui väga suur lämmastikuühendite sisaldus. Probleemi võimendab see, et uuritud järvedest kõige rohkem mobiilset fosforit on akumulunud just Saarejärve settesse: 20 cm paksuses aktiivses settekihis on 20,1 g/m<sup>2</sup>, mis teeb järve kohta ca. 1308 kg fosforit, sh. labiilset fosforit on 95 kg. Kokku võib aktiivsest kihis fosforit soodsate tingimuste kokkulangemise korral vette sattuda kuni 4,37 mg/l. Saarejärve enese-eutrofeerumise oht on seega väga kõrge.

Suur kollase aine sisaldus järve vees on märgiks, et olulise osa orgaanilisest ainest moodustavad järve ümbrusest sisse kantud huumusained. Saarejärve ümbruses pole täheldatud põhjaveetaseme langust, järve jõudvate huumusainete tõus võib olla tingitud soo-alade taashapestumisest pärast aluselise õhusaaste lõppemist. Olulisem orgaanilise aine sisalduse tõus on ilmselt tingitud aga järve siseproduktsioonist. Kuna zooplanktonikoosus olulisi eutrofeerumise märke veel ei ilmuta, on toitainete tõus järves toimunud suhteliselt hiljuti. Aastal 1977 paigutus Saarejärv kihistumata pehmeveeliste poolhuumustoiteliste järvede või segatoiteliste järvede hulka, kümme aastat hiljem kihistumata eutrofeerunud poolhuumustoiteliseks järvede hulka. Samal tüpoloogial põhinedes liigitus järv 2018. aastal kihistunud pehmeveeliseks



düsetroofseks ehk segatoiteliseks järveks. Tüübi muutuse on kaasa toonud orgaanilise aine sisalduse oluline tõus.

Saarejärve veetase ei ole ajalooliselt olulisel määral kõikunud. Järve ökosüsteem on kohastunud senise stabiilse veetasemega, seega on järve ökosüsteemi jätkusuutlikuks funktsioneerimiseks vajalik optimaalne veetase 44,1–44,6 m ü.m.p (BK77) ehk 44,3–44,8 m ü.m.p. (EH2000). Järve veetaseme langus optimaalsega võrreldes tooks kaasa suurema soovee sissevoolu valgalt, mis rikastaks järve veelgi enam orgaanilise ainega, võimendades hapnikupuudust ning vähendades läbipaistvust. Fosforikontsentratsioonide suurenemine järves mõjuks produktsiooni plahvatuslikult tõstvalt ning järve eutrofeerumine kiireneks oluliselt.

Saarejärve puhul on optimaalse veetaseme püsivust prognoosivaid stsenaariume kõige enam ning tegemist on ka ainsa järvega uuritustest, mille keskmine veetase oli 2017. aastal optimaalse veetaseme vahemikus. Järve veetasemele avaldab veevõtt Vasavere veehaardest mudeltulemuste põhjal vähe mõju ning ka Estonia kaevanduse maksimaalse ulatuse korral moodustuv põhjavee alanduslehter prognoositavalt Saarejärveni ei ulatu. Saarejärve veetase langeks optimaalsest veetasemest madalamale vaid juhul, kui veevõtt Vasavere veehaardest tõuseks 10 000 m<sup>3</sup>/d. Olulisimat negatiivset mõju avaldab Saarejärve veetasemele mudeltulemuste põhjal kaevandamine Sirgala karjääri lõunaosas, mis toob kaasa enam kui pooleteise meetrise veetaseme languse ning ka veetaseme tõstmisel pärast kaevandamise lõppemist kõrgusele 25 m ü.m.p., jääks järve veetase optimaalsest veetasemest enam kui pool meetrit madalamaks.

Karjääriviisilise kaevandamise mõjusid saab leevendada kaevanduse eepööramisega lääne-ida-suunaliseks. Sirgala karjääri poolt avaldatava mõju adekvaatseks hindamiseks tuleks rajada täiendavaid veetaseme seirepuurkaeve Saarejärve ja karjääri mäeeraldise vahelisele alale.

# Kasutatud kirjandus

- Andersen, F. & Ring, P. 1999. Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 408/409: 175–183.
- Aruniit, V. 1961. Kurtna ja Kontso järvede veevarude suurendamiseks teostatud uurimistööde materjalid. Aruanne. Asukoht Keskkonnaagentuuri arhiiv.
- Belmont, M. A., White, J. R. & K. R. Reddy. 2009. Phosphorus sorption and potential phosphorus storage in sediments of Lake Istokpoga and the Upper Chain of Lakes, Florida, USA. *J. Environ. Qual.*, 38: 987–996.
- Berg-Jürgens, M., Mäemets, H., Teppo, T., Karuse, K., Merits, I., Rooni, K., Kiiker, K. 2017. Loodusdirektiivi järve-elupaikade inventuur 2016–2018. OÜ Consultare, Tartu.
- Boers, P.C.M. & van Hese, O. 1988. Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht Lakes (The Netherlands). *Water Res.*, 22: 355–363.
- Boström, B., Jansson, M. & Forsberg, C. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 18: 5–59.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, New York.
- Carlson, R. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361–369.
- Cyr, H., McCabe, S. K. & Nürnberg, G.K. 2009. Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake. *Water Research*, 43: 1654–1666.
- Di Toro DM. 1993. Fitzpatrick JJ. Chesapeake Bay sediment flux mode. Technical Report, Environmental Laboratory, US Army Engineer Waterways Experiment Station.
- Di Toro, D.M. 2001. *Sediment flux modeling*. Wiley, New York.
- Djokic, D. 2008. *Comprehensive Terrain Preprocessing Using Arc Hydro Tools*. ESRI.
- Domanova, N. & Krapiva, A. 1996. Уровненный режим озёр Консу-Куртнаской системы. *Oil Shale*, 13: 101–114.
- Domanova, N. & Fyodorov, V. 1997. Application of infiltration basins as water protection structures (in the Kurtna Landscape Reserve). *Oil Shale*, 14: 363–374.
- 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.
- EELIS, 2019. Eesti Looduse Infosüsteem. Keskkonnaagentuur.
- Erg, K. 1987. Vasavere ürgoru hüdrogeoloogilised tingimused. – Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 79–84, Valgus, Tallinn.
- Erg, K. & Ilomets, M. 1989. Mäetööde mõju Kurtna järvede veetasemele – seisund ja prognoos. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II*, 47–54, Valgus, Tallinn.
- Gou, D., Westra, S. & Maier, H.R. 2016. An R Package for Modelling Actual, Potential and Reference Evapotranspiration. *Environ. Modell. Softw.*, 78: 2016–224.
- Gächter R. & Müller B. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol. Oceanogr.*, 48: 929–933.
- Heidenreich, M. & Kleeberg, A. 2003. Phosphorus-binding in iron-rich sediments of a shallow Reservoir: spatial characterization based on sonar data. *Hydrobiologia*. 506–509: 147–153.
- Heinsalu, A. & Toom, A. 1995. Põhjasetete fosfor. Aruanne: Ott, I., Laugaste, R., Mäemets, A., Mäemets, A., Kaup, E., Künnis, K., Heinsalu, A., Toom, A., Lokk, S. & Pöder, T. *Kurtna järvestiku limnoloogiline ekspertiis*.
- Heiri, O., Lotter, A.F. & Lemcke, M.-J. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *J. Paleolimnol.*, 25: 101–110.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Zohary, T. & Pollinger, U. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403–424.
- Hupfer, M., Gächter, R. & R. Giovanoli. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquat. Sci.*, 57: 305–324.
- Hupfer, M. & Lewandowski, J. 2008. Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments – a Long-Lasting Paradigm in Limnology. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93: 415–432.
- Ida-Viru maakonna põhjaveevarude kinnitamine. 2006. Keskkonnaministri käskkiri 6.04.2006 nr. 409.

- Ideon, T & Pöder, T. 1996. Keskkonnaekspertiis. Kurtna piirkonna tootmisalade mõju järvestiku seisundile. AS Ideon & Ko, Tallinn. Asukoht Tallinna Ülikooli ökoloogia keskus.
- Ilomets, M. (toim). 1987. *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*. Valgus, Tallinn.
- Ilomets, M. (toim). 1989. *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II*. Valgus, Tallinn.
- Ilomets, M., Paalme, G. & Punning, J.-M. 1987. Kurtna järvestiku seisund – uurimise eesmärk, strateegia ja võimalused. – Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 8–14. Tallinn, Valgus.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. 1992. Iron/Phosphorus Ratio in Surface Sediment as an Indicator of Phosphate Release from Aerobic Sediments in Shallow Lakes. *Hydrobiologia*, 235–236: 731–743.
- Jensen, H.S. & Thamdrup, B. 1993. Iron bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia*, 253: 47–59.
- Kapanen G. 2012. Phosphorus in the bottom sediments of the large shallow Lake Peipsi: environmental factors and anthropogenic impact on the lake ecosystem. PhD thesis, Tallinn University.
- Karukäpp, R. 1987. Mandrijää Kurtna maastike kujundajana. – Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 21–24. Valgus, Tallinn.
- KESE. 2019. Keskkonnaseire infosüsteem. Keskkonnaagentuur.
- Kidmose, J., Nilsson, B., Engesgaard, P., Frandsen, M., Karan, S., Landkildehus, F., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. 2013. Focused groundwater discharge of phosphorus to a eutrophic seepage lake (Lake Væng, Denmark): implications for lake ecological state and restoration. *Hydrogeol. J.*, 21: 1878–1802.
- Kivioja, K. 2017. Kurtna järvestiku hüdroloogilise võrgustiku ajalooline areng. Bakalaureusetöö Tallinna Ülikoolis.
- Kont, A. & Arold, I. 1987. Kurtna mõhnastiku reljeefi põhijooni.– Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 25–31. Valgus, Tallinn.
- Kuusinen, N., Kolari, P., Levula, J., Porcar-Castell, A., Stenberg, P. & Berninger, F. 2012. Seasonal variation in boreal pine forest albedo and effects of canopy snow on forest reflectance. *Agricultural and Forest Meteorology*, 164. 53–60.
- Kutsar, R. 2017. AS Enefit Kaevandused Estonia kaevanduse maavara kaevandamisloa KMIN-054 pikendamise taotluse keskkonnamõju hindamine. Hendrikson & Ko, Tartu-Tallinn.
- Loigu, E., Iital, A., Pachel, K. & Leisk, Ü. 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforväetistes kaadmiumi reostusohu hindamine. Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika instituut, Tallinn.
- Lozovik, P.A., Morozov, A.K., Zobkov, M.B., Dukhovicheva, T.A. & Osipova, L.A. 2007. Allochthonous and Autochthonous Organic Matter in Surface Water in Karelia. *Water Resources*, 34: 204–216.
- Lukkari, K., Hartikainen, H., & Leivuori, M. 2007. Fractionation of sediment phosphorus revisited. I: Fractionation steps and their biogeochemical basis. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 5: 433–444.
- Maileht, 2008. Fütoplanktoni indikaatorlus EL Veepoliitika Raamdirektiivi järvede klassifikatsioonis: Magistritöö Eesti Maaülikoolis. Tartu.
- McMahon, T.A., Peel, M.C., Lowe, L., Srikanthan, R. & McVicar, T.R. 2013. Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: a pragmatic synthesis. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 17: 1331–1363.
- Metslang, M. & Metslang, T. 1977. Kaalutlused põhjavee tehisarude loomiseks Kurtna-Vasavere maetud ürgorus. Asukoht Keskkonnaagentuuri arhiiv.
- Metsur, M., Kaljuste, M., Tamm, I., Toomik, A. & Kukk, R. 2015. Eesti Energia Kaevandused AS kaevandamisloade KMIN-073, KMIN-046, KMIN-074 ja KMIN-087 muutmiseega kaasneva keskkonnamõju hindamise (KMH) aruanne. AS Maves, OÜ Inseneribüroo Steiger, Tallinn.
- Milius, A. & Starast, H. 1996. Response of chlorophyll a concentration to total phosphorus decrease in SE Estonian small lakes. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology*, 6: 79–88.
- Murphy, J., & Riley, I. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31–36.
- Mäemets, A. 1966. Märkmeid Alutaguse järvedest. *Eesti Loodus*, 2: 73–78.
- Mäemets, A. & Mäemets, A. 1967. Vesilobeelia ja lahnarohud Eesti järvedes. *Eesti Loodus*, 9: 556–560.
- Mäemets, A. 1968. *Eesti järved*. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, A. 1977. *Eesti NSV järved ja nende kaitse*. Valgus, Tallinn.

- Mäemets, A. 1983. Kurtna järvestik praegu ja edaspidi. *Eesti Loodus*, 7: 418–424.
- Mäemets, A. 1987. Kurtna järvestiku unikaalsusest, tüpoloogias, muutumisest ja kaitsest. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 165–171. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, A., Kruus, U., Tuusti, J. 1987a. Kurtna järvede zooplanktoni monitooringu lähteandmed. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 178–181. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, A., Kruus, U., Tuusti, J. 1987b. Kurtna järvede suvisest zooplanktonist ja selles toimunud muutustest. *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 182–188. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, A., Mäemets, A., Laugaste, R., Lokk, S., Timm, M. & Reisenbuk, E. 1989. Kurtna järvede hüdrobioloogilisest seisundist 1987. a. suviste uurimisandmete alusel. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II*, 102–109. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, A. 1991. Зоопланктон. Timm, T. (toim.) *Состояние мягководных озёр Эстонии*, 156–199. Eesti Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut, Tartu.
- Mäemets, A & Mäemets, A. 1991. Гидрохимическое состояние. Timm, T. (toim.) *Состояние мягководных озёр Эстонии*, 39–74. Eesti Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut, Tartu.
- Mäemets, H. 2013. Kaitsealuste Natura 2000 järve-elupaikade inventeerimise juhised. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 1987. Pikaajalised fütoplanktoni muutused Eesti järvedes ja nende seosed keskkonnateguritega. Väitekirj bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool.
- Ott, I., Nõges, T., Nõges, P., Järvalt, A., Tuvikene, A., Krause, T. & Kruus, U. 1987. Kurtna vähetoiteliste järvede seisundist. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 172–177. Valgus, Tallinn.
- Ott, I. & Lokk, S. 1996. Viitna Pikkjärv ja puhkajad. *Eesti Loodus*, 6: 174–176.
- Ott, I. 2001. Eesti väikejärvede monitooring 2001. a. EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut, Tartu.
- Ott, I., Laugaste, R., Mäemets, A., Mäemets, A, Kaup, E., Künnis, K., Heinsalu, A., Toom, A., Lokk, S. & Pöder, T. 1995. Kurtna järvestiku limnoloogiline ekspertiis. Asukoht Tallinna Ülikooli ökoloogia keskus.
- Ott, I. & T. Kõiv. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Ott, I., Kõiv, T., Nõges, P., Kisand, A., Järvalt, A. & Kirt, E. 2005. General description of partly hypertrophic Lake Verevi, its ecological status, changes during the past eight decades, and restoration problems. *Hydrobiologia*, 547: 1–20.
- Ott, I. 2006. Eesti väikejärvede seire 2006. a. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2010. Eesti väikejärvede seire 2010. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2013. Eesti väikejärvede seire 2013. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2014. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamine hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide alusel. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2016. Eesti väikejärvede hüdrobioloogiline seire 2016. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2017. Eesti väikejärvede hüdrobioloogiline seire 2017. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Auratrükk, Tallinn.
- Pallo, S. 1977. Kurtna järvestik. Diplomitöö Tartu Riiklikus Ülikoolis. Asukoht TLÜ ökoloogia keskus.
- Perens, R., Savitski, L., Savva, V., Truu, M., Häelm, M. & Jaštšuk, S. 2010. Eesti põlvkivimaardla põhjaveevärvide hinnangu andmine. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Pinnaveekogumite moodustumise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Keskkonnaministri määrus nr. 44, 28.07.2009. Riigi Teataja I, 25.11.2010, 15.
- Perens, R., Savitski, L., Savva, V., Jaštšuk, S. & Häelm, M. 2012. Põhjaveekogumite piiride kirjeldamine ja põhjaveekogumite hüdrogeoloogiliste kontseptuaalsete mudelite koostamine. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

- Plotnikov, V., Savitseva, R. & Fedjainov, V. 1976. *Ottshot o rezultatah otsenki vlijanija gornõh rabot na vodnõe resursõ i režim podsemnõh bod Estonskogo mestoroždenija gornõh slantsev (tšentralnaja tšhast Vazavereskoj pogrebennoi dolinõ)*. Moskva, 1976.
- Punning, J.-M. & Punning, K. 1987. Anioonide sisaldus Kurtna järvedes. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 154–159. Valgus, Tallinn.
- Punning, J.-M., Boyle, J. F., Alliksaar, T., Tann, R. & Varvas, M. 1997. Human impact on the history of Lake Nõmmejärv, NE Estonia a geochemical and palaeobotanical study. *Holocene*, 7: 91–99.
- Qin, B. Q., Hu, W. P. & Gao, G. 2004. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in large shallow lake Taihu, China. *Chin. Sci. Bull.* 49: 54–64.
- Reinsalu, E. 2004. Põlevkivi kaevandamise ettevõtete tööst tulenevate hüdrogeoloogiliste muutuste prognoosi koostamine. Lisaaruanne. TTÜ.
- Reisenbuk, S., Mäemets, A. & Jõgeva, A. 1989. Täiendavaid lähteandmeid Kurtna järvede suurtaimestiku monitooringuks. Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II*, 97–101. Valgus, Tallinn.
- Riikoja, H., 1940. Zur Kenntnis einiger Seen Ost-Eestis, insbesondere ihrer Wasserchemie. Tartu Ülikooli Loodusuurijate Seltsi Aruanded. 46, Tartu.
- Rosenberry, D.O., LaBaugh, J.W. & Hunt, R.J. 2008. Use of Monitoring Wells, Portable Piezometers, and Seepage Meters to Quantify Flow Between Surface Water and Ground Water. In Rosenberry, D.O. & LaBaugh, J.W. (toim.) *Field Techniques for Estimating Water Fluxes Between Surface Water and Ground Water*. Techniques and Methods 4-D2. U.S. Geological Survey, Virginia.
- Rowan, J. S., Carwardine, J., Duck, R. W., Bragg, O. M., Black, A. R., Cutler, M. E. J., Soutar, I. & Boon, P. J. 2006. Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with Application for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.*, 16: 637–657.
- Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 8: 71–76.
- Savitski, L. & Savva, V. 2005. Kurtna-Vasavere veehaarde põhjaveevaru hindamine 2035. aastani. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Schulz, L. 1981. Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste. Zentralblatt Für bakteriologie., 1B, 6.
- Sepp, M. & Pensa, M. 2009. Põlevkivisaaga Narva karjääri maadel. *Eesti Loodus*, 6: 14–19.
- Simm, H. 1975. *Eesti pinnavete hüdrokeemia*. Valgus, Tallinn.
- Smits, J.G.C. & van der Molen, D.T. 1993. Application of SWITCH, a model for sediment-water exchange of nutrients, to Lake Veluwe in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 253, 281–300.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 408–409: 145–152.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P., & Jeppesen, E. 2003. Role of Sediment and Internal Loading of Phosphorus in Shallow Lakes. *Hydrobiologia*, 506–509: 135–145.
- Taavita, T. 2015. Kurtna järvestiku järvede morfomeetriliste näitajate muutused perioodil 1946–2014 Magistritöö Tallinna Ülikoolis.
- Tamm, T. 2002. Effects of Meteorological Conditions and Water Management on Hydrological Processes in Agricultural Fields: Parametrization and Modeling on Estonian Case Studies. PhD thesis, Helsinki University of Technology.
- Tamre, R. 2006. Eesti järvede nimestik. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Terasmaa, J., Vainu, M., Koit, O., Vandell, E., Vaasma, T. & Kapanen, G. 2018. Projekti “Nõmmejärve enesereostuse uuring” aruanne. Tallinna Ülikooli ökoloogia keskus, Tallinn.
- Vainu, M. 2018. Groundwater–Surface Water Interactions in Closed-Basin Lakes: Example From Kurtna Lake District. PhD thesis, Tallinn University.
- Vallner, L. 1987. Põhjavee bilanss ja selle tehismõjurid Kurtna mõhnastikus. – Ilomets, M. (toim). *Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I*, 72–78.
- Vartsen, I. 1989. Melioratiivsete abinõude skeem optimaalse veerežiimi tagamiseks Kurtna järvestiku idapiiril. Aruanne. Asukoht Keskkonnaagentuuri arhiiv.
- Vicente-Serrano, S.,M., Beguería, S. & López-Moreno, J.I. 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23: 1696–1718.

- Wang, S., Jin, X., Pang, Y., Zhao, H., Zhou, Z. & F. Wu. 2005. Phosphorus fractions and phosphate sorption characteristics in relation to the sediment compositions of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River region, China. *Journal of Colloid and Interface Science*, 289: 339–346.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology – Lake and River Ecosystems*. Elsevier, San Diego.
- Winter, T. 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeol. J.*, 7: 28–45.
- Xu, X., Thornton, P.E. & Post, W.M. 2013. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.*, 22: 737–749.

## LISAD

- Lisa 1. Olulise tähtsusega materjalide nimekiri
- Lisa 2. Järvede analüütiliselt määratud füüsikalise-keemilised parameetrid
- Lisa 3. Järvede välitingimustes mõõdetud füüsikalise-keemilised parameetrid
- Lisa 4. Planktoniuuringute tulemused
- Lisa 5. Veetaimestiku koosseis ja liikide ohtrused
- Lisa 6. Järvede hüdro-morfoloogilise seire välitööde protokollid
- Lisa 7. Settepuursüdamike litoloogia
- Lisa 8. Fosforianalüüsi tulemused
- Lisa 9. Järvede veetaseme andmed
- Lisa 10. Fotod välitöödelt
- Lisa 11. Elektrooniliselt esitatud mõõtmiskohtade kaardikihid
- Lisa 12. Elektrooniliselt esitatud kaitsealuste taimede leiukohtade kaardikihid

# Lisa 1. Olulise tähtsusega materjalide nimekiri<sup>1</sup>

1. All T. Põlevkivitööstuse väliskulude määramiseks puudub Eestis metoodika. Maailma Eneregeetikanõukogu; 2014 p. 13.
2. Eensalu M. PÕLEVKIVI KAEVANDAMISEL PÕHJAVEE VÄLJAPUMPAMISEGA KAASNEVAD KESKKONNAMÕJUD JA MEETMED NENDE VÄHENDAMISEKS [Bakalaureusetöö]. TLÜ; 2014.
3. Eisenberg K. VASAVERE VEEHAARDE VEEKASUTUSE ALTERNATIIVIDE ANALÜÜS [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2017.
4. Erg K. Sulphate balance of lakes and shallow groundwater in the Vasavere buried valley, northeast Estonia. Oil Shale. 2003;20(4):477–89.
5. Erg K. Groundwater sulphate content changes in Estonian underground oils shale mines [PhD thesis]. Tallinna Tehnikaülikool; 2005.
6. Erg K. Pikaajalised hüdrogeoloogilise seisundi uuringud Vasavere ürgorus. Jaan-Mati Punning and his time Institute of Ecology at Tallinn University Publication 12. 2012;12.
7. ERR RK Ida-Virumaa |. Eesti Energia plaanib hakata turvast kaevandama [Internet]. ERR. 2017 [cited 2017 Dec 20]. Available from: <https://www.err.ee/642660/eesti-energia-plaanib-hakata-turvast-kaevandama>
8. Häelm M. Ida – Virumaa pinnaveerežiimi mõjutavad looduslikud ja antropogeensed faktorid Kurtna järvestu ja Purtse jõe näitel [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2010.
9. Heinsoo M. Inimtegevuse mõju Kurtna järvestikule [Kursusetöö]. TLÜ; 2013.
10. Heinsoo M. RAUDI KANALI VEE KVALITEET JA SELLE MÕJU LÄBIVOOLUJÄRVEDELE: MUUTUSED JA ARENGUSTSENAARIUMID [Bakalaureusetöö]. Tallinna Ülikool; 2014.
11. Ideon T, Pöder T. KESKKONNAEKSPERTIIS KURTNA PIIRKONNA TOOTMISALADE MÕJU JÄRVESTIKU SEISUNDILE. AS IDEON & CO; 1996 p. 226.
12. Ilomets M, editor. Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng I. 3–8. november 1986. a. toimunud ametkondadevahelise nõupidamise ettekannete kogumik. Tallinn: Valgus; 1987.
13. Ilomets M, editor. Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II. 7. ja 8. aprillil 1988. a. toimunud II ametkondadevahelise nõupidamise ettekannete kogumik. Tallinn: Valgus; 1989a.
14. Ilomets M. Landscape development in the Kurtna kame field area (NE-Estonia) in the Holocene. Estonian-Finnish Seminar of Environmental Questions. 1990;
15. Järve A. KURTNA MAASTIKUKAITSEALA JA PÕHJA-KÕRVEMAA LOODUSKAITSEALA REKREATIIVSE KASUTUSE JA KAITSEKORDADE ERISUSTE VÕRDLEV KÄSITLUS [Bakalaureusetöö]. Tallinna Ülikool; 2012.
16. Järve A. Metsa Kasvukohatüüpide Ordinatsioonile Rajanev Kaitseala Puhkemajanduslik Korraldamine Kurtna Maastikukaitseala Näitel [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2015.
17. Käärt U. Kaitsealuseid Kurtna järvi ähvardab veeta jäämine. Eesti Päevaleht. 2013 May 31;7.
18. Kairo K. Sette kujunemine Eesti väikejärvedes (Martiska järve näitel) [Seminaritöö]. Tallinna Ülikool; 2004.
19. Kairo K. Makrofütide mõju sette litoloogilisele koostisele Martiska järves [Bakalaureusetöö]. Tallinna Ülikool; 2005.
20. Kairo K. MARTISKA JÄRVE PINDMISTE SETETE LÕIMISE KUJUNEMINE [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2007.
21. Kink H, Erg K, Metslang T, Raukas A. Human impact on the groundwater management in North Estonia: 1–9.
22. Kivioja K. KURTNA JÄRVESTIKU HÜDROLOOGILISE VÕRGUSTIKU AJALOOLINE ARENG [Bakalaureusetöö]. Tallinna Ülikool; 2017.

---

<sup>1</sup> Täiskirjed on Zotero andmebaasina alla laetavad siit: <https://goo.gl/9StUqD>

Zotero on alla laetav siit: <https://www.zotero.org/download/>

Kirjete ja täistekstide nägemiseks tuleb rar fail lahti pakkida ning avada Zoterose kasutades käsklust "Import".



23. Kriis K. Kurtna järvede äärde autoga sõita ei tohiks. Severnoje Poberezhje. 2012 Jan 12;3.
24. Kriis K. Kurtna järved lähevad talvele vastu kehval stardipositsioonil. Põhjarannik. 2013a Sep 28;
25. Kriis K. Kurtna järvede kahanemisel võib olla mitu põhjust. Põhjarannik. 2013b Jun 6;6.
26. Kriis K. Kurtna järvede veetase alaneb. Severnoje Poberezhje. 2013c May 29;1.
27. Kriis K. Kurtna järvede veetase võib veelgi langeda. Severnoje Poberezhje. 2013d Nov 9;1.
28. Kriis K. Kurtna järvede veetase võib veelgi langeda. Põhjarannik. 2013e Nov 9;1.
29. Kriis K. Kuidas päästa Kurtna järvestik? Põhjarannik. 2014a May 29;
30. Kriis K. Kurtna järvede veetase alaneb päevadega. Põhjarannik. 2014b Nov 15;
31. Kriis K. Särgjärv võttis Kuradijärvelt sügavaima järve tiitli. Põhjarannik. 2014c Apr 16;6.
32. Kriis K. Vesine talv on Kurtna järvi pisut turgutanud. Põhjarannik. 2014d Jan 16;4.
33. Kriis K. Сяргъярв отняло у Курадиярв титул самого глубокого озера. Severnoje Poberezhje. 2014e Apr 16;6.
34. Kriis K. Kuradijärve veetase kukkus talvega poole meetri jagu. Põhjarannik. 2015a Feb 4;
35. Kriis K. Kurtna järvede veetaseme alanemine võib ohustada joogivett. Põhjarannik. 2015b Jul 5;
36. Kriis K. Kurtnas on ohtu sattunud uued järved. Põhjarannik. 2015c Jan 10;
37. Kriis K. Riik asub päästma Kurtna järvi. Põhjarannik [Internet]. 2015d Sep 2 [cited 2017 Dec 20]; Available from: <http://pr.pohjarannik.ee/?p=12419>
38. Kriis K. Illuka vald ehitab Kurtnasse veetorustiku. Põhjarannik. 2016a May 6;
39. Kriis K. Kohtla-Järve kavatseb Kurtna laagri maha müüa. Põhjarannik. 2016b Jan 11;
40. Kriis K. Kurtna järvede veetase jätkab langemist. Põhjarannik. 2016c Jun 14;
41. Kriis K. Kurtna küla saab veetorustiku alles kevadel. Põhjarannik. 2016d Sep 15;
42. Kriis K. Kurtna lastelaagril on tume tulevik. Põhjarannik. 2016e Jul 16;
43. Kriis K. Kurtna noortelaager võidakse konserveerida. Põhjarannik. 2016f Sep 22;
44. Kriis K. Sademeterohkus kosutas Kurtna järvi. Põhjarannik [Internet]. 2016g Mar 12 [cited 2017 Dec 20]; Available from: <http://dea.digar.ee/cgi-bin/dea?a=d&d=pohjarannik20161203.2.11>
45. Kriis K. Kurtna järvede veetase aina langeb. Põhjarannik. 2104 Oct 16;
46. Leisk Ü, Vooor K, Pruul I. Kvaternaari põhjaveekihtidest moodustatud põhjaveekogumites ja maapinnalt esimestest aluspõhjalistest põhjaveekihtidest moodustatud põhjaveekogumites ohtlike ainete sisalduse uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ; 2013.
47. Liblik V, Toomik A, Rätsep A. Suletud ja suletavate kaevanduste keskkonnamõju. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. 2005;39–47.
48. Liiv K. Poolik kommunikatsioon võib ohustada keskkonnaseisundit. KAJA. 2014 Aug;16:33–5.
49. Liiv K. KURTNA MAASTIKUKAITSEALA HUVIRÜHMADE SUHTLUSE KITSASKOHAD [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2016.
50. Lind H. Groundwater flow model of the western part of the Estonian oil shale deposit. Tallinn: TUT Press; 2010.
51. Lindpere A. KALTSIUM EESTI JÄRVEDE PROFUNDAALI PELOGEENIS. EESTI NSV TEADUSTE AKADEEMIA TOIMETISED BIOLOOGIA. 1978;27:314–8.
52. Lode E, Terasmaa J, Vainu M, Leivits M. Basin delineation of small wetlands of Estonia: LIDAR based case study for Selisoo mire and lakes of Kurtna kame field. Estonia Geographical Studies 11. 2012;142–67.
53. Mäemets A, Raitviir A. ON THE CLASSIFICATION OF ESTONIAN LAKES BASED ON THE ANALYSIS OF PRINCIPAL COMPONENTS AND COORDINATES. EESTI NSV TEADUSTE AKADEEMIA TOIMETISED BIOLOOGIA. 1977;26:138–48.
54. Manning E-L. Temperatuuri- ja hapnikurežiim ning seda mõjutavad tegurid Eesti väikejärvedes aastatel 1995-2009 [Magistritöö]. [Tallinn]: TLÜ; 2010a.
55. Manning E-L. TEMPERATUURI- JA HAPNIKUREŽIIM NING SEDA MÕJUTAVAD TEGURID EESTI VÄIKEJÄRVEDES AASTATEL 1995-2009 [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2010b.

56. Marko Kohv, Argo Jõelet, Kristjan Rooni. JÄRVEDE JA PÕHJAVEEKOGUMITE VEETASEMETE UURING KURTNA MAASTIKUKAITSEALAL: I vahearuanne. Tartu Ülikool; 2015a.
57. Marko Kohv, Argo Jõelet, Kristjan Rooni. JÄRVEDE JA PÕHJAVEE-KOGUMITE VEETASEMETE UURING KURTNA MAASTIKUKAITSEALAL: Kurtna MKA järvede veetasemete täisautomaatse seiresüsteemi rajamise lõpparuanne. Tartu Ülikool; 2015b.
58. Marzecová A, Mikomägi A, Koff T, Martma T. Sedimentary geochemical response to human impact on Lake Nõmmejärv, Estonia. *Estonian Journal of Ecology*. 2011;60(1):54.
59. Metslang M, Metsland T. Kaalutlused põhjavee tehivarude loomiseks Kurtna-Vasavere maetud ürgorus. Tallinn; 1977.
60. Metsur M. Eesti Energia Kaevandused ASi Viru kaevevälja kaevandamise lõpetamise I etapiga kaasneva eeldatava keskkonnamõju hindamine. MAVES; 2014.
61. Noela Kulm, Urmas Uri. ESTONIA KAEVANDUSE VEEHEITE KESKKONNAMÕJUDE TÄIENDAVATE UURINGUTE TEOSTAMINE Eesvooluks olevate looduslike veekogude elustiku uuring. AS Kobras; 2011.
62. Olesk K. 2013. AASTA PÕHJAVEEVARU BILANSS. Tallinn: Keskkonnaagentuur;
63. Ott I. Tööstusvee mõju vee-ökosüsteemidele. 1995.
64. Ott I. Kurtna järvestiku limnoloogiline ekspertiis. 1996.
65. Ottas A. Plahvatuse ootel? *Leninlik Lipp*. 1988 Apr 19;2.
66. Perens R, Savitski L. PÕLEVKIVI KAEVANDAMISE MÕJU PÕHJAVEELE. *Keskkonnatehnika*. 2008;
67. Perlitz HG, editor. Tartu Ülikooli Loodusuurijate Seltsi Aruanded. 1924.
68. Punning J-M. NATURAL AND ANTHROPOGENIC DISTRIBUTION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE BOG AND LAKE DEPOSITS OF THE KURTNA LANDSCAPE RESERVE (NE ESTONIA). *Proc Estonian Acad Sci Chem*. 1990a;39:28–35.
69. Punning J-M. Paleoecological reconstructions of the Kurtna Landscape Reserve (NE Estonia) and prognosis for evolution of natural systems. *Estonian-Finnish Seminar of Environmental Questions*. 1990b;:7–25.
70. Punning J-M, editor. The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes: the results of a comprehensive study in NE Estonia. 1994. (Institute of Ecology Publications).
71. Punning JM, Boyle JF, Terasmaa J, Vaasma T, Mikomägi A. Changes in lake-sediment structure and composition caused by human impact: repeated studies of Lake Martiska, Estonia. *The Holocene*. 2007;17(1):145.
72. Punning J-M, Ilomets M, Koff T. Possibilities of detailed dating of peat bog deposits. *Radiocarbon*. 1993;35(3):379–85.
73. Punning JM, Terasmaa J, Vaasma T. The impact of lake-level fluctuations on the sediment composition. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*. 2006;6(5):515–21.
74. Punning J-M, Toff T, Tann R, Lukki T. The Sensitivity and Adaptation of Ecosystems to the Disturbances: A Case Study in Northeastern Estonia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 1997 Jan 1;2(1):1–17.
75. Pustoshnaya G. Kurtna maastikukaitseala looduskasutus ja arendamise võimalused [Internet] [Magistritöö]. 2012 [cited 2013 Dec 18]. Available from: <https://dspace.emu.ee/handle/10492/759>
76. Puusepp L, Terasmaa J. Silmaga nähtavad ja nähtamatud inimõju jäljed väikejärvedes. *Vee konverents Eesti veeteaduse horisondid*; 2015.
77. Rähni E. Iisaku-illuka ooside ala. *Eesti Loodus*. 1959;(1):16–21.
78. Raukas A, Tavast E, Vaher R. Vasavere ancient valley, its morphology, genesis and importance in the economy of North-East Estonia. *Baltica*. 2007;20(1–2):6.
79. Reinsalu E. PÕLEVKIVI KAEVANDAMISE AS ETTEVÕTETE TÖÖST TULENEVATE HÜDROGEOLOOGILISTE MUUTUSTE PROGNOOS. TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL MÄEINSTITUUT; 2004.
80. Riikoja H. Zur Morphometrie einiger Seen Eestis [Internet]. Tartu; 1930. Available from: [http://tallinn.ester.ee/record=b1885983~S16\\*est](http://tallinn.ester.ee/record=b1885983~S16*est)

81. Riikoja H. Zur Kenntnis einiger Seen Ost-Eestis, insbesondere ihrer Wasserchemie : mit estnischem Referat [Internet]. Tartu; 1940. Available from: [http://tallinn.ester.ee/record=b1913353~S16\\*est](http://tallinn.ester.ee/record=b1913353~S16*est)
82. Salu M. Kohtla-Järve Oru linnaosa reostusuuring. 2015.
83. Savitski L. Põhjavee seire 1996. aastal. 1996.
84. Savitski L, Boldõreva N. Põhjavee seire 1999. aastal. 1999.
85. Savitski L, Savva V. Kurtna–Vasavere veehaarde põhjaveevaru hindamine 2035. aastani. Eesti Geoloogiakeskus; 2005 p. 30.
86. Sepp M. Kurtna kanalite voolhulkade arvutuse selgitus. 2012.
87. Seppor D. KURTNA NÖMMEJÄRVE SETTE KOOSTISE MUUTUSED TINGITUNA INIMMÕJUST. [Tallinna Ülikool]; 2015.
88. Simmer E. PUHATU SOOSTIKKU MÕJUTAVAD SURVETEGURID: ÜLEVAADE, ANALÜÜS JA TULEMUSED [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2014.
89. Taavita T. KURTNA JÄRVESTIKU JÄRVEDE MORFOMEETRIILISTE NÄITAJATE MUUTUSED PERIOODIL 1946–2014 [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2015.
90. Tamm I, Metsur M. Rakendusuuring kaevandamistundlikkuse kategooriate määramiseks ja lähtudes kaevandamistundlikkusest põlevkivimaardla kasutamiseks. Tallinn: AS Maves; 2010 p. 53. Report No.: Töö nr 10089.
91. Terasmaa J. Kurtna järvestik - loodusväärtus inimõju kütkeis. Eesti Loodus. 2013a;4:22–7.
92. Terasmaa J. Kurtna probleemi avalik kiri. 2013b.
93. Terasmaa J. Hydrotechnogenical influence of the oil shale mines to the water quality of the natural lakes in the Kurtna Lake District, Estonia. 2nd International Conference “Water resources and wetlands” 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania); 2014a.
94. Terasmaa J. Põlevkivikaevanduste veekasutuse mõju veeökosüsteemidele. 2014b.
95. Terasmaa J. Kalevipoja jalajälgede kaitseala. 2017.
96. Terasmaa J, Mikomägi A, Vandel E, Vaasma T, Vainu M, Heinsoo M. Hydrotechnogenical influence of the oil shale mines to the water quality of the natural lakes in the Kurtna Lake District, Estonia. 2nd International Conference “Water resources and wetlands” 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania). 2014;181–8.
97. Terasmaa J, Vaasma T, Vandel E, Puusepp L, Vainu M, Mikomägi A. Kurtna MKA järvedes toimuvad muutused seoses intensiivsete veebilansi ja hüdrokeemia muutustega. Ökoloogiapäev; 2013.
98. Tiiu Koff. Reconstruction of palaeogeographical conditions in NE Estonia of the basis of bog and lake deposits. Estonian-Finnish Seminar of Environmental Questions. 1990;
99. Timm H, Mäemets H, Moor M. Kurtna maastikukaitseala järvede suurselgrootute inventuur. Eesti Looduseuurijate Selts; 2014.
100. Torn H. Engineering-geological modelling of the Sillamäe radioactive tailings pond area [Internet]. TUT Press; 2008 [cited 2013 May 17]. Available from: [http://www.ene.ttu.ee/maeinstituut/artiklid/2008/Torn\\_Engineering\\_Geological\\_Modelling\\_of\\_the\\_Sillam%C3%A4e\\_Radioactive\\_Tailings\\_Pond\\_Area.pdf](http://www.ene.ttu.ee/maeinstituut/artiklid/2008/Torn_Engineering_Geological_Modelling_of_the_Sillam%C3%A4e_Radioactive_Tailings_Pond_Area.pdf)
101. Touchart, L, Millot C, Maleval V, Koff T, Kapanen G, Terasmaa J, et al. Le Risque de Dégradation de la Qualité de L'eau des Lacs de la Réserve Naturelle de Kurtna (Estonie) : le Cas de la Température Et de l'oxygène Dissous. RISCURI ŞI CATASTROFE. 2013;12(2):49–62.
102. Türk K. Põhjaveekogumite seisundi hindamine I etapp. OÜ Hartal Projekt; 2014.
103. Tuvikene A, Laugaste R. Arvamus Viivikonna karjääri laienemisest tuleneva veerežiimi muutse mõju Kurtna maastikukaitseala järvedele. 2004 Jun.
104. Vaasma T. Veetaseme muutuste mõju Martiska järve sette mineraalne sisaldusele ja terasuurse variatsioonidele [Magistritöö]. [Tallinn]: TLÜ; 2006.
105. VAASMA T, TERASMAA J, VANDEL E. Changes in sedimentation and aquatic vegetation caused by drastic lake-level fluctuation. Lakes, reservoirs and ponds. 2015;9:29–42.

106. Vaasma T, Terasmaa J, Vandel E, Vainu M, Koff T. Changes in the lake sediment composition caused by short-term water-level fluctuation. 2nd International Conference "Water resources and wetlands" 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania). 2014;197–203.
107. Vaasma T, Terasmaa J, Vandel E, Vainu M, Koff T. CHANGES IN THE LAKE SEDIMENT COMPOSITION CAUSED BY SHORT-TERM WATER-LEVEL FLUCTUATION. [cited 2016 Jan 20]; Available from: [http://www.researchgate.net/profile/Jaanus\\_Terasmaa2/publication/271509594\\_CHANGES\\_IN\\_THE\\_LAKE\\_SEDIMENT\\_COMPOSITION\\_CAUSED\\_BY\\_SHORT-TERM\\_WATER-LEVEL\\_FLUCTUATION/links/54c9ea580cf2807dcc284080.pdf](http://www.researchgate.net/profile/Jaanus_Terasmaa2/publication/271509594_CHANGES_IN_THE_LAKE_SEDIMENT_COMPOSITION_CAUSED_BY_SHORT-TERM_WATER-LEVEL_FLUCTUATION/links/54c9ea580cf2807dcc284080.pdf)
108. Vaasma T, Vainu M. Kurtna maastikukaitseala kaitsekorralduskava koostamine ja külastusuuringu teostamine. Severnoje Poberezhje. 2012 May 10;8.
109. Vaasma T, Vandel E. Kurtna maastiku-kaitseala: elu nagu karikatuuris. Eesti Loodus. 2013;9.
110. Vacht P, Puusepp L, Koff T. Combined use of diatoms and Oribatid mites as bioindicators of alkaline air pollution and mining water contamination on riparian forest soils.
111. Vacht P, Puusepp L, Koff T, Reitalu T. Variability of riparian soil diatom communities and their potential as indicators of anthropogenic disturbances. Estonian Journal of Ecology. 2014;63(3):168.
112. Vahter T. Kurtna maastikukaitseala mullastikulised iseärasused [Seminaritöö]. [Tallinn]: TLÜ; 2013.
113. Vahter T. PÕLENGUTE MÕJU HUUMUSLIKE LEEDEMULDADE FÜÜSIKALIS-KEEMILISTELE OMADUSTELE KURTNA MAASTIKUKAITSEALA NÄITEL [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2014.
114. Vainu M. Häiringute peegeldused järvede veebilansis Kurtna järvistu kolme umbjärve näitel [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2011.
115. Vainu M. Groundwater-surface water interactions in closed-basin lakes: example from Kurtna lake district in Estonia [PhD thesis]. [Tallinn]: Tallinna Ülikool; 2018.
116. Vainu M, Terasmaa J. Changes in climate, catchment vegetation and hydrogeology as the causes of dramatic lake-level fluctuations in the Kurtna Lake District, NE Estonia. Estonian Journal of Earth Sciences. 2014;63(1):45.
117. Vainu M, Terasmaa J. The consequences of increased groundwater abstraction for groundwater dependent closed-basin lakes in glacial terrain. Environmental Earth Sciences [Internet]. 2016 Jan [cited 2016 Jan 20];75(2). Available from: <http://link.springer.com/10.1007/s12665-015-4967-5>
118. Vainu M, Terasmaa J, Häelm M. Relations between groundwater flow in an unconfined aquifer and seepage patterns in a closed-basin lake in glacial terrain. Hydrology Research. 2015 Jun;46(3):325.
119. Vainu M, Terasmaa J, Vaasma T, Vandel E. Groundwater seepage patterns in a closed-basin lake before and after an increase in groundwater pumping rates from an unconfined aquifer in the Kurtna kame field, Estonia. 2nd International Conference "Water resources and wetlands" 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania). 2014;189–96.
120. Vainu M, Terasmaa J, Vaasma T, Vandel E. GROUNDWATER SEEPAGE PATTERNS IN A CLOSED-BASIN LAKE BEFORE AND AFTER AN INCREASE IN GROUNDWATER PUMPING RATES FROM AN UNCONFINED AQUIFER IN THE KURTNA KAME FIELD, ESTONIA. [cited 2016 Jan 20]; Available from: [http://www.limnology.ro/water2014/proceedings/25\\_Vainu.pdf](http://www.limnology.ro/water2014/proceedings/25_Vainu.pdf)
121. Väits N. EESTI VÄIKEJÄRVEDELE AVALDUNUD INIMMÕJU VIIMASE 200 AASTA JOOKSUL NELJA VÄIKEJÄRVE SETTEPIGMENTIDE SISALDUSE NÄITEL [Magistritöö]. Tallinna Ülikool; 2015.
122. Valdo Liblik, Margus Pensa. Specifics and Temporal Changes in Air Pollution in Areas Affected by Emissions from Oil Shale Industry, Estonia. In: Acid rain 2000 [Internet]. Springer, Dordrecht; 2001 [cited 2017 Dec 20]. p. 1787–92. Available from: [https://link-springer-com.ezproxy.tlu.ee/chapter/10.1007/978-94-007-0810-5\\_145](https://link-springer-com.ezproxy.tlu.ee/chapter/10.1007/978-94-007-0810-5_145)
123. Valgma I, editor. Kaevandamine ja vesi. Tallinn: EESTI MÄESELTS TTÜ MÄEINSTITUUT; 2011a.
124. Valgma I, Torn H, Erg K. The impact of infiltration dam on the groundwater regime in the Kurtna Landscape Reserve area. Oil Shale. 2006;23(1):3–14.

125. Vandel E. Veetaimestik ja makrojäänused Martiska järves [Proseminaritöö II]. [Tallinn]: TPÜ; 2004.
126. Vandel E, Vaasma T, Terasmaa J, Koff T, Vainu M. Effect of human induced drastic water-level changes to ecologically sensitive small lakes. 2nd International Conference "Water resources and wetlands" 11-13 September, 2014 Tulcea (Romania). 2014;204–11.
127. Vartsen I. Melioratiivsete abinõude skeem optimaalse veerežiimi tagamiseks KURTNA JÄRVESTIKU IDAPIIRIL Tehnilis-majanduslik põhjendus. Eesti Maaparandusprojekt; 1989.
128. Melioratiivsete abinõude skeem optimaalse veerežiimi tagamiseks KURTNA JÄRVESTIKU IDAPIIRIL: kaart 1946, 1987. 1989b.
129. EUROOPA NÕUKOGU DIREKTIIV 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta. Euroopa Nõukogu; 1992.
130. Keskkonnaekspertiisi "Kurtina piirkonna tootmisalade mõju järvestiku seisundile" lühikokkuvõtte. Eesti Majandusjuhtide Instituut; 1996.
131. PÕHJAVEE KVALITEEDI SEIRE. 1997 p. 4.
132. OÜ VIRUMAA KESKKONNAUURINGUD 1999. a. TÖÖ KOONDARUANNE. 2000 p. 39.
133. EESTI VÄIKEJÄRVEDE MONITOORING 2001. a. 2001a.
134. Kuremäe kloostri vee erikasutusluba. 2001b.
135. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire alamprogrammi "Põhjavee seire" allprogrammide "Põhjavee tugivõrgu seire" ja "Põhjavee andmeanalüüs" täitmisest 2000. aastal). 2001c.
136. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire alamprogrammi "Põhjavee seire" allprogrammide "Põhjavee tugivõrgu seire" ja "Põhjavee andmeanalüüs" täitmisest 2001. aastal). 2002.
137. OÜ VKG AIDU OIL POOLT KAVANDATAVA OJAMAA PÕLEVKIVIKAEVANDUSE RAJAMISE JA PÕLEVKIVI KAEVANDAMISEGA KAASNEVA KESKKONNAMÕJU HINDAMINE. 2003a p. 77.
138. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire" täitmisest 2002. aastal). 2003b.
139. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire" täitmisest 2003. aastal). 2004.
140. EESTIPÕHJAVEEKOMISJON. Koosoleku protokoll nr. 78. 2005a.
141. Kaevandustest ja karjäärides väljapumbatava vee päritolu. Eesti Geoloogiakeskus; 2005b p. 28.
142. Kurtina maastikukaitseala kaitse-eeskiri. Vabariigi Valitus; 2005c.
143. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire" täitmisest 2004. aastal). 2005d p. 31.
144. EESTI VÄIKEJÄRVEDE SEIRE 2006. a. 2006a.
145. Keskkonnamõju eelhindang Kohtla-Järve piirkonna veevarustussüsteemide rekonstrueerimise projektile. 2006b p. 54.
146. KIRDE-EESTI TÖÖSTUSPIIRKONNA PÕHJAVEE ORGAANILISTE ÜHENDITE SEIRE 2006. AASTAL. 2006c p. 19.
147. PÕHJAVEE MAKRO- JA MIKROELEMENTIDE UURINGUD JA SEIRE. 2006d p. 12. (Riikliku keskkonnaseire programmi allprogramm).
148. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire 2005–2007" täitmisest 2005. aastal). 2006e.
149. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire 2005–2007" täitmisest 2005. aastal) LISAD. 2006f.
150. Kohtla valla ühisveevarustuse ja kanalisatsiooni arengukava aastani 2019. Viru Vesi AS; 2007a p. 124.
151. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire 2005–2007" täitmisest 2006. aastal). 2007b p. 45.
152. Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava. Keskkonnaministeerium Veeosakond; 2008a p. 135.
153. KIRDE-EESTI TÖÖSTUSPIIRKONNA PÕHJAVEE ORGAANILISTE ÜHENDITE SEIRE 2008. AASTAL. 2008b p. 40.

154. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire 2005–2007" täitmisest 2007. aastal) (Põhjaveekogumid, välja arvatud 07 ja 08). 2008c p. 58.
155. Estonia kaevanduse kaevandamisloa KHM programm. 2009a p. 16.
156. Illuka valla vee erikasutusluba. 2009b.
157. PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE (Aruanne riikliku keskkonnaseire programmi allprogrammi "Põhjavee tugivõrgu seire 2008–2009" täitmisest 2008. aastal). 2009c p. 54.
158. Eesti põlevkivimaardla põhjaveearule hinnangu andmine. Eesti Geoloogiakeskus; 2010a p. 152.
159. EESTI RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE 2009. a AASTAARUANNE. 2010b. (RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI ARUANNE).
160. EESTI VÄIKEJÄRVEDE SEIRE 2010. a. 2010c. (RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI ARUANNE).
161. Väikejärvede ja jõgede hüdrokeemilised uuringud 2010.a. 2010d. (Väikejärvede hüdrokeemiline seire).
162. EESTI RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PÕHJAVEE TUGIVÕRGU SEIRE 2010. a AASTAARUANNE. 2011b. (RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI ARUANNE).
163. Maakonnaplaneeringu teemaplaneering „Ida-Virumaa tehniline infrastruktuur“ seletuskiri. Ida-Viru Maavalitsus; 2011c.
164. Monitoring of the impact of oil shale mining to the groundwater. Eesti Geoloogiakeskus; 2011d p. 38. (Sustainable groundwater monitoring system of East-Viru County, Estonia). Report No.: Intermediate report 2.
165. Sirgala kaevevälja uue pealmaa kraavidevõrgu ehitamise keskkonnamõju hindamise aruanne. Evox Invest OÜ; 2011e.
166. Sirgala kaevevälja uue pealmaa kraavidevõrgu ehitamise keskkonnamõjude hindamise aruanne (eelnõu). Eesti Energia Kaevandused AS; 2011f p. 38.
167. Eesti riikliku keskkonnaseire põhjaveekogumite seire 2011. a aastaaruanne. 2012a. (RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI ARUANNE).
168. Kurtna Landscape Protection Area. Voldik presented at; 2012b.
169. Kurtna maastikukaitseala kaitsekorralduskava aastateks 2013-2022 külastusuuringu aruanne. TLÜ Ökoloogia Instituut; 2012c p. 60.
170. Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2016–2030 koostamiseks vajalike andmete analüüs. 2012d p. 243. Report No.: Töö nr 12/1019.
171. Protected Natural Objects in Ida-Virumaa. Voldik presented at; 2012e.
172. VEE ERIKASUTUSLUBA nr L.VV/300155. Keskkonnaministeerium; 2012f.
173. VEE ERIKASUTUSLUBA nr L.VV/300493. Keskkonnaministeerium; 2012g.
174. VEE ERIKASUTUSLUBA nr L.VV/320589. Keskkonnaministeerium; 2012h.
175. Eesti Energia Kaevandused AS & Kurtna maastikukaitseala. 2013a.
176. EESTI ENERGIA KAEVANDUSED AS VIRU KAEVEVÄLJA KAEVANDAMISE LÕPETAMINE - I ETAPP. 2013b. (Keskkonnamõju hindamise programm).
177. Eesti Energia Narva Elekrijaamad AS keskkonnakompleksluba. 2013c.
178. EESTI RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PÕHJAVEEKOGUMITE SEIRE 2012. a AASTAARUANNE. 2013d. (RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI ARUANNE).
179. ESTONIA KAEVANDUSE IDATIIVA KAEVANDUSVEE ÄRAJUHTIMISE VÕIMALUSTE JA NENDE MÕJU UURING. 2013e.
180. Illuka valla vee erikasutusload. Keskkonnaagentuur; 2013f p. 2.
181. Kurtna maastikukaitseala kaitsekorralduskava. TLÜ Ökoloogia Instituut, Keskkonnaamet; 2013g p. 190.
182. Kurtna MKA infobrošüür. Keskkonnaamet; 2013h.
183. TLÜ teadlased: kaitsealuseid Kurtna järvi ähvardab veeta jäämine. www.tlu.ee. 2013i.
184. VAHEARUANNE. Põhjaveekogumite seire 2013" I etapi täitmisest. OÜ Eesti Geoloogiakeskus; 2013j p. 9.

185. VAHEARUANNE. "Põhjaveekogumite seire 2013" II etapi täitmisest. OÜ Eesti Geoloogiakeskus; 2013k p. 17.
186. Väikejärvede seire I vahearuanne - mai 2013. 2013l. (Riikliku keskkonnaseire alamprogramm "Väikejärvede seire").
187. Väikejärvede seire II vahearuanne - 2013. 2013m. (Riikliku keskkonnaseire alamprogramm "Väikejärvede seire").
188. VKG tootmiskompleksi tehnoloogilise veega varustamise alternatiivide võrdlus. 2013n.
189. AS Eesti Energia Kaevandused kaevandamislubade KMIN-073, KMIN-046, KMIN-074 ja KMIN-087 muutmise kaasnava keskkonnamõju hindamise (KMH) programm. AS Maves, OÜ Inseneribüroo STEIGER; 2014a.
190. Eesti Energia kaevandas loata hiigelkoguse turvast [Internet]. Eesti Päevaleht. 2014b [cited 2017 Dec 20]. Available from: <http://epl.delfi.ee/news/eesti/eesti-energia-kaevandas-loata-hiigelkoguse-turvast?id=68329347>
191. Kurtna järvede veetase aina langeb. Postimees. 2014c Oct 17;
192. Kurtna järvede veetase alaneb päevadega. Maaleht. 2014d Nov 17;
193. Tasakaal põlevkivi majandamisel. Kohtla-Järve: Põlevkivi Kompetentsikeskus; 2014e.
194. VI Põlevkivi konverents otsis tasakaalu põlevkivi majandamisel. 2014f.
195. Eesti Energia Kaevandused AS kaevandamislubade KMIN-073, KMIN-046 KMIN-074 ja KMIN-087 muutmise kaasnava keskkonnamõju hindamise (KMH) aruanne. AS Maves, OÜ Inseneribüroo STEIGER; 2015a.
196. Kurtna maastikukaitsela kaitsekorralduskava 2015-2024. TLÜ Ökoloogia Instituut, Keskkonnaamet; 2015b p. 158.
197. Уровень воды в Куртнских озерах продолжает падать. Severnoje Poberezhje. 2016 Jul 16;
198. Eesti Energia läheb turvast kaevandama [Internet]. Majandus. 2017 [cited 2017 Dec 20]. Available from: <https://majandus24.postimees.ee/4310839/eesti-energia-laheb-turvast-kaevandama>
199. Eesti geoloogiline baaskaart. Sillamäe. Seletuskiri. Eesti Geoloogiakeskus; p. 142. (Eesti geoloogiline baaskaart). Report No.: 6533.
200. Ida-Eesti veemajanduskava. Keskkonnaministeerium; p. 8.
201. Keskkonnaharidus - Kurtna järvestiku võlu ja valu [Internet]. [cited 2017c Dec 20]. Available from: <http://www.keskkonnaharidus.ee/program/kurtna-jarvestiku-volu-ja-valu/>
202. Kink et al\_Human impact on the groundwater management in North Estonia.pdf.
203. Põhjarannik » Alutagusele kavandatakse rahvusparki [Internet]. [cited 2017e Dec 20]. Available from: <http://pr.pohjarannik.ee/?p=22986>

Kõik kirjed on digiteeritud täistekstidena<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Täiskirjed on Zotero andmebaasina alla laetavad siit: <https://goo.gl/9StUqD>

Zotero on alla laetav siit: <https://www.zotero.org/download/>

Kirjete ja täistekstide nägemiseks tuleb rar fail lahti pakkida ning avada Zoterose kasutades käsklust "Import".

## Lisa 2. Järvede analüütiliselt määratud füüsikalise-keemilised parameetrid

Järv	Koha täpsustus	Süg (m)	Proovivõtu aeg	Veetase m ü.m.p. (EH2000)	Järve tüüp	Ca <sup>2+</sup> mg/l	Mg <sup>2+</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2+</sup> mg/l	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Aluselisisus mgekv/l	NH <sub>4</sub> -N mgN/l	NO <sub>3</sub> -N mgN/l	N <sub>org</sub> mg/l	PO <sub>4</sub> -P mgP/l	P <sub>org</sub> mg/l	KHT <sub>alk</sub> mgO/l	KHT <sub>cr</sub> mgO/l	Kollane aine mg/l
Kuradijärv	Pind	1	21.05.2018	43,88	V	5,7	1,3	1,4	9,4	27,2	0,45	0,01	<0,02	0,47	0,008	0,026		19	3,4
Kuradijärv	Pind	1	26.07.2018	43,66	V					21,8	0,36	0,15	<0,09	2,63	0,012	0,019	6,8		4,1
Kuradijärv	Pind	1	25.09.2018	43,45	V					21,8	0,36	0,16	0,14	1,31	0,012	0,016	0,8		
Kuradijärv	Hüppekiht	3	21.05.2018	43,88	V			1,4		21,8	0,36	0,14	<0,02	0,39	0,007	0,025		<15	5,3
Kuradijärv	Hüppekiht	3	26.07.2018	43,66	V					21,8	0,36	0,08	<0,09	3,8	0,008	0,026	6,5		3,7
Kuradijärv	Hüppekiht	3,5	25.09.2018	43,45	V					21,8	0,36	0,16	0,36	2,35	0,010	0,013	0,8		
Kuradijärv	Põhi	5	21.05.2018	43,68	V	8,5	2	1,8		63,1	1,04	1,2	<0,02	1,8	0,008	0,031		33	19
Kuradijärv	Põhi	5,5	26.07.2018	43,66	V					141,5	2,32	2,44	<0,09	3,5	0,010	0,044	17,4		120
Kuradijärv	Põhi	5,5	25.09.2018	43,45	V					147,0	2,41	3,46	1,53	5,42	0,037	0,04	16,7		
Liivjärv	Pind	1	22.05.2018	42,96	V	6,2	0,9	1,1	5,1	21,8	0,36	0,03	<0,02	0,52	0,007	0,023		50	16
Liivjärv	Pind	1	25.07.2018	42,75	V					21,8	0,36	0,51	<0,09	1,36	0,031	0,051	17,5		14
Liivjärv	Pind	1	24.09.2018	42,67	V					21,8	0,36	0,21	0,22	1,46	0,012	0,031	13,6		
Liivjärv	Hüppekiht	2	22.05.2018	42,96	V			0,9		17,4	0,29	0,04	<0,02	0,53	0,007	0,022		35	16
Liivjärv	Hüppekiht	2	25.07.2018	42,75	V							0,55	<0,09	1,86	0,016	0,022	16,7		14
Liivjärv	Hüppekiht	3,5	24.09.2018	42,67	V					21,8	0,36	0,26	0,19	1,63	0,010	0,016	15,9		
Liivjärv	Põhi	6	22.05.2018	42,96	V	6,6	1	1,1	5,2	21,8	0,36	0,23	0,03	1,5	0,006	0,031		41	17
Liivjärv	Põhi	6	25.07.2018	42,75	V							0,56	<0,09	3,75	0,012	0,017	17,5		19
Liivjärv	Põhi	6	24.09.2018	42,67	V					32,7	0,54	0,67	0,54	2,77	0,013	0,015	12,8		
Martiska	Pind	1	22.05.2018	44,18	V	15,2	4,2	1,6	9,4	49,0	0,80	0,01	<0,02	0,92	0,006	0,024		17	2,3
Martiska	Pind	1	26.07.2018	43,92	V					43,5	0,71	<0,05	<0,09	1,61	0,009	0,014	4,5		2,3
Martiska	Pind	1	25.09.2018	43,74	V					65,3	1,07	<0,05	<0,09	0,88	0,010	0,012	<0,5		
Martiska	Hüppekiht	3	22.05.2018	44,18	V			2		76,2	1,25	<0,01	<0,02	0,32	0,009	0,032		32	2,4
Martiska	Hüppekiht	3	26.07.2018	43,92	V					54,4	0,89	<0,05	<0,09	2,11	0,005	0,017	4,6		2,4
Martiska	Hüppekiht	4,5	25.09.2018	43,74	V					59,9	0,98	<0,05	0,09	1,51	0,011	0,014	2,3		
Martiska	Põhi	6	22.05.2018	44,18	V	24,3	5,7	2,1	2,3	119,8	1,96	0,88	<0,02	1,1	0,008	0,023		24	8,5
Martiska	Põhi	5,5	26.07.2018	43,92	V							1,4	<0,09	3,87	0,011	0,031	6,2		10
Martiska	Põhi	6	25.09.2018	43,74	V					108,9	1,79	1,23	0,11	2,8	0,013	0,022	1,3		
Saarejärv	Pind	1	21.05.2018	44,59	IV	6,5	0,9	3,2	3,4	10,9	0,18	0,02	<0,02	1,4	0,008	0,031		70	26
Saarejärv	Pind	1	26.07.2018	44,53	IV					10,9	0,18	0,67	<0,09	2,65	0,010	0,017	28,6		24
Saarejärv	Pind	1	24.09.2018	44,58	IV					10,9	0,18	0,4	0,32	1,88	0,016	0,016	11,2		
Saarejärv	Hüppekiht	2	21.05.2018	44,59	IV			1,2				0,02	0,05	0,6	0,006	0,031		100	30
Saarejärv	Hüppekiht	2	26.07.2018	44,53	IV							0,84	<0,09	2,94	0,020	0,028	27,8		26
Saarejärv	Hüppekiht	2,5	24.09.2018	44,58	IV					10,9	0,18	0,59	0,34	1,93	0,015	0,022	12		
Saarejärv	Põhi	5	21.05.2018	44,59	IV			1,4	2,7			0,86	<0,02	1,6	0,016	0,063		130	65
Saarejärv	Põhi	5	26.07.2018	44,53	IV					27,2	0,45	1,37	<0,09	3,69	0,033	0,062	47,7		48
Saarejärv	Põhi	5	24.09.2018	44,58	IV					16,3	0,27	0,16	0,8	3,14	0,022	0,042	12,4		
Valgejärv	Pind	1	21.05.2018	44,31	V	3,6	0,7	1,1	6,1	10,9	0,18	0,04	<0,02	0,35	0,006	0,021		46	16
Valgejärv	Pind	1	25.07.2018	44,1	V					5,4	0,09	0,65	<0,09	3,12	0,007	0,016	15,9		13
Valgejärv	Pind	1	24.09.2018	43,98	V					10,9	0,18	0,21	0,22	1,46	0,012	0,031	13,6		
Valgejärv	Hüppekiht	2	25.07.2018	44,1	V					5,4	0,09	0,68	0,25	2,78	0,007	0,021	15,9		14
Valgejärv	Hüppekiht	3,5	24.09.2018	43,98	V							<0,05	0,32	2,06	0,009	0,011	17,4		
Valgejärv	Põhi	7,5	21.05.2018	44,31	V	3,8	0,8	1,2	6,3	10,9	0,18	0,08	0,07	0,49	0,006	0,02		47	22
Valgejärv	Põhi	8	25.07.2018	44,1	V							0,71	0,54	2,77	0,010	0,023	22,3		24
Valgejärv	Põhi	8	24.09.2018	43,98	V					10,9	0,18	0,51	0,38	2,37	0,020	0,023	4,7		





# Lisa 4. Planktoniuuringute tulemused

Lisa 4.1. Kokkuvõte fütoplanktoni analüüsides - biomass (g/m<sup>3</sup>) erinevatel proovivõtu aegadel järve pindmisest ja põhjakihist ning hüppekihist selle olemasolu korral ning loendatud taksonid

Valgejärv						Martiska						Kuradijärv						Liivjärv						Saarejärv						
21.05.2018		25.07.2018		24.09.2018		22.05.2018		27.07.2018		25.09.2018		21.05.2018		26.07.2018		25.09.2018		22.05.2018		25.07.2018		24.09.2018		21.05.2018		26.07.2018		24.09.2018		
Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	Pind	Hüpe	Põhi	
1		0,3	4,3	5,4	1,3	2,3																								
<p><b>Sinivetikad</b>            Anabaena sp.            Aphanocapsa sp.            Merismopedia sp.            Synchocystis rhodobaktron  <b>Algrohevetikad</b>            Dictyosphaerium sp.            Monoraphidium minutum  <b>Silmviburvetikad</b>            Gonyostomum semen  <b>Neelvetikad</b>            Rhodomonas lacustris  <b>Ränivetikad</b>            Eunotia sp.  <b>Koldvetikad</b>            Dinobryon bavaricum            Dinobryon cylindricum            Mallomonas caudata            Uroglena sp.  <b>Vaguviburvetikad</b>            Gymnodinium sp.            Peridiniopsis sp.  <b>Rohevetikad</b>            Botryococcus sp.</p>						<p><b>Sinivetikad</b>            Aphanocapsa sp.            Cyanodictyon sp.            Limnothrix sp.            Merismopedia sp.  <b>Algrohevetikad</b>  <b>Silmviburvetikad</b>            Gonyostomum semen  <b>Neelvetikad</b>            Chroomonas sp.            Cryptomonas sp.  <b>Ränivetikad</b>            Cyclotella sp.            Cymbella sp.            Rhizosolenia longiseta  <b>Koldvetikad</b>            Dinobryon divergens            Dinobryon sp.            Uroglena sp.  <b>Vaguviburvetikad</b>            Ceratium hirundinella            Peridiniopsis sp.            Peridinium sp.  <b>Rohevetikad</b>            Scenedesmus sp.            Botryococcus sp.</p>						<p><b>Sinivetikad</b>            Microcystis aeruginosa            Dictyosphaerium sp.            Monoraphidium sp.            Oocystis sp.  <b>Silmviburvetikad</b>            Gonyostomum semen  <b>Ränivetikad</b>            Cyclotella sp.            Frustulia sp.  <b>Koldvetikad</b>            Dinobryon sp.  <b>Ikkesvetikad</b>            Spondyliolum platum  <b>Vaguviburvetikad</b>            Peridiniopsis sp.            Peridinium sp.  <b>Rohevetikad</b>            Scenedesmus sp.            Botryococcus sp.</p>						<p><b>Sinivetikad</b>            Anabaena sp.            Anabaena crassa            Aphanocapsa holzatica            Aphanothece minutissima            Merismopedia sp.            Woronichinia sp.  <b>Silmviburvetikad</b>            Gonyostomum semen  <b>Neelvetikad</b>            Cryptomonas sp.  <b>Ränivetikad</b>            Cyclotella sp.  <b>Koldvetikad</b>            Dinobryon sociale            Dinobryon sp.            Uroglena sp.  <b>Ikkesvetikad</b>            Staurodesmus triangularis            Staurastrum anatinum var. denticulatum  <b>Vaguviburvetikad</b>            Peridiniopsis sp.  <b>Rohevetikad</b>            Pediastrum sp.            Scenedesmus sp.            Tetraedron sp.            Botryococcus sp.</p>						<p><b>Sinivetikad</b>            Anabaena sp.            Aphanocapsa sp.            Merismopedia sp.            Woronichinia sp.  <b>Algrohevetikad</b>            Monoraphidium sp.  <b>Silmviburvetikad</b>            Gonyostomum semen  <b>Neelvetikad</b>            Chroomonas sp.  <b>Ränivetikad</b>            Cyclotella sp.  <b>Koldvetikad</b>            Dinobryon sociale            Dinobryon sp.            Uroglena sp.</p>						

Lisa 4.2. Kokkuvõte zooplanktoni analüüsides

			AERJALISED	VESIKIRBULISED	KERILOOMAD	KOKKU
Kuradijärv suvi	%		45,36	27,84	26,80	
Kuradijärv suvi	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	44,00	27,00	26,00	97,0
Kuradijärv suvi	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,003	0,02	0,45	0,5
	Biomass	%	0,66	4,42	94,92	
Kuradijärv sügis	%		29,36	39,45	31,19	
Kuradijärv sügis	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	32,00	43,00	34,00	109,0
Kuradijärv sügis	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,01	0,01	0,44	0,5
	Biomass	%	1,15	2,73	96,12	
Lüvjärv suvi	%		15,35	70,79	13,86	
Lüvjärv suvi	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	51,67	238,33	46,67	336,7
Lüvjärv suvi	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,00001	0,00002	0,10	0,1
	Biomass	%	0,01	0,02	99,97	
Lüvjärv sügis	%		28,57	32,14	39,29	
Lüvjärv sügis	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	20,00	22,50	27,50	70,0
Lüvjärv sügis	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,003	0,0091	0,48	0,5
	Biomass	%	0,658	1,865	97,476	
Martiska suvi	%		38,89	36,51	24,60	
Martiska suvi	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	81,67	76,67	51,67	210,0
Martiska suvi	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,02	0,16	1,30	1,5
	Biomass	%	1,45	10,54	88,01	
Martiska sügis	%		23,97	30,58	45,45	
Martiska sügis	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	48,33	61,67	91,67	201,7
Martiska sügis	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,01	0,13	0,77	0,9
	Biomass	%	1,24	14,37	84,39	
Saarejärv suvi	%		34,12	56,47	9,41	
Saarejärv suvi	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	29,00	48,00	8,00	85,0
Saarejärv suvi	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,01	0,02	0,37	0,4
	Biomass	%	3,29	5,40	91,31	
Saarejärv sügis	%		58,24	13,19	28,57	
Saarejärv sügis	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	37,90	8,60	18,60	65,1
Saarejärv sügis	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,01	0,00	1,07	1,1
	Biomass	%	1,354	0,403	98,243	
Valgejärv suvi	%		47,73	34,09	18,18	
Valgejärv suvi	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	70,00	50,00	26,67	146,7
Valgejärv suvi	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,04	0,04	0,69	0,8
	Biomass	%	4,64	5,61	89,75	
Valgejärv sügis	%		70,27	8,11	21,62	
Valgejärv sügis	Arvukus	10 <sup>3</sup> is./m <sup>3</sup>	9,29	1,07	2,86	13,2
Valgejärv sügis	Biomass	g/m <sup>3</sup>	0,01	0,0009	0,01	0,02
	Biomass	%	33,07	4,83	62,10	

Taksonite % rühmasiseselt	Valgejärv suvi	Valgejärv sügis	Saa nejärv suvi	Saa nejärv sügis	Martiska suvi	Martiska sügis	Kuradijärv suvi	Kuradijärv sügis	Uivjärv suvi	Uivjärv sügis
<b>AERIALALISED</b>										
<i>Cyclops scutifer</i>			6,90	20,75						
<i>Cyclops sp.</i>					2,04					6,25
<i>Cyclops vicinus</i>	23,81	3,85							3,23	12,50
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	9,52	7,69								
<i>Heterocope appendiculata</i>	2,38		17,24	11,32						
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	4,76	15,38			6,12	14,90	2,27	18,75	6,45	6,25
<i>Mesocyclops oithonoides</i>		53,85			14,29	18,34				
<i>Mesocyclops sp.</i>									22,58	
<b>Vähikvastseid</b>	59,52	19,23	75,86	67,92	77,55	62,07	95,45	78,13	67,74	75,00
<b>Määramata</b>						4,69	2,27	3,13		
<b>VESIKIRBULISED</b>										
<i>Anchistropus e marginatus</i>			8,33							
<i>Bosmina longirostris</i>					2,17	2,70	77,78	90,70		
<i>Bosmina longispina</i>	13,33	66,67	22,92	8,33	10,87	37,84			49,65	66,67
<i>Bosmina sp.</i>									11,19	5,56
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	76,67	33,33	20,83	25,00	6,52				22,38	11,11
<i>Daphnia cristata</i>			6,25	8,33						
<i>Daphnia sp.</i>					78,26	56,76				
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	10,00				2,17	2,70	18,52	2,33	16,78	11,11
<i>Holopedium gibberum</i>			33,33	58,33						
<i>Streblocerus serricaudatus</i>			8,33							
<b>Määramata</b>							3,70	6,98		5,56
<b>KERILOOMAD</b>										
<i>Asplanchna priodonta</i>	25,00		75,00	92,31	22,58	3,64	11,54	14,71	75,00	40,91
<i>Filinia longiseta</i>								26,47		
<i>Filinia sp.</i>			12,50		3,23					
<i>Kellicottia longispina</i>	12,50	50,00			3,23					
<i>Keratella cochlearis</i>	6,25	12,50	12,50		70,97	78,18			10,71	36,36
<i>Keratella tecta</i>							84,62	58,82		
<i>Polyarthra sp.</i>	56,25	37,50		7,69		18,18	3,85		14,29	22,73

# Lisa 5. Veetaimestiku koosseis ja liikide ohtrused (1-5; x - määramata ohtrus) uuritud järvedes


Tü - veetaimestiku tüüp, K - kaldaveetaimed, U - ujulehtedega taimed, V - veesisesed taimed

Tü			Va	Ma	Ku	Li	Sa
	<b>Veesise taimestiku sügavuspiir, m</b>		-	2,6	3,0	-	-
	<b>Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m</b>		2	4,5	-	1,3	1,9
	<b>Sammalde/mändvetika sügavuspiir, m</b>		4,5	3,2	-	-	-
	<b>Vee läbipaistvus</b>		17	3,5	1,7	1,5	1,0
K	<i>Agrostis canina</i> L.	soo-kastehein			x		
K	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	harilik konnarohi	x	1			
K	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	põlvjas rebasesaba		1	1		
K	<i>Andromeda polifolia</i> L.	küüvits					1
K	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth.	jäneskastik			1		
K	<i>Cardamine</i> sp.	jürilill			1		
K	<i>Carex acuta</i> L.	sale tarn		1			
K	<i>Carex caespitosa</i> L.	mätastarn		2	x		
K	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	kraavtarn		1			
K	<i>Carex rostrata</i> L.	pudeltarn	4	3	4	5	
K	<i>Carex</i> sp.	tarn					2
K	<i>Chamaedaphne calyculata</i> (L.) Moench	hanevits					1
K	<i>Comarum palustre</i> L.	soopihl	x	x	1		1
K	<i>Eleocharis mamillata</i> H.Lindb.	muda alss	1	1	1		
K	<i>Epilobium</i> sp.	pajulill		x			
K	<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh.	konnaosi		2	1	3	2
K	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	ahtalehine villpea				x	
K	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	harilik vesikanep		x			
K	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	harilik parthein		1			
K	<i>Iris pseudacorus</i> L.	kollane võhumõök		1			
K	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	keraluga		1			
K	<i>Juncus effuses</i> L.	harilik luga		2	2		

K	<i>Juncus sp.</i>	luga		1				
K	<i>Lycopus europaeus</i> L.	harilik parkhein		x	2			
K	<i>Lysimachia thyrsoflora</i> L.	ussilill			1			
K	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	harilik metsvits		x	x			
K	<i>Lythrum salicaria</i> L.	harilik kukesaba		1				
K	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	ubaleht						1
K	<i>Montia sp.</i>	allikrohi		x				
K	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	soo-lõosilm		1				
K	<i>Myrica gale</i> L.	harilik porss					2	
K	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	päideroog		x				
K	<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud.	harilik pilliroog	3	4	2	2	1	
K	<i>Poa palustris</i> L.	soonurmikas		1				
K	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl	valge nokkhein						1
K	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	jõgioblikas		2				
K	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	järvkaisel		1				
K	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	metskõrkjas			1			
K	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	harilik tihashein			1			
K	<i>Sphagnum sp.</i>	turbasammal						1
K	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	harilik soosõnajalg						1
K	<i>Typha latifolia</i> L.	laialehine hundinui	1	2	3	1	1	
K	<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	sinikas						1
U	<i>Lemna trisulca</i> L.	ristlemmel		2				
U	<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith	kollane vesikupp	1	1				3
U	<i>Nymphaea alba</i> L.	valge vesiroos						1
U	<i>Nymphaea candida</i> C. Presl.	väike vesiroos						
U	<i>Nymphaea sp.</i>	vesiroos	2	2	2			
U	<i>Polygonum amphibium</i> L.	vesi-kirburohi	1	2	3			
U	<i>Potamogeton natans</i> L.	ujuv penikeel	2	4	3	1		
U	<i>Sparganium angustifolium</i> Michx.	lamedalehine jõgitakjas			1	1		
U	<i>Sparganium emersum</i> Rehm.	liht-jõgitakjas		2	1			
U	<i>Sparganium sp.</i> (kitsaste lehtedega)	jõgitakjas	1	1				

V	<i>Elodea canadensis</i> Michx.	kanada vesikatk		3			
V	<i>Hippuris vulgaris</i> L.	harilik Kuuskhein					
V	<i>Isoëtes lacustris</i> L.	järv-lahnarohi	2				
V	<i>Lobelia dortmanna</i> L.	vesilobeelia	3				
V	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	tähk-vesikuusk					
V	<i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	männas-vesikuusk					
V	<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	pikk penikeel		3			
V	<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	ruske penikeel		x			
V	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	kaelus-penikeel					
V	<i>Utricularia vulgaris</i> L.	harilik vesihernes					
V	<i>Chara</i> spp.	mändvetikad		4			
V	<i>Fontinalis</i> sp.	veisisammal		4			
		niitrohevetikas	5	1		4	

# Lisa 6. Järvede hüdro-morfoloogilise seire välitööde protokollid

JÄRVEDE HÜMO					
TAUSTAINFO					
Järve nimi	Valgejärv		Välitöö tegijate nimed	Marko Vainu	
Kuupäev	24.05.2018				
Kellaeg	13:48				
Proovipunktide arv	4	Muu:			
Max vee sügavus (m)	10,6	Pindala (ha)	8,5		
Keskmine sügavus (m)	4,7	Kaldajoone keerukus	1,13		
Järve tüüp	V	Kaldajoone pikkus (m)	1168		
Saarte arv (nr)	0	Põhja kalle litoraalis (%)	9,3		
<b>Kommentaariid</b>					
					
<b>Proovipunkti jõudmise kellaajad</b>					
	Algus kellaeg		Lõpp	Algus	Lõpp
P1			P6		
P2			P7		
P3			P8		
P4			P9		
P5			P10		



HÜDROLOOGIA					
Veekogu kasutus	1=ei esine; 2=esineb		Veekogu tüüp	1=ei esine; 2=esineb	
	vee-energia	1		looduslik (muutmata)	2
	veevarustus	1		looduslik (veetaset tõstetud)	1
	üleujutuste ärahoidmine	1		looduslik (veetaset alandatud)	1
	laevatamine	1		biotiik/jahutustiik	1
	virgestus	2		paisjärv	1
	muud hüved	1		tugevasti muudetud (TMV)	1
Olulised sissevoolud (1=puudub; 2=esineb)			Olulised väljavoolud (1=puudub; 2=esineb)		
	pais kalapääsuga	1	pais kalapääsuga	1	
	pais kalapääsuta	1	pais kalapääsuta	1	
	kaevatud kanal	1	kaevatud kanal	1	
Veetase	Ekspert hinnang		Mõõtmise		x
	Veetase (subjektiivne hinnang visuaalsete märkide alusel)		mõõtmise cm/m (esinemise korral märkida +)		
	1=keskmine; 3=kõrgenenud/madal; 5=kõrge/väga madal		<10 cm		
	1		10-30 cm	x	
			30-50 cm		
		50- 100 cm			
		> 1 m			
Vooluhulk			-		
Voolukiirus			-		
Veevibeageg/veevahetus					
Kommentaariid					

KALDAVÖÖND											
Koordinaadid proovipunktides											
P1						P6					
P2						P7					
P3						P8					
P4						P9					
P5						P10					
Katvus	1=väga tihe kuni keskmine; 2=hõre, hajus või puudub										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Mets	alusmetsaga	2	1	2	2						
	alusmetsata (kui alusmets puudub)	1	2	1	1						
Alusmets (<0,5-5m)	võsa (nt. paju, kadakas, jms.)	1	2	2	2						
	põõsastik	2	1	2	2						
Alus-taimestik (<0,5m)	rohttaimed, samblikud, samblad	1	1	2	1						
	puhumad	2	1	2	1						
	1=puudub; 2=hõre, hajus; 3=keskmine; 4=tihe; 5=väga tihe										
	üleujutatud taimestik	1	1	1	1						
	taimkate puudub	1	1	3	1						
Muu	kunstlik materjal	1	1	1	1						
Kaldavööndi looduslikkus	1=looduslik taimestik; 2=peamiselt looduslik taimestik; 3= mõõdukalt muudetud; 4=oluliselt muudetud; 5=kaldavöönd pole looduslik										
		4	1	3	1						
Kommentaariid											

KALDA-ALA											
Substraat	Esineb (1): kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane, savine Esineb (2): mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
Kaldanõlva kaldenurk	1=lauge; 2=möödukas kuni järsk kallaskallas; 3=peaaegu vertikaalne/uurdekallas	3	3	3	3						
Erosioon kaldaalalt	1=puudub; 2=vähe; 3=möödukalt; 4=oluliselt	2	1	3	1						
<b>Kommentaariid</b>											
P4 jääb rannalõik, sealt erosioon											

LITORAAL											
Biokile	1=puudub; 2=vetikamatt vm	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
Substraat	1=esineb: kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane õõtsik, savine	1	1	1	1						
	2=esineb: mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)										
Sette värvus	1=hele/hall, helepruun, tumepruun, punakas, mustjas turbamuda; 2=must/tume muda	1	1	1	1						
Sette lõhn	1=puudub; 2=anoksia, H <sub>2</sub> S, kemikaalid, õli	1	1	1	1						
Muud elupaiga omadused	1=keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2=siin-seal möödukul hulgal kuni puudub										
	vette ulatuvad puujuured	2	2	2	2						
	puutüved, oksad vms. vees	1	2	2	2						
	veepinna lähedale ulatuv taimestik	1	1	2	1						
<b>Kommentaariid</b>											

INIMMÕJU										
1= puudub; 2= esineb läheduses 50 m kaugusel; 3= esineb vaatlusalas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Elamud	1	1	1	1						
Ehitised	1	1	1	1						
Tööstushooned	1	1	1	1						
Põllumajandushooned	1	1	1	1						
Põllumaa	1	1	1	1						
Rohumaa	1	1	1	1						
Karjamaa	1	1	1	1						
Aiamaa	1	1	1	1						
Teedeala	1	1	1	1						
Raudtee	1	1	1	1						
Kaevandused	1	1	1	1						
Järve settee eemaldamine	1	1	1	1						
Taimestiku niitmine	1	1	1	1						
Park	1	1	1	1						
Rand	1	1	3	1						
Turismiobjektid	1	1	1	1						
Paadisild, purded	1	1	1	1						
Paadid	1	1	1	1						
Paadikanalid	3	1	1	1						
Kaldakindlustus	1	1	1	1						
Tammid	1	1	1	1						
Paisud	1	1	1	1						
Prügila	1	1	1	1						
Praht	3	1	3	1						
Reostus	1	1	1	1						
<b>Kommentaariid</b>										

## JÄRVEDE HÜMO

### TAUSTAINFO

Järve nimi	Martiska järv		Välitöö tegijate nimed	Marko Vainu
Kuupäev	22.05.2018			
Kellaeg	12:40			
Proovipunktide arv	4	Muu:		
Max vee sügavus (m)	8,6	Pindala (ha)	3,4	
Keskmine sügavus (m)	2,7	Kaldajoone keerukus	1,43	
Järve tüüp	V	Kaldajoone pikkus (m)	934	
Saarte arv (nr)	0	Põhja kalle litoraalis (%)		

### Kommentaariid



### Proovipunkti jõudmise kellaajad

	Algus kellaeg	Lõpp		Algus	Lõpp
P1			P6		
P2			P7		
P3			P8		
P4			P9		
P5			P10		

HÜDROLOOGIA							
Veekogu kasutus	1=ei esine; 2=esineb			Veekogu tüüp	1=ei esine; 2=esineb		
	vee-energia	1	looduslik (muutmata)		1		
	veevarustus	1	looduslik (veetaset tõstetud)		1		
	ülejutuste ärahoidmine	1	looduslik (veetaset alandatud)		2		
	laevatamine	1	biotiik/jahutustiik		1		
	virgestus	2	paisjärv		1		
	muud hüved	1	tugevasti muudetud (TMV)		1		
Olulised sissevoolud (1=puudub; 2=esineb)				Olulised väljavoolud (1=puudub; 2=esineb)			
pais kalapääsuga			1	pais kalapääsuga			1
pais kalapääsuta			1	pais kalapääsuta			1
kaevatud kanal			1	kaevatud kanal			1
Veetase	Ekspert hinnang			Mõõtmine			x
	Veetase (subjektiivne hinnang visuaalsete märkide alusel)			mõõtmine cm/m (esinemise korral märkida +)			
	1=keskmine; 3=kõrgenenud/madal; 5=kõrge/väga madal			<10 cm			
	3			10-30 cm			
				30-50 cm			
			50-100 cm				
			> 1 m				
Vooluhulk				-			
Voolukiirus				-			
Veevibeageg/veevahetus							
Kommentaariid							
Veetase oli kõrge võrreldes viimaste aastatega, aga kunagise tasemega võrreldes endiselt madal.							

KALDAVÖÖND											
Koordinaadid proovipunktides											
P1						P6					
P2						P7					
P3						P8					
P4						P9					
P5						P10					
Katvus	1=väga tihe kuni keskmine; 2=hõre, hajus või puudub										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Mets	alusmetsaga	2	1	1	1						
	alusmetsata (kui alusmets puudub)	1	2	2	2						
Alusmets (<0,5-5m)	võsa (nt. paju, kadakas, jms.)	2	2	2	2						
	põõsastik	2	1	1	1						
Alus-taimestik (<0,5m)	rohttaimed, samblikud, samblad	2	1	1	1						
	puhumad	2	1	1	2						
	1=puudub; 2=hõre, hajus; 3=keskmine; 4=tihe; 5=väga tihe										
	ülejutatud taimestik	1	1	1	1						
	taimkate puudub	3	1	1	2						
Muu	kunstlik materjal	1	1	1	1						
Kaldavööndi looduslikkus	1=looduslik taimestik; 2=peamiselt looduslik taimestik; 3= mõõdukalt muudetud; 4=oluliselt muudetud; 5=kaldavöönd pole looduslik										
		4	1	1	3						
Kommentaariid											

KALDA-ALA											
Substraat	Esineb (1): kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane, savine Esineb (2): mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1									
		2	2	2							
Kaldanõlva kaldenurk	1=lauge; 2=mõõdukas kuni järsk kallas; 3=peaaegu vertikaalne/uurdekallas										
		1	1	1	1						
Erosioon kaldaalalt	1=puudub; 2=vähe; 3=mõõdukalt; 4=oluliselt										
		3	1	2	2						
Kommentaariid											
P4 jääb rannalõik, sealt erosioon											

LITORAAL											
Biokile	1=puudub; 2=vetikamatt vm	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
				1	1	1	1				
Substraat	1=esineb: kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane õõtsik, savine	1	1								
	2=esineb: mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)			2	2						
Sette värvus	1=hele/hall, helepruun, tumepruun, punakas, mustjas turbamuda; 2=must/tume muda	1	1	1	1						
Sette lõhn	1=puudub; 2=anoksia, H <sub>2</sub> S, kemikaalid, õli	1	1	1	1						
Muud elupaiga omadused	1=keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2=siin-seal mõõdukal hulgal kuni puudub										
	vette ulatuvad puujuured	2	1	1	1						
	puutüved, oksad vms. vees	2	1	1	1						
	veepinna lähedale ulatuv taimestik	2	1	2	1						
Kommentaariid											

INIMMÕJU										
1= puudub; 2= esineb läheduses 50 m kaugusel; 3= esineb vaatlusalas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Elamud	1	1	1	1						
Ehitised	2	1	1	1						
Tööstushooned	1	1	1	1						
Põllumajandushooned	1	1	1	1						
Põllumaa	1	1	1	1						
Rohumaa	1	1	1	1						
Karjamaa	1	1	1	1						
Aiamaa	1	1	1	1						
Teedeala	2	1	1	1						
Raudtee	1	1	1	1						
Kaevandused	1	1	1	1						
Järve settee eemaldamine	1	1	1	1						
Taimestiku niitmine	1	1	1	1						
Park	1	1	1	1						
Rand	3	1	1	3						
Turismiobjektid	3	3	1	1						
Paadisild, purded	1	1	1	1						
Paadid	1	1	1	1						
Paadikanalid	1	1	3	1						
Kaldakindlustus	1	1	1	1						
Tamid	1	1	1	1						
Paisud	1	1	1	1						
Prügila	1	1	1	1						
Praht	3	2	3	3						
Reostus	1	1	1	1						
Kommentaariid										
P1 – parkla, välikäimla, parklapiire; P2 – matkarada										

## JÄRVEDE HÜMO

### TAUSTAINFO

Järve nimi	Kuradijärv		Välitöö tegijate nimed	Marko Vainu
Kuupäev	24.05.2018			
Kellaeg	18:25			
Proovipunktide arv	4	Muu:		
Max vee sügavus (m)	8,2	Pindala (ha)		1,6
Keskmine sügavus (m)	2,8	Kaldajoone keerukus		1,26
Järve tüüp	V	Kaldajoone pikkus (m)		566
Saarte arv (nr)	0	Põhja kalle litoraalis (%)		

### Kommentaariid



### Proovipunkti jõudmise kellaajad

	Algus kellaeg	Lõpp		Algus	Lõpp
P1			P6		
P2			P7		
P3			P8		
P4			P9		
P5			P10		



HÜDROLOOGIA					
Veekogu kasutus	1=ei esine; 2=esineb		Veekogu tüüp	1=ei esine; 2=esineb	
	vee-energia	1		looduslik (muutmata)	1
	veevarustus	1		looduslik (veetaset tõstetud)	1
	üleujutuste ärahoidmine	1		looduslik (veetaset alandatud)	2
	laevatamine	1		biotiik/jahutustiik	1
	virgestus	1		paisjärv	1
	muud hüved	1		tugevasti muudetud (TMV)	1
Olulised sissevoolud (1=puudub; 2=esineb)			Olulised väljavoolud (1=puudub; 2=esineb)		
	pais kalapääsuga	1		pais kalapääsuga	1
	pais kalapääsuta	1		pais kalapääsuta	1
	kaevatud kanal	1		kaevatud kanal	1
Veetase	Ekspert hinnang		Mõõtmise		
	Veetase (subjektiivne hinnang visuaalsete märkide alusel)		mõõtmise cm/m (esinemise korral märkida +)		
	1=keskmine; 3=kõrgenenud/madal; 5=kõrge/väga madal		<10 cm		
	3		10-30 cm		
			30-50 cm		
		50-100 cm			
		> 1 m			
Vooluhulk			-		
Voolukiirus			-		
Veevibaeg/veevaletus					
Kommentaariid					
Veetase oli kõrge võrreldes viimaste aastatega, aga kunagise tasemega võrreldes endiselt madal.					

KALDAVÖÖND											
Koordinaadid proovipunktides											
P1											
P2											
P3											
P4											
P5											
Katvus	1=väga tihe kuni keskmine; 2=hõre, hajus või puudub										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Mets	alusmetsaga	1	1	1	1						
	alusmetsata (kui alusmets puudub)	2	2	2	2						
Alusmets (<0,5-5m)	võsa (nt. paju, kadakas, jms.)	2	2	2	1						
	põõsastik	2	1	1	2						
Alus-taimestik (<0,5m)	rohttaimed, samblikud, samblad	1	1	1	1						
	puhumad	1	1	1	1						
	1=puudub; 2=hõre, hajus; 3=keskmine; 4=tihe; 5=väga tihe										
	üleujutatud taimestik	1	1	1	1						
	taimkate puudub	1	1	1	1						
Muu	kunstlik materjal	1	1	1	1						
Kaldavööndi looduslikkus	1=looduslik taimestik; 2=peamiselt looduslik taimestik; 3= mõeldukalt muudetud; 4=oluliselt muudetud; 5=kaldavöönd pole looduslik										
		1	1	1	1						
Kommentaariid											

KALDA-ALA											
Substraat	Esineb (1): kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane, savine Esineb (2): mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1									
Kaldanõlva kaldenurk	1=lauge; 2=möödukas kuni järsk kallaskallas; 3=peaaegu vertikaalne/uurdekallas	2	2	2	2						
	1=puudub; 2=vähe; 3=möödukalt; 4=oluliselt	3	2	2	2						
Erosioon kaldaalalt											
Kommentaariid											

LITORAAL											
Biokile	1=puudub; 2=vetikamatt vm	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
Substraat	1=esineb: kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane õõtsik, savine	1									
	2=esineb: mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)		2	2	2						
Sette värvus	1=hele/hall, helepruun, tumepruun, punakas, mustjas turbamuda; 2=must/tume muda	1	2	2	2						
Sette lõhn	1=puudub; 2=anoksia, H <sub>2</sub> S, kemikaalid, õli	1	1	1	1						
Muud elupaiga omadused	1=keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2=siin-seal möödukul hulgal kuni puudub										
	vette ulatuvad puujuured	2	2	2	2						
	puutüved, oksad vms. vees	1	1	1	1						
	veepinna lähedale ulatuv taimestik	2	2	1	1						
Kommentaariid											
P2, P3, P4 – litoraalis muld, kuna veetase oli ca. 1 meeter kõrgemal, kui eelmisel kolmel aastal keskmiselt.											

INIMMÕJU										
1= puudub; 2= esineb läheduses 50 m kaugusel; 3= esineb vaatlusalas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Elamud	1	1	1	1						
Ehitised	1	1	1	1						
Tööstushooned	1	1	1	1						
Põllumajandushooned	1	1	1	1						
Põllumaa	1	1	1	1						
Rohumaa	1	1	1	1						
Karjamaa	1	1	1	1						
Aiamaa	1	1	1	1						
Teedeala	1	1	1	1						
Raudtee	1	1	1	1						
Kaevandused	1	1	1	1						
Järve settee eemaldamine	1	1	1	1						
Taimestiku niitmine	1	1	1	1						
Park	1	1	1	1						
Rand	1	1	1	1						
Turismiobjektid	3	1	1	3						
Paadisild, purded	1	1	1	1						
Paadid	1	1	1	1						
Paadikanalid	3	1	1	1						
Kaldakindlustus	1	1	1	1						
Tammid	1	1	1	1						
Paisud	1	1	1	1						
Prügila	1	1	1	1						
Praht	3	3	3	3						
Reostus	1	1	1	1						
<b>Kommentaariid</b>										
P1 – matkaraja tahvel ja matkarada; P4 - matkarada										

HÜDROLOOGIA						
Veekogu kasutus	1=ei esine; 2=esineb			Veekogu tüüp	1=ei esine; 2=esineb	
	vee-energia	1	looduslik (muutmata)		1	
	veevarustus	1	looduslik (veetaset tõstetud)		1	
	üleujutuste ärahoidmine	1	looduslik (veetaset alandatud)		2	
	laevatamine	1	biotiik/jahutustiik		1	
	virgestus	2	paisjärv		1	
	muud hüved	1	tugevasti muudetud (TMV)		1	
Olulised sissevoolud (1=puudub; 2=esineb)			Olulised väljavoolud (1=puudub; 2=esineb)			
	pais kalapääsuga	1	pais kalapääsuga	1		
	pais kalapääsuta	1	pais kalapääsuta	1		
	kaevatud kanal	1	kaevatud kanal	1		
Veetase	Ekspert hinnang		Mõõtmine		x	
	Veetase (subjektiivne hinnang visuaalsete märkide alusel)			mõõtmine cm/m (esinemise korral märkida +)		
	1=keskmine; 3=kõrgenenud/madal; 5=kõrge/väga madal			<10 cm		
	3			10-30 cm		
				30-50 cm		
			50-100 cm			
			> 1 m			
Vooluhulk			-			
Voolukiirus			-			
Veeviibeag/veevaetus						
<b>Kommentaariid</b>						
Võrreldes viimaste aastatega oli veetase kõrgem, kuid kunagise veetasemega võrreldes tunduvalt madalam.						

KALDAVÖÖND											
Koordinaadid proovipunktides											
P1						P6					
P2						P7					
P3						P8					
P4						P9					
P5						P10					
Katvus	1=väga tihe kuni keskmine; 2=hõre, hajus või puudub										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Mets	alusmetsaga	2	1	2	2						
	alusmetsata (kui alusmets puudub)	1	2	1	1						
Alusmets (<0,5-5m)	võsa (nt. paju, kadakas, jms.)	2	1	2	2						
	pöösastik	2	2	2	2						
Alus-taimestik (<0,5m)	rohttaimed, samblikud, samblad	2	2	1	1						
	puhmad	2	2	1	2						
	1=puudub; 2=hõre, hajus; 3=keskmine; 4=tihe; 5=väga tihe										
	üleujutatud taimestik	1	1	1	1						
	taimkate puudub	4	2	1	1						
Muu	kunstlik materjal	1	1	1	1						
Kaldavööndi looduslikkus	1=looduslik taimestik; 2=peamiselt looduslik taimestik; 3= mõõdukalt muudetud; 4=oluliselt muudetud; 5=kaldavöönd pole looduslik										
		5	1	1	2						
<b>Kommentaariid</b>											
Pöösastik on märgitud puudevaks, kuna see kasvab kalda-alal, kunagise kalda-astangu all.											

KALDA-ALA											
Substraat	Esineb (1): kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane, savine	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
	Esineb (2): mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)										
Kaldanõlva kaldenurk	1=lauge; 2=möödukas kuni järsk kallas; 3=peaaegu vertikaalne/urdekallas										
		1	3	3	2						
Erosioon kaldaalalt	1=puudub; 2=vähe; 3=möödukalt; 4=oluliselt										
		3	2	1	1						
<b>Kommentaariid</b>											

LITORAAL											
Biokile	1=puudub; 2=vetikamatt vm	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
				1	1	1	1				
Substraat	1=esineb: kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane õõtsik, savine	1	1								
	2=esineb: mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)			2	2						
Sette värvus	1=hele/hall, helepruun, tumepruun, punakas, mustjas turbamuda; 2=must/tume muda	1	1	1	1						
Sette lõhn	1=puudub; 2=anoksia, H <sub>2</sub> S, kemikaalid, õli	1	1	1	1						
Muud elupaiga omadused	1=keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2=siin-seal möödukal hulgal kuni puudub										
	vette ulatuvad puujuured	2	2	2	2						
	puutüved, oksad vms. vees	2	1	2	1						
	veepinna lähedale ulatuv taimestik	2	2	2	1						
<b>Kommentaariid</b>											
P2 on substraadiks turvas.											

INIMMÕJU										
1= puudub; 2= esineb läheduses 50 m kaugusel; 3= esineb vaatlusalas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Elamud	1	1	1	1						
Ehitised	3	1	1	1						
Tööstushooned	1	1	1	1						
Põllumajandushooned	1	1	1	1						
Põllumaa	1	1	1	1						
Rohumaa	1	1	1	1						
Karjamaa	1	1	1	1						
Aiamaa	1	1	1	1						
Teedeala	1	1	1	1						
Raudtee	1	1	1	1						
Kaevandused	1	1	1	1						
Järve settee eemaldamine	1	1	1	1						
Taimestiku niitmine	1	1	1	1						
Park	1	1	1	1						
Rand	3	1	1	1						
Turismiobjektid	3	1	1	1						
Paadisild, purded	1	1	1	1						
Paadid	1	1	1	1						
Paadikanalid	1	1	1	1						
Kaldakindlustus	1	1	1	1						
Tamid	1	1	1	1						
Paisud	1	1	1	1						
Prügila	1	1	1	1						
Praht	3	1	1	3						
Reostus	1	1	1	1						
<b>Kommentaariid</b>										
P1 on avalik rand ja koos ehitistega.										

**JÄRVEDE HÜMO**

**TAUSTAINFO**

Järve nimi	Saarejärv		Välitöö tegijate nimed	Marko Vainu
Kuupäev	24.09.2018			
Kellaeg	14:50			
Proovipunktide arv	4	Muu:		
Max vee sügavus (m)	8,3	Pindala (ha)	6,5	
Keskmine sügavus (m)	4,6	Kaldajoone keerukus	1,21	
Järve tüüp	IV	Kaldajoone pikkus (m)	1097	
Saarte arv (nr)	1	Põhja kalle litoraalis (%)	12,1	

**Kommentaariid:**



**Proovipunkti jõudmise kellaajad**

	Algus kellaeg	Lõpp	Algus	Lõpp
P1			P6	
P2			P7	
P3			P8	
P4			P9	
P5			P10	

HÜDROLOOGIA					
Veekogu kasutus	1=ei esine; 2=esineb		Veekogu tüüp	1=ei esine; 2=esineb	
	vee-energia	1		looduslik (muutmata)	2
	veevarustus	1		looduslik (veetaset tõstetud)	1
	üleujutuste ärahoidmine	1		looduslik (veetaset alandatud)	1
	laevatamine	1		biotik/jahutustiik	1
	virgestus	1		paisjärv	1
	muud hüved	1		tugevasti muudetud (TMV)	1
Olulised sissevoolud (1=puudub; 2=esineb)			Olulised väljavoolud (1=puudub; 2=esineb)		
	pais kalapääsuga	1	pais kalapääsuga	1	
	pais kalapääsuta	1	pais kalapääsuta	1	
	kaevatud kanal	1	kaevatud kanal	1	
Veetase	Ekspert hinnang		Möötmine		
	Veetase (subjektiivne hinnang visuaalsete märkide alusel)		möötmine cm/m (esinemise korral märkida +)		
	1=keskmise; 3=kõrgenenud/madal; 5=kõrge/väga madal		<10 cm	x	
	1		10-30 cm		
			30-50 cm		
		50-100 cm			
		> 1 m			
Vooluhulk			-		
Voolukiirus			-		
Veeviibeag/veevaletus					
Kommentaariid:					

KALDAVÖÖND											
Koordinaadid proovipunktides											
P1						P6					
P2						P7					
P3						P8					
P4						P9					
P5						P10					
Katvus	1=väga tihe kuni keskmine; 2=hõre, hajus või puudub										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Mets	alusmetsaga	2	1	1	1						
	alusmetsata (kui alusmets puudub)	1	2	2	2						
Alusmets (<0,5-5m)	võsa (nt. paju, kadakas, jms.)	2	2	2	2						
	põõsastik	2	1	1	2						
Alus-taimestik (<0,5m)	rohttaimed, samblikud, samblad	1	1	1	1						
	puhmad	2	1	1	1						
	1=puudub; 2=hõre, hajus; 3=keskmise; 4=tihe; 5=väga tihe										
	üleujutatud taimestik	1	1	1	1						
	taimkate puudub	1	1	1	1						
Muu	kunstlik materjal	1	1	1	1						
Kaldavööndi looduslikkus	1=looduslik taimestik; 2=peamiselt looduslik taimestik; 3= mõõdukalt muudetud; 4=oluliselt muudetud; 5=kaldavöönd pole looduslik										
		3	1	1	1						
Kommentaariid:											



KALDA-ALA											
Substraat	Esineb (1): kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane, savine Esineb (2): mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
Kaldanõlva kaldenurk	1=lauge; 2=möödukas kuni järsk kallas; 3=peaaegu vertikaalne/uurdekallas	1	1	1	1						
Erosioon kaldaalalt	1=puudub; 2=vähe; 3=möödukalt; 4=oluliselt	1	1	1	1						
Kommentaariid:											

LITORAAL											
Biokile	1=puudub; 2=vetikamatt vm	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
		1	1	1	1						
Substraat	1=esineb: kivine, kruusane, liivane, taimestik, turbane õõtsik, savine	1	1	1	1						
	2=esineb: mudane liiv, muda, kunstlik (betoon vm.)										
Sette värvus	1=hele/hall, helepruun, tumepruun, punakas, mustjas turbamuda; 2=must/tume muda	1	1	1	1						
	1=puudub; 2=anoksia, H <sub>2</sub> S, kemikaalid, õli	1	1	1	1						
Muud elupaiga omadused	1=keskmisel hulgal kuni massiliselt; 2=siin-seal möödukal hulgal kuni puudub										
	vette ulatuvad puujuured	1	2	2	1						
	puutüved, oksad vms. vees	1	2	2	1						
	veepinna lähedale ulatuv taimestik	1	1	2	1						
Kommentaariid:											

INIMMÕJU										
1= puudub; 2= esineb läheduses 50 m kaugusel; 3= esineb vaatlusalas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Elamud	1	1	1	1						
Ehitised	1	1	1	1						
Tööstushooned	1	1	1	1						
Põllumajandushooned	1	1	1	1						
Põllumaa	1	1	1	1						
Rohumaa	1	1	1	1						
Karjamaa	1	1	1	1						
Aiamaa	1	1	1	1						
Teedeala	1	1	1	1						
Raudtee	1	1	1	1						
Kaevandused	1	1	1	1						
Järve settee eemaldamine	1	1	1	1						
Taimestiku niitmine	1	1	1	1						
Park	1	1	1	1						
Rand	1	1	1	1						
Turismiobjektid	1	1	1	1						
Paadisild, purded	1	1	1	1						
Paadid	1	1	1	1						
Paadikanalid	3	1	1	1						
Kaldakindlustus	1	1	1	1						
Tammid	1	1	1	1						
Paisud	1	1	1	1						
Prügila	1	1	1	1						
Praht	3	1	1	1						
Reostus	1	1	1	1						
<b>Kommentaariid</b>										

# Lisa 7. Settepuursüdamike litoloogia

VALGEJÄRV												
VS181					VS182				VS183			
Proovi nr / Sügavus, cm	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C
1	5,049	0,062	0,027	0,025	5,177	0,126	0,051	0,049	5,220	0,175	0,072	0,071
2	5,349	0,196	0,092	0,089	5,034	0,137	0,049	0,047	5,183	0,227	0,096	0,094
3	5,386	0,241	0,116	0,111	5,104	0,153	0,044	0,042	5,366	0,271	0,117	0,114
4	5,269	0,202	0,094	0,089	5,178	0,158	0,040	0,039	5,034	0,259	0,114	0,111
5	5,376	0,172	0,071	0,068	5,175	0,170	0,040	0,039	4,919	0,226	0,085	0,082
6	5,128	0,169	0,059	0,057	5,462	0,205	0,046	0,045	4,882	0,190	0,055	0,053
7	4,814	0,152	0,045	0,043	4,650	0,191	0,038	0,037	5,167	0,160	0,034	0,032
8	5,767	0,187	0,047	0,045	4,986	0,212	0,041	0,039	4,818	0,132	0,024	0,022
9	4,839	0,167	0,039	0,037	4,961	0,211	0,039	0,038	5,021	0,136	0,022	0,020
10	4,772	0,166	0,033	0,032	5,079	0,214	0,039	0,038	4,920	0,150	0,027	0,026
11	4,807	0,180	0,036	0,035	4,967	0,228	0,039	0,038	4,832	0,142	0,024	0,022
12	4,859	0,159	0,027	0,026	5,104	0,231	0,039	0,037	5,009	0,141	0,023	0,021
13	5,520	0,140	0,013	0,012	5,319	0,256	0,039	0,037	4,996	0,148	0,023	0,022
14	4,883	0,123	0,011	0,010	4,956	0,234	0,035	0,034	4,819	0,140	0,021	0,020
15	5,032	0,131	0,010	0,009	4,957	0,240	0,035	0,034	5,122	0,149	0,022	0,020
16	5,157	0,144	0,010	0,010	5,101	0,251	0,035	0,034	4,952	0,142	0,019	0,018
17	4,991	0,129	0,010	0,009	5,289	0,257	0,034	0,032	4,981	0,155	0,022	0,020
18	5,023	0,122	0,007	0,006	5,146	0,265	0,033	0,032	5,015	0,185	0,034	0,032
19	5,040	0,131	0,007	0,007	5,054	0,264	0,033	0,032	4,881	0,230	0,048	0,047
20	5,265	0,138	0,007	0,007	5,208	0,256	0,034	0,033	5,307	0,237	0,038	0,038
21	5,034	0,160	0,009	0,009	4,867	0,250	0,034	0,034	5,245	0,229	0,034	0,034
22	5,031	0,163	0,008	0,009	5,156	0,289	0,040	0,040	4,773	0,193	0,023	0,023
23	5,258	0,156	0,008	0,009	5,562	0,315	0,045	0,044	4,969	0,187	0,021	0,020
24	5,095	0,150	0,008	0,008	5,192	0,293	0,043	0,043	4,940	0,179	0,020	0,019
25	4,962	0,158	0,010	0,010	5,309	0,304	0,047	0,046	4,851	0,183	0,020	0,020
26	5,127	0,163	0,009	0,010	5,335	0,322	0,052	0,052	5,117	0,187	0,020	0,019
27	4,814	0,154	0,008	0,009	5,411	0,340	0,051	0,050	5,135	0,187	0,019	0,019
28	4,912	0,145	0,008	0,008	5,368	0,355	0,050	0,049	4,942	0,181	0,020	0,020
29	5,018	0,157	0,008	0,009	5,506	0,358	0,048	0,047	5,086	0,187	0,021	0,021
30	4,895	0,175	0,011	0,011	5,345	0,350	0,044	0,042	5,094	0,202	0,029	0,027
31	5,102	0,172	0,014	0,013	5,538	0,361	0,041	0,040	5,100	0,214	0,028	0,027
32	5,265	0,190	0,015	0,015	5,398	0,342	0,038	0,037	5,077	0,199	0,026	0,025
33	5,042	0,166	0,012	0,011	5,558	0,352	0,039	0,037	5,044	0,206	0,027	0,026
34	4,884	0,169	0,012	0,011	5,358	0,365	0,038	0,036	5,017	0,217	0,030	0,028
35	5,256	0,174	0,012	0,011	5,306	0,332	0,033	0,032	5,246	0,269	0,045	0,044
36	5,192	0,179	0,012	0,011	5,152	0,330	0,030	0,029	4,970	0,244	0,035	0,033
37	5,456	0,186	0,010	0,010	5,107	0,341	0,030	0,028	5,187	0,249	0,029	0,027
38	5,293	0,197	0,011	0,011	5,289	0,356	0,029	0,027	5,498	0,274	0,032	0,031
39	5,152	0,205	0,012	0,011	5,317	0,374	0,034	0,032	5,055	0,230	0,022	0,021
40	5,161	0,203	0,011	0,010	5,644	0,420	0,030	0,028	5,316	0,247	0,026	0,024
41	5,061	0,199	0,011	0,010	5,318	0,393	0,030	0,029	5,267	0,252	0,024	0,023
42	5,169	0,221	0,011	0,010	5,296	0,385	0,041	0,040	5,267	0,267	0,025	0,024
43	5,458	0,267	0,012	0,012	5,301	0,389	0,043	0,042	5,427	0,303	0,032	0,031
44	5,363	0,226	0,014	0,013	5,298	0,409	0,042	0,040	5,281	0,257	0,024	0,023
45	5,325	0,264	0,014	0,013	5,149	0,389	0,042	0,040	5,384	0,267	0,028	0,027
46	5,359	0,263	0,013	0,012	5,237	0,399	0,044	0,043	5,393	0,301	0,029	0,027
47	5,441	0,241	0,011	0,010	5,362	0,407	0,038	0,037	5,110	0,331	0,049	0,048
48	5,090	0,249	0,012	0,011	5,398	0,339	0,021	0,020	5,086	0,344	0,055	0,053
49	5,396	0,244	0,011	0,011	5,382	0,311	0,016	0,017	5,182	0,317	0,036	0,036
50	5,103	0,221	0,009	0,009	5,287	0,329	0,018	0,017	5,266	0,318	0,026	0,026

## MARTISKA JÄRV

### MS181

### MS182

### MS183

Proovi nr / Sügavus, cm	MS181				MS182				MS183			
	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C
1	4,988	0,061	0,022	0,020	5,108	0,075	0,028	0,026	5,388	0,091	0,031	0,029
2	5,155	0,148	0,055	0,051	5,179	0,147	0,055	0,052	5,305	0,125	0,043	0,040
3	5,145	0,205	0,074	0,070	5,275	0,179	0,067	0,063	5,496	0,175	0,062	0,057
4	5,246	0,229	0,084	0,080	5,019	0,194	0,074	0,069	5,062	0,165	0,059	0,055
5	4,865	0,230	0,087	0,082	5,441	0,226	0,086	0,081	5,221	0,192	0,071	0,067
6	4,873	0,252	0,105	0,098	5,133	0,224	0,085	0,079	4,821	0,205	0,074	0,069
7	5,063	0,287	0,123	0,116	5,190	0,237	0,090	0,084	4,975	0,225	0,085	0,079
8	5,049	0,281	0,120	0,114	5,064	0,240	0,092	0,086	5,057	0,235	0,086	0,080
9	4,922	0,299	0,131	0,124	5,188	0,237	0,090	0,084	5,306	0,247	0,094	0,087
10	5,054	0,291	0,119	0,113	5,153	0,245	0,094	0,087	5,316	0,254	0,097	0,091
11	5,058	0,267	0,093	0,089	5,204	0,257	0,098	0,091	5,199	0,256	0,100	0,094
12	4,905	0,244	0,078	0,075	5,310	0,257	0,097	0,091	5,249	0,240	0,095	0,089
13	5,043	0,247	0,067	0,064	5,108	0,275	0,106	0,099	5,299	0,266	0,104	0,097
14	4,840	0,241	0,063	0,061	5,199	0,273	0,103	0,097	5,335	0,273	0,110	0,104
15	4,983	0,255	0,060	0,057	5,203	0,287	0,114	0,108	5,214	0,263	0,101	0,096
16	5,125	0,268	0,052	0,049	4,999	0,307	0,135	0,130	5,116	0,250	0,092	0,087
17	5,038	0,270	0,049	0,047	5,125	0,301	0,130	0,124	4,954	0,230	0,075	0,071
18	5,028	0,260	0,045	0,043	5,146	0,300	0,128	0,122	4,887	0,204	0,066	0,062
19	5,046	0,258	0,044	0,041	5,208	0,268	0,102	0,096	5,089	0,210	0,056	0,053
20	5,119	0,272	0,039	0,038	5,381	0,202	0,054	0,052	5,184	0,173	0,039	0,038
21	4,999	0,256	0,039	0,038	5,206	0,183	0,040	0,038	5,305	0,212	0,043	0,041
22	4,870	0,253	0,039	0,038	5,246	0,196	0,044	0,043	5,333	0,184	0,040	0,038
23	5,042	0,262	0,042	0,040	5,325	0,200	0,041	0,039	5,273	0,177	0,033	0,032
24	4,950	0,255	0,042	0,041	5,050	0,202	0,041	0,039	5,685	0,184	0,031	0,030
25	5,047	0,263	0,039	0,038	5,311	0,202	0,042	0,040	5,400	0,187	0,031	0,029
26	5,004	0,257	0,036	0,034	5,110	0,196	0,036	0,035	5,215	0,184	0,029	0,028
27	5,065	0,249	0,037	0,036	5,233	0,191	0,034	0,032	5,311	0,199	0,030	0,030
28	4,971	0,246	0,038	0,037	5,250	0,201	0,038	0,037	5,170	0,203	0,032	0,031
29	4,949	0,256	0,037	0,036	5,236	0,200	0,037	0,035	5,231	0,195	0,028	0,028
30	5,106	0,275	0,045	0,043	5,143	0,194	0,033	0,031	5,155	0,188	0,024	0,023
31	4,926	0,256	0,038	0,037	5,329	0,242	0,046	0,043	5,160	0,189	0,023	0,022
32	5,065	0,261	0,038	0,036	5,163	0,227	0,064	0,061	5,101	0,189	0,021	0,020
33	5,252	0,261	0,039	0,037	5,006	0,238	0,070	0,066	5,152	0,200	0,022	0,021
34	5,321	0,270	0,046	0,044	5,389	0,210	0,037	0,035	5,020	0,202	0,019	0,019
35	5,163	0,279	0,049	0,047	4,987	0,184	0,023	0,022	5,253	0,218	0,023	0,021
36	5,269	0,277	0,047	0,045	5,095	0,190	0,021	0,020	5,199	0,216	0,020	0,019
37	5,238	0,275	0,047	0,045	5,214	0,201	0,021	0,020	5,056	0,209	0,020	0,019
38	4,983	0,260	0,043	0,041	5,139	0,206	0,020	0,019	5,080	0,215	0,022	0,021
39	5,144	0,264	0,039	0,038	5,123	0,209	0,021	0,020	5,164	0,226	0,024	0,023
40	5,113	0,263	0,038	0,036	5,008	0,203	0,020	0,019	4,926	0,229	0,029	0,029
41	5,080	0,264	0,038	0,036	5,067	0,207	0,021	0,020	5,072	0,226	0,025	0,024
42	5,087	0,269	0,038	0,037	5,003	0,211	0,023	0,022	4,963	0,225	0,025	0,024
43	5,012	0,264	0,038	0,036	5,123	0,225	0,026	0,025	5,055	0,225	0,026	0,025
44	5,107	0,268	0,038	0,037	5,316	0,233	0,028	0,027	5,157	0,231	0,028	0,026
45	5,183	0,274	0,038	0,036	5,267	0,210	0,024	0,023	5,060	0,230	0,028	0,028
46	5,224	0,277	0,037	0,035	5,160	0,213	0,025	0,024	5,015	0,224	0,026	0,025
47	5,018	0,285	0,037	0,035	5,216	0,244	0,033	0,032	5,009	0,222	0,025	0,024
48	5,201	0,272	0,036	0,034	4,786	0,233	0,033	0,032	5,161	0,232	0,025	0,024
49	5,387	0,280	0,033	0,032	5,092	0,245	0,035	0,034	5,073	0,228	0,024	0,024
50	5,309	0,288	0,035	0,034	5,123	0,230	0,031	0,031	5,207	0,234	0,026	0,026

## KURADIJÄRV

Proovi nr / Sügavus, cm	KS181				KS182				KS183			
	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C
1	5,424	0,145	0,053	0,050	4,871	0,079	0,025	0,023	5,094	0,092	0,032	0,030
2	5,234	0,195	0,068	0,064	4,779	0,096	0,031	0,029	5,022	0,153	0,053	0,049
3	5,002	0,196	0,067	0,064	4,952	0,117	0,039	0,036	5,145	0,176	0,060	0,057
4	5,232	0,212	0,074	0,070	4,955	0,138	0,048	0,044	4,740	0,167	0,058	0,055
5	5,103	0,212	0,072	0,069	5,233	0,144	0,052	0,047	5,123	0,192	0,064	0,061
6	5,150	0,204	0,068	0,064	5,165	0,144	0,052	0,048	4,548	0,177	0,059	0,055
7	5,031	0,203	0,067	0,063	5,089	0,149	0,053	0,049	4,854	0,198	0,067	0,063
8	5,508	0,229	0,076	0,071	5,384	0,171	0,057	0,054	4,879	0,217	0,075	0,071
9	5,224	0,229	0,078	0,073	5,451	0,186	0,060	0,057	4,756	0,209	0,073	0,070
10	5,221	0,235	0,082	0,077	5,194	0,182	0,058	0,056	5,156	0,242	0,086	0,082
11	5,186	0,242	0,085	0,081	5,331	0,194	0,063	0,059	5,190	0,247	0,090	0,086
12	5,427	0,255	0,090	0,086	5,478	0,218	0,077	0,074	5,451	0,266	0,096	0,091
13	5,254	0,247	0,089	0,084	5,211	0,218	0,081	0,077	5,048	0,246	0,089	0,084
14	5,314	0,247	0,089	0,084	5,122	0,220	0,082	0,078	5,248	0,257	0,093	0,088
15	5,049	0,232	0,081	0,077	5,250	0,238	0,089	0,086	4,743	0,221	0,078	0,074
16	4,997	0,227	0,080	0,075	5,333	0,258	0,103	0,099	5,161	0,225	0,070	0,067
17	5,253	0,236	0,084	0,079	5,459	0,257	0,077	0,074	4,952	0,193	0,055	0,053
18	5,169	0,262	0,092	0,087	5,483	0,258	0,061	0,058	5,004	0,177	0,046	0,043
19	5,181	0,243	0,083	0,079	5,521	0,265	0,057	0,054	5,236	0,175	0,041	0,039
20	4,919	0,233	0,079	0,076	5,690	0,249	0,042	0,041	5,106	0,160	0,036	0,034
21	5,208	0,247	0,087	0,083	5,170	0,220	0,029	0,028	5,273	0,171	0,039	0,038
22	5,090	0,246	0,088	0,085	5,465	0,226	0,025	0,025	5,010	0,160	0,034	0,033
23	5,146	0,268	0,098	0,095	5,268	0,214	0,027	0,026	4,865	0,163	0,038	0,037
24	4,734	0,244	0,091	0,087	5,271	0,208	0,020	0,019	4,963	0,169	0,035	0,033
25	5,173	0,272	0,103	0,100	5,539	0,194	0,016	0,016	5,250	0,174	0,034	0,033
26	5,230	0,284	0,112	0,108	5,228	0,184	0,013	0,014	4,776	0,159	0,029	0,028
27	5,193	0,288	0,116	0,113	5,113	0,197	0,016	0,016	5,019	0,162	0,022	0,021
28	5,255	0,289	0,120	0,116	5,238	0,209	0,013	0,013	5,321	0,171	0,022	0,022
29	5,410	0,307	0,128	0,125	5,592	0,238	0,014	0,014	5,316	0,167	0,018	0,018
30	5,028	0,293	0,121	0,117	5,340	0,245	0,016	0,015	5,090	0,162	0,017	0,016
31	5,561	0,302	0,121	0,117	5,793	0,270	0,019	0,019	5,489	0,165	0,014	0,013
32	5,141	0,281	0,107	0,104	5,901	0,285	0,018	0,018	5,341	0,160	0,012	0,011
33	5,183	0,258	0,095	0,091	5,578	0,271	0,017	0,016	5,239	0,154	0,010	0,010
34	5,397	0,257	0,091	0,088	5,619	0,268	0,015	0,014	5,268	0,163	0,011	0,010
35	5,158	0,248	0,087	0,084	5,040	0,249	0,013	0,012	5,461	0,165	0,011	0,010
36	5,213	0,235	0,078	0,075	5,617	0,275	0,015	0,014	5,112	0,153	0,010	0,009
37	5,366	0,223	0,071	0,068	5,213	0,253	0,014	0,013	5,165	0,156	0,010	0,009
38	4,904	0,187	0,055	0,052	5,647	0,281	0,014	0,014	5,499	0,164	0,010	0,010
39	5,241	0,210	0,059	0,056	5,613	0,286	0,016	0,015	5,799	0,179	0,012	0,011
40	4,833	0,188	0,048	0,046	5,668	0,291	0,016	0,016	5,298	0,165	0,011	0,010
41	5,198	0,197	0,048	0,045	5,301	0,276	0,014	0,014	5,327	0,166	0,011	0,010
42	5,192	0,196	0,045	0,043	5,631	0,294	0,015	0,014	5,604	0,183	0,013	0,012
43	5,582	0,204	0,044	0,042	5,601	0,289	0,014	0,014	5,427	0,177	0,012	0,011
44	5,394	0,206	0,049	0,047	5,398	0,277	0,013	0,013	5,466	0,177	0,012	0,011
45	5,293	0,220	0,056	0,053	5,242	0,272	0,013	0,013	5,433	0,173	0,011	0,010
46	5,215	0,224	0,055	0,052	5,377	0,294	0,015	0,014	5,348	0,169	0,011	0,010
47	5,276	0,228	0,054	0,051	5,398	0,301	0,015	0,014	5,611	0,184	0,012	0,011
48	5,182	0,233	0,052	0,050	5,527	0,305	0,015	0,014	5,998	0,197	0,013	0,012
49	5,336	0,221	0,042	0,041	5,199	0,285	0,013	0,012	5,419	0,180	0,013	0,013
50	5,120	0,203	0,038	0,036	5,330	0,293	0,013	0,013	5,444	0,186	0,014	0,014

## LIIVJÄRV

LS181					LS182				LS183			
Proovi nr / Sügavus, cm	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C
1	5,130	0,055	0,016	0,015	5,078	0,117	0,046	0,044	5,122	0,141	0,055	0,053
2	5,230	0,120	0,039	0,037	5,197	0,240	0,100	0,097	5,305	0,244	0,097	0,093
3	5,094	0,137	0,049	0,047	5,298	0,304	0,135	0,131	5,017	0,276	0,115	0,111
4	4,981	0,150	0,055	0,052	5,399	0,349	0,156	0,152	5,228	0,337	0,144	0,139
5	5,181	0,187	0,076	0,073	4,971	0,346	0,149	0,145	5,203	0,359	0,150	0,145
6	5,172	0,231	0,100	0,095	4,826	0,321	0,123	0,119	5,097	0,356	0,143	0,138
7	5,264	0,266	0,121	0,116	4,850	0,277	0,084	0,082	4,979	0,282	0,091	0,088
8	4,753	0,293	0,147	0,142	4,791	0,253	0,064	0,062	4,959	0,239	0,059	0,057
9	5,164	0,311	0,147	0,142	5,051	0,254	0,055	0,054	4,970	0,210	0,036	0,035
10	5,245	0,261	0,096	0,093	4,834	0,223	0,040	0,039	5,051	0,198	0,031	0,030
11	5,036	0,230	0,070	0,067	5,262	0,233	0,039	0,038	5,351	0,221	0,035	0,034
12	4,936	0,232	0,062	0,060	5,284	0,234	0,037	0,036	5,157	0,223	0,034	0,033
13	5,199	0,249	0,060	0,058	4,769	0,214	0,034	0,034	5,424	0,243	0,038	0,037
14	5,002	0,229	0,049	0,046	5,004	0,235	0,039	0,038	5,120	0,237	0,034	0,034
15	4,852	0,234	0,052	0,051	4,778	0,233	0,038	0,037	5,105	0,245	0,035	0,034
16	4,966	0,231	0,045	0,044	5,275	0,263	0,043	0,042	4,971	0,249	0,035	0,034
17	5,197	0,240	0,043	0,042	5,371	0,271	0,040	0,039	5,387	0,279	0,036	0,035
18	4,980	0,239	0,043	0,043	5,032	0,268	0,036	0,035	5,240	0,288	0,036	0,035
19	5,040	0,265	0,058	0,058	5,305	0,305	0,041	0,040	4,893	0,271	0,034	0,033
20	4,858	0,239	0,036	0,036	5,137	0,294	0,037	0,037	5,122	0,285	0,032	0,032
21	4,948	0,249	0,035	0,035	5,142	0,298	0,037	0,037	5,358	0,304	0,032	0,031
22	4,985	0,239	0,037	0,037	5,338	0,301	0,035	0,035	5,376	0,309	0,031	0,031
23	4,971	0,238	0,036	0,036	5,149	0,294	0,034	0,034	5,131	0,300	0,028	0,028
24	5,072	0,246	0,036	0,036	5,368	0,310	0,036	0,035	5,074	0,301	0,027	0,027
25	5,181	0,251	0,037	0,036	5,005	0,295	0,033	0,034	4,949	0,298	0,027	0,027
26	5,220	0,256	0,035	0,036	5,361	0,320	0,030	0,030	4,983	0,300	0,025	0,025
27	5,236	0,259	0,034	0,034	5,338	0,351	0,058	0,058	5,088	0,312	0,029	0,029
28	5,152	0,259	0,036	0,036	5,165	0,301	0,028	0,028	4,893	0,301	0,026	0,026
29	5,253	0,284	0,034	0,034	4,875	0,297	0,025	0,025	5,085	0,314	0,027	0,026
30	5,019	0,307	0,040	0,039	5,006	0,325	0,028	0,028	4,981	0,311	0,026	0,025
31	4,988	0,298	0,034	0,033	5,055	0,315	0,029	0,029	5,235	0,329	0,027	0,026
32	5,374	0,324	0,036	0,035	5,333	0,324	0,029	0,028	5,363	0,351	0,027	0,026
33	5,059	0,312	0,032	0,031	5,429	0,341	0,028	0,027	5,205	0,334	0,025	0,024
34	5,128	0,320	0,030	0,030	5,345	0,343	0,028	0,028	5,234	0,333	0,025	0,024
35	5,190	0,326	0,029	0,028	5,152	0,318	0,027	0,026	5,085	0,335	0,026	0,024
36	5,089	0,320	0,027	0,026	5,209	0,335	0,027	0,026	5,081	0,351	0,026	0,025
37	5,171	0,329	0,030	0,030	5,040	0,335	0,026	0,025	4,943	0,361	0,026	0,025
38	5,052	0,333	0,027	0,026	5,333	0,367	0,029	0,028	5,171	0,374	0,027	0,026
39	4,937	0,326	0,026	0,026	5,297	0,381	0,029	0,028	5,161	0,364	0,030	0,029
40	5,308	0,358	0,029	0,028	5,445	0,389	0,031	0,030	5,041	0,358	0,033	0,032
41	4,996	0,339	0,027	0,026	5,263	0,363	0,034	0,033	5,262	0,386	0,034	0,033
42	5,266	0,357	0,028	0,027	5,598	0,387	0,038	0,037	5,049	0,386	0,031	0,030
43	5,116	0,354	0,030	0,030	5,335	0,373	0,036	0,034	4,973	0,387	0,029	0,029
44	5,225	0,363	0,029	0,029	5,538	0,415	0,037	0,035	4,857	0,365	0,027	0,026
45	4,990	0,321	0,024	0,023	5,364	0,402	0,035	0,034	5,175	0,381	0,027	0,026
46	5,202	0,385	0,027	0,027	5,426	0,403	0,031	0,029	5,318	0,397	0,026	0,024
47	5,235	0,388	0,029	0,029	5,577	0,395	0,027	0,025	4,678	0,347	0,023	0,021
48	5,276	0,364	0,027	0,026	5,433	0,378	0,028	0,026	5,336	0,378	0,025	0,024
49	5,239	0,369	0,027	0,027	5,474	0,379	0,023	0,023	5,422	0,393	0,024	0,024
50	4,941	0,341	0,024	0,024	4,997	0,354	0,021	0,021	5,276	0,387	0,024	0,023

## SAAREJÄRV

Proovi nr / Sügavus, cm	SS181				SS182				SS183			
	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C	Sette märgkaal, g	Sette kuivkaal, g	Jääk 550C	Jääk 950C
1	4,874	0,048	0,015	0,014	5,288	0,060	0,015	0,014	5,786	0,163	0,060	0,057
2	5,091	0,153	0,055	0,052	5,310	0,101	0,032	0,029	4,964	0,182	0,060	0,057
3	5,098	0,186	0,064	0,060	4,909	0,118	0,043	0,040	5,436	0,212	0,060	0,056
4	5,087	0,173	0,049	0,046	5,151	0,150	0,061	0,057	5,274	0,208	0,041	0,040
5	5,087	0,182	0,040	0,039	5,224	0,161	0,066	0,062	5,442	0,222	0,041	0,040
6	5,167	0,185	0,039	0,038	5,190	0,174	0,069	0,065	5,158	0,200	0,034	0,033
7	5,101	0,178	0,031	0,031	5,153	0,187	0,066	0,062	5,271	0,194	0,031	0,030
8	4,894	0,159	0,023	0,022	5,325	0,191	0,057	0,054	4,953	0,186	0,029	0,028
9	4,895	0,172	0,024	0,024	5,477	0,216	0,059	0,055	5,207	0,205	0,034	0,034
10	5,117	0,199	0,025	0,024	5,045	0,207	0,054	0,051	4,989	0,212	0,033	0,032
11	5,054	0,209	0,027	0,026	5,341	0,223	0,062	0,058	5,184	0,217	0,033	0,032
12	4,992	0,197	0,023	0,023	5,238	0,249	0,072	0,068	4,809	0,212	0,027	0,027
13	5,085	0,211	0,024	0,024	5,246	0,266	0,080	0,076	5,006	0,205	0,024	0,024
14	4,985	0,224	0,022	0,022	5,293	0,252	0,080	0,077	5,174	0,220	0,022	0,022
15	4,811	0,221	0,022	0,021	5,136	0,223	0,069	0,066	4,575	0,199	0,019	0,019
16	4,919	0,234	0,023	0,022	5,346	0,217	0,065	0,062	5,156	0,212	0,018	0,018
17	5,074	0,265	0,023	0,023	5,130	0,200	0,060	0,058	4,693	0,179	0,014	0,014
18	5,048	0,252	0,018	0,017	4,979	0,204	0,064	0,062	5,279	0,209	0,016	0,015
19	5,003	0,228	0,016	0,016	5,138	0,214	0,067	0,065	5,096	0,212	0,014	0,014
20	5,015	0,209	0,012	0,013	5,384	0,239	0,075	0,074	5,101	0,212	0,013	0,013
21	5,303	0,196	0,010	0,011	5,242	0,242	0,074	0,073	5,363	0,198	0,014	0,014
22	4,921	0,178	0,009	0,010	5,074	0,236	0,075	0,074	5,342	0,188	0,013	0,013
23	5,258	0,198	0,010	0,010	5,316	0,246	0,072	0,070	5,177	0,184	0,011	0,011
24	5,159	0,206	0,009	0,010	4,971	0,228	0,059	0,058	5,191	0,179	0,010	0,011
25	5,245	0,201	0,010	0,010	5,071	0,236	0,061	0,059	5,131	0,184	0,012	0,012
26	5,202	0,215	0,011	0,012	5,202	0,239	0,058	0,056	5,277	0,190	0,013	0,013
27	5,009	0,207	0,011	0,012	5,267	0,247	0,055	0,054	5,293	0,181	0,011	0,011
28	5,016	0,209	0,011	0,011	4,729	0,216	0,041	0,040	5,293	0,198	0,012	0,013
29	4,835	0,208	0,011	0,012	5,038	0,240	0,045	0,044	5,352	0,202	0,013	0,013
30	4,813	0,211	0,012	0,012	5,318	0,256	0,047	0,046	5,012	0,184	0,010	0,010
31	5,281	0,241	0,012	0,012	5,408	0,242	0,038	0,037	4,943	0,227	0,015	0,014
32	5,118	0,246	0,012	0,012	5,190	0,245	0,035	0,034	5,138	0,244	0,012	0,012
33	5,376	0,256	0,012	0,012	5,199	0,259	0,033	0,032	5,328	0,258	0,014	0,013
34	5,228	0,230	0,010	0,010	5,074	0,277	0,031	0,029	5,296	0,256	0,014	0,014
35	5,035	0,197	0,009	0,009	5,009	0,278	0,029	0,028	5,280	0,244	0,014	0,013
36	5,320	0,246	0,019	0,019	5,275	0,299	0,027	0,026	5,108	0,236	0,011	0,011
37	5,215	0,321	0,049	0,049	4,818	0,273	0,026	0,024	5,221	0,244	0,011	0,011
38	4,986	0,306	0,032	0,031	5,369	0,297	0,028	0,026	5,070	0,233	0,011	0,011
39	5,340	0,339	0,037	0,036	5,384	0,305	0,028	0,026	5,352	0,246	0,012	0,011
40	5,422	0,377	0,042	0,041	5,239	0,295	0,025	0,024	5,236	0,246	0,011	0,011
41	5,329	0,401	0,043	0,042	5,450	0,293	0,026	0,025	5,129	0,242	0,012	0,011
42	4,936	0,405	0,038	0,038	5,252	0,320	0,028	0,027	5,119	0,249	0,012	0,011
43	5,359	0,473	0,052	0,051	5,311	0,315	0,028	0,026	5,188	0,251	0,012	0,012
44	5,043	0,467	0,064	0,063	5,405	0,303	0,027	0,025	5,236	0,237	0,010	0,010
45	5,208	0,525	0,087	0,086	5,221	0,285	0,025	0,024	4,948	0,231	0,010	0,009
46	4,935	0,551	0,105	0,104	5,568	0,312	0,025	0,024	5,314	0,259	0,011	0,011
47	4,880	0,568	0,141	0,140	5,676	0,336	0,026	0,025	5,188	0,266	0,011	0,011
48	5,333	1,235	0,852	0,849	5,212	0,312	0,023	0,022	5,247	0,254	0,010	0,010
49	5,349	0,865	0,493	0,490	5,564	0,339	0,025	0,025	5,361	0,271	0,009	0,010
50	4,913	0,856	0,533	0,529	5,161	0,340	0,024	0,023	5,156	0,250	0,009	0,010

# Lisa 8. Fosforianalüüsi tulemused

Proov	Sügavus, cm	NaCl-DIP	NaCl-TP	NaBD-DIP	NaBD-TP	NaOHunfilt_TP	NaOHfilt_TP = NaOH-LMW-NRP	NaOHunfilt_TP - DIP = NaOH-NRP	NaOH-NRP - NaOH-LMW-NRP = NaOH-HMW-NRP	HCl-TP	Res-P
		Labiilne lahustunud P, mg/g	Labiilne üld-P, mg/g	Redokstundlik lahustunud P, mg/g	Redokstundlik üld-P, mg/g	Al ja Fe seotud üld-P, mg/g	Fulvohapetega seotud P, mg/g	Orgaanilise ainega seotud NaOH-P, mg/g	Humiinhapetega seotud P, mg/g	Kaltsiumiühenditega seotud P, mg/g	Jääk/orgaaniline P, mg/g
<b>VALGEJÄRV</b>											
VS181_1	0-5	0,000	0,128	0,173	0,221	1,068	0,229	1,014	0,785	0,103	1,181
VS181-2	5-10	0,000	0,134	0,159	0,189	1,022	0,236	0,877	0,642	0,062	1,126
VS181-3	10-15	0,000	0,222	0,242	0,287	1,092	0,190	0,998	0,808	0,109	0,766
VS181-4	15-20	0,000	0,373	0,405	0,418	1,745	0,464	1,365	0,901	0,216	0,536
VS182-1	0-5	0,036	0,177	0,226	0,233	0,467	0,159	0,313	0,154	0,092	1,196
VS182-2	5-10	0,046	0,238	0,254	0,280	0,718	0,275	0,575	0,299	0,061	1,382
VS182-3	10-15	0,045	0,151	0,207	0,242	0,732	0,129	0,663	0,534	0,051	1,590
VS182-4	15-20	0,041	0,136	0,199	0,200	0,367	0,080	0,259	0,179	0,051	1,467
VS183-1	0-5	0,000	0,064	0,098	0,130	0,317	0,158	0,265	0,108	0,095	1,209
VS183-2	5-10	0,000	0,230	0,194	0,301	0,741	0,243	0,642	0,399	0,071	1,319
VS183-3	10-15	0,031	0,253	0,210	0,290	0,887	0,519	0,815	0,296	0,116	1,710
VS183-4	15-20	0,000	0,230	0,256	0,287	0,820	0,211	0,715	0,503	0,084	1,867
<b>MARTISKA JÄRV</b>											
MS181-1	0-5	0,127	0,156	0,266	0,266	0,873	0,541	0,541	0,001	0,058	0,994
MS181-2	5-10	0,067	0,111	0,106	0,108	0,323	0,158	0,188	0,030	0,045	1,061
MS181-3	10-15	0,066	0,077	0,093	0,093	0,257	0,087	0,111	0,024	0,027	0,740
MS181-4	15-20	0,123	0,123	0,168	0,168	0,328	0,098	0,184	0,085	0,037	0,580
MS182-1	0-5	0,126	0,185	0,188	0,204	0,827	0,395	0,520	0,126	0,116	0,786
MS182-2	5-10	0,137	0,182	0,126	0,146	0,550	0,169	0,371	0,202	0,045	0,828
MS182-3	10-15	0,062	0,092	0,095	0,111	0,260	0,092	0,160	0,068	0,024	0,870
MS182-4	15-20	0,073	0,097	0,094	0,120	0,445	0,215	0,233	0,018	0,030	0,707
MS183-1	0-5	0,189	0,201	0,287	0,312	1,043	0,131	0,516	0,384	0,148	0,912
MS183-2	5-10	0,100	0,154	0,110	0,113	0,485	0,004	0,302	0,298	0,041	0,775
MS183-3	10-15	0,087	0,114	0,064	0,078	0,251	0,061	0,140	0,079	0,026	0,548
MS183-4	15-20	0,103	0,103	0,092	0,110	0,425	0,126	0,276	0,150	0,064	0,455
<b>KURADIJÄRV</b>											
KS182-1	0-5	0,000	0,299	0,000	1,328	2,510	0,946	1,570	0,623	0,064	0,495
KS182-2	5-10	0,000	0,266	0,000	0,553	2,271	0,498	1,190	0,692	0,261	0,799
KS182-3	10-15	0,000	0,229	0,000	0,242	0,958	0,350	0,479	0,129	0,093	0,931
KS182-4	15-20	0,000	0,150	0,000	0,122	0,496	0,039	0,172	0,133	0,069	1,065
KS182-5	20-25	0,000	0,335	0,000	0,194	0,477	0,187	0,385	0,198	0,069	0,545
KS182-6	25-30	0,000	0,283	0,000	0,191	0,298	0,087	0,175	0,088	0,123	0,510
KS183-1	0-5	0,000	1,744	0,000	0,531	2,177	0,972	1,122	0,150	0,086	0,596



KS183-2	5-10	0,000	0,342	0,000	0,334	1,917	0,577	1,579	1,002	0,080	0,807
KS183-3	10-15	0,000	0,532	0,000	0,780	0,756	0,322	0,756	0,434	0,078	0,741
KS183-4	15-20	0,000	0,350	0,000	0,188	0,518	0,120	0,446	0,325	0,152	0,542
KS183-5	20-25	0,000	0,429	0,000	0,207	0,705	0,169	0,381	0,212	0,057	0,810
KS183-6	25-30	0,000	0,474	0,000	0,262	0,623	0,028	0,187	0,159	0,229	0,409
KS181-1	0-5	0,000	0,415	0,000	1,054	1,603	0,066	1,330	1,264	0,142	0,699
KS181-2	5-10	0,000	0,254	0,000	0,257	1,181	0,332	0,944	0,612	0,054	1,092
KS181-3	10-15	0,000	0,241	0,000	0,254	1,108	0,355	0,950	0,595	0,158	0,835
KS181-4	15-20	0,000	0,165	0,000	0,146	0,593	0,225	0,263	0,038	0,074	0,905
KS181-5	20-25	0,000	0,206	0,000	0,174	0,598	0,273	0,395	0,122	0,081	0,777
KS181-6	25-30	0,000	0,245	0,000	0,134	0,752	0,429	0,543	0,114	0,134	0,900

#### LIIVJÄRV

LS182-1	0-5	0,000	0,122	0,096	0,102	0,879	0,173	0,792	0,619	0,092	0,552
LS182-2	5-10	0,000	0,066	0,047	0,093	0,460	0,285	0,372	0,087	0,068	0,486
LS182-3	10-15	0,000	0,102	0,053	0,153	0,598	0,314	0,513	0,199	0,124	0,420
LS183-1	0-5	0,000	0,105	0,056	0,122	0,780	0,377	0,629	0,252	0,172	0,558
LS183-2	5-10	0,000	0,072	0,053	0,098	0,365	0,052	0,295	0,243	0,040	0,414
LS183-3	10-15	0,000	0,145	0,051	0,176	0,762	0,411	0,668	0,257	0,102	0,472
LS181-1	0-5	0,000	0,432	0,228	0,656	2,370	1,349	1,561	0,212	0,573	4,428
LS181-2	5-10	0,000	0,104	0,078	0,114	1,022	0,384	0,696	0,312	0,163	0,559
LS181-3	10-15	0,000	0,090	0,091	0,112	0,831	0,396	0,766	0,370	0,169	0,519

#### SAAREJÄRV

SS181-1	0-5	0,005	0,140	0,118	0,157	5,839	2,573	3,266	0,692	0,829	0,098
SS181-2	5-10	0,017	0,162	0,153	0,179	5,236	2,028	3,009	0,981	0,526	0,094
SS181-3	10-15	0,000	0,155	0,153	0,190	3,696	1,502	1,538	0,036	0,655	0,079
SS181-4	15-20	0,069	0,199	0,226	0,230	1,974	0,578	0,958	0,380	0,602	0,085
SS182-1	0-5	0,071	0,293	0,330	0,430	11,622	2,449	8,822	6,373	2,832	0,178
SS182-2	5-10	0,046	0,219	0,334	0,334	10,837	2,110	7,575	5,465	2,598	0,243
SS182-3	10-15	0,226	0,331	1,057	1,061	20,652	7,371	10,788	3,416	2,661	0,227
SS182-4	15-20	0,056	0,167	0,180	0,192	5,034	1,279	3,413	2,133	1,206	0,219
SS183-1	0-5	0,029	0,099	0,116	0,142	4,747	0,762	3,949	3,187	0,511	0,119
SS183-2	5-10	0,020	0,154	0,178	0,182	3,755	1,488	2,154	0,666	0,499	0,139
SS183-3	10-15	0,000	0,137	0,159	0,194	3,709	1,431	1,953	0,521	0,371	0,087
SS183-4	15-20	0,000	0,151	0,147	0,147	2,776	1,131	1,369	0,238	0,478	0,066

## Lisa 9. Järvede veetaseme andmed

Veetasemed 1946, 1960, 1975, 1987, 1990, 1992, 1993, 1994 – Domanova & Krapiva (1996); veetasemed 1982 – Vartsen (1989); Liivjärve veetase 1995 – Domanova & Fyodorov (1997); Liivjärve veetasemed 1997–01.2013 – Enefit Kaevandused AS omaseire; Valge-, Saare-, Martiska ja Kuradijärve veetasemed 05.2009 – Maa-ameti LiDAR andmete järve veepinnal olevate punktide keskmine kõrgus; Valge-, Saare-, Martiska ja Kuradijärve veetasemed 05.2012–08.2015 – TLÜ ökoloogia keskuse seire; Liivjärve veetasemed 05.2013–08.2015 – TLÜ ökoloogia keskuse seire; veetasemed 09.2015–12.2018 – Keskkonnaameti automaatseire.

	Valgejärv		Saarejärv		Martiska		Kuradijärv		Liivjärv	
	BK77	EH2000	BK77	EH2000	BK77	EH2000	BK77	EH2000	BK77	EH2000
1946	44,40	44,59	44,30	44,49	46,00	46,19	46,00	46,19	45,70	45,89
1960	43,97	44,16	44,31	44,50	45,17	45,36			45,75	45,94
1975	44,19	44,38	44,25	44,44	43,36	43,55	43,51	43,70	43,59	43,78
1982	44,48	44,67	44,42	44,61	43,40	43,59	43,30	43,49	43,62	43,81
1987	44,35	44,54	44,46	44,65	42,28	42,47	42,20	42,39	43,42	43,61
1990	44,20	44,39	44,59	44,78	42,52	42,71	42,35	42,54	43,40	43,59
1992	44,19	44,38			42,47	42,66	42,10	42,29	43,11	43,30
1993	43,94	44,13			42,33	42,52	42,22	42,41	42,75	42,94
1994	43,85	44,04			42,05	42,24	41,91	42,10	42,35	42,54
1995									42,47	42,66
10.1997									42,36	42,55
11.1997									42,6	42,79
04.1999									42,81	43
05.1999									42,71	42,9
06.1999									42,58	42,77
07.1999									42,46	42,65
08.1999									42,45	42,64
09.1999									42,43	42,62
10.1999									42,46	42,65
11.1999									42,48	42,67
12.1999									42,55	42,74
01.2000									42,43	42,62
02.2000									42,44	42,63
04.2000									42,56	42,75
05.2000									42,46	42,65
06.2000									42,51	42,7
08.2000									42,48	42,67
09.2000									42,43	42,62
10.2000									42,43	42,62
11.2000									42,46	42,65
12.2000									42,47	42,66
02.2001									42,47	42,66
05.2001									42,54	42,73
10.2001									42,46	42,65
04.2002									42,47	42,66
06.2002									42,53	42,72
10.2002									42,43	42,62
01.2003									42,48	42,67
07.2003									42,44	42,63
10.2003									42,37	42,56

11.2003								42,52	42,71	
12.2003								42,52	42,71	
01.2004								42,5	42,69	
02.2004								42,5	42,69	
07.2005								42,86	43,05	
09.2005								42,83	43,02	
12.2005								42,61	42,8	
02.2006								42,61	42,8	
03.2006								42,61	42,8	
04.2006								42,73	42,92	
05.2006								42,76	42,95	
06.2006								42,69	42,88	
07.2006								42,51	42,7	
08.2006								42,17	42,36	
09.2006								42,15	42,34	
10.2006								42,24	42,43	
12.2006								42,39	42,58	
01.2007								42,42	42,61	
03.2007								42,46	42,65	
04.2007								42,53	42,72	
05.2007								42,51	42,7	
06.2007								42,46	42,65	
08.2007								42,38	42,57	
09.2007								42,26	42,45	
10.2007								42,27	42,46	
11.2007								42,28	42,47	
12.2007								42,31	42,5	
01.2008								42,35	42,54	
02.2008								42,42	42,61	
03.2008								42,42	42,61	
04.2008								42,63	42,82	
05.2008								42,41	42,6	
06.2008								42,33	42,52	
07.2008								42,41	42,6	
08.2008								42,36	42,55	
09.2008								42,52	42,71	
10.2008								42,49	42,68	
11.2008								42,57	42,76	
12.2008								42,6	42,79	
01.2009								42,59	42,78	
02.2009								42,6	42,79	
03.2009								42,6	42,79	
04.2009								42,66	42,85	
05.2009	44,20	44,39	44,30	44,49	44,40	44,59	44,20	44,39	42,54	42,73
06.2009								42,43	42,62	
07.2009								42,39	42,58	
08.2009								42,38	42,57	
09.2009								42,37	42,56	
10.2009								42,58	42,77	
11.2009								42,64	42,83	
12.2009								42,66	42,85	
03.2010								42,66	42,85	

04.2010								42,66	42,85	
05.2010								42,63	42,82	
06.2010								42,52	42,71	
07.2010								42,45	42,64	
08.2010								42,29	42,48	
09.2010								42,32	42,51	
09.2011								42,71	42,9	
10.2011								42,87	43,06	
11.2011								42,79	42,98	
12.2011								42,95	43,14	
01.2012								42,97	43,16	
04.2012								43,07	43,26	
05.2012	44,30	44,49		44,28	44,47	44,06	44,25	42,99	43,18	
06.2012	44,23	44,42		44,21	44,4	44,00	44,19	42,89	43,08	
07.2012	44,19	44,38		44,19	44,38	44,00	44,19	42,84	43,03	
08.2012	44,12	44,31		44,13	44,32	43,98	44,17	42,75	42,94	
09.2012	44,07	44,26		43,97	44,16	43,77	43,96	42,77	42,96	
10.2012	44,04	44,23		43,91	44,1	43,71	43,9	42,76	42,95	
11.2012	44,06	44,25		43,82	44,01	43,56	43,75	43,01	43,2	
12.2012	44,16	44,35		43,84	44,03	43,52	43,71			
01.2013								42,92	43,11	
04.2013	44,16	44,35		43,57	43,76	43,26	43,45			
05.2013	44,26	44,45		43,69	43,88	43,36	43,55	42,97	43,16	
06.2013	44,25	44,44		43,82	44,01	43,40	43,59	42,98	43,17	
07.2013	44,11	44,3		43,8	43,99	43,47	43,66	42,79	42,98	
08.2013	44,05	44,24		43,74	43,93	43,42	43,61	42,73	42,92	
09.2013	44,11	44,3		43,72	43,91	43,39	43,58	42,77	42,96	
10.2013	43,98	44,17		43,63	43,82	43,30	43,49	42,68	42,87	
11.2013	44,00	44,19		43,58	43,77	43,24	43,43	42,75	42,94	
01.2014	44,11	44,305		43,65	43,84	43,27	43,46	42,75	42,94	
04.2014	44,17	44,36		43,66	43,85	43,27	43,46	42,9	43,09	
05.2014	44,13	44,32		43,63	43,82	43,29	43,48	42,86	43,05	
06.2014	44,07	44,26		43,6	43,79	43,27	43,46	42,83	43,02	
07.2014	43,96	44,15		43,51	43,7	43,19	43,38	42,69	42,88	
08.2014	43,82	44,01		43,45	43,64	43,13	43,32	42,59	42,78	
09.2014	43,81	44		43,38	43,57	43,05	43,24	42,56	42,75	
10.2014	43,79	43,98		43,31	43,5	43,01	43,20			
11.2014	43,77	43,96		43,25	43,44	42,89	43,08	42,51	42,7	
03.2015	43,86	44,05		43,17	43,36	42,69	42,88	42,69	42,88	
04.2015	43,86	44,05		43,21	43,4	42,76	42,95	42,68	42,87	
05.2015	43,84	44,03		43,25	43,44	42,83	43,02	42,63	42,82	
06.2015	43,76	43,95		43,21	43,4	42,82	43,01	42,54	42,73	
07.2015	43,64	43,83		43,1	43,29	42,71	42,90	42,41	42,6	
08.2015	43,56	43,75		43	43,19	42,61	42,797	42,34	42,53	
09.2015	43,52	43,71	44,09	44,28	42,96	43,15	42,52	42,71	42,2	42,39
10.2015	43,48	43,67	44,11	44,3	42,91	43,1	42,46	42,65	42,15	42,34
11.2015	43,45	43,64	44,13	44,32	42,88	43,07	42,41	42,6	42,14	42,33
12.2015	43,46	43,65	44,18	44,37	42,85	43,04	42,37	42,56	42,15	42,34
01.2016	43,52	43,71	44,21	44,4	42,83	43,02	42,34	42,53	42,14	42,33
02.2016	43,53	43,72	44,3	44,49	42,84	43,03	42,35	42,54	42,21	42,4
03.2016	43,62	43,81	44,34	44,53	42,88	43,07	42,37	42,56	42,33	42,52
04.2016	43,69	43,88	44,34	44,53	42,95	43,14	42,46	42,65	42,45	42,64

05.2016	43,7	43,89	44,29	44,48	43,04	43,23	42,58	42,77	42,43	42,62
06.2016	43,65	43,84	44,26	44,45	43,05	43,24	42,64	42,83	42,36	42,55
07.2016	43,65	43,84	44,3	44,49	43,04	43,23	42,66	42,85	42,42	42,61
08.2016	43,68	43,87	44,37	44,56	43,07	43,26	42,69	42,88	42,51	42,7
09.2016	43,69	43,88	44,36	44,55	43,13	43,32	42,73	42,92	42,56	42,75
10.2016	43,62	43,81	44,32	44,51	43,18	43,37	42,76	42,95	42,49	42,68
11.2016	43,67	43,86	44,39	44,58	43,26	43,45	42,83	43,02	42,65	42,84
12.2016	43,8	43,99	44,38	44,57	43,37	43,56	42,92	43,11	42,77	42,96
01.2017	43,87	44,06	44,38	44,57	43,48	43,67	43,06	43,25	42,77	42,96
02.2017	43,88	44,07	44,37	44,56	43,53	43,72	43,15	43,34	42,68	42,87
03.2017	43,91	44,1	44,38	44,57	43,55	43,74	43,19	43,38	42,67	42,86
04.2017	43,93	44,12	44,39	44,58	43,57	43,76	43,2	43,39	42,68	42,87
05.2017	43,96	44,15	44,38	44,57	43,63	43,82	43,25	43,44	42,72	42,91
06.2017	43,91	44,1	44,37	44,56	43,64	43,83	43,29	43,48	42,65	42,84
07.2017	43,89	44,08	44,4	44,59	43,62	43,81	43,3	43,49	42,65	42,84
08.2017	43,85	44,04	44,41	44,6	43,59	43,78	43,25	43,44	42,66	42,85
09.2017	43,85	44,04	44,45	44,64	43,59	43,78	43,24	43,43	42,74	42,93
10.2017	43,92	44,11	44,47	44,66	43,70	43,89	43,32	43,51	42,85	43,04
11.2017	43,98	44,17	44,43	44,62	43,81	44	43,42	43,61	42,92	43,11
12.2017	44,11	44,3	44,45	44,64	43,96	44,15	43,55	43,74	42,97	43,16
01.2018	44,23	44,42	44,49	44,68	44,11	44,3	43,71	43,9	43,04	43,23
02.2018	44,27	44,46	44,52	44,71	44,20	44,39	43,81	44	42,99	43,18
03.2018	44,15	44,34	44,44	44,63	44,09	44,28	43,73	43,92	42,81	43
04.2018	44,17	44,36	44,45	44,64	44,05	44,24	43,69	43,88	42,78	42,97
05.2018	44,14	44,33	44,41	44,6	44,01	44,2	43,69	43,88	42,8	42,99
06.2018	44,02	44,21	44,36	44,55	43,89	44,08	43,61	43,8	42,66	42,85
07.2018	43,94	44,13	44,34	44,53	43,78	43,97	43,51	43,7	42,59	42,78
08.2018	43,81	44	44,33	44,52	43,65	43,84	43,39	43,58	42,48	42,67
09.2018	43,78	43,97	44,37	44,56	43,57	43,76	43,30	43,49	42,48	42,67
10.2018	43,79	43,98	44,43	44,62	43,47	43,66	43,19	43,38	42,51	42,7
11.2018	43,77	43,96	44,45	44,64	43,43	43,62	43,09	43,28	42,52	42,71
12.2018	43,77	43,96	44,45	44,64	43,40	43,59	43,04	43,23	42,54	42,73

# Lisa 10. Fotod välitöödelt

Georadari uuringud.



Vooluhulkade mõõtmised.



Filtratsioonimõõtmised.





Elustiku uuringud.



Hüdrofüüsikalised ja -keemilised analüüsid.



Sette uuringud.



Vaade Valgejärvele õhust



Vaade Martiska järvele õhust



Vaade Kuradijärvele õhust



Vaade Saarejärvele õhust

