



## Maardu järve koormuse uuring ja meetmed seisundi parandamiseks



Töö nimetus: Maardu järve koormuse uuring ja meetmed  
seisundi parandamiseks

Töö number: 18151

Tellijä: Maardu Linnavalitsus

Vastutav täitja: Karl Kupits, Ingmar ott

Koostajad:

Maves:

Mati Salu – vooluhulgad

Irina Grigorjeva – vooluhulgad,  
geoloogia

Artto Pello - vooluhulgad

Kadri Normak - koormusallikad

Eesti Maaülikool PhD. Henn Timm, vanemteadur

PhD. Helen Tammert, teadur

PhD. Margot Sepp, spetsialist

MSc. Toomas Kõiv, teadur

MSc. Kairi Maileht, nooremteadur

MSc. Ronald Laarmaa, nooremteadur

MSc. Katrin Saar, nooremteadur

Katrin Ott, vanemlaborant

Ruta Tamre, üliõpilane

detsember 2019

Maves OÜ

Marja 4D Tallinn, registrikood 10097377

<http://www.maves.ee> e-post: [maves@maves.ee](mailto:maves@maves.ee)



## SISUKORD

1	SISSEJUHATUS.....	6	4	KAARDISTATUD VALGALA OBJEKTID JA PIIRKONNAD....	53
2	TÖÖ METOODIKA.....	7	4.1	REOVEEPUHASTID JA HEITVEEVÄLJALASUD VALGALAL .....	53
2.1	VARASEMAD MATERJALID .....	7	4.2	ÜHISKANALISATSIOONITA ELANIKKOND HAJAASUSTUSEGA ALADEL	54
2.2	ANDMEBAASID JA KAARDIANALÜÜS.....	7	4.3	VEE ERIKASUTUSLOATA VÄLJALASKMED .....	54
2.3	VÄLITÖÖD .....	8	4.4	PÖLLUMAJANDUSLIKUD TOOTMISKOMPLEKSID.....	54
2.4	HÜDROBIOLOOGILISE UURIGNU MATERJAL JA MEETODID .....	9	4.5	SAASTUNUD PINNASEGA ALAD.....	54
2.4.1	<i>Vee abiootilised omadused.....</i>	9	4.6	MAAVARA KAEVANDAMISE ALAD.....	54
2.4.2	<i>Fütoplankton .....</i>	11	4.7	MAAPARANDUSSÜSTEEMID .....	55
2.4.3	<i>Zooplankton.....</i>	13	4.8	MAAKASUTUS .....	55
2.4.4	<i>Makrofüüdid .....</i>	14	4.9	VOOLUVEEKOGUDE TÕKESTUSRAJATISED .....	55
2.4.5	<i>Suurselgrootute uurimise meetodid .....</i>	15	4.10	VEEVÕTURAJATISED.....	56
2.4.6	<i>Seisund .....</i>	17	4.11	PÖLLUMAJANDUSLIKUD KATMIKALAD .....	56
2.4.7	<i>Hüdromorfoloogia.....</i>	19	4.12	PÖLLUMAJANDUSLIKU MAA NIISUTAMISE PIIRKONNAD .....	56
2.5	ARUANNE.....	27	4.13	VALGALA TOITAINEKOORMUS.....	56
3	MAARDU JÄRVE KIRJELDUS.....	27	5	HÜDROBIOLOOGILINE UURING .....	57
3.1	ÜLDANDMED .....	27	5.1	TULEMUSED JA SEISUNDI DÜNAAMIKA .....	57
3.2	AJALUGU .....	30	5.1.1	<i>Järve- ja karjäärivee abiootilised omadused.....</i>	57
3.3	GEOLOOGIA .....	35	5.1.2	<i>Järve- ja karjääri fütoplankton .....</i>	59
3.4	SETTEPAKSUS.....	37	5.1.3	<i>Järve- ja karjääri zooplankton .....</i>	63
3.5	VOOLUHULGAD.....	39	5.1.4	<i>Järve makrofüüdid .....</i>	72
3.6	VEETASE.....	44	5.1.5	<i>Järve suurselgrootud .....</i>	81
3.7	VEEKEEMIA .....	50	5.1.6	<i>Hüdromorfoloogia.....</i>	81
3.8	KOGUMI SEISUND.....	52	5.1.7	<i>Sisekoormus .....</i>	84
3.9	KAITSTAVAD LOODUSOBJEKTID .....	53	5.1.8	<i>Järve sanitaarmikrobioloogiline seisund.....</i>	88
			6	JÄRELDUSED JA TEGEVUSKAVA.....	89

6.1	JÄRVE JA KARJÄÄRI ÖKOLOOGILINE SEISUND.....	89
6.2	MITTEHEA SEISUNDI PÕHJUSED.....	90
6.3	KARJÄÄRI VEE KASUTAMISE VÕIMALIKKUS.....	91
6.4	ÄRAVOOLU REGULEERIMISE VÕIMALUSED.....	91
6.5	SETTE EEMALDAMINE JÄRVEST.....	91
6.6	INIMMÕJU HINNANG.....	92
6.7	MEETMED JA TEGEVUSKAVA SEISUNDI PARANDAMISEKS.....	94
6.8	MEETMETE MÕJU KIRJELDUS ELUSTIKULE JA JÄRVE ÖKOLOOGILISELE SEISUNDILE:.....	100
7	VIIDATUD ALLIKAD.....	101
LISA 1	JÄRVE SETTEUURING.....	105
LISA 2	SUURSELGROOTUTE TAKSONID.....	109
LISA 3	ASPT ARVUTAMINE.....	113

## KAARDID

Kaart 1	Setteuuringute jaoks valitud proovipunktide (punasega) asukohad Maardu järvel (Google Earth rakendus).....	24
Kaart 2	Proovivõtukohtade paiknemine vooluhulkade ja koormuse hindamiseks 2019. a. Lühendid: 1 - väljavool; 2-6 - sissevoolude proovivõtupunktid. ....	26
Kaart 3	Maardu järve kogumi valgala (Maa-amet, EELIS).....	28
Kaart 4	Valgala reljeef 30 kordse ülevõimendusega (algandmed Maa-amet 2019).....	29

Kaart 5	Järve kaldapiirid läbi aegade (aluskaart: Maa-amet, 2019)....	31
Kaart 6	Maardu järv 1959. aasta aerofotolt (Maa-amet).....	31
Kaart 7	Järve varasem hüdroloogiline režiim ning teadaolevad vooluhulgad l/s (punaste nooltega vee liikumissuunad).....	34
Kaart 8	Järve põhjakalda geoloogiline ehitus (Tõevere, 2001).....	36
Kaart 9	Järve veekihi paksus (aluskaart Maa-amet 2019).....	37
Kaart 10	Järve sette paksus (aluskaart Maa-amet 2019).....	38
Kaart 11	Järve mineraales pinnase sügavus veepinnast (aluskaart Maa-amet 2019).....	38
Kaart 12	Maardu ranna-ala batümeetiline kaart 27.09.2019. a.....	39
Kaart 13	Veeseirepunktid (aluskaart: Maa-amet).....	40
Kaart 14	Järve 33,7 m abs kontuur.....	46
Kaart 15	Olukord erinevate veetasemete korral (alus: Maa-ameti kõrgusmudel).....	47
Kaart 16	Järvest Kroodi oja väljavooluga seotud torud.....	48
Kaart 17	Seireperioodi keskmised veetasemed vahemikus 2016-2017 mõõtepunktides ja iseloomulikud vee liikumise suunad Maardu tehnogeensel alal (Valgma, et al., 2013).....	49
Kaart 18	Hüdromorfoloogilise seisundi hindamiseks valitud proovikohad Maardu järvel (Google Earth kaardirakendus). Vaatlusi tehti kümnes proovikohas (P1-P10) 27.09.2019. a.....	82
Kaart 19	Settest puhastatav ala.....	92

## DIAGRAMMID

Diagramm 1 kõlvikute jaotus hektarites .....	55
Diagramm 2 Uuringute käigus Maardu järves vegetatsiooniperioodil mõõdetud pH väärtused. Juhul, kui mõnel aastal on olnud mitu mõõtmist, siis on diagrammil kasutatud väärtuste aritmeetilist keskmist.....	57
Diagramm 3 Uuringute käigus Maardu järves vegetatsiooniperioodil mõõdetud üldaluselisuse väärtused. Juhul, kui mõnel aastal on olnud mitu mõõtmist, siis on diagrammil kasutatud väärtuste aritmeetilist keskmist.....	58
Diagramm 4 Maardu järve fütoplanktoni biomass (mg/l) 1967–1990. a.....	60
Diagramm 5 Maardu järve fütoplankton aastatel 2008, 2012, 2015 ja 2019. Vetikarühmade biomassid: CY – sinivetikad, BAC – ränivetikad, CHL – rohevetikad, CONJ – ikkesvetikad, CHR – koldvetikad, CRYP – neelvetikad, DINO – vaguviburvetikad, EU – silmviburvetikad, Muu61	
Diagramm 6 Maardu järve metazooplanktoni arvukuse ja liikide arvu dünaamika 1953-2019.....	64
Diagramm 7 Maardu järve metazooplanktoni biomassi ja liikide arvu dünaamika 1953–2019. ....	65
Diagramm 8 Zooplanktoni troofsusseisundi indeksite tulemused 2019. a. Maardu karjääris ja järves. ....	67

Diagramm 9 Maardu järve P1 settekihi kuivaine sisaldused (% märgkaalust). ....	84
Diagramm 10 Maardu järve P2 settekihi kuivaine sisaldused (% märgkaalust). ....	84
Diagramm 11 Maardu järve P3 settekihi kuivaine sisaldused (% märgkaalust). ....	85
Diagramm 12 Maardu järvesette kuivaine koostis (P1).....	85
Diagramm 13 Maardu järvesette kuivaine koostis P2.....	85
Diagramm 14 Maardu järvesette kuivaine koostis P3.....	86
Diagramm 15 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P1 sette kuivaines (KA). ....	88
Diagramm 16 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P2 sette kuivaines (KA). ....	88
Diagramm 17 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P3 sette kuivaines (KA). ....	88

## TABELID

Tabel 1 Keskmise karedusega madala järve (VRD tüüp II) seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste aritmeetiliste keskmiste põhjal (Pinnaveekogumite..., 2009). ....	10
Tabel 2 Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid .....	12

Tabel 3 Fütoplanktoni näitajate hindamiskriteeriumid. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal.....	13
Tabel 4 Metazooplanktoni biomassi ja arvukuse hindamise skaala.	13
Tabel 5 ZO ja ZE indeksi klassipiirid (Мяметс, 1980; Väikejärvede..., 2015).....	14
Tabel 6 Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. Järvede pindala on alla 100 km <sup>2</sup> , kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - kesine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund .....	18
Tabel 7 Kvaliteeditunnuste seisundi hindamise seisundiklassid ühe proovikoha jaoks.....	22
Tabel 8 Hüdromorfoloogilise seisundi koondhinnang vastavalt kvaliteediklassidele .....	22
Tabel 9 Fosfori fraktsioonid (Psenner et al., 1984; modifitseeritud Hupfer et al., 1995).....	24
Tabel 10 Järve veekihi seisundi hinnang mikrobioloogiliste näitajate alusel. ....	27
Tabel 11 Järve ruumilised andmed läbi aegade (Maa-amet).....	30
Tabel 12 Mõõdetud vooluhulgad l/s.....	44
Tabel 13 Veevool läbi binokkeltruubi .....	44
Tabel 14 Analüüsitulemused võrrelduna vooluveekogude klassipiiridega.....	51

Tabel 15 Analüüsitulemused võrrelduna seisuveekogude klassipiiridega.....	51
Tabel 16 Reoveepuhasti väljavoolutiigi analüüsitulemused.....	52
Tabel 17 Inimtekkeline koormus.....	56
Tabel 18 Maardu järve seisundinäitajate aasta aritmeetilised keskmised ning seisund. Seisundiklasside tähistus: Hea - roheline, kesine - kollane, halb - oranž, väga halb - punane.....	58
Tabel 19 Maardu järve seisundi hinnang fütoplanktoni keskmistatud näitajate alusel aastatel 2008, 2012, 2015 ja 2019. Seisundi hinnang: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb, punane – väga halb. J – ühtluse indeks; FPK – seisundi koon.....	62
Tabel 20 Maardu järve metazooplanktoni üldkarakteristikud. ZLA – liikide arv; ZBM – biomass (g/m <sup>3</sup> ); ZA – arvukus (tuh is/m <sup>3</sup> ); Clad – kladotseerid e vesikirbulised; Cop – kopepoodid e aerjalalised; Rot – rotatoorid e keriloomad; %BM – osakaal biomassist; %A – osa .....	65
Tabel 21 Maardu karjääri metazooplanktoni üldkarakteristikud. ZLA – liikide arv; ZBM – biomass (g/m <sup>3</sup> ); ZA – arvukus (tuh is/m <sup>3</sup> ); Clad – kladotseerid e vesikirbulised; Cop – kopepoodid e aerjalalised; Rot – rotatoorid e keriloomad; %BM – osakaal biomassist; %A –.....	66
Tabel 22 Loendusproovidest tabatud metazooplanktoni liigid ja nende osakaal arvukusest Maardu järves ja karjääris 06.06.19. a ja 27.09.19. a.....	68
Tabel 23 Maardu järve suurtaimed ja nende ohtrus 1953-2019.....	74

Tabel 24 Maardu järve suurtaimede ökoloogilise seisundi hinnang viimaste uurimisaastate andmeil järvede II tüübi järgi.....	79
Tabel 25 Seisund suurselgrootute järgi. Väga hea seisund – sinine, hea seisund – roheline, kesine seisund – kollane, halb seisund – oranž. T – üldine taksonirikkus, H´ – Shannoni taksonierisus, ASPT – taksoni keskmine tundlikkus, EPT – Ephemeroptera, Plecoptera.....	81
Tabel 26 Maardu järve hüdro-morfoloogilise seisundi hinnang kvaliteedielementide ja proovipunktide kaupa 2019. a. ....	83
Tabel 27 Järve ökoloogiline seisund ja karjääri ökoloogiline potentsiaal VRD kvaliteedielementide järgi 2008., 2012., 2015. ja 2019. a. Selgitused: - pole uuritud; 1 - väga hea, 2 - hea, 3 - kesine, 4 - halb, vm - vana meetoodika järgi, * - ekspertarvamus.....	90
Tabel 28 Maardu järve seisundi parandamise meetmed.....	95



## 1 SISSEJUHATUS

Tulenevalt Euroopa Parlamendi ja Nõukogu veepoliitika raamdirektiivist 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik ning veeseaduse (VeeS) § 3<sup>17</sup> alusel koostatakse iga vesikonna või piiriülese vesikonna Eestis paikneva osa kohta veemajanduskava. Vesikondade veemajanduskavad on koostatud ja kinnitatud Vabariigi Valitsuse poolt 7. jaanuaril 2016. a.

Pinna- ja põhjavee ning kaitset vajavate alade kaitse keskkonnaeesmärkide saavutamiseks koostatakse iga vesikonna kohta meetmeprogramm (VeeS § 3<sup>14</sup>). Nõuded meetmeprogrammile on kehtestatud VeeS § 3<sup>15</sup>. Juhul kui veemajandusperioodil ilmneb, et kogumile seatud keskkonnaeesmärke ei saavutata ettenähtud ajaks, uuritakse mittesaavutamise põhjuseid ning nähakse ette meetmeid selle saavutamiseks. Samuti võib teatud tingimustel (VeeS § 3<sup>9</sup> ja § 3<sup>10</sup>) seatud keskkonnaeesmärgi saavutamise tähtaega pikendada või seada leebem eesmärk.

Veemajanduskavas (Keskkonnaministeerium, 2016) on seatud eesmärgiks saavutada Maardu järve kogumi hea seisund aastaks 2021. Veemajanduskava järgi oli kogumi seisund 2013. aastal kesine. Veemajanduskava meetmed on välja töötatud 2013. aasta seisundite põhjal. Viimase vahehindangu (Keskkonnaagentuur, 2018) järgi on kogumi seisund kesine. Hinnangu usaldusväärsus on kõrge (hinnang 3).

Töö eesmärk on kaardistada Maardu järve valgatal olevad koormusallikad hinnata järve bioloogilist seisundit ning pakkuda välja meetmed seisundi parandamiseks.



## 2 TÖÖ METOODIKA

### 2.1 Varasemad materjalid

Töö tegemisel on lähtunud asjakohasest keskkonnaõigusest, kehtivatest veemajandus-kavadest ja valgalal tehtud varasematest keskkonnauuringutest.

Peamiste kasutatud materjalide nimekiri on toodud lähteülesandes:

- veevaldkonna õigusaktid  
<http://www.envir.ee/et/veevaldkonna-oigusaktid>
- vesikondade veemajanduskavad ja meetmeprogrammid  
<http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad>
- Lääne-Eesti vesikonna maaparandushoiukava  
<http://www.pma.agri.ee/index.php?id=104&sub=355&sub2=424>
- veemajandusalaste uuringute tulemused  
<https://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/uuringud-ja-aruanded>
- oluliste veemajandusprobleemide ülevaade  
<http://www.envir.ee/et/oluliste-veemajandusprobleemide-ulevaade> (sh käimasolev

oluliste veemajandusprobleemide ülevaate koostamine)

- seni ellu viidud ja töös olevad SA KIK riikliku veemajanduse programmi ja ÜF meetme "Veemajanduse infrastruktuuri arendamine" projektid ja taotlused <http://www.kik.ee/et>
- pinna- ja põhjavee seirearuanded  
[http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1544&Itemid=186](http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=1544&Itemid=186)
- veekogumite koondseisundi hinnangud  
<http://keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

### 2.2 Andmebaasid ja kaardianalüüs

#### **Koormus reoveepuhastitest ja kanaliseerimata elanikkonnast**

Asulate ja tootmisettevõtete reoveepuhastite, heit- ja sademevee väljalaskmete asukohad kaardistati Keskkonnaagentuurist (KAUR), Eesti Looduse Infosüsteemi (EELIS) andmebaasist, asulate ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kavadest (ÜVKA) saadud info põhjal.

Ühiskanalisatsioonita majapidamistega piirkonnad tehti kindlaks põhikaardi ja reoveekogumisalade kaardikihi abil, mis on kättesaadav EELIS andmebaasist.

Kaardianalüüsiga hinnati ühiskanalisatsioonita elanike arvu väljaspool reoveekogumisalasid.

### **Koormus loomapidamishoonetest**

Põllumajanduslike tootmiskomplekside andmed saadi Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Ametist (PRIA). Tootmiskompleksides peetavad loomad arvatati ümber loomühikuteks ning kanti kaardile. Kaardianalüüsi käigus vaadati üle Maa-ameti ortofotol kõik 10 ja enama loomühikuga loomapidamishooned ning neile anti üldmulje põhjal hinnang, mille põhjal otsustati, missuguste lautade territooriume külastatakse välitööde käigus. Määravaks oli loomade arv, kompleksi ilme ortofotol (Maa-ameti kaardirakendusest on kättesaadav 2019. aasta ortofoto) ning asukoht veekogude suhtes.

### **Saastunud pinnasega alad**

Saastunud pinnasega alade kohta saadi infot 2014–2015 jääkreostusobjektide inventariseerimise töödest ning EELIS infosüsteemist.

### **Maavara kaevandamine**

Maavara kaevandamise alade ja settebasseinide olemasolu kohta saadi andmeid Maa-ametist, kaevandamislubadest ja lubade taotluste juures olevatest materjalidest.

### **Maaparandus**

Maaparandussüsteemide, sh riiklikult korrashoitavate eesvoolude ja keskkonnakaitserajatiste kohta saadi info Põllumajandusametist, maaparandushoiukavast ning Maa-ameti kaardirakendusest.

### **Maakasutus**

Maakasutust analüüsiti põhikaardi (Eesti Topograafiline Andmekogu) ja PRIA andmete (põllumassiivid) põhjal. Kaardianalüüsi abil selgitati erinevate maakattetüüpide osakaal kogu valgala pindalast.

### **Tökestamine**

Järve põhjakaldal asub torutruup ja selle kõrval vana regulaator.

### **Veevõtt**

Pinna- ja põhjaveevõtu rajatiste kohta saadi info Keskkonnaagentuurist ja EELIS andmebaasist ja Keskkonnalubade Infosüsteemist. Sanitaarkaitseala nõuetele vastavuse hindamisel lähtutakse vee erikasutuslubades leiduvast informatsioonist ja kaardianalüüsist.

## **2.3 Välitööd**

Valgala on jälgitud kogu projektiaja jooksul. Igakuiselt on käidud mõõdetud järve sisenevat vooluhulka ning järvest väljuvat vooluhulka. Ettenähtud aegadel on võetud analüüse.

Maardu järv on inimese poolt oluliselt muudetud veerežiimiga ja väga madal. Suhteliselt suure akvatooriumi tõttu pole kaldaveetaimed seda hõivanud. Enamusel pindalast on seni veesisene taimestik. Taimestikuta ala on väike. Maardu järves esinevad, eriti kevadel ja suve esimesel poolel veeõitsengud.

Viimastel uuringuaastatel (2008, 2012, 2015) on ökoloogiline seisund olnud kesine. Varasemalt on Maardu järve uuritud hüdrobioloogiliselt 1952, 1953, 1956, 1957, 1961, 1967, 1968, 1976, 1977, 1978, 1979, 1980, 1990.

Maardu järve ökoloogilist režiimi mõjutab oluliselt veevahetus ja pais väljavoolul. Looduslik väljavool on juba ammu muudetud. Veerežiim on olnud mõnel perioodil praegusest väga erinev (järv on olnud palju suurem ja veevahetus väga intensiivne). Madal veetase, nõrk läbivool, suhteliselt pehme vesi ja suur pindala on need tegurid, mis määravad suures osas järve funktsioneerimise. Koormustaluvus on siiski suur. Seda näitab puhverdusvõime indeks (59,9), mis on üle keskmise piiri (40) (indeksi selgitust vt Laarmaa jt. (2019) lk 27).

Kogu töö eesmärgiks on kaardistada Maardu järve survetegurid ning kirjeldada nende mõju vähendamise meetmed eesmärgiga parandada pinnaveekogumi seisundit.

## 2.4 Hüdrobioloogilise uurignu materjal ja meetodid

### 2.4.1 Vee abiootilised omadused

Maardu järve ja karjääri vee keemilisi omadusi uuriti kahel korral: 06.06.2019 ja 04.07.2019. Proove koguti samast veekihi keemiliseks ja fütoplanktoni analüüsiks Limnos tüüpi batomeetriga. Maardu järves uuriti pindmist veekihti ning karjääris juunis pindmist ja juulis pindmist, põhjalähedast ja hüppekihti. Hüppekihi eristamisel võeti aluseks vees lahustunud hapniku sisalduse muutus 1,5 mg/l meetri kohta. Proovivõtul lähtuti Eesti standardist EVS-ISO 5667-4.

Kohapeal määrati järgmised vee füüsikalise-keemilised parameetrid: vee värvus, Secchi ketta nähtavus ehk vee läbipaistvus (SD), vee temperatuur (T), vees lahustunud hapniku sisaldus (O<sub>2</sub>) ja küllastusprotsent (O<sub>2</sub>%), pH, elektrijuhtivus (E) ning lahustunud ainete üldsisaldus (TDS). Vee läbipaistvust mõõdeti 30 cm läbimõõduga valge Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m. Vee värvus määrati silma järgi Secchi ketta taustal poole läbipaistvuse sügavusel. Temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent, pH, elektrijuhtivus ning lahustunud ainete üldsisaldus mõõdeti kogu veesamba ulatuses iga meetri tagant, kasutades multisensorit YSI Pro Plus. Veeproovid koguti eelnevalt pestud ja järveveega loputatud plastikpudelitesse ning hoiti kuni analüüsimiseni pimedas ja jahedas. Pindmisest kihist koguti proovid otse pudelisse 0,2-0,3 meetri sügavuselt. Sügavamatest kihtidest võeti vesi batomeetriga. Laboris

määrati veeproovidest üldfosfori, fosfaatide, üldlämmastiku, nitraatide, nitriti ja ammooniumi sisaldus ning aluselisis ja dikromaatne hapnikutarve, karjääri proovidest ka sulfaatide ja kloriidide sisaldus.

Üldfosfor (üld-P, ühik mg/l) ja ortofosfaadid ( $\text{PO}_4^{3-}$ , mg/l) määrati kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdatrektiiviga. Eeskiri põhineb Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Üld-P määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumpersulfaadiga ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ). Määramise suhteline viga on 5%. Üldlämmastiku (üld-N, ühik mg/l) määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumpersulfaadiga ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) ja tekkinud nitraadid ( $\text{NO}_3^-$ ) määrati UV-spektrofotomeetriliselt. Analüüsi täpsus on 0,03 mg/l. Nitraatioonid ( $\text{NO}_3^-$ , ühik mg/l) määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd kolonnis) kolorimeetriliselt (543 nm) sulfanüülamiidi ja n-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidiga. Määramise suhteline viga on 2%. Nitritioonid ( $\text{NO}_2^-$ , ühik mg/l) määrati F. Koroleffi meetodil (Koroleff, 1982). Ammooniumioonid ( $\text{NH}_4^+$ ) määrati kolorimeetriliselt indofenoolsinisega Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Määramise suhteline viga on 5,5%. Aluselisis ( $\text{HCO}_3^-$ , ühik mg/l) määrati tiitrimisel soolhappega (0,05 M HCl), kasutades automaattitraatorit TitroLine 6000. Analüüsil lähtuti Eesti standardist EVS-EN ISO 9963-2. Dikromaatse hapnikutarbe ( $\text{KHT}_{\text{Cr}}$ , ühik mgO/l) määramiseks kasutati fotomeetrilist katsekomplekti WTW COD1 TC (LR). Analüüsil lähtuti Eesti standardist EVS-ISO 15705. Sulfaatide ( $\text{SO}_4^{2-}$ , ühik mg/l) ja kloriidide ( $\text{Cl}^-$ , ühik mg/l) sisaldus määrati OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse Tartu osakonna laboris. Kasutatud

analüüsimeetodid on vastavuses Eesti standardiga EVS-EN ISO 10304-1.

Maardu järve seisundit hinnati keskkonnaministri määrmuses (Pinnaveekogumite..., 2009) kehtestatud väärtuste alusel (Tabel 8), kasutades pH, üld-P, üld-N ja SD väärtuste aritmeetilisi keskmisi. Maardu järv on madal heledaveeline keskmiselt kareda veega järv ning kuulub Veepoliitika Raamdirektiivi järgi tüüpi II.

*Tabel 1 Keskmise karedusega madala järve (VRD tüüp II) seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste aritmeetiliste keskmiste põhjal (Pinnaveekogumite..., 2009).*

Seisundi näitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
pH		7–8	>8–8,3	>8,3–8,8	>8,8–9 või 6–<7	<6 või >9
Üldfosfor	mg/l	<0,03	0,03– 0,06	>0,06– 0,08	>0,08– 0,1	>0,1
Üldlämmastik	mg/l	<0,5	0,5–1	>1–1,5	>1,5–2	>2
Läbipaistvus	m	>3	2–3	1–<2	<1	<1

## 2.4.2 Fütoplankton

Maardu järve ja karjääri fütoplanktoni proovid koguti kahel korral: 6.06.2019 ja 4.07.2019. Maardu järves uuriti mõlemal korral pindmist veekihti (0,3 m), karjääris juunis pindmist ja juulis pindmist, hüppekihti ja põhjalähedast kihti. Lisaks koguti mõlemal proovivõtu kuupäeval kvalitatiivsed proovid. Kvalitatiivsed proovid koguti Apsteini planktonvõrguga (silma suurus 20 ja 48 µm) vertikaalselt veesambast ja paadi järeleval. Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast Limnos tüüpi batomeetriga ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus).

Kameraaltöötlemiseks kasutati Utermöhli meetodikat (1958), mis on EL standard. Igast proovist sadestati 3 ml loenduskambris ja loendati invertmikroskoobi (Nikon Eclipse Ti) abil, sõltuvalt vetikate suurusest suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja 10 x 10. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand et al., 1999). Vetikate erikaaluks võeti 1. Pigmentide, klorofüllid (Chla, Chlb, Chlc) ja karotinooidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi. Aruandes kasutati Chla andmeid.

Tabelis (Tabel 9) on esitatud fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002). Kasutati Chla sisaldust (Chla), fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühetaolisuse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust. Chla ja liikide arvu hindamisel kasutati troofsusklassifikatsiooni Kõvaski ja Miliuse (1982)

kriteeriumite järgi, kuid veidi muudetud kujul, arvestades hilisemaid uurimistulemusi Eesti väikejärvedel (Tabel 10). Järve bioloogilise seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutatakse veel ka ekspertarvamust (näiteks indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne.).

Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitati siin modifitseeritud kujul (Ott & Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. 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.–ketasrännivetikate liikide arv, Eugl.–silmviburvetikate liikide arv, Cryp.–neelvetikate liikide arv, Desm.–ikkesvetikate liikide arv, Chr.–koldvetikate liikide arv.

Ühtlus J (Pielou, 1975) arvutati Shannoni liigierisus indeksi kaudu järgmiselt:  $J = H'/H'_{max}$ , kus  $H'$ –Shannoni liigierisus,  $H'_{max}$ –teoreetiline liigierisus (biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel). J väärtused jäävad vahemikku 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi ning seisundikriteeriumid on kõigis järvetüüpides samasugused. J on bioloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem J väärtus, seda parem bioloogiline seisund. Fütoplanktoni koosluse hindamiskriteeriumide kirjeldused on tabelis (Tabel 9).

Tabel 2 Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid

Kvaliteedi- klass	Chl a, µg/l	Fütoplanktoni kooslus	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühtlus
väga hea	<10	A	<3,5	0,81-1
hea	10- 20	A	3,5-6	0,61- 0,80
kesine	20- 30	B	6-9	0,41- 0,6
halb	30- 50	C	>9	0,21- 0,4
väga halb	>50	D	>9	0-0,2

**Väga hea.** Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on <60. Loendusproovi fütoplanktoni biomass  $\leq 3$  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 Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on 10 µg/L).

**Hea.** Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on 60-80. Loendusproovi fütoplanktoni biomass  $\leq 3$  mg/L.

Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule. Kui Gonyostomum semen biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on vahemikus 10-20 µg/L).

**Kesine.** Biomass on 3 mg/l ja samal ajal domineerivad 2-5 liiki (summaarne biomass >80%). Kui kriteeriumid annavad vasturääkiva tulemuse, siis on otsustavaks ekspertarvamus. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule. Kui Gonyostomum semen biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on vahemikus 20-30 µg/L).

**Halb.** Üks liik domineerib biomassi osas 80 %. Kui Gonyostomum semen biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on vahemikus 30-60 µg/L).

**Väga halb.** Domineerivad tsüanobakteritest perekondade Microcystis, Aphanizomenon, Radiocystis, Planktothrix, Limnothrix, Woronichinia, Anabaena esindajad või rohevetikatest Chlorococcales >50% loendusproovi biomassist (rohkem kui üks liik) ja samal ajal on Chla sisaldus >20 µg/L. Kui Gonyostomum semen biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on >60 µg/L).

Tabel 3 Fütoplanktoni näitajate hindamiskriteeriumid. \* - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Parameeter	Ühik	Madal, oligo- troofne	Keskmine, mesotroofne	Kõrge, eutroofne	Ülikõrge, hüpertroofne
Biomass	mg/L	< 3	3-15	15-30	> 30
Liikide arv					
loendusproovis		< 20	21-40	41-60	> 61*
FKI		< 2	2-5	5-7	>7
Chla	µg/L	<7	7-25	25-50	>50

### 2.4.3 Zooplankton

Metazooplanktoni ökoloogilise seisundi hindamiseks koguti proovid 06.06.2019. a. ja 27.09.2019. a. Limnos tüüpi batomeetriga, integraalselt erinevatelt sügavustelt järve ja karjääri sügavast kohast. Zooplanktoni uurimiseks vajaliku proovi saamiseks kurnati 20 liitrit vett läbi 48 µm silmaläbimõõduga Apsteini planktonivõrgu. Proov fikseeriti Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus) ja analüüsiti Bogorovi loenduskambris invertmikroskoop Nikon Eclipse Ti all. Kasutati üldtuntud zooplanktoni kvantanalüüsi (Киселев, 1956) ja proovivõtu standardi EVS-EN 15110:2006 meetodeid.

Taksonid määrati, loendades 1/20 - 1/50 kogu proovist 40x – 100x suurendusega. Arvukus saadi zooplankterite loendamisel kindlas koguses vees. Biomassi määramisel mõõdeti võimaluse korral 20 isendit igast liigist (vormist) ning leitud pikkuste alusel arvutati zooplankterite individuaalsed kaalud vastavate valemite abil (Dumont et al., 1975; Ruttner-Kolisko, 1977). Loomade arvukuste ja kaalude põhjal arvutati zooplanktoni biomass. Lisaks leiti arvukuses ja biomassis domineerivad taksonid ja suurte rühmade (Rotatoria, Copepoda, Cladocera) protsentuaalne osakaal biomassist (Clad%BM, Cop%BM ja Rot%BM) ning arvukusest (Clad%A, Cop%A ja Rot%A). Biomassi ja arvukuse hindamise skaala on toodud tabelis (Tabel 11):

Tabel 4 Metazooplanktoni biomassi ja arvukuse hindamise skaala

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

Seisundi hinnang anti liigilise koosseisu ja koosluse dünaamika muutumise järgi. Liikide indikaatorväärtused põhinevad peamiselt A. Mäemetsa (1980) loodud klassifikatsioonil, aga ka uuematel kirjandusandmetel ja ekspertarvamusel. Koosluse dünaamika analüüsimiseks kasutati ka „Väikejärvede hüdrobioloogiline seire“ lõpparuannetes esitatud andmeid, Limnoloogiakeskuse andmebaase ja A. Mäemetsa loenduslehtede andmeid.



Lisaks on arvatud A. Mäemetsa troofsusindeksid zooplanktoni indikaatorliikide alusel. Oligo- (ZO) ja eutroofsuse (ZE) indeksid:

$$ZO = \frac{OM+0,1}{ME+0,1} \text{ ja } ZE = \frac{K(ME+1)}{(A+V)(OM+1)} \text{ kus}$$

ZO – oligotroofsuse indeks

ZE – eutroofsuse indeks

OM – oligo-mesotroofsust indikeerivate liikide arv

ME – meso-eutroofsust indikeerivate liikide arv

K – keriloomade liikide arv

A – aerjalgsete liikide arv

V – vesikirbuliste liikide arv

Indeksi väärtused jaotuvad vastavalt tabelis toodule (Tabel 12). Siinkohal tuleks aga silmas pidada, et indikaatorliikide klassifikatsioon on vananenud ja vajaks täiendavat analüüsi, mistõttu tuleks nende indeksite väärtustesse suhtuda pigem kriitiliselt.

*Tabel 5 ZO ja ZE indeksi klassipiirid (Mäemets, 1980; Väikejärvede..., 2015).*

	<b>ZO indeks</b>	<b>ZE indeks</b>
Oligotroofne	> 4,0	> 0,2
Mesotroofne	1,5 – 4,0	0,2 – 1,0

	<b>ZO indeks</b>	<b>ZE indeks</b>
Eutroofne	0,5 – 1,5	1,0 – 4,0
Hüpertroofne	< 0,5	< 4,0

#### 2.4.4 Makrofüüdid

Maardu järvel läbiti paadiga kogu kaldajoon ning tehti iga 150-200 meetri tagant profiile. Igal profiilil (uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesisese taimestiku maksimaalse levikusügavuseni) registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused. Eraldi hinnati ka suurte niitvetikate ohtrust. Töövahendina kasutati mõõtudega nõõri otsas taimekonksu. Veetaimestiku ja selles asetleidnud muutuste kirjeldamiseks jagati taimed kolme erinevasse ökoloogilisse rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed (Arber, 1920; Sculthorpe, 1967). Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale 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.

Töös rõhutati peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus oli enam kui üks pall, sest väiksemad erinevused võisid olla tingitud erinevate uurijate erinevatest hinnangutest tingitud veast. Erinevate veetaimestiku võõndite (kaldavee- ja ujulehtedega taimed) laiuste mõõtmiseks kasutati Maa-Ameti kaardirakendusi (Maa-Ameti geoportaal).

### Hindamisparameetrid

Vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele (Pinnaveekogumite..., 2009), kasutati bioloogilise seisundi hindamisel Maardu järve tüübile iseloomulikke veetaimestiku kriteeriume. Järve seisundi koondhinnang (I – väga hea, II – hea, III – kesine, IV – halb, V – väga halb) määrati tüübispetsiifiliste taimestiku näitajate alusel. Koondhinnangu andmisel arvestati ka varasemate uurimisaastate andmetega ning selle määramisel arvestati kõiki näitajaid.

Bioloogilise seisundi hindamisel kasutati taimestiku indikaatorliikidena enamasti vaid ujulehtedega, uju- ja veesiseid taimi ning niitvetikaid. Indikaatorliigid järjestati nende ohtruse alusel (märgitud araabia numbritega) ning selleks kasutati järgmisi lühendeid:

**Ujutaimed:** Hydr – konnakilbukas (*Hydrocharis*); Lem – lemled (*Lemna*); Spir – vesilääts (*Spirodela*). **Ujulehtedega taimed:** Nu – vesikupud (*Nuphar*); Nym – vesiroosid (*Nymphaea*); Pot(nat) – ujuv penikeel (*Potamogeton natans* L.); Poly – vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium* L.); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*). **Veesised taimed:** Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Char – mändvetiktaimed

(*Charophyta*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Elo – vesikatk (*Elodea*); Iso – järv-lahnarohi (*Isoetes lacustris* L.); Lob – vesilobeelia (*Lobelia dortmanna* L.); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*); Str – vesikarikas (*Stratiotes*); Utr – vesiherned (*Utricularia*).

Eraldi näidatakse kõigi kvaliteedinäitajate EQR (*Ecological quality ratio*) ehk ökoloogilise kvaliteedi suhte väärtused. See on arv vahemikus 0-1 ning väljendab numbriliselt veekogu bioloogilise seisundi kõrvalekallet referentstingimustest. EQR väärtuse andmiseks omistati erinevatele seisundiklassidele järgmised väärtused: väga hea – 1, hea – 0,7, kesine – 0,5, halb – 0,3, väga halb – 0. 0,2, 0,4, 0,6 ja 0,8 on piiriks vastavalt väga halva ja halva, halva ja kesise, kesise ja hea ning hea ja väga hea seisundiklassi vahel. Väga halva seisundiklassi jaoks on EQR väärtused küll kehtestatud, kuid Eestis on sellisesse seisundiklassi kuuluvaid järvi vähe ning sellist seisundit iseloomustavad taimestiku andmed peaaegu puuduvad. Koondhinnang saadi erinevate taimestiku näitajate EQR väärtuste aritmeetilise keskmise arvutamisel.

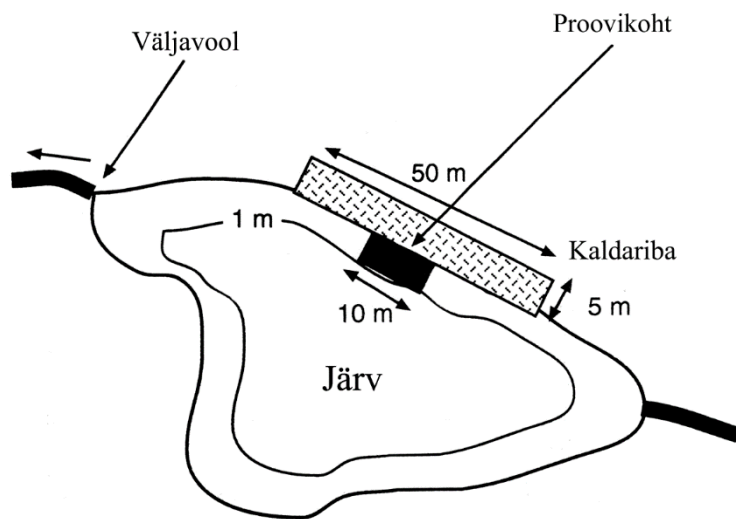
### 2.4.5 Suurselgrootute uurimise meetodid

Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) järgi on suurselgrootute taksonoomiline koosseis ja arvukus nii seisu- kui ka vooluvete seisundi hindamiseks hädavajalikud. Suurselgrootud on palja silmaga nähtavad loomad, läbimõõduga enamasti üle 0,5 mm. Nende hulka

kuuluvad peamiselt põhjaelulised olendid: putukad, ämblikulaadsed, vähid, limused, ümarloomad, lame- ja rõngussid, käsnad ning sammalloomad. Hõljumiloomadega võrreldes on nende eelisteks lai levik, suur liigiline ja toitumistüüpide mitmekesisus; kaladega võrreldes vähene liikuvus, pisikutega võrreldes pikk eluiga. Taimedest erinevalt leidub suurselgrootuid ka pimedas (võrade varjus või sildade all). Neid on kerge koguda ja lihtne määrata. Erinevalt hüdrokeemilistest mõõtmistest on suurselgrootute seisundihinnangud tagasiulatava mõjuga. Tundlike taksonite (liikide või suuremate süstemaatiliste rühmade) leidmine näitab, et mitte ainult kogumishetkel, vaid vähemalt nende senise eluaja jooksul pole veekogus olulisi kahjustusi toimunud. Suurselgrootuid leidub igal aastaajal ning nad reageerivad inimtegevusele tugevalt ja sageli ennustatavalt. Nad võimaldavad jälgida nii punkt- kui haja-, nii lühikui pikaajalist reostust. Paljude taksonite vastused eri stressitüüpidele on teada ning selle alusel on välja töötatud usaldusväärset toimivaid indekseid.

Maardu järve kaldapiirkonnast (litoraalist) võeti kaks suurselgrootute proovi 15. mail 2019. a., enne suurema osa veeputukate suvist väljalendu. Põhi oli idakaldal mudane, põhjakaldal kivine ja liivane. Vee sügavus oli 0,5-0,6 m. Idakalda proovikoha koordinaadid olid 59,4427 N ja 25,0099 E, põhjakaldal 59,4491 N ja 24,9878 E. Suurselgrootuid püüti nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m; EVS-EN ISO 10870:2012). Kummastki kohast võeti üks liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud ühesugusest proovist järvepõhjal ning

kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999; Medin et al., 2001). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (Skeem 1). Kivisel põhjal segati jalaga substraati, et loomad vette hõljuma tõuseksid ning tõmmati seejärel kahvaga üle selle ala läbi vee. Mudasel põhjal tõmmati kahvaga kergelt üle põhja pindmise kihi. Iga proovikordus kattis ligikaudu 0,25 m<sup>2</sup>. Kvalitatiivne proov üritati mõlemas kohas võtta võimalikult mitmekesine, kõigist erinevatest elupaikadest (peale taimedeta muda), mis kompenseeriks substraatide võimalikke erinevusi. Kahva jäänud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loendati ja määrati laboris. Loomad määrati laboris stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust (Timm, 2015). Registreeritud taksonite nimekiri on lisas 3.



Skeem 1 Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves

#### 2.4.6 Seisund

Seisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks  $H'$  (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage et al. 1983, lisa 3) ning EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmeistiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988). Kõigi indeksite väärtused on seisundiga võrreldavad. Taksonierisust hinnati viie proovikorduse alusel, muude indeksite puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Tabelis (Tabel 13) esitatakse bioloogilise seisundi määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnustele 2000.-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest (Pinnaveekogumite... 2009). Vee happelisustase Maardu järves aktuaalne ei ole ning happelisusindeks jäeti seega arvestamata.

Seisundi koondhinnang (korruga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Iga indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamisel polnud mõtet. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. Environmental Quality Ratio (EQR) tähendab tulemuse suurust protsentides, võrreldes etalonväärtusega (20). Summa 18-20 tähistas kokkuvõttes väga head, 14-17 head, 8-13 kesist, 6-7 halba ja <6 väga halba seisundit. Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastavas juhendis (Timm & Vilbaste 2010).

Hüdromorfoloogiliste mõjude iseloomustamiseks suurselgrootute järgi kasutati Eesti originaalmaterjalil koostatud, voolukiirust ja põhja iseloomu näitavat indeksit MESH (*Macroinvertebrates in Estonia: Score of Hydromorphology*, Timm et al. 2011). See indeks põhineb loomaliikidest indikaatoritel ning saab muutuda vahemikus 0-3. 0 näitab mudase põhjaga seisvat vett ning 3 kiiret voolu ja kivist põhja.

Tabel 6 Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. Järvede pindala on alla 100 km<sup>2</sup>, kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - kesine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P või B
Taksonirikkus	väga kare	28	>25	22-25	17-21	<17
Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21
Taksonirikkus	keskmise karedusega, liiv ja/või kivid	27	>24	22-24	16-21	<16
Taksonirikkus	keskmise karedusega, kivid, >100 km <sup>2</sup>	16,5	>15	13-15	10-12	<10
Taksonirikkus	pehme, pruun	16	>14	13-14	10-12	<10
Taksonirikkus	pehme, hele	22	>20	18-20	13-17	<13
Taksonirikkus	rannajärv	23	>21	18-21	14-17	<14
EPT	väga kare	5	>5	4-5	3	<3
EPT	keskmise karedusega, liiv ja kivid	9	>8	7-8	5-6	<5
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4
EPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km <sup>2</sup>	6,5	>6	5-6	4	4
EPT	pehme, pruun	4,5	>4	4	3	<3
EPT	pehme, hele	7	>6	6	4-5	<4
EPT	rannajärv	4	>4	3-4	2	<2
Shannoni erisus	väga kare	2,8	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,7	<1,7
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, >100 km <sup>2</sup>	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1
Shannoni erisus	rannajärv	2,5	>2,2	2-2,1	<2-1,5	<1,5
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4
Shannoni erisus	pehme, hele	2,7	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,6	<1,6
ASPT	väga kare	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P või B
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8
ASPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km <sup>2</sup>	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4
ASPT	pehme, hele	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8
ASPT	rannajärv	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5

#### 2.4.7 Hüdromorfoloogia

Hüdromorfoloogilise seisundi hindamisel lähtuti Eesti Maaülikooli poolt väljatöötatud metoodikast (2014), Keskkonnaministri määrusest nr. 44 ja EL standarditest: ENS-EN 16039\_2011 ja ISO11330.

EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) kohaselt on võimalik saavutada väga head ökoloogilist seisundit üksnes juhul, kui puudub või esineb väga väike inimõju hüdromorfoloogilistele kvaliteeditunnustele (veekogu on looduslik või peaaegu looduslik). Põhjasubstraadi struktuur ja kvaliteet ning kaldavööndi näitajad peavad peegeldama täielikult või peaaegu täielikult inimõju puudumist. Hüdrololoogiline režiim peab olema samuti inimtegevuse poolt mõjutamata.

Hea seisundi korral esineb hüdromorfoloogilise seisundi hindamisel vähesel määral mõjutatud kvaliteeditunnuseid. Järve kallas on looduslik vähemalt 75% ulatuses, võib leida väikesi inimõjust tingitud kõrvalekaldeid.

Kesise seisundi puhul esinevad mõõdukad kõrvalekalded looduslikust seisundist. Selle seisundiklassi hüdromorfoloogiliste kvaliteeditunnuste muutusi direktiiv ei määratle. Vähemalt 50 % kvaliteeditunnustest peab olema inimtegevusest mõjutamata.

Halva seisundi juures võib eeldada olulist survet inimtegevuse poolt. Olulised muutused võivad esineda põhja- ja kaldasubstraadis. Puudub suur osa looduslikust kaldavööndi ja litoraali taimestikust. Selle tagajärjel toimuvad ka olulised muutused erosiooni intensiivsuses ja setete transpordis järve.

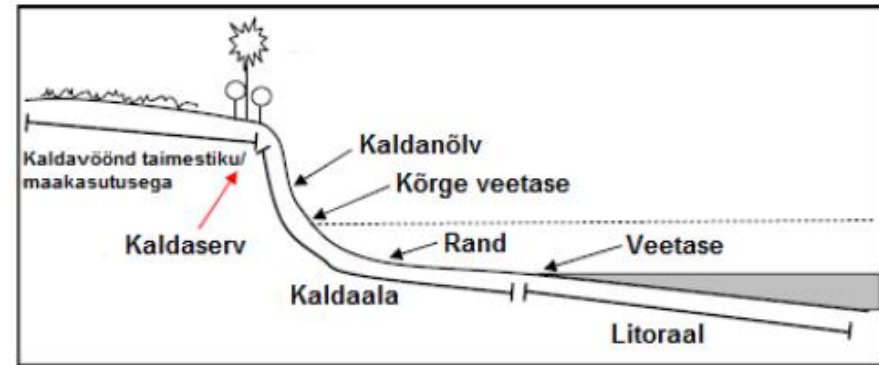
Väga halva seisundi korral on järve looduslike tingimusi oluliselt muudetud. Sellega kaasneb tõenäoliselt väga tugev inimõju valgalal, muutused kaldavööndis ja litoraalil ning hüdrololoogilises režiimis. Selle seisundi puhul esinevad vähesed hüdromorfoloogilised kvaliteedinäitajad looduslikus seisundis.

Pinnavee seisundi hindamiseks hüdro-morfoloogiliste kvaliteeditunnuste alusel kasutatakse järgmisi näitajaid:

- **hüdroloogilised kvaliteeditunnused:** veetase, veevahetus/vee viibeaeg, sisse- ja väljavoolud (sh märgitakse inimõjude esinemine).
- **morfoloogilised kvaliteeditunnused:** kaldavööndi seisund, kalda struktuur, järvepõhja vaheldumine, järvepõhja struktuur, setted ja aluspõhi.

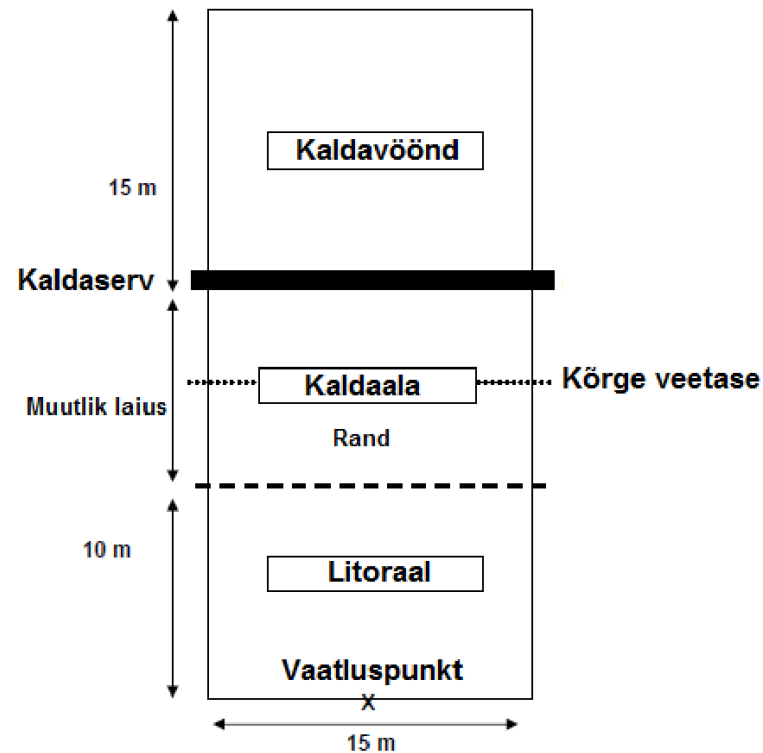
Lisaks määratakse veekogu kasutusala ja veekogu tüüp (looduslik või muudetud).

Hüdro-morfoloogilise seisundi hindamise jaoks kasutati kaardimaterjale, aerofotosid ja välitööde käigus kogutud andmeid. Välitööd teostati septembris. Maardu järvel teostati seire 10 proovikohas. Esimene proovikoht paigutati järvele saabumiskoha lähedusse. Teised kohad paigutati enam-vähem võrdsete vahede kaugusele esimesest proovikohast. Proovikoht jaotati järgmisteks vöönditeks: kaldavöönd, kalda-ala ja litoraal (Skeem 2). Transekt oli 15 m laiune ja vaatlused tehti transekti keskelt. Kaldavöönd paikneb kaldaservast 15 m maismaa poole, kalda-ala hinnatakse kaldaservast kuni veepiirini (varieeruva laiusega osa, sõltub veetasemest). Litoraalis tehti vaatlusi veepiirist 10 m järve poole (Skeem 3).



Skeem 2 Proovikoha jagunemine vöönditeks (Rowan et al., 2006)





Skeem 3 Hüdromorfoloogilise seire transekt. Skeemil on näidatud erinevate vööndide jagunemine proovikohas (Rowan et al., 2006).

Vaatlusi alustati maa poolt kaldavööndi kaugemast osast, liikudes järk-järgult kuni veepiirini ja sealt edasi litoraali. Surved ja inimõju kirjeldati igas transektis ja selle ümbruses. Kui töö käigus selgus, et selles proovikohas ei ole võimalik seisundit hinnata, siis valiti uus koht eelmisele võimalikult lähedal. Välitööde käigus fikseeriti

proovikohtade asukohad GPSiga transektile saabudes ja need kanti hiljem kaardile.

Hüdromorfoloogilise seisundi koondhinnang antakse VRD kehtivate kvaliteediklasside järgi. Kõigi kvaliteeditunnuste seisundihinnang koostatakse iga proovikoha jaoks eraldi (vt tabel 1.6.1). Hüdroloogia, kaldavööndi, kalda-ala, litoraali ja inimõju seisundiklasside määramisel lähtuti järgnevast protsentuaalsest jaotusest: väga hea 90-100%, hea 70-90%, kesine 50-70%, halb 20-50% ja väga halb <20%. Hinnangu andmiseks summeeriti välitöödel erinevad kvaliteedinäitajad ja hinnangupunktide alusel määrati seisund vastavalt tabelile (Tabel 14).

Tabel 7 Kvaliteeditunnuste seisundi hindamise seisundiklassid ühe proovikoha jaoks

	Hüdro- loogia	Kalda- vöönd	Kalda- ala	Litoraal	Inim- mõju
Väga hea	20 – 24	11 – 13	3	7	25 – 28
Hea	25 – 29	14 – 17	4 – 5	8 – 9	29 – 33
Kesine	30 – 34	18 – 21	6 – 7	10 – 11	34 – 40
Halb	35 – 39	22 – 27	8	12 – 13	41 – 48
Väga halb	40 – 44	28 – 31	9	14 – 15	49 – 75

Hinnang kvaliteeditunnuste kohta kujunes 10 proovikohaga seire hindepunktide summana. Selleks summeeriti kõigi proovikohtade kvaliteeditunnuste seisundi väärtused ja anti seisundihinnang vastavalt tabeli (Tabel 15) skaalale. Hüdro-morfoloogilise seisundi koondhinnangu saamiseks summeeriti kvaliteeditunnuste seisundile omistatud hindepunktid. Väiksem hindepunktide summa näitab paremat, suurem halvemat hüdro-morfoloogilist seisundit.

Tabel 8 Hüdro-morfoloogilise seisundi koondhinnang vastavalt kvaliteediklassidele

seisundiklass	EQR	Inimmõju	10 proovipunktiga HÜMO	
Väga hea	1	1	Mõju puudub	10 - 14
Hea	2	0,7	Nõrk mõju	15 – 22
Kesine	3	0,5	Mõõdukas mõju	23 – 30
Halb	4	0,2	Tugev mõju	31 – 42
Väga halb	5	< 0,2	Väga tugev mõju	43 – 50

#### 2.4.7.1 Ranna kalda-ala sügavusjaotus

Batümeetriline ehk sügavuskaart kujutab endast järve pinnale kantud samasügavusjoonte e. isobaatide jada, mis iseloomustavad sügavuse muutumist veekogu erinevates piirkondades. Maardu järve puhul hinnati kalda-ala sügavusjaotust põhjakalda ujumiskohas.

Sügavuskaartide loomisel kasutati integreeritud GPS-ga kajaloodi BiosonicVisual Acquisition MX ja mõõtmised tehti mootori jõul liikuvast paadist. Paadi liikumiskiirus oli ca 1 m/s. Paadi liikumistee määrati aerofoto alusel transektide järgi, et võimalikke

morfomeetrilisi (näiteks kaldajoone keerukus, kiirelt muutuv sügavus) iseärasusi paremini iseloomustada. Kajaloega ühendatud arvuti määras kajaloe ja GPSi lugemi põhjal automaatselt sügavuse ja koordinaadid, mille põhjal koostati juba täisdigitaalne sügavuskaart. Kaartide töötlemisel kasutati programmi Surfer 13.2.

#### 2.4.7.2 Veetase

Maardu järve veetaseme mõõtmiseks paigaldati järve loode kaldale (59°26'55.6" N, 24°59'9.91" E) HydroTechnik GMBH Datalogger Type 575 veetaseme püsimoõtur (Foto 10). Püsimoõtur sobib veekogude veetaseme ja veetemperatuuri pidevmõõtmisteks. Mõõtmiste intervall oli 1 minut. Paigaldamise hetkel mõõdeti veetaseme absoluutkõrgus, mida on vaja hiljem veetaseme graafiku kalibreerimiseks. Mõõdistused annavad aimu veetaseme dünaamikast ja selle potentsiaalsest mõjust elustikule.



Foto 1 HydroTechnik Datalogger Type 575 veetaseme püsimoõtur (Allikas: HydroTechnik).

#### 2.4.7.3 Sisekoormus

Maardu järve sisekoormuse osakaalu hindamiseks võeti setteproovid kolmest proovipunktist. Setteuuringute proovipunktide asukohad on märgitud allpool toodud kaardil (Kaart 16), mille koostamiseks on kasutatud *Google Earth* kaardirakendust. Setteproovide kogumiseks kasutati Uwitec- ja Willner tüüpi settepuure, mille abil saadi 6-7 cm läbimõõduga proovid koos sette pinna kohal oleva veekihiga.



Kaart 1 Setteuringute jaoks valitud proovipunktide (punasega) asukohad Maardu järvel (Google Earth rakendus).

**Laboratoorsed analüüsid.** Sette keemilise koostise määramiseks homogeniseeriti puursüdamikuga kogutud pindmine settekiht. Sete säilitati kuni analüüside läbiviimiseni 4 °C juures pimedas (külmikus), et hoida ära muutusi sette keemilises koostises.

**Sette keemilised parameetrid.** Laboratoorsete analüüside käigus määrati kõigist settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja terrigeense aine sisaldus. Kuivaine sisalduse määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 24 h jooksul. Kuivaine sisaldus arvutati kuivatamiseelse ja järgse kaalutise vahena. Orgaanilise aine sisaldus määrati pärast õhkuiva sette põletamist 520 °C juures 5 tunni jooksul. CaCO<sub>3</sub> sisalduse määramiseks kuumutati setet edasi 950 °C juures 2 tunni jooksul. Põletamisel tekkinud kaalukadu omistati

karbonaatidest eraldunud süsihappegaasi kaalule, mille kaudu arvutati karbonaatide sisaldus — kokkuleppeliselt väljendades seda kaltsiumkarbonaadina (Heiri *et al.*, 2001). Terrigeense aine sisalduse leidmiseks lahutati õhkuiva sette kaalust orgaanilise aine ja kaltsiumkarbonaatide kaal.

Veekogu setetes esineb fosfor erinevates keemilistes vormides ehk nn. fraktsioonides. Fosforifraktsioonide levinuimaks määramise meetodiks on keemiline ekstraheerimine, mille käigus lisatakse settele erinevaid lahuseid ja eemaldatakse erinevad fosforivormid (Tabel 16). Fraktsioone määrati pindmistes settekihtides, kasutades Psenner *et al.* (1984) fraktsioneerimiskeemi modifitseeringut (Hupfer *et al.*, 1995). Fosforikontsentratsioonid igas lahuses määrati spektrofotomeetriliselt Murphy & Riley (1962) molübdensinise värvusreaktsiooni meetodil.

Tabel 9 Fosfori fraktsioonid (Psenner *et al.*, 1984; modifitseeritud Hupfer *et al.*, 1995).

Lühend	Fraktsioon	Kirjeldus
Labiilne-P	NH <sub>4</sub> Cl-SRP	labiilne ja nõrgalt seotud fraktsioon, kergesti vabanev fosfor
Fe-P	BD-SRP	rauaühenditega seotud fosfor
Al-P	NaOH-SRP	alumiiniumühenditega seotud fosfor

Lühend	Fraktsioon	Kirjeldus
Org-P	NaOH-NRP	orgaanilise ainega seotud fosfor
Ca-P	HCl-TP	peamiselt kaltsiumühenditega seotud fosfor
Jääk-P	Residual-P	orgaaniline ja rasketilahustuv fosforifraktsioon

#### 2.4.7.4 Väliskoormus

Ajavahemikul 13.12.2018 – 27.09.2019. a. vaadeldi ja võimaluse korral ka mõõdeti Maardu järve sissevoolusid ja ühte väljavoolu. Töö eesmärk oli uurida järve hüdrooloogilist režiimi, koormust ja koormustaluvust. Vooluhulkade mõõtmine ja vooluvee keemilise koostise analüüsimine annaks vastuse, kas järve on vaja tervendada ja kui seda teha, siis millised võiksid olla moodused olukorra parandamiseks. Vooluhulkade mõõtmisel arvestati A. Maastiku (2006) koostatud vooluhulkade hindamise meetoditega ja kasutati pistelise vaatlussagedusega ujukmeetodit.

Voolu kiirust mõõdeti ja ainete koguseid on mõõdetud/analüüsitud 18 korral ja kogutud on 18 veeproovi. Proovivõtukohtad on toodud kaardil (Kaart 17). Vee omadustest mõõdeti üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldust, sest nende ainete sisalduste muutused iseloomustavad koormust järvele. Ainete kogused ja vahekorrad

annavad ülevaate võimalikust toiteainete reostusest. Lisaks mõõdeti vee aluselisust ja lahustunud orgaanilise aine (kollase aine) sisaldust. Multisensoriga YSI Pro Plus mõõdeti kohapeal vee temperatuuri, hapnikusisaldust ja küllastusprotsenti, elektrijuhtivust, pH-d ja lahustunud ainete üldsisaldust.



Kaart 2 Proovivõtukohtade paiknemine voluhulkade ja koormuse hindamiseks 2019. a. Lühendid: 1 - väljavool; 2-6 - sissevoolude proovivõtupunktid.

#### 2.4.7.5 Sanitaarmikrobioloogiline seisund

Maardu järve mikrobioloogilist seisundit uuriti juulis 2019. Heterotroofsete bakterite arvukuse hindamiseks võeti proovid kolmest proovipunktist nii veest kui ka sette ülemisest 10 cm kihist (Kaart 16). Heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA) määrati otsesel loendamisel epiflouresentsmikroskoobiga (Nikon Eclipse Ti) 1000 kordsel suurendusel isopoorfiltritel poride läbimõõduga 0,22 m. Rakud värviti nukleiinhapevärvi DAPI'ga, kontsentratsioon 1 µg ml<sup>-1</sup>. Filtreeritud proove säilitati kuni loendamiseni -21°C juures. Heterotroofsete veebakterite üldarvu alusel hinnati järve seisundit vastavalt Eesti järvede mikrobioloogiliste andmete põhjal tehtud hindamissüsteemile (Tabel 17). Setteproov lahjendati steriilse järveveega, sonikeeriti (Kuwae & Hosokawa, 1999), tsentrifugeeriti ja supernatant filtreeriti. Heterotroofsete bakterite arvukus määrati nagu eespool kirjeldatud. Sette kuivkaalu määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 20 tundi (Heiri et al., 2001).

Biokeemilise hapnikutarbe (BHT<sub>5</sub>) määramiseks mõõdeti orgaanilise aine lagunemisel neeldunud hapniku hulk järve vertikaalselt pinnast põhjani integreeritud veekihis 5 päeva jooksul. BHT<sub>5</sub> konverteeriti BHT<sub>7</sub> ja hinnati vastavalt veekogude füüsikalise-keemiliste väärtuste ökoloogiliste seisundiklasside piiridele.

Tabel 10 Järve veekihi seisundi hinnang mikrobioloogiliste näitajate alusel.

Seisundi hinnang	Bakterite üldarv 106 rakku ml-1	BHT7 mg O2 l-1
Väga hea	0-3	<0,6
Hea	3,1-6	0,6-2,3
Kesine	6,1-12	2,4-6,0
Halb	>12,1	>6,1-16

## 2.5 Aruanne

Töö aruanne koosneb käesolevast tekstist, sh tekstis toodud kokkuvõtlikud tabelid koormusallikate kaardistamise tulemuste, koormusallikate mõju olulisuse ja leevendus-meetmete kohta.

Elektronilised materjalid antakse üle täiendavalt aruandele:

1. Kaardistatud objektide andmetabelid
2. Kaardid ja kaardikihid kaardistatud objektidega
3. Välitööde käigus tehtud fotod

## 3 MAARDU JÄRVE KIRJELDUS

### 3.1 Üldandmed

Maardu järv (VEE2005910) asub Harjumaal Maardu linna territooriumil. Järve valgala asub ka Jõelähtme valla territooriumil (Kaart 1). Järve väljavool on ette nähtud toimuma läbi Tallinn – Narva maantee all oleva truubi. Truubi suudme juures asub ka järve vana regulaator. Järv suubub Kroodi oja (VEE1089100), mis omakorda suubub Muuga lahte.





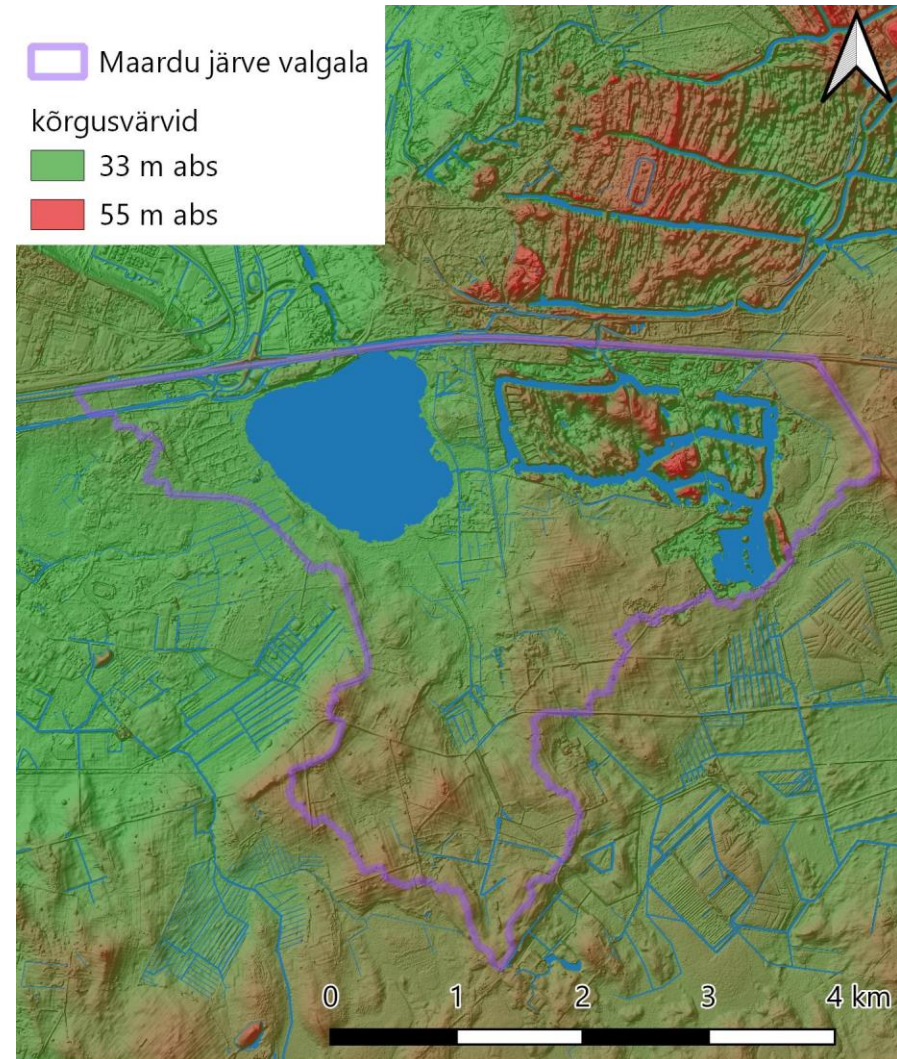
Kaart 3 Maardu järve kogumi valgala (Maa-amet, EELIS)

Järve ametlikud andmed on (Keskkonnaagentuur, 2019):

Avalik kasutatavus	Avalikult kasutatav
Kaldajoone pikkus (m)	5 876
Järve laius (m)	920
Järve pikkus (m)	1 400
Veevahetus (korda aastas)	1
Veevahetuse skaala	2. nõrk (> 0,5 kuni 2)
Keskmine sügavus (m)	1,5
KKR kood	VEE2005910
Maksimaalne sügavus (m)	3,7
Muud nimed	Liivakandi järv
Lisainfo	Aasta keskmine äravool 3,2 mln m <sup>3</sup> (1,7 l/s). Vanemad allikad: Maardu järve veemajanduslik pass EM 1980 (9381) Mäemets, A. Eesti NSV järved ja

	nende kaitse, Tln. 1977 Eesti järved, Tln. 1968;
Tüüp	Looduslik järv
Valgala pindala (km <sup>2</sup> , ametlik)	13,4
Veepeegli pindala (ha)	161,8
Veetüüp vastavalt veepoliitika raamdirektiivile (2000/60/EÜ)	Veepeegli pindalaga alla 10 km <sup>2</sup> , vee keskmise karedusega, kloriidivaesed, kihistumata veega järved (II)
Suubumiskoha kirjeldus	Kroodi oja (nimetatud ka Maardu oja)

Järve veepinna absoluutkõrgus on 33,6 m, mis varieerub sõltuvalt veerohkusest valgala. Valgala maapind on tasane jäädes vahemikku 33–49 m abs, idas asuvas karjääris ka 55 m abs (Kaart 2). Järve sisenevaid olulisi (eraldi kogumina arvestatud) vooluveekogusid ei ole. Suurema osa veest saab järv lõuna osas olevast kraavist.



Kaart 4 Valgala reljeef 30 kordse ülevõimendusega (algandmed Maa-amet 2019)

## 3.2 Ajalugu

Järve kaldajoon on viimase 135 aasta jooksul püsinud sarnane (Kaart 3). Erisuseks on 1948. aasta informatsioon, mille järgi on järv edelast oluliselt taandunud. Arvestades kaardistamise ajal mõõdistatud veetasemeid (Tabel 1), võib arvata, et tegelikuks põhjuseks võis olla tol ajal näiteks tugev kõrkjate pealetung. Seda lubab arvata ka 1959. aasta aerofotomosaiik, kust on näha suurtaimi järve lõuna, edela ja lääneosas. Tabelis toodud veetasemeid tuleb võtta indikatiivsena ja suurusjärgulistena, sest pole täpselt selge, millist kõrgussüsteemi kaardistamise ajal kasutati. Tõenäoliselt on veetasemed olnud läbi aegade siiski suhteliselt sarnased, sest veepeegli pindalad on erinevate kõrgusnumbrite juures lähedased. Kuna järv asub laugel alal, siis veetaseme muutudes oleks veepinna muutus märkimisväärne.

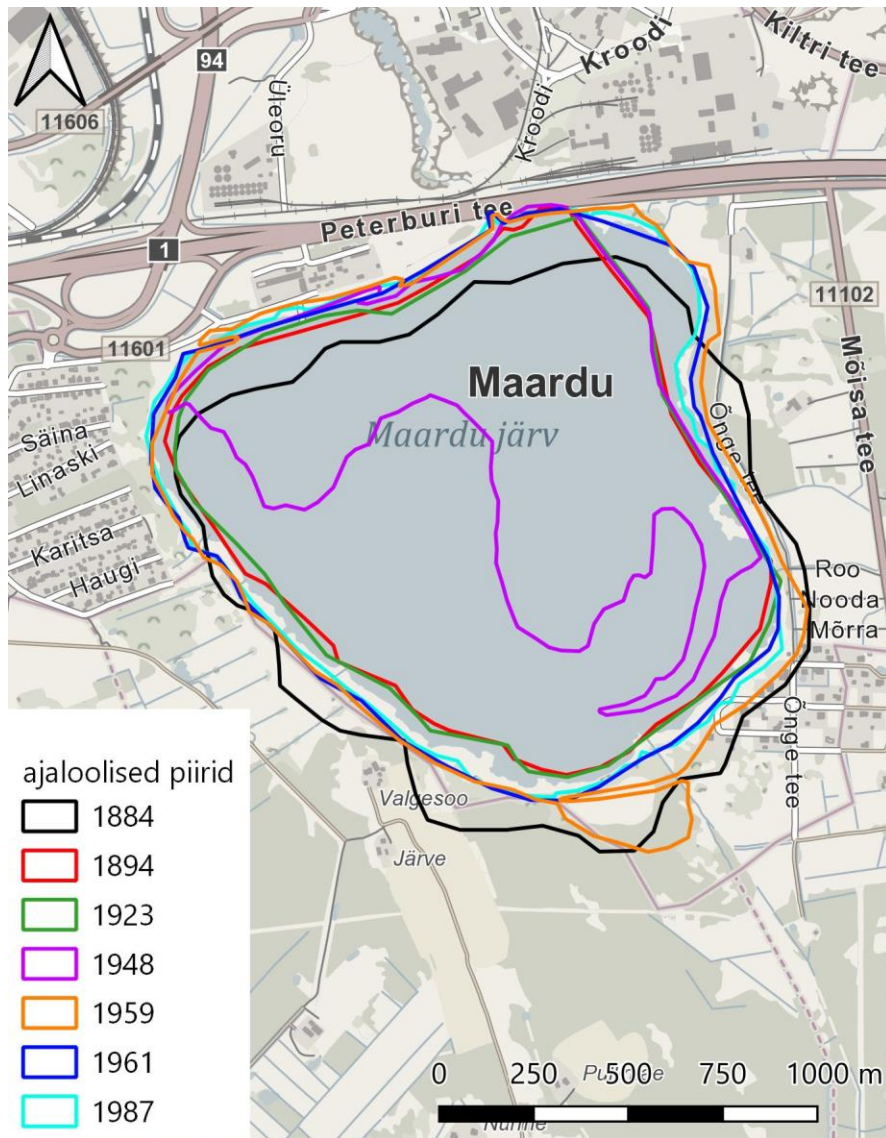
Tabel 11 Järve ruumilised andmed läbi aegade (Maa-amet)

aasta	veetase abs <sup>1</sup>	pindala ha
1884	-	177
1894	-	145

<sup>1</sup> Tabelis toodud absoluutkõrgused erinevad tänapäeval Eestis kasutatavast EH2000 süsteemist. Kasutatud süsteemid ja nende erinevused tänapäevasesest on teadmata, kuid antud täpsusastme juures ei ole see oluline.

aasta	veetase abs <sup>1</sup>	pindala ha
1923	32,3	146
1987	32,0	172
1948	32	81
1959	33,4	186
1961	32	173





Kaart 5 Järve kaldapiirid läbi aegade (aluskaart: Maa-amet, 2019)



Kaart 6 Maardu järv 1959. aasta aerofotolt (Maa-amet)

Järve varasema hüdroloogilise režiimi kohta kirjutab Eesti Maaülikool järgmist (Eesti Maaülikool, 2015):

Praeguse Maardu järve asemel asus varem tunduvalt suurema pindalaga Liivakandi paisjärv, mis 19. sajandi lõpul järve veetaseme alandamiseks kaevatud kraavil oleva tammi purunemise tõttu tühjaks jooksis. Pärast seda kattus endine järvepõhi rikkaliku rohuga, keskosas koguni pajuvõsaga. Järv taastati suurel määral 1939. aastal seoses Maardu fosforiiditehase rajamisega. Järve veetaseme tõsteti veelgi aastail 1953–1954 seoses Maardu Keemiakombinaadi (hilisem TK „Eesti Fosforiit“) laienemisega. Aastatel 1964–1991 pumbati järve Jõelähtme jõest vett. Seetõttu oli järv väga tugeva läbivooluga (veemass vahetus 2–3 korda kuu jooksul) ning Maardu järve morfomeetrilised andmed (nt. veetase, pindala) sõltusid sisse pumbatava vee hulgast. Järv oli kasutusel Maardu keemiatehase veereservuaarina.

Maardu järv oli pikka aega tööstuse tugeva surve all, mille pidevad ümberkorraldused peegeldusid järve veetasemes ja veekvaliteedis. Inimtegevus hakkas Maardu järve vee kvaliteeti mõjutama viiekümnendatel aastatel, mil „Eesti Fosforiidis“ hakati maagi rikastamisel senise kuivkäitluse asemel kasutama flotatsiooni. Seetõttu suurenes ettevõtte veevajadus ja tehnoloogilistel eesmärkidel hakati kasutama Maardu järve vett. Veevarude suurendamiseks juhiti alates 1964. aastast järve Jõelähtme jõe vett. 1972. aastast lisandus sellele IV karjääri ja osaliselt ja II karjääri vesi. Süveneva veepuuduse tingimustes suunas „Eesti Fosforiit“ alates 1984. aastast kogu II karjäärist väljapumbatud vee Maardu järve.

Sellega tõusis järve sulfaadisaldus ligi 1 000 mg-ni liitris ja Mg kontsentratsioon lähenes paarisajale. Mineraalainete sisaldus järve vees ületas isegi IV karjääri taseme. Liigse mineraalsuse tõttu muutus järve vesi tehnoloogias raskesti kasutatavaks ja „Eesti Fosforiit“ oli sunnitud II karjääri vee järve juhtimise lõpetama (Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, 1999).

Maardu järve vee mineraalsus oli määratud loodusliku ja karjäärivee vahekorraga poolt. Talviste sulade ja kevadise suurvee aegadel oli mineraalainete sisaldus vees minimaalne, kuid tõusis seejärel üsna kiiresti. 1990. aastal püüdis „Eesti Fosforiit“ järve vett kauem kasutamiskõlblikuna hoida. Selleks pumpas ta aasta alguses ja suurvee ajal sinna Jõelähtme jõest väga suure koguse pehmemat vett. Maardu järve veetase tõusis sedavõrd kõrgele, et kaldal asuvad aianduskooperatiivide maad uppusid. Tallinna Keskkonnaameti surve oli „Eesti Fosforiit“ sunnitud avama veetaseme alandamiseks täiendava väljavoolu järvest. Seda ei suudetud aga õigel ajal sulgeda ja veetase langes liiga madalale. Sellega nihkus veepiir kaldast kaugele paljastades laia riba tumepruuni järvemuda. Sügiseste tuuliste ilmade ajal loksutas lainetus vette hulganisti järvemuda ja hõljuvainete aastakeskmise kontsentratsioon saavutas 1990. aastal maksimumi. Üheksakümnendate aastate alguses Geoloogia Instituut viis läbi uurimise, millest selgus, et järvemuda ülemisse kihti on akumulunud märkimisväärne hulk raskmetalle. Varasematel aastatel raskemetallide sisaldust järvevees ning mudas ei ole määratud, seega neid võis veelgi rohkem olla seoses diktüoneema

põlengute intensiivsusega lõpetama (Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, 1999).

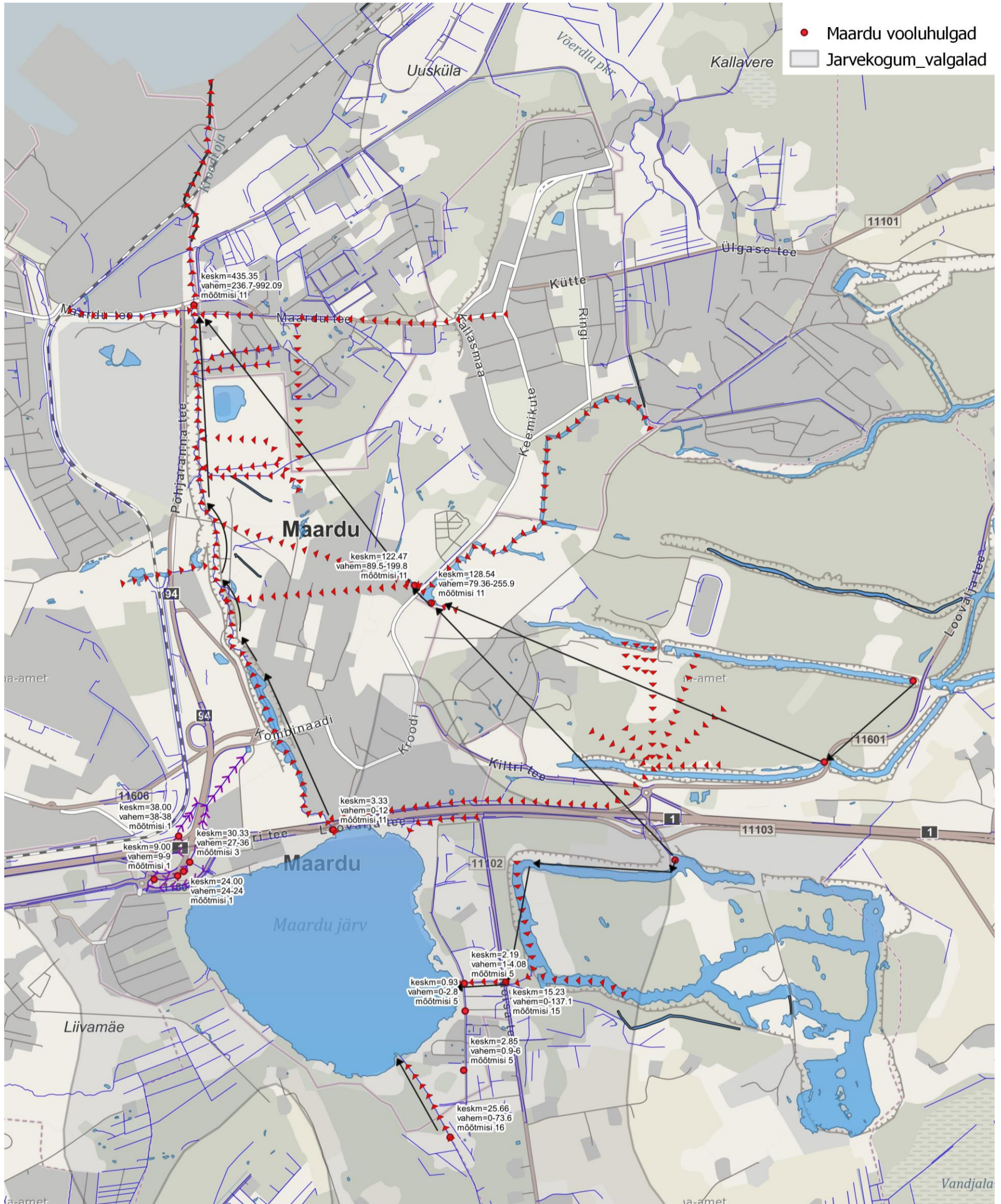
1990. aastal mõõtis Keskkonnauuringute Keskus Maardu järve väliskoormust. Järve juhitud veest pärines 38% IV karjäärist, 36 % Jõelähtme kraavist (nii on nimetatud Maardu järve suubuvat kuivenduskraavi, millesse "Eesti Fosforiit" pumpas Jõelähtme jõe vett. Peale selle sisaldus kraavis ümbruskonna põldude ja karjamaade drenivett) ja 26 % mujalt valglast. Mineraalainetest andis karjäär keskmiselt 81 %, Jõelähtme kraav 11 % ja mujalt tuli 8 %. Komponentide kaupa olid need protsendid erinevad. Näiteks kaltsiumist andis IV karjäär vaid 53 %, magneesiumist ja sulfaadist aga üle 90 %. Peale vee väljapumpamise lõpetamist IV karjäärist vähenes järve koormatus mineraalainetega mitmekordselt ja sulfaadi ning magneesiumi kontsentratsioonid hakkasid kiiresti langema jõudes üheksakümnendate lõpuks seitsmekümnendate aastate lõpu tasemele lõpetama (Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, 1999).

Käesoleva töö käigus koondati varasemate uuringute tulemused selgitamiseks järve omaaegset veevarustussüsteemi ning teadaolevaid vooluhulkasid. Koondatud andmed on leitavad kaardilt (Kaart 5).

Praegu toitub järv sademetest. Valgala kunstlikult laiendatud ei ole. Valgala ida küljel olevas Maardu lubjakivkarjääril on veetase 0,5-1 m kõrgemal kui järves. See tähendab, et mõlema veekogu vahel olev tervik on suhteliselt vettpidav. Järve vesi karjääri ei filtreeru.

Järve vee filtreerumine põhja suunas vajab veel selgitamist. Seni on oluliseks takistavaks asjaoluks olnud äärmine veevaegus. Kevadest sügiseni on järve sisenevad kanalid olnud kuivad või vesi on seisnud.





Kaart 7 Järve varasem hüdroloogiline režiim ning teadaolevad vooluhulgad l/s (punaste nooltega vee liikumissuunad).



### 3.3 Geoloogia

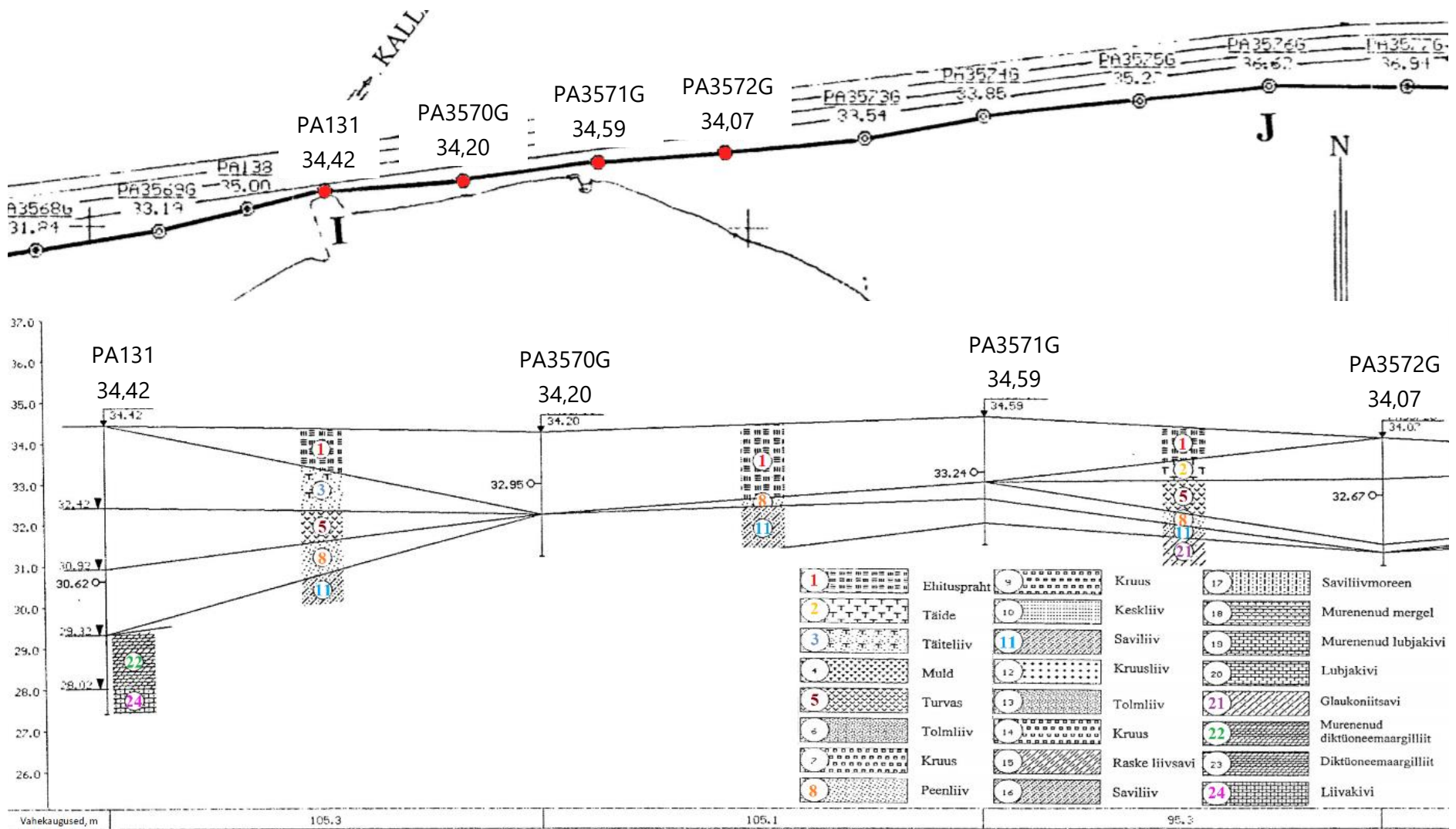
Järv asetseb Põhja-Eesti lavamaal, lamedas soostunud nõos 3 km kaugusel klindist. Järvenõgu on ümara põhjoonega, madalate kallastega ja lame. Järvenõgu on osaliselt täitunud järvesetega (vt pt 3.4 Settepaksus) ning lääne- ja lõunaosas soostunud. Põhja poolt ümbritsevad Maardu järve liivast ja kruusast koosnevad vanad rannavallid, kus kulgeb ka Tallinna-Peterburi maantee (Suuroja, et al., 2002).

Maardu tööstustsoon Vana-Narva maantee ümbruses ja karjääride ala paiknevad õhukese pinnakattega (täitepinnas ja moreen) lubjakivi platool. Maardu järve puhul on tegemist Muuga lahte suunduva mattunud vagumusega, mis on erodeeritud Kambriumi-Ordoviitsiumi kivimitesse ja täidetud kvaternaari setetega. Vagumuse sügavus on selle keskel üle 25 m. (Tõevere, 2001)

Maardu järve piirkonna põhjaosa pinnase koostise kohta annab põhjaliku ülevaate AS Geotehnika Inseneribüroo (Tõevere, 2001) trassi uuringu käigus saadud puuraukude geoloogilise profiili andmed (Kaart 6). Kvaternaarse kompleksi koostisse kuuluvad uuritud sügavuses (kuni 7,5 m) mere- ja soosetteid ning mitmesugused tehispinnased. Meresetete kompleks on väga kirju ja koosneb kruusast, veeristest, mis moodustab rannavalli, millest suurem osa on aga kaevandatud ja kasutatud teede ehituseks. Maardu järve kinnikasvamisel on tekkinud turvas, mida on kuni 1,8 m. Vagumuse

idaserval esineb piiratud ala 1,5–2,8 m sügavusel glaukoniiti sisaldav liivsavi, mis on tekkinud glaukoniitliivakivi murendmaterjali ümbersettimisel. Looduslikke setteid katab mitmesugune täide ja täiteliiv (Tõevere, 2001).





Kaart 8 Järve põhjakalda geoloogiline ehitus (Tõevere, 2001)

### 3.4 Settepaksus

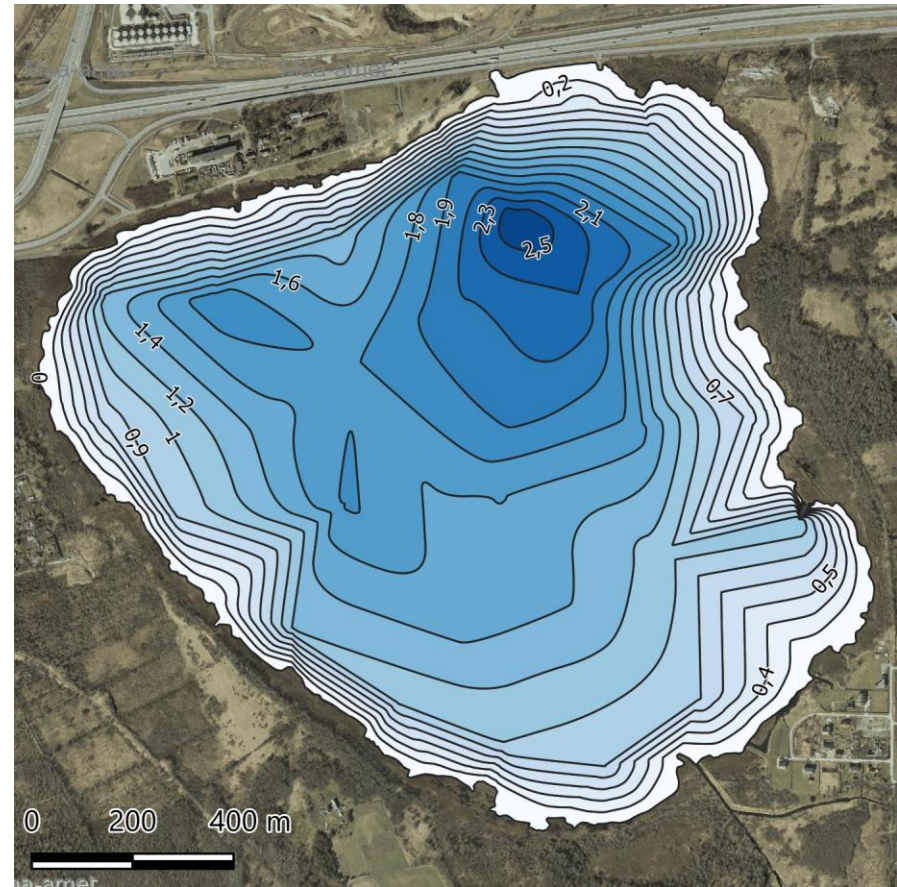
2019. aasta veebruaris mõõdeti järves sette- ning veepaksus.

Mõõtmistulemused on nähtavad allolevalt kaartidelt (Kaart 7–Kaart 9).

Settepaksuseid ja sette koostist on uuritud ka varem eesmärgiga kasutada seda fosforiidikarjääride rekultiveerimiseks (LISA 1).

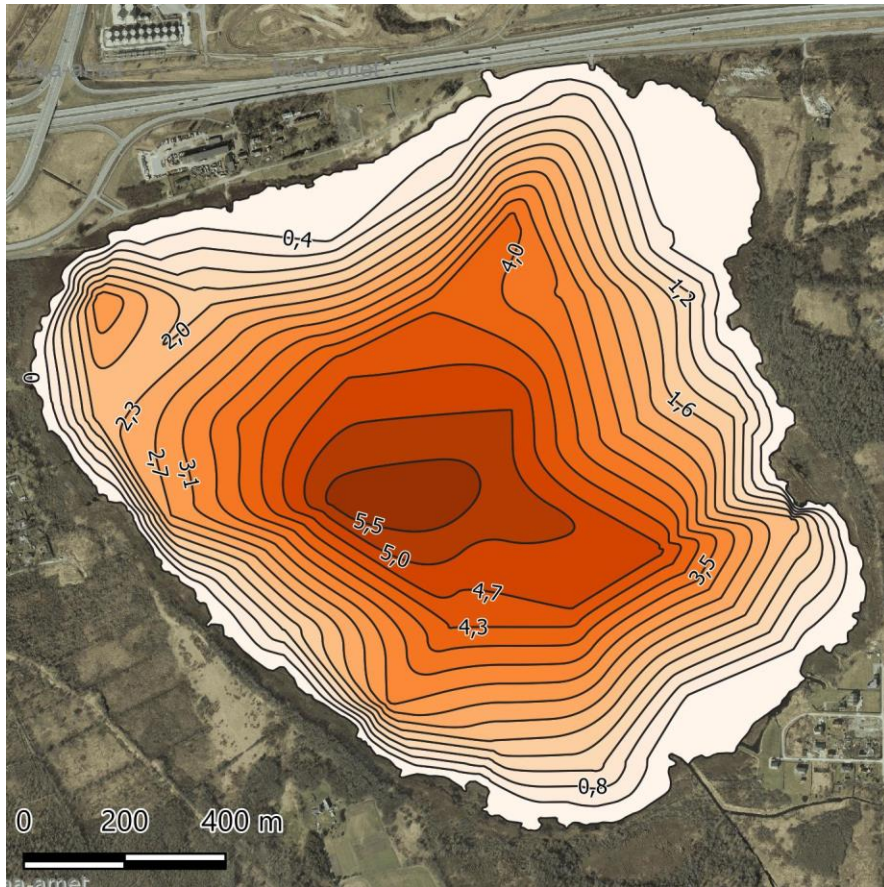
Järve sette kogumaht on 4 062 990 m<sup>3</sup>.

Sette peal oleva vee kogumaht on 1 910 960 m<sup>3</sup>.

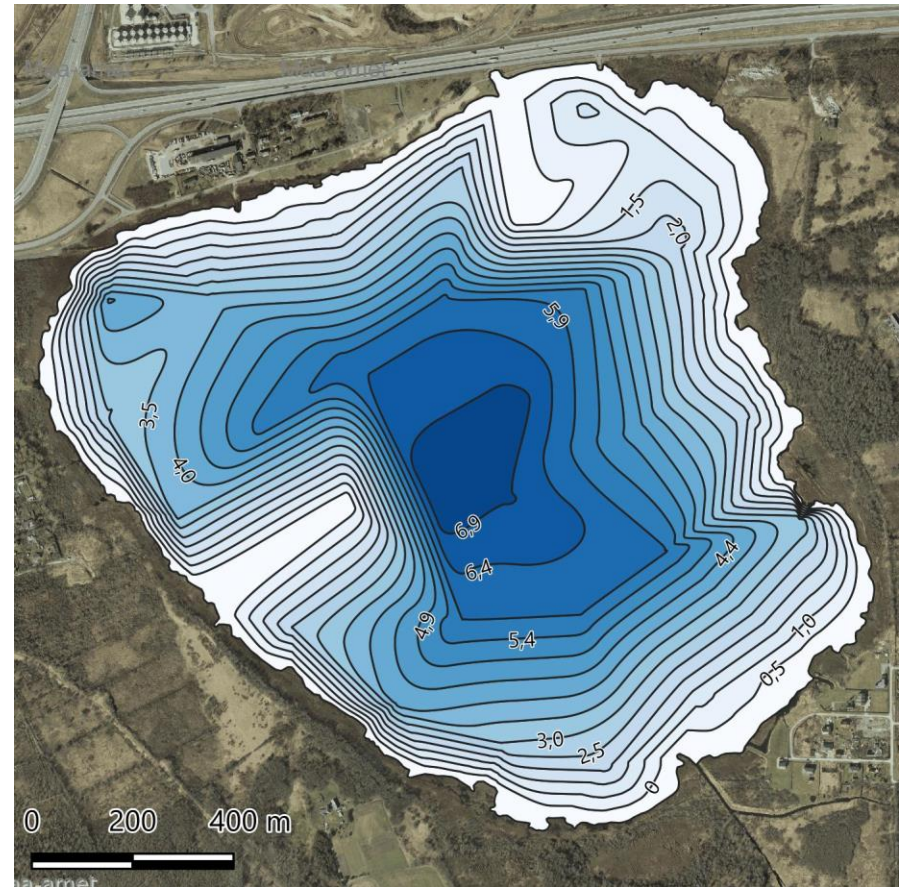


Kaart 9 järve veekihi paksus (aluskaart Maa-amet 2019)





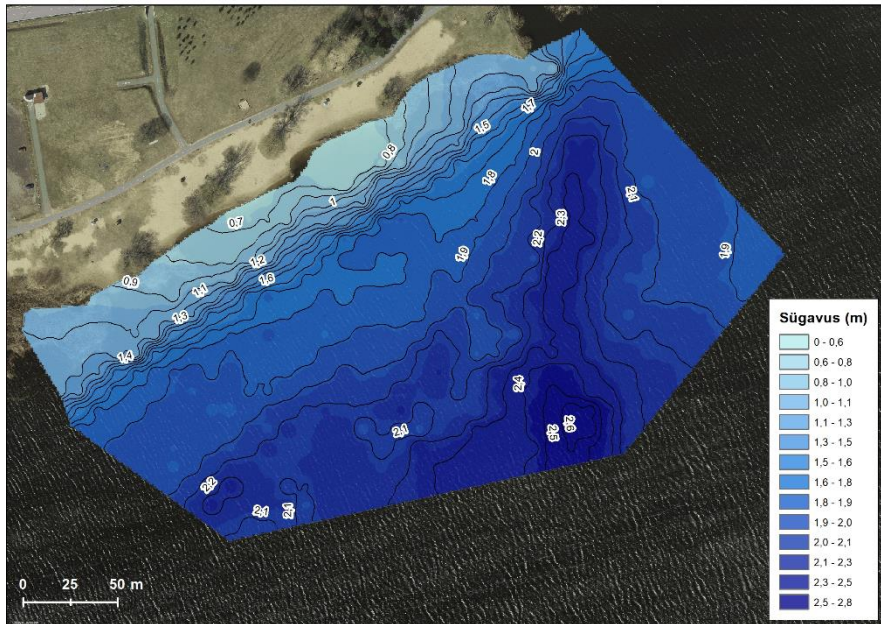
Kaart 10 järve sette paksus (aluskaart Maa-amet 2019)



Kaart 11 järve mineraales pinnase sügavus veepinnast (aluskaart Maa-amet 2019)

Maardu järve põhjakaldal asuvas rannas viidi läbi ujula sügavusmöödistused 27. septembril 2019. a. Mõõtmised viidi läbi 330 m x 150-200 m suurusel alal (Kaart 10). Kallas süveneb enam-vähem ühtlaselt kogu kaldajoone ulatuses, kaldajoonest u 50 m

kaugusel ulatub vee sügavus u 1,5 meetrini. Mõõdetud ala suurimaks sügavuseks saadi 2,6 m, mis asub ranna keskel u 170 m kaldast. See on ka üks potentsiaalne setete kogunemise koht. Suurimad settekihi paksused asuvad aga enam-vähem järve keskosas (Kaart 8).



Kaart 12 Maardu ranna-ala batümeetriline kaart 27.09.2019. a.

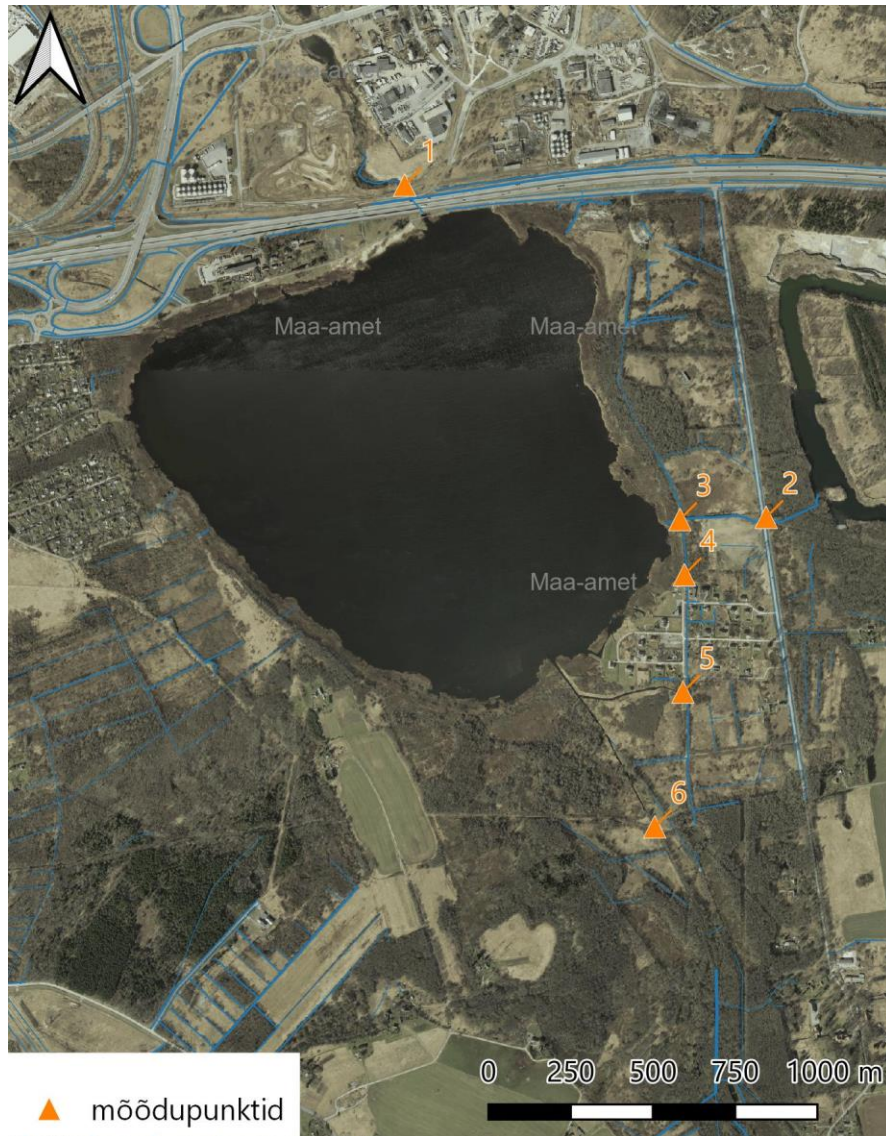
### 3.5 Vooluhulgad

Järve ümbruses vaadati üle sinna sisenevad ja väljuvad vooluveed. Kontrolliti eelnevalt põhikaardile märgitud kohtades kraavide olemasolu, voolava vee olemasolu ja vooluhulga mõõtmise võimalusi.

Kaardil (Kaart 11) on näidatud kraavid, milles tuvastati veevool. Kokku leiti 5 järve suubuva veega kraavi ja üks väljuv kraav – Kroodi oja (KKR kood VEE1089100).

Kraavide ülevaatus teostati kord kuus alates 2018. aasta detsembrist. Kokku teostati ülevaatus 12 korda.





Kaart 13 Veeseirepunktid (aluskaart: Maa-amet)

**Seirepunkt 1.** Järve põhjakaldal asub vana regulaator. Selle kõrval Narva maantee rekonstrueerimisel (2010–2012) paigaldatud binokkeltruup (Foto 1).



Foto 2 Maardu järve väljavool (24.09.2019)

Väljavoolukohas (Kaart 11 punkt 1) asub kolm toru. Nendest kaks moodustavad binokkeltruubi (Foto 2) ning üks on endisaegse süsteemi väljavool.





Foto 3 Järvest väljavoolu binokkeltruubi suue (24.09.2019)

**Seirepunkt 2** oli kohas, kus Maardu lõunakarjääri veed läbivad Mõisa tee all oleva 1 m läbimõõduga binokkeltruubi. Mõlemad truibitorud on poolenisti kinni settinud ja veekihi paksus on settekihhist 30 cm. Veepinnal oli jää ja veevool praktiliselt puudus. Binokkeltruup avaneb Mõisa teest lääne pool 90 kraadi all olevasse teeäärseesse kraavi. Põhjapoolse truubi toru ette on paigaldatud mõõtelatt.



Foto 4 Maardu lõunakarjääri binokkeltruup Mõisa tee all.

**Seirepunkt 3** oli üks idapoolsetest kraavidest, mis suubusid Maardu järve. Siia kogunes vesi Maardu lõunakarjäärist ja võib-olla ka Mõisa tee ja Maardu järve kaldal oleva gaasitrassi (põhikaardil kinnikasvanud ja mittesõidetava kõrvatee all) vaheliselt lagendikult.





*Foto 5 Seirepunkt 3 kraav gaasitrassist Maardu järve poole*

Madalas ja kinnikasvanud kraavis on näha raudtoru (asub suhteliselt kõrgemal) ja vanem betoontoru.

**Seirepunkt 4** on teine kraav, mis suubub Maardu järve selle idakaldal. Tegemist on plastist 60 cm läbimõõduga truubiga, mis koondab veed pigem Mõrra ja Ridva tänava elamukruntide piirkonnast. Seirepunkt on 50 cm läbimõõduga plastist truup, mis suubub Hiimetsa kraavi (Kaart 11).



*Foto 3.6 Seirepunkt 4.*

**Seirepunkt 5** Kraavid koguvad oma vee Maardu järve kaguosast, Hiimetsa kraavist ida poolt. 50 cm läbimõõduga betoontruup on eesvooluks olevast kraavist kõrgemal ja veevoolu saab mõõta otseselt mahu meetodil.





Foto 7 Seirepunkt 5.

**Seirepunkt 6** on 1 m läbimõõduga truup Hiiemetsa kraavil (KKR kood VEE1089101). Seirepunkt ei asu vahetult enne Maardu järve suubumist ja kuni Maardu järveni lisandub siia kraavi veel harukraave (N: seirepunkti 5 läbiva kraavi vesi). Veetase oli 5 cm ja mõõta sai nii voolukiiruse mõõtmise seadmega, kui ka kaudselt ujukitega.



Foto 8 Seirepunkt 6

Maardu järve läänekalda kontrollimisel otsesid sissevoole ei leitud. Lääne-edelakalda kuivenduskraavid voolavad pigem läände, eesvooluks olevasse Vadiojja (KKR kood VEE1092804) ja sealt edasi Saha peakraavi (KKR kood VEE1092800) ning edasi Piritä jõkke.

Maardu järve läänekalda ühest, elamurajooni lõunaosas olevast kraavist veevoolu Maardu järve ei olnud. 2015. aastal läbi viidud uuringu käigus tuvastati, et järve loodekaldal oleva ringtee vesi juhitakse valgalalt välja (Ehapalu & Pajula, 2015).

Koondülevaade mõõdetud vooluhulkadest on toodud järgnevas tabelis (Tabel 2).

Järve sisenevate vooluhulkade arvutamisel tuleb arvestusest välja jätta punkt 2, sest see sisaldub punktis 3.



Tabel 12 Mõõdetud vooluhulgad l/s

aeg	1	2	3	4	5	6
13.12.2018	kuiv	vooluta	1	2,8	2,8	10,9
01.02.2019	kuiv	Jääs	Jääs	Jääs	0,9	12,6
28.02.2019	kuiv	Jääs	Jääs	Jääs	6	36,7
01.04.2019	kuiv	vooluta	4,08	kuiv	3,5	35,3
29.04.2019	kuiv	vooluta	1,5	kuiv	1,05	14,7
31.05.2019	kuiv	vooluta	kuiv	kuiv	kuiv	vooluta
14.06.2019	kuiv	vooluta	kuiv	kuiv	kuiv	vooluta
12.07.2019	kuiv	vooluta	kuiv	kuiv	kuiv	vooluta
18.08.2019	kuiv	vooluta	kuiv	kuiv	kuiv	vooluta
20.09.2019	kuiv	vooluta	kuiv	kuiv	kuiv	vooluta
15.10.2019	kuiv	vooluta	0,5	0,1	6	7,5
18.11.2019	kuiv	0,5	1	1	10	40

<sup>2</sup> Maa-ameti geoportaal

Arvestades EstModeli analoogiat (vastavalt valgale Jõelähtme jõgi Silmsi ojast karstini), võib valgala äravoolumooduliks lugeda 11 l/s/km<sup>2</sup>. See teeb 156 l/s (valgala pindala 14,26 km<sup>2</sup>). Sellist sissevoolu järve töö käigus ei tuvastatud. Ühest küljest võib see olla põhjustatud, sellest, et suurem osa veest imbub järve läbi pinnakatte (järve ümbrus on väga tasane).

Arvestades järve vee mahtu 1 910 960 m<sup>3</sup>, võiks järve vesi aastas vahetuda suurusjärgus kaks korda.

### 3.6 Veetase

Vooluhulkade mõõtmisega tuvastati asjaolu, et järve veetase ei ulatunud kordagi järvest väljuva binokkeltruubini.

Vaadates kaldaerofotosid ja aerofotosid<sup>2</sup>, nähtub, et vee väljavool binokkeltruubist on toimunud vahetult pärast maantee rekonstrueerimist ning erandina veel aastal 2018 (Tabel 3). Ülejäänud aja olnud veetase sedavõrd madal, et pole ulatunud truubini.

Tabel 13 Veevool läbi binokkeltruubi

aeg	infoallikas	voolu olemasolu
18.04.2019	kaldaerofoto	Kuiv

aeg	infoallikas	voolu olemasolu
20.04.2018	kaldaerofoto	vool
28.05.2018	aerofoto	vool
05.05.2017	kaldaerofoto	kuiv
19.05.2017	kaldaerofoto	kuiv
04.09.2017	kaldaerofoto	kuiv
27.04.2016	kaldaerofoto	kuiv
11.04.2016	kaldaerofoto	kuiv
10.04.2015	kaldaerofoto	kuiv
02.04.2014	kaldaerofoto	kuiv
05.06.2014	kaldaerofoto	kuiv
25.04.2013	aerofoto	veevool
22.04.2012	aerofoto	veevool

Binokkeltruubi põhja kõrgus järve poolses otsas on 33,51 m abs. Järve veetase oli kogu käesoleva uuringu aja valdavalt vahemikus

<sup>3</sup> alla laetud sügis 2019, lend tõenäoliselt aastal 2018

32,8–32,9 m abs.,. Ka suvel, kuival perioodil ei toimunud järve veetasemes olulist muutust.

Vana regulaatori vertikaalsete raudlattide rooste järgi võib järeldada, et veetase on läbi aegade olnud kuni 33,7 m (Foto 8). Maa-ameti kõrgusmudeli<sup>3</sup> põhjal arvatud 33,7 m abs kontuur üldiselt kattub töös kasutatud ortofotol<sup>4</sup> oleva järve piiriga (Kaart 12).

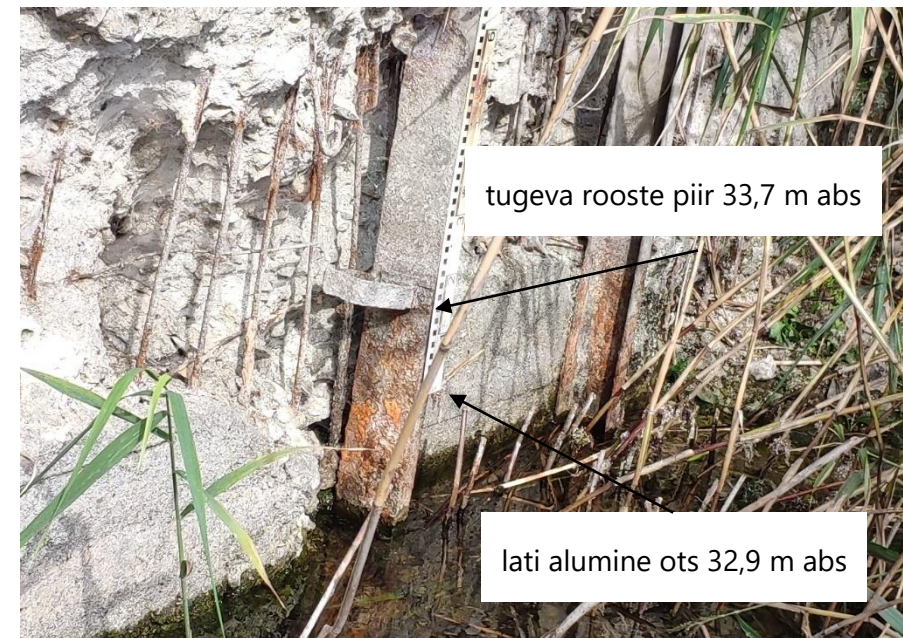


Foto 9 Rooste piir vana regulaatori küljes (24.09.2019)

<sup>4</sup> Lend 28.05.2018

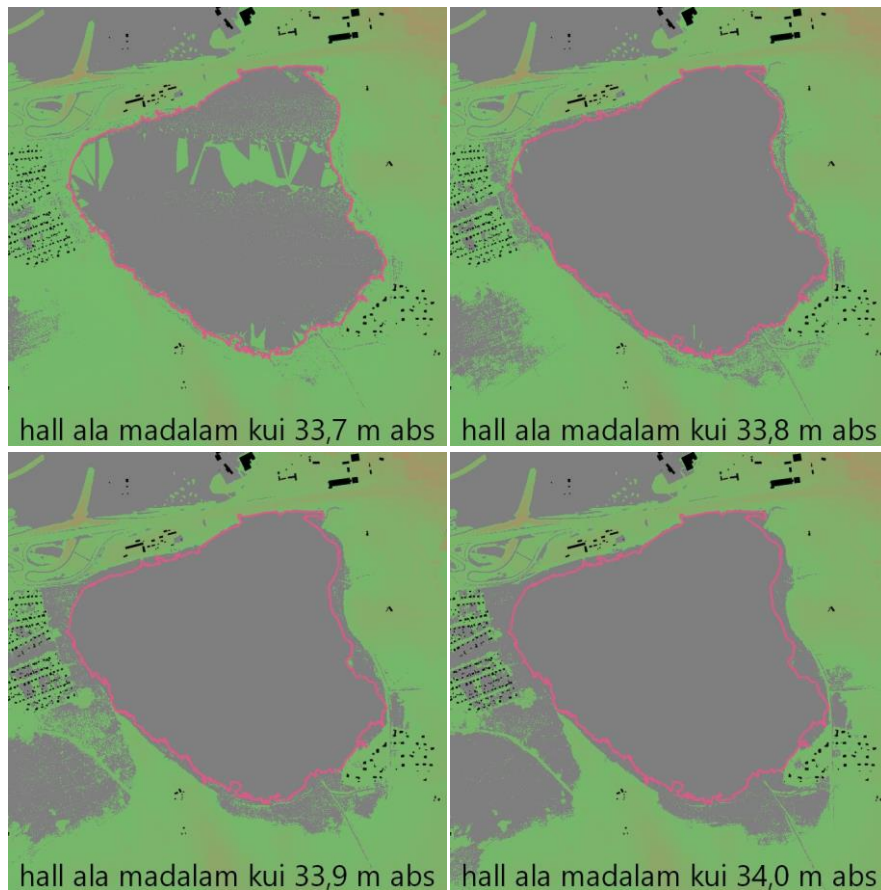
Seega on binokkeltruup rajatud hoidmaks järve tavapärast veetaset, kuid mingil põhjusel on järve veetase 0,7-1 m madalam.

Kõrgus 33,7 m abs on ka maksimaalne võimalik, sest kõrgemate veetasemete korral tekib läänekaldale jääva elamupiirkonna AÜ Järveäärne (Kaart 13) üleujutusohu. Analüüsi juures tuleb arvestada, et kasutatud LIDAR andmed ei ole geodeetilise mõõdistamise täpsusega, kuid siiski piisavad siin toodud järelduste tegemiseks.



Kaart 14 Järve 33,7 m abs kontuur





Kaart 15 Olukord erinevate veetasemete korral (alus: Maa-ameti kõrgusmudel)<sup>5</sup>

Kevadest sügiseni kraavidest juurdevool järve puudus (Tabel 2). Vesi seisis või kraavid olid kuivad. Juuni-august aurumise summa on

<sup>5</sup> Viidatud kaardil olevad mustad täpid on hooned.

suurusjärgus 20 cm<sup>6</sup> (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2003). Ligikaudu sellises mahus toimus ka järve veetaseme langus.

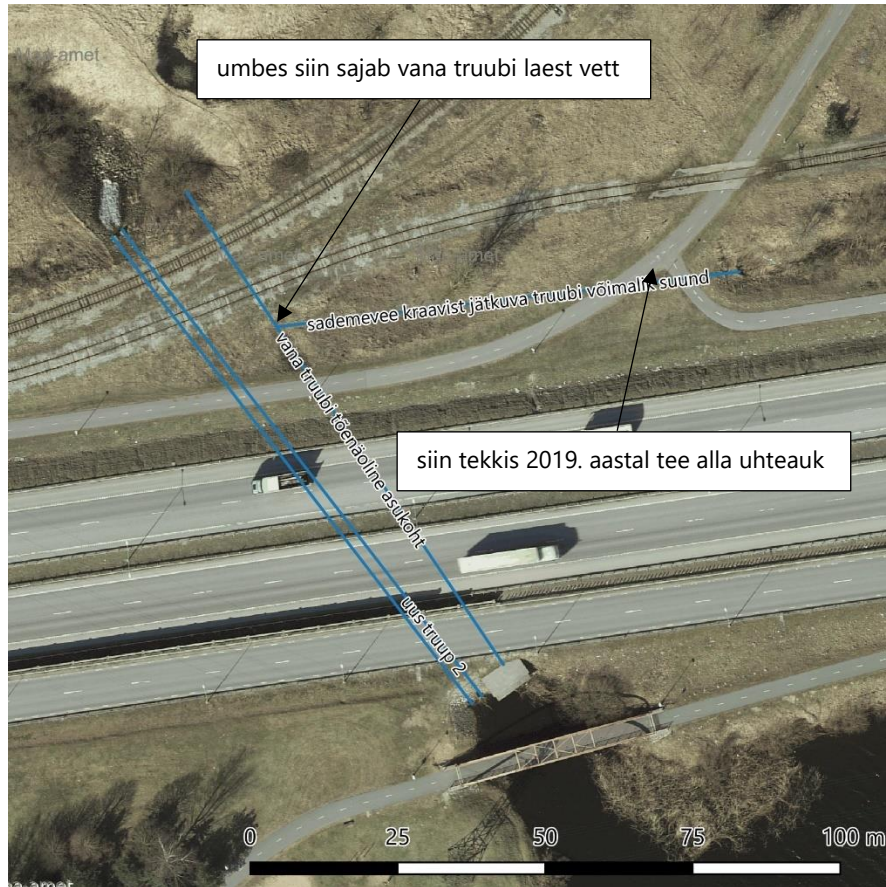
Lisaks binokkeltruubile on järve väljavoolu juures vana regulaatori betoonrajatis. Rajatise sees paistavad üksnes betoonseinad. Ühendustorud on tõenäoliselt vee all. Rajatise projekti säilinud ei ole.

Vanade skeemide põhjal väljub regulaatorist mitu toru. Üks paralleelselt binokkeltruubiga Kroodi oja suunas, teised fosforiiditehase piirkonda. Tõenäoliselt kasutati Kroodi ojja suunatud toru järve veetaseme reguleerimiseks ning teisi torusid tootmisvee saamiseks. Uuringu ajal tuvastati mitmel korral vee väljavool Kroodi ojja suubuvast otsast. Suure tõenäosusega pärineb vesi Tallinn – Narva maanteega paralleelselt olevast kraavist (Kaart 14). Seda lubab järeldada 2019. aasta septembris tehtud vaatlustulemus: vanast truibist Kroodi ojja voolanud vesi pärines 100% truubi laest, suudmest ca 25m järve poole (Foto 9). Samas kohas olev toruots, mis tõenäoliselt tuleb järvest, oli kuiv. Vooluhulk (vähem kui 0,5 l/s) oli sarnane maanteega paralleelselt olevas kraavis.

Maardu karjäärade sulgemisega on oluliselt vähenenud lõunakarjääri mõju Maardu järvele, sest väga väikese loodusliku hüdraulilise gradiendi tingimustes on lõunakarjääri ja järve vahel liikuva vee vooluhulgad väga väikesed. Maardu järve veetase on veidi, keskmiselt 0,36 m madalam kui lõunakarjääris (Kaart 15). Kuna pole märgata vee liikumist karjääri ja järve ühendavas kraavis, tuleb eeldada, et suurem

<sup>6</sup> Selle väärtuse sisse ei ole arvestatud lisanduvaid sademeid.

osa lõunakarjääri veest liigub karjäärist kaevandusse ja sealt Kroodi oja (Valgma, et al., 2013)



Kaart 16 Järvest Kroodi oja väljavooluga seotud torud

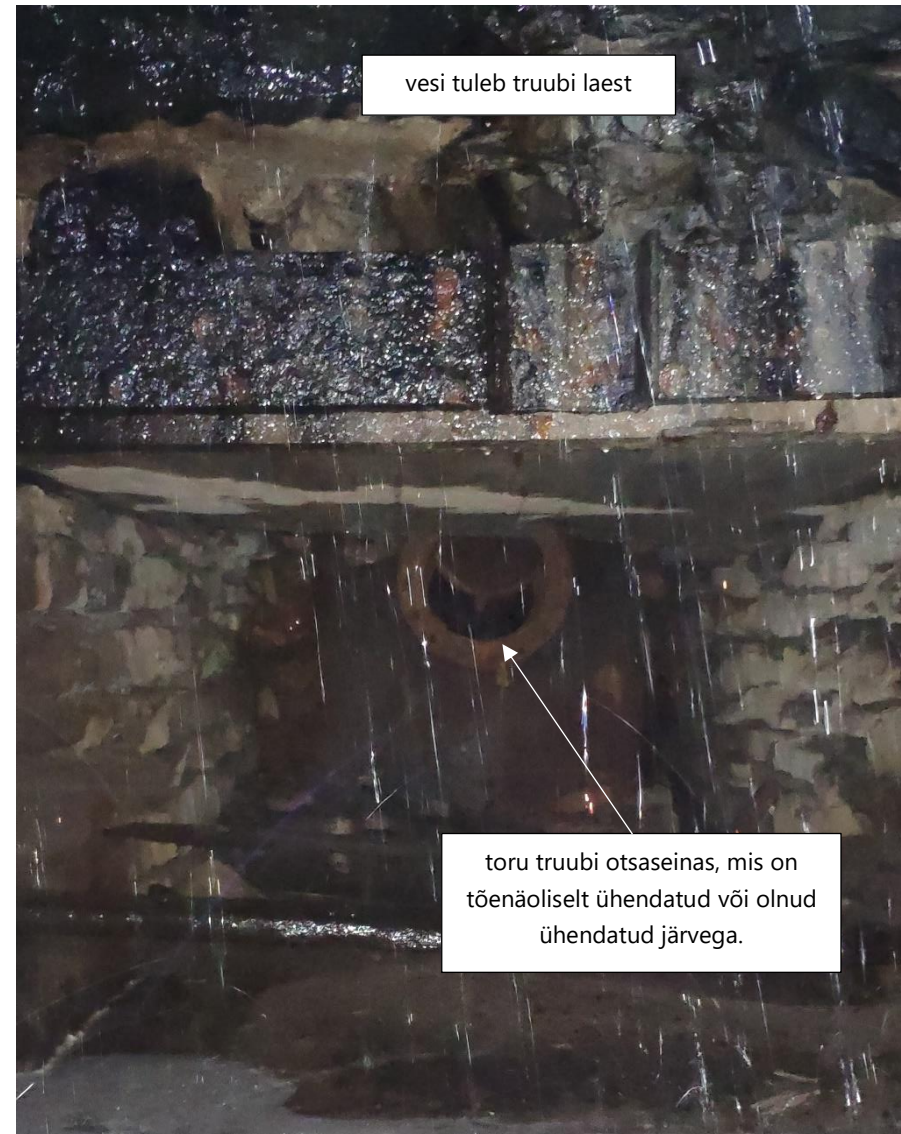
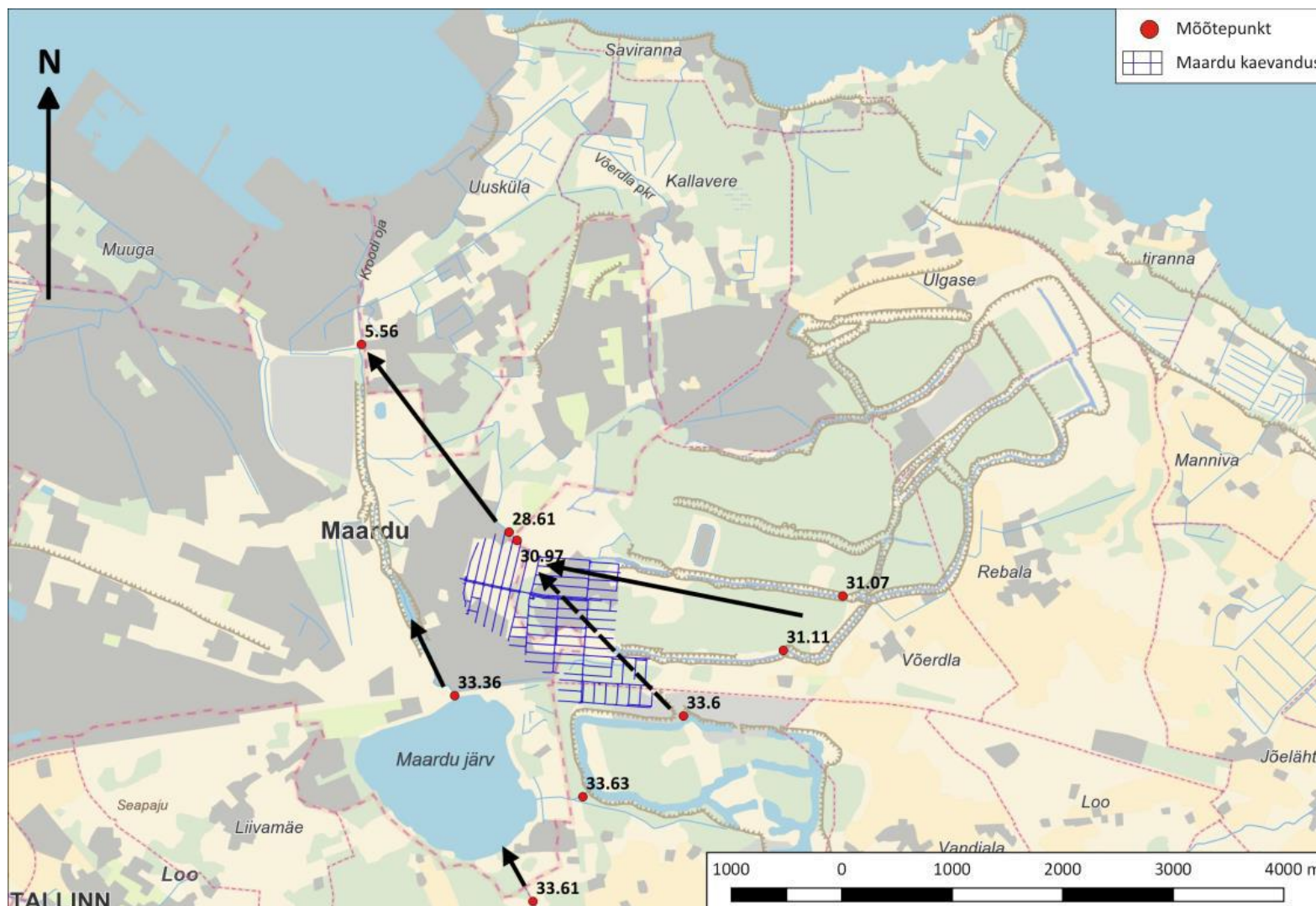


Foto 10 vanas truubis, 25m suudmest järve suunas.





Kaart 17 Seireperioodi keskmised veetasemed vahemikus 2016-2017 mõõtepunktides ja iseloomulikud vee liikumise suunad Maardu tehnogeensel alal (Valgma, et al., 2013)

### 3.7 Veekeemia

Varasemates uuringutes (Valgma, et al., 2013) (Pärn, et al., 2017)) on vee keemilise kvaliteedi kohta järeldatud järgmist:

#### Punkt 1. Maardu järve väljavool

Võrreldes teiste mõõtepunktidega on vesi siin madala mineraalsusega (kuivjääk 200–380 mg/l) ning  $\text{SO}_4^{2-}$  kontsentratsioon jääb vahemikku 48–134 mg/l. Vee mineraalsus kõikus vaatlusperioodil vähe ( $\pm 90$  mg/l). Vesi on nõrgalt aluselise kuni aluselise reaktsiooniga (pH väärtused 7,7–9,1), keskmine pH väärtus läheneb veevaesel ajal 9-le (kesktalvel ja kesksuvel). Mõõdukalt kare kuni kare (üldkaredus 2,4–5 mg-ekv/l). Kõigi raskemetallide ning naftasaaduste ja fenoolide sisaldused vees jäid allapoole ohtlikele ainetele ja saasteainetele kehtestatud piirväärtusi. Endiselt Maardu järve vesi mõõtepunktis nr 1 vastab selle keskmise koostise põhjal „halvale“ klassile. See hinnang näitab, et erinevalt varasemast Maardu lõunakarjäärist lähtuvast reostusest, mõjutavad Maardu järve „halba“ seisundit tänapäeval pigem ümbritsevatelt aladelt lähtuv lämmastiku ja fosfori reostus. Maardu järve pindmised setted on aktiivse kaevandustegevuse perioodist kõrgeenenud fosforisisaldusega, seetõttu võib fosforireostus olla seotud ka vee ja sette piirpinnal toimuva intensiivne ainevahetusega ja setetest fosfori vabanemisega järvevettest.

#### Punkt 2 Lõunakarjääri lääneserv

Põhimõtteliselt võib lugeda Maardu lõunakarjääri vee väljavoolu seisundit füüsikaliste ja keemiliste näitajate järgi heaks, kuigi kõrge elektrijuhtivus (1 317  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ja sulfaatiooni ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) sisaldus (427 mg/l) viitab püriidi leostusele Maardu järve idakalda puistangutest, reostunud vee sattumine järve võib toimuda otse läbi puistangute. Võrreldes lõuna poolt Maardu järve voolava veega on viimase elektrijuhtivus (723,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ja sulfaatiooni sisaldus (90 mg/l) hoopis väiksem. Vesi on neutraalse või nõrgalt aluselise reaktsiooniga (pH väärtused 6,9–8,1) ning mõõdukalt kare kuni väga kare (üldkaredus 4,7–19 mg-ekv/l). Raskemetallidest ületas kehtestatud piirväärtust Ni kontsentratsioon, kuid ülejäänud raskemetallide ning naftasaaduste ja fenoolide kontsentratsioonid jäid seireperioodil allapoole kehtestatud piirväärtusi.

#### Punkt 3. Sissevool Maardu järve lõunapoolsest kanalist

Maardu järve lõuna poolt voolav vesi oli muutliku mineraalsusega (kuivjääk 440–1 700 mg/l) ning erines Maardu kaevandusala ja selle väljavooludest oma veetüübilt. Vesi oli neutraalse või nõrgalt aluselise reaktsiooniga (pH väärtused 7,0–7,9) ja väga kare (üldkaredus 6,6–22,8 mg-ekv/L). Varem varustas see kanal tööstuskoondise „Eesti fosforiit“ rikastusvabrikut Jõelähtme jõe veega. Nüüd veepumpamist kanalisse ei toimu, seepärast on veehulgad endises kanalises väikesed, mõnest liitrist sekundis kuni 70 l/s. Füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate põhjal ( $P_{\text{üld}}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , pH ja lahustunud  $\text{O}_2$ , BHT) on väljavoolu seisund vastavuses peamiselt „väga hea“ kuni „kesise“ klassiga, aga väga kõrged  $N_{\text{üld}}$  sisaldused (3,6–9,7 mg-N/l) vastavad

„väga halvale“ klassile. Sulfaatide sisaldus on siin kõige väiksem kogu uuritud piirkonna kohta, vee elektrijuhtivus suhteliselt madal, hõljuvaint vähe. Halvast klassist paremat hinnangut ei võimalda anda lämmastiku ja fosfori kõrge sisaldus. Üldlämmastiku sisaldus on selles vaatluspunktis kuni 4,5 korda suurem, kui kaevandatud alal. Suure tõenäosusega pärineb see reostus põllumajandusest.

Käesoleva töö käigus analüüsiti valgala eri punktides vee keemilist koostist saamaks ülevaadet koormusest. Veeproovid võeti hilissügisel (18.11.2019), kui valgala oli sadanud vihma ning toimus vähenegi veevool.

Analüüsitulemused on toodud järgnevates tabelites (Tabel 4–Tabel 5).

Tabel 14 Analüüsitulemused võrrelduna vooluveekogude klassipiiridega

Näitaja	p1	p2	p3	p4	p5	p6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mgN/l	0,17	< 0,01	0,15	0,03	0,04	0,35
BHT <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> /l	2,3	1,4	1,5	1	1,3	1,2
El juht µS/cm	450	560	800	950	560	730
pH	8,0	7,7	7,1	7,2	7,3	8,0
P <sub>üld</sub> mg/l	0,06	0,14	0,15	0,04	0,11	0,13

Näitaja	p1	p2	p3	p4	p5	p6
N <sub>üld</sub> mg/l	1,6	5,7	3,3	2,4	3,3	6,6

Tabel 15 Analüüsitulemused võrrelduna seisuveekogude klassipiiridega

Näitaja	p1	p2	p3	p4	p5	p6
pH	8	7,7	7,1	7,2	7,3	8
P <sub>üld</sub> mg/l	0,06	0,14	0,15	0,04	0,11	0,13
N <sub>üld</sub> mg/l	1,6	5,7	3,3	2,4	3,3	6,6

Analüüsitulemustest nähtub märkimisväärne toitainekoormus. Jälgides proovivõtupunktide taga olevaid valgalsid, ei saa väita, et toitainekoormuse selgeks põhjustajaks on põllumajandus. Näiteks punkt 3 kogub oma vee kõnnumaalt ja metsa alalt sarnaselt punktiga 4. Põhjust võib otsida läheduses olevast asustusest (järve idakaldal olev Aadre piirkond), kuid ülevaatuse ajal selgeid viiteid illegaalsest loodusesse juhtimisele ei tuvastatud. Oluline on ka tähele panna, et haritava maa osakaal valgala on vähem kui 1/4 (peatükk 4.8 Maakasutus), mis jääb alla Eesti keskmise. Tavapäraselt viitab värskele põllumajanduskoormusele (sõnnik) kõrge ammooniumi tase. Antud juhul on see märkimisväärne üksnes punktis 6, mille valgala jääbki



enamus haritavast maast. Ka bioloogiline hapnikutarve on valdavalt väga heas seisundiklassis. Kõrgete toitainenäitajate üks põhjus võib olla sügisel toimuv taimede lagunemine, mis annab loodusliku panuse toitaineringesse.

Punkti 6 taha jääb ka järve valgala ainus reoveepuhasti väljalask (peatükk 4.1 Reoveepuhastid ja heitveeväljalasud valgatal). Proovivõtu hetkel viimasest biotiigist väljavoolu ei toimunud. Veeproov võeti tiigist (Tabel 6).

Tabel 16 Reoveepuhasti väljavoolutiigi analüüsitulemused

NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mgN/l	1,1
BHT <sub>5</sub> mgO <sub>2</sub> /l	11
BHT <sub>7</sub> mgO <sub>2</sub> /l	14
Elektrijuhtivus µS/cm	1 100
pH	7,6
P <sub>üld</sub> mg/l	7,2
N <sub>üld</sub> mg/l	26

N<sub>üld</sub>, P<sub>üld</sub> ja NH<sub>4</sub><sup>+</sup> piire veeloas seatud ei ole. BHT7 suurim lubatud sisaldus on 40 mgO<sub>2</sub>/l. Lubatud aasta keskmine vooluhulk on 0,06 l/s.

Lisaks vooluveekogudele seatud klassipiiridele võrreldi analüüsitulemusi ka maismaa seisuveekogudele seatud klassipiiridega. Võrdlus näitab ilmekalt, et kui vooluveekogus võib näitaja olla hea (nt N<sub>üld</sub> punktis 4), on sama väärtus seisuveekogu kohta väga halb.

Punktist 1 võetud proov (võeti järvest) näitab, et väljavoolu jõudes on järv toitainekoormust vähendanud, kuid sellega mitte toime tulnud.

### 3.8 Kogumi seisund

Enne käesolevat uuringut on järve uuritud 2008., 2012., ja 2015. aastal. Viimase uuringu alusel (Eesti Maaülikool, 2015) on järve:

- hüdrokeemiline seisund halb – aluseline keskkond, kõrge sulfaatide sisaldus
- fütoplanktoni näitajate seisund hea
- zooplanktoni näitajate seisund kesine – zooplankterid järves väikesed ning seetõttu väheefektiivne toit kaladele
- suurtaimede näitajate seisund kesine
- suurselgrootute näitajate seisund kesine – seisund on viimase 10 aasta jooksul järjest halvenenud
- kalastiku näitajate seisund väga hea

### 3.9 Kaitstavad loodusobjektid

Valgalal asuvad:

Maardu mõisa park (KLO1200560). Järve veetasemel puudub oluline seos mõisapargi seisundiga.

Rohunepp (II kaitsekategooria). Elab järve idakaldal Mõisa tee ja järve vahel. Järve veetasemel puudub oluline seos rohunepi elupaiga seisundiga.

Aasnelk (*Diantus superbus*), II kaitsekategooria. Leviala jääb valgala loodenurka. Järve veetasemel puudub oluline mõju aasnelgi elupaigaga ja püsielupaigaga.

Natura alasid valgalal ei asu.

## 4 KAARDISTATUD VALGALA OBJEKTID JA PIIRKONNAD

### 4.1 Reoveepuhastid ja heitveeväljalasud valgalal

Valgalale jääb üks reoveeväljalask. Maardu mõisa puhasti väljalask (HA055)

Väljalask suubu Lepa kraavi, mis omakorda suubub Maardu järve. Aastane vooluhulk on 1 070 m<sup>3</sup> (0,03 l/s).

Muud koormusnäitajad:

- BHT7 – 9 t/a
- heljum – 17 t/a
- Püld – 2 t/a
- Nüld – 6 t/a

Väljalask jääb järvest 1,3 km kaugusele. Veevasel ajal jõuab koormust järve minimaalselt, sest see kas filtreerub põhjavette või toitained omistatakse kraavis kasvavate taimede poolt. Suurvee ajal lahjendab looduslik vooluhulk heitvett oluliselt. Suurimaks koormuseks võib olla sügisel kraavis lamanduv taimestik, mis lagunedes annab toitainekoormust järve.

## 4.2 Ühiskanalisatsioonita elanikkond hajaasustusega aladel

Järve lääne- ja idakaldal on elamurajoonid (AÜ Järveäärne ja Aarde). Aarde elamurajoon ja elamud on ühendatud ühisveevärgi ja -kanalisatsiooniga. Järveäärse elamurajooni loodi liitumisvõimalus 2019. aasta lõpuks. Liitujaid veel ei ole.

Järve ääres rohkem majapidamisi ei asu.

Valgalal kaugemal on hinnanguliselt sadakond majapidamist, kelle reoveelahendust ei uuritud, kuna nende võimalik järvele mõju on vähetõenäoline, kuna asuvad liiga kaugel.

## 4.3 Vee erikasutusloata väljalaskmed

Vee erikasutusloata väljalaskmeid valgala ülevaatusel 2019. aasta sügisel ei tuvastatud.

## 4.4 Põllumajanduslikud tootmiskompleksid

Valgalal on kolm loomapidamiskompleksi:

EE2208 – Lille talu. Kasvatatakse lambaid. Koormus 19 loomühikut. Jääb järvest piisavalt kaugele, et mitte põhjustada otsest mõju.

Valgala ülevaatusel käigus kõrvalekaldeid sõnnikukäitluses ei tuvastatud.

EE31254 - Veski tee 21. Koormus 11 loomühikut. Kompleks asub valgala edelapiiril. Jääb järvest piisavalt kaugele, et mitte põhjustada otsest mõju. Valgala ülevaatusel käigus kõrvalekaldeid sõnnikukäitluses ei tuvastatud.

EE25727 – Valgesoo tee 18. Koormus 9 loomühikut. Jääb järvest piisavalt kaugele, et mitte põhjustada otsest mõju. Valgala ülevaatusel käigus kõrvalekaldeid sõnnikukäitluses ei tuvastatud.

## 4.5 Saastunud pinnasega alad

Saastunud pinnasega alasid valgalal ei asu.

## 4.6 Maavara kaevandamise alad

Valgala ida servas asub Maardu lõunakarjäär, millel tegutseb praegu Paekivitoodete tehas OÜ (luba nr HARM-159).

Karjäär on olnud töös juba nõukogude ajal. Fosforiiditehase tööaastail kasutati karjääri vett tootmise tarbeks. Vesi pumbati Maardu järve ja sealt edasi vajalikesse tootmisprotsessidesse. Praegu puudub karjäärist veekasutus. Veetase karjäärijärvedes on looduslik. Paekivitoodete Tehas OÜ vee ärajuhtimisega ei tegele ning kaevandab veepealset osa.

## 4.7 Maaparandussüsteemid

Maaparanduse reguleeriv võrk asub valgala lõunatipus.

Koplimetsa 1-2 maaparandussüsteem (kood 4020059100010-001) pindalaga 52 ha. Ehitatud aastal 1989.

Koplimetsa maaparandussüsteem (kood 4020059100010-002), pindalaga 61 ha. Ehitatud aastal 1989.

## 4.8 Maakasutus

Eesti topograafilise andmekogu järgi jaotub maakasutus vastavalt (Diagramm 1)

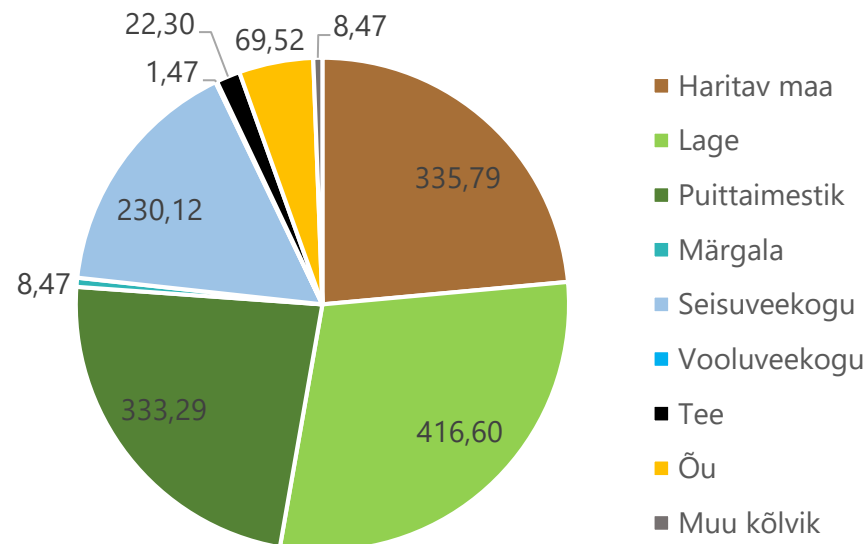


Diagramm 1 kõlvikute jaotus hektarites

## 4.9 Vooluveekogude tõkestusrajatised

Vooluveekogude tõkestusrajatisi valgala ei ole.

Maardu järve põhjakaldal asub vana regulaator ning uus kahe toruga truup (diameeter  $a$  0,5 m)

## 4.10 Veevõturajatised

Keskkonnalubadega seotud pinnaveehaardeid valgalal teadaolevalt ei ole.

## 4.11 Põllumajanduslikud katmikalad

Olulisi põllumajanduslikke katmikalad valgalal teadaolevalt ei ole.

## 4.12 Põllumajandusliku maa niisutamise piirkonnad

Põllumajandusliku maa niisutamise piirkondi valgalal teadaolevalt ei ole.

## 4.13 Valgala toitainekoormus

Keskkonnaagentuur arvutab vooluveekogumit valgalakoormuseid mudeli EstModel abil. Paraku ei kuulu arvutuste alla seisuveekogumit. Maardu järve ei suubu ühtegi vooluveekogumit. Järgnevas tabelis on toodud väljavõte 2021-2027 perioodiks ettevalmistustööde käigus koondatud andmetest Maardu järve valgala (Tabel 7). Inimtekkelise hajukoormuse arvutuste aluseks on valgalal olevad maakasutusliikide

pindalad ning nende toitainekoormuse ühiknäitajad (Loigu, Iital, Pachel, & Leisk, 2010)

Tabel 17 Inimtekkeline koormus

	Nüüd t/a	Püüd t/a
teed*	0,165	0,026098
kanalisatsiooniga ühendamata elanikud	0,031	0,000003
metsamajandus	0,410	0,003412
põllumajanduslik hajukoormus	5,400	0,092000
punktkoormusallikad (HA055 Maardu)	0,006	0,002000
<b>KOKKU</b>	<b>6,011</b>	<b>0,123514</b>

Kasutades EstModeli analoogiat (ärakandeväärtused ühiku kohta vastavalt valgale Jõelähtme jõgi Silmsi ojast karstini), on arvestades Maardu järve valgalal olevate maakattetüüpide pindalad:

- inimtekkeline lämmastiku koormus 12 t/a
- looduslik lämmastiku ärakanne 4,6 t/a
- inimtekkeline fosfori ärakanne 0,3 t/a
- looduslik fosfori ärakanne 0,15 t/a

## 5 HÜDROBIOLOOGILINE UURING

### 5.1 Tulemused ja seisundi dünaamika

#### 5.1.1 Järve- ja karjäärivee abiootilised omadused

Esimesed andmed Maardu järve vee abiootiliste omaduste kohta pärinevad 1952. aastast. Kuni 1990. aastateni on järve igal aastakümnel vähemalt mõnel korral uuritud. 2008., 2012. ja 2015. aastal uuriti Maardu järve vee abiootilisi omadusi väikejärvede seire käigus. 1950. ja 1960. aastatel oli Maardu järve vesi väikese läbipaistvusega (0,6-1,2 m) ning pruunikaskollast värvi. Hiljem on vee läbipaistvus natukene suurenenud ning viimastel aastatel on vesi enamasti põhjani läbi paistnud (läbipaistvus üle 2 m) ning olnud kollast, rohekaskollast või kollakasrohelist värvi. Orgaanilise aine üldsisalduse hindamiseks on kasutatud dikromaatset oksüdeeritavust ( $KHT_{Cr}$ ). See on aastakümnete jooksul suurtes piirides kõikunud, kuid enamasti olnud keskmine (25--35 mgO/l) ning sisalduse muutustel puudub kindel suund. Lahustunud humiinainete ehk kollase aine sisaldus on olnud väike, mis näitab, et orgaanilises aines on ülekaalus järves toodetud komponent. Madaluse tõttu on järve veesammas hästi segunenud ning vesi on hapnikurikas. Intensiivse fotosünteesi tõttu on veesammas mõnikord suvekuudel hapnikuga tugevalt üleküllastunud ning siis on ka pH kõrge olnud (>9). pH järgi on olnud vesi alati nõrgalt aluseline või aluseline, kuid pH väärtused näitavad siiski väikest tõusutrendi, eriti 1980. aastatest alates (Diagramm 2).

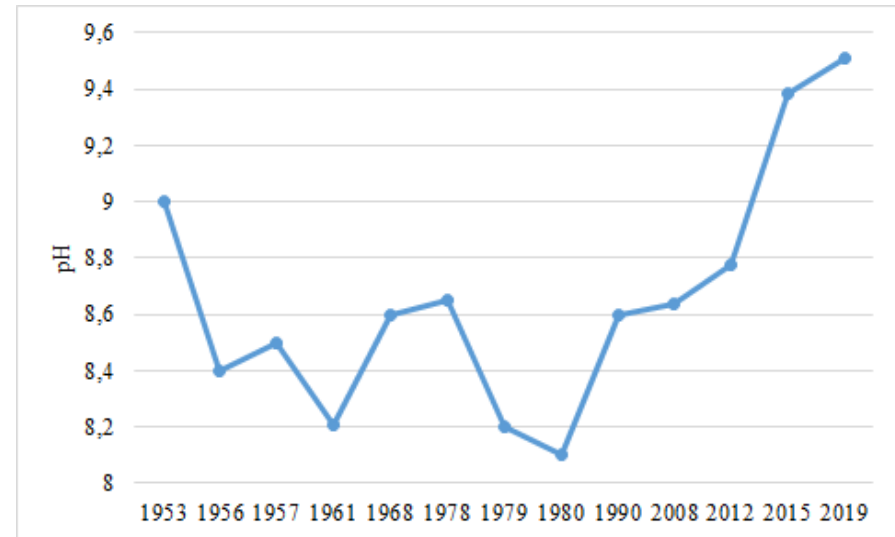


Diagramm 2 Uuringute käigus Maardu järves vegetatsiooniperioodil mõõdetud pH väärtused. Juhul, kui mõnel aastal on olnud mitu mõõtmist, siis on diagrammil kasutatud väärtuste aritmeetilist keskmist.

Vee üldaluselisus oli kõige kõrgem 1980. aastatel (200 mg/l) ning on sealt alates pidevalt vähenenud (Diagramm 3). Aluselisuse põhjal on vesi keskmiselt kare, kuid elektrijuhtivuse põhjal väga kare. Kõrge elektrijuhtivus tuleneb sulfaatide suurest sisaldusest (2015. aastal  $SO_4^{2-}$  170-180 mg/l), mis viitab tööstuslikku päritolu reostusele. Samas on ka elektrijuhtivus viimasel kümnel aastal vähenenud. Toiteainete sisaldusi on Maardu järves mõõdetud väikejärvede seire käigus 2008., 2012. ja 2015. aastal ning siis on need olnud keskmised: üldlämmastiku sisaldus on enamasti olnud >1 mg/l ja üldfosfori

sisaldus >0,06 mg/l. Toiteainete sisalduste muutustel puudub samuti kindel suund.

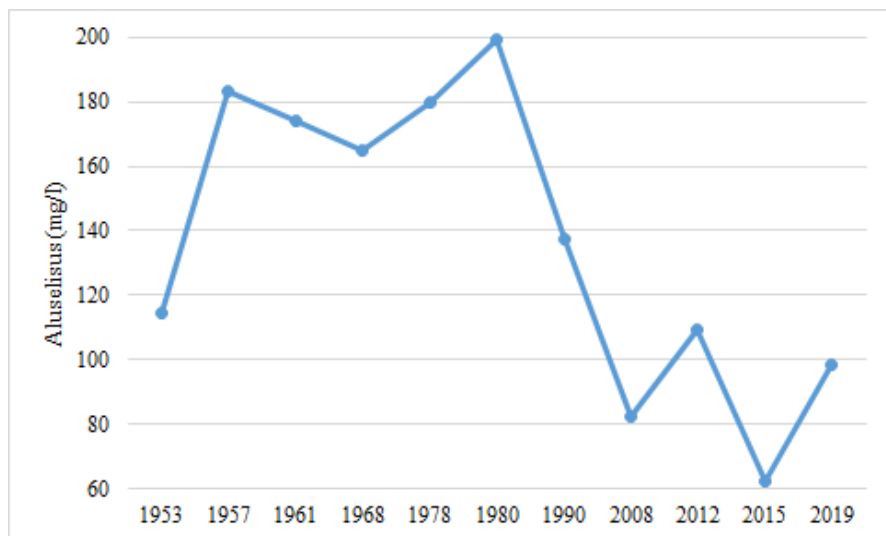


Diagramm 3 Uuringute käigus Maardu järves vegetatsiooniperioodil mõõdetud üldaluselisuse väärtused. Juhul, kui mõnel aastal on olnud mitu mõõtmist, siis on diagrammil kasutatud väärtuste aritmeetilist keskmist.

2019. aasta kevadel oli Maardu järve vesi veeõitsengu tõttu väga väikese läbipaistvusega (0,6 m). Fütoplanktoni intensiivsele arengule viitasid ka hapniku tugev üleküllastus ( $O_2$  160%), aluseline pH (9,6), ülikõrge klorofüll-*a* sisaldus ja suur orgaanilise aine üldsisaldus ( $KHT_{Cr}$  92 mgO/l). Toiteainete üldsisaldused olid samuti väga kõrged (üldlämmastik 2,3 mg/l ja üldfosfor 0,098 mg/l), kuid mineraalsete vormide sisaldused madalad. Juulis oli fütoplankton järve põhja katvate mändvetikate poolt alla surutud ning vesi oli selge ja põhjani

läbipaistev. Suurtaimede intensiivse primaarproduktiooni tõttu oli vesi siiski hapnikuga üleküllastunud ( $O_2$  110%) ja aluseline (pH 9,4). Toiteainete, eriti fosfori üldsisaldused olid märgatavalt langenud, üldlämmastiku sisaldus oli siiski veel kõrge (1,3 mg/l), kuid üldfosfori oma madal (0,028 mg/l). Vesi oli mõlemal kuul keskmise karedusega (aluselisus 84-113 mg/l), kuigi nii aluselisus kui elektrijuhtivus olid juulis madalamad kui eelmisel kuul. 2019. aasta juuni ja juuli mõõtmistulemuste aritmeetiliste keskmiste põhjal oli Maardu järve (VRD tüüp II) seisund üldfosfori järgi kesine, üldlämmastiku järgi halb ja pH järgi väga halb (Tabel 18).

Tabel 18 Maardu järve seisundinäitajate aasta aritmeetilised keskmised ning seisund. Seisundiklasside tähistus: Hea - roheline, kesine - kollane, halb - oranž, väga halb - punane.

Seisundinäitaja	2008	2012	2015	2019
pH	8,74	8,78	9,4	9,5
Üldfosfor (mg/l)	0,032	0,034	0,031	0,063
Üldlämmastik (mg/l)	1,3	0,79	0,94	1,84
Läbipaistvus (m)	--	-	-	-
KOONDSEISUND	3	2	3	4

Läbipaistvuse põhjal ei saanud seisundit hinnata, sest juulis paistis vesi põhjani läbi. Varasemate aastatega võrreldes on nii pH kui

toiteainete sisalduse väärtused tõusnud. Tulemused pole omavahel päris võrreldavad, sest varasematel aastatel on toiteainete sisaldused vees vähenenud kevadest sügise suunas ning tänu hilissuve ja sügise madalamatele väärtustele on ka aritmeetiline keskmine madalam olnud. 2019. aastal sügisel mõõdetud väärtusi pole, mistõttu võib ka aritmeetiline keskmine kõrgem olla.

Maardu karjääri vee abiootilisi omadusi ei ole varem uuritud. 2019. aasta kevadel ja suvel oli Maardu karjääri hele ja selge vesi suure läbipaistvusega (> 4 m), mille üheks põhjuseks oli väga väike orgaanilise aine sisaldus ( $KHT_{Cr} \leq 15$  mgO/l). Vesi oli väga kare (aluselisus 211-242 mg/l, põhjas ~400 mg/l ning elektrijuhtivus 1150-2530  $\mu$ S/cm), sest põhjaveega jõuab karjääri palju karbonaate. Vee kõrge elektrijuhtivus oli tingitud ka sulfaatide ülikõrgest sisaldusest ( $SO_4^{2-}$  700 mg/l). Kõrged sulfaatide ja kloriidide sisaldused ( $Cl^-$  20 mg/l) näitavad tööstuslikku reostust. Suure mineraalainete sisalduse tõttu oli veesammas juulis tugevalt kihistunud, pinna- ja põhjavee temperatuuride erinevus oli üle 10 kraadi. Pinnakiht oli hapnikuga üleküllastunud, põhjakiht anaeroobne ning hapniku maksimum paiknes hüppekihis ( $O_2$  150%). Hapniku sellist suurt sisaldus põhjustas ilmselt fotosünteesivate pikoplankterite (proklorofüütide) elutegevus. Vesi oli nõrgalt aluseline (pH 7,1-8,5), põhjas nõrgalt happeline (pH 6,7). Üldfosfori sisaldus oli madal ( $\leq 0,025$  mg/l) ja üldlämmastiku sisaldus keskmine (0,57-0,81 mg/l), ainult põhjakihis oli üldlämmastiku sisaldus väga kõrge (3,4 mg/l), millest moodustasid enamuse ammooniumioonid. Ammooniumi kõrge sisaldus näitab vee halba kvaliteeti.

## 5.1.2 Järve- ja karjääri fütoplankton

**Maardu järve** fütoplanktonit on uuritud eelmise sajandi neil aastatel: 1953, 1956, 1957, 1961, 1962, 1967, 1968, 1969, 1970, 1971, 1979, 1980, 1990. Need on sõltuvalt proovivõtu ja analüüsimise meetodikast väga eriilmelised. Diagrammil (Diagramm 4) on esitatud kvantitatiivsete proovide biomassid. Teiste varasemate uurimisaastate kohta on kvalitatiivne andmestik, st liigiline koosseis.

1950.–1970. aastatel oli plankton liigirikkam ja biomassid suuremad, see oli ilmselt põhjustatud väiksemast konkurentsist suurtaimedega. Sel perioodil esines veeõitsenguid, maksimaalne biomass oli 123  $\mu$ g/l, mis pärineb 1967. a. septembrist. Domineerisid sinivetikad *Aphanizomenon flos-aquae*, *Dolichospermum (Anabaena) contorta*, *Microcystis aeruginosa* ja ränivetikad *Aulacoseira ambigua*, *Asterionella formosa*. Vetikate vohamist on seletatud vee soojusliku saastumisega. Soojuslik saastumine tekkis fosforiidi kaevandamise käigus tekkinud diktüoneema-argilliidi oksüdeerumise tagajärjel (Pihu, 1990). Märgatavad muutused leidsid aset 1980. aastatel, mil planktonis olevate liikide arv kahanes ja domineerisid neelvetikad perekonnast *Cryptomonas* ja ketasränivetikad.

Maardu järve kohta on viimased fütoplanktoni andmed aastatest 2008, 2012 ja 2015. Lisatud on ka 2019. a. andmed (Diagramm 5). Viimaste uurimusaastate fütoplanktoni biomass ja liigiline koosseis on iseloomulikud makrofüüdijärvele. 2008–2019. a. oli liikide arv (keskm 20, min 10, max 35) ja biomass (keskm 5,2; min 0,8; max 21) madal kuni keskmine. Klorofüll-*a* hulk (keskm 22,5; min 1,7; max 96)



ja fütoplanktoni koondindeks (FKI; keskm 3,2; min 1,1; max 8) on olnud madal kuni ülikõrge. Kevadeti on domineerinud ja suurima biomassi väärtuse andnud koldvetikas perekonnast *Uroglena*. Suvekuudel domineerivad neelvetikad perekonnast *Cryptomonas*.

2019. a. kevadel domineeris samuti koldvetikas perekonnast *Uroglena* (Foto 11), andes suure biomassi (20,98 mg/l) ja ülikõrge klorofüll-*a* (96 µg/l) väärtused. Ilmselt on kevadised koldvetika puhangud seotud sellega, et suurtaimed pole veel jõudnud areneda. Suvekuudel tavaliselt olukord stabiliseerub, sest suurtaimed pakuvad fütoplanktonile konkurentsi. 2019. a. juulis oli biomass (2,32 mg/l) ja klorofüll-*a* (5,76 µg/l) hulk madal, liikide arv (33) ja FKI (4) keskmine. Juulikuisel proovis kindel dominant puudub, arvukamalt olid esindatud neelvetikad perekonnast *Cryptomonas* ja *Rhodomonas*. Kvalitatiivses (järelveo) proovis leidis palju koldvetikat *Dinobryon sociale* ja vaguviburvetikat *Ceratium hirundinella* (Foto 12).

Tabelis (Tabel 19) on toodud EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt järve seisundi hinnang 2008, 2012, 2015. ja 2019. a. fütoplanktoni keskmistatud (mai kuni september) näitajate järgi. 2019. a. juuni ja juuli keskmistatud fütoplanktoni näitajate alusel oli Maardu järve seisund järgmine: ühtluse indeks (J) – halb, fütoplanktoni koondindeks (FKI) – väga hea, klorofüll-*a* – väga halb, kooslus – kesine. 2019. a oli fütoplanktoni näitajate järgi järve seisund kesine (Tabel 19).

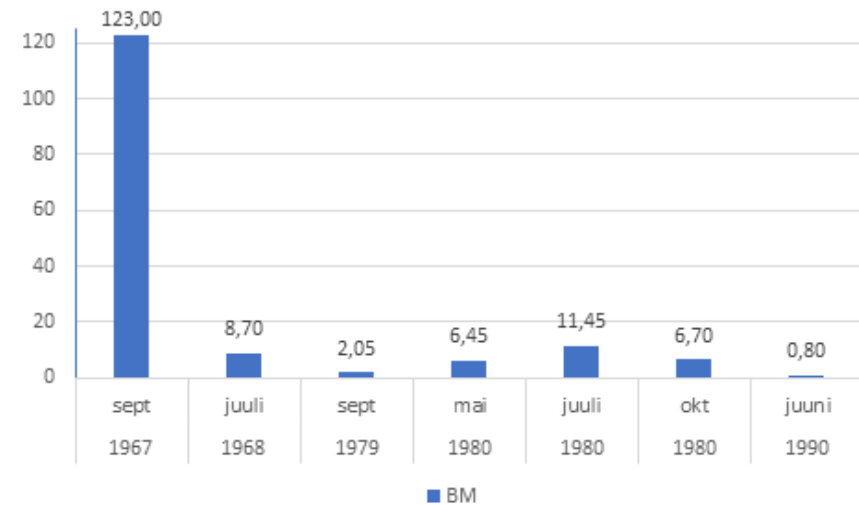


Diagramm 4 Maardu järve fütoplanktoni biomass (mg/l) 1967–1990. a.

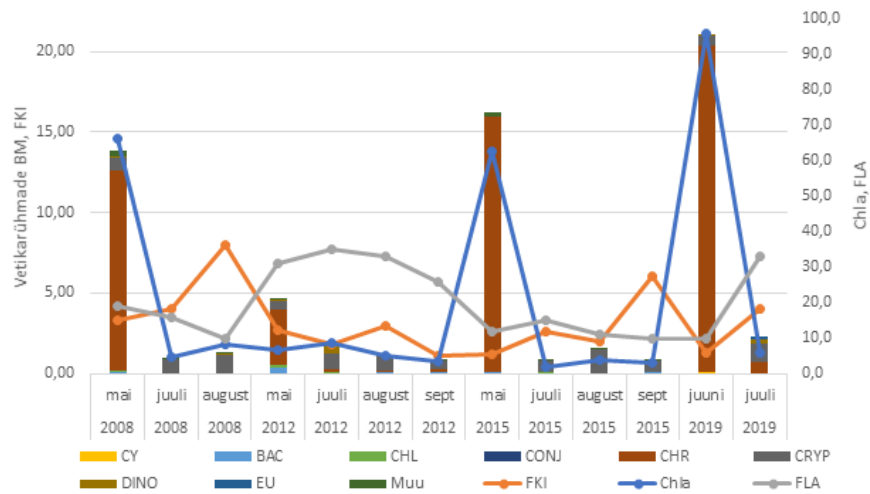


Diagramm 5 Maardu järve fütoplankton aastatel 2008, 2012, 2015 ja 2019. Vetikarühmade biomassi: CY – sinivetikad, BAC – ränivetikad, CHL – rohevetikad, CONJ – ikkesvetikad, CHR – koldvetikad, CRYP – neelvetikad, DINO – vaguviburvetikad, EU – silmviburvetikad, Muu

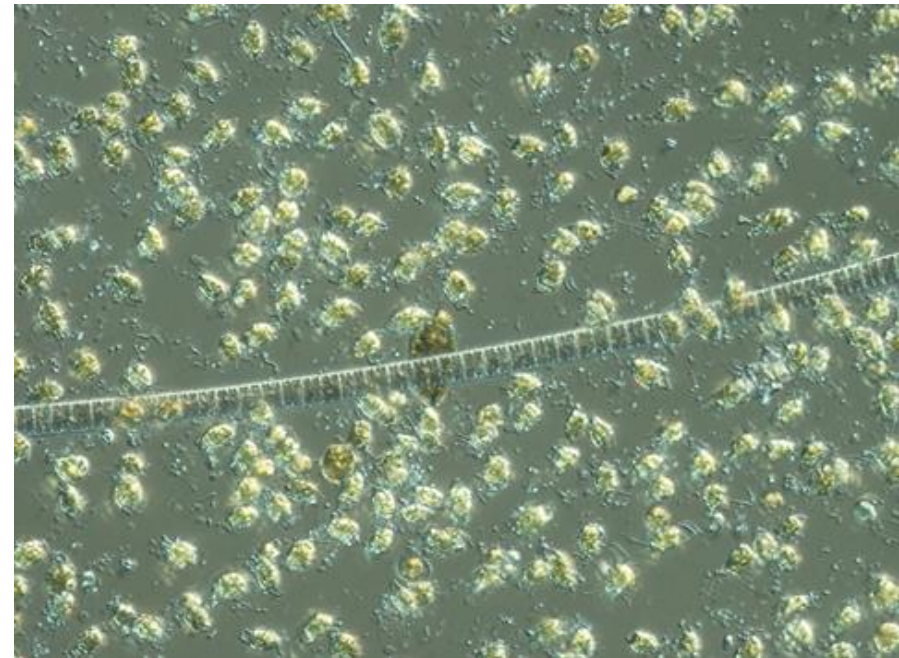


Foto 11 Koldvetika Uroglena sp. õitseng Maardu järves 6.06.2019. Foto mikroskoobis 400 kordse suurendusega. Foto: K. Maileht.

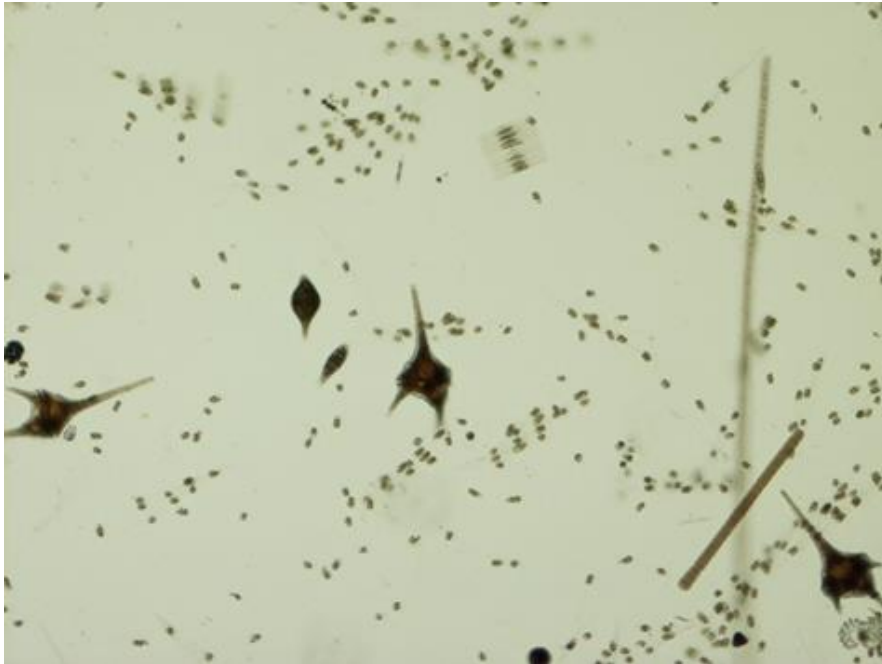


Foto 12 Maardu järve kvalitatiivne (järelveo) proov 4.07.2019. Foto mikroskoobis 100 kordse suurendusega. Foto: K. Maileht.

Tabel 19 Maardu järve seisundi hinnang fütoplanktoni keskmistatud näitajate alusel aastatel 2008, 2012, 2015 ja 2019. Seisundi hinnang: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb, punane – väga halb. J – ühtluse indeks; FPK – seisundi koon

Aasta/näitaja	J	FKI	Chla	Kooslus	FPK
2008	0,41	5,1	26,4	3	3
2012	0,58	2,2	5,9	2	2
2015	0,46	3,0	17,8	2	2
2019	0,37	2,65	50,9	3	3

**Maardu karjääri** fütoplanktoni kohta varasemad andmed puuduvad. 6.06.2019 võeti proov pinnakihist (0,3 m). Teisel korral koguti proovid 4.07.2019 pinnalt (0,3 m), hüppekihist (5 m) ja põhjast (9 m).

Maardu karjääri juunikuises pinnakihi proovis oli biomass (0,41 mg/l), liikide arv (16) ja klorofüll-*a* hulk (3 µg/l) väike. Fütoplanktoni liikidest olid enam esindatud neelvetikad perekondadest *Cryptomonas* ja *Rhodomonas*, arvukas oli väikesemõõtmeline haptofüüt perekonnast *Chrysochromulina*. Vähearvukalt olid esindatud mitmed ränivetikad ja vaguviburvetikad. Juuli proovi pinna ja hüppekihi biomass (vastavalt 0,7 ja 1 mg/l) ja klorofüll-*a* hulk (pinnal 1,7, hüppekihis 2,6 µg/l) oli väike. Põhja proovis oli biomass (38,9 mg/l) ja klorofüll-*a* (136,2 µg/l)

hulk suured. Märkimist väärib ka suur klorofüll-*b* hulk (178,4 µg/l). Proovis domineerisid väga väikestest rakkudest koosnevad kolooniad, tegemist võib olla proklorofüüdiga ehk nn „rohelist“ sinivetikatega (Foto 13). Proklorofüüdid on bakterid, kellel esineb nii klorofüll-*a* kui ka klorofüll-*b*. Need liigid saavad hakkama sügaval, kus valgust leidub vähe. Samuti eelistavad nad soolast keskkonda. Proklorofüütide nii suurte koguste paiknemine meie siseveekogude sügavates kihtides on erakordne. See saab juhtuda tehiskeskkonnas, nagu seda karjäär endast kujutab. Oluliseks keskkonna omaduseks on seal suur kloriidide ja sulfaatide sisaldus. Maardu karjääri põhja proovist leitud liigi või perekonna täpsemaks määramiseks peaks neid uurima põhjalikumalt, nt. epifluorestsentsmikroskoobiga. Feopigmentide sisaldus Maardu karjääri põhja proovis on samuti kõrge (76,2 µg/l), see väljendab klorofüllil lagusaaduste hulka.

Maardu karjääri fütoplanktoni liigilise koosseisu uurimiseks võeti kvalitatiivne proov kolmel korral: 6.06.19, 4.07.19 ja 27.09.19. Kõige liigirikkam oli september 35 liigiga, juunis leiti 11, juulis 21 liiki.

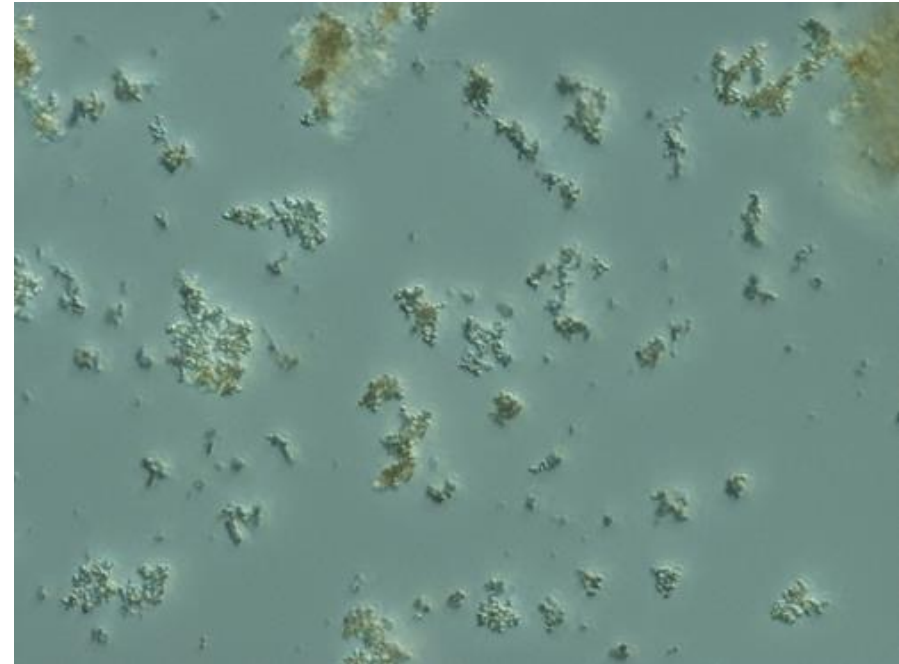


Foto 13 Maardu karjääri fütoplanktoni põhja proov. Foto mikroskoobis 400 kordse suurendusega. Foto: K. Maileht.

Fütoplanktoni näitajad ja liiginimekiri Maardu järve ja karjääri kohta on toodud **lisas 1**.

### 5.1.3 Järve- ja karjääri zooplankton

Maardu järve metazooplanktoni kohta on esimesed andmed 1953. aastast. Sellest ajast on teada, et kooslus oli juba siis kõrge arvukusega (150-350 tuh is/m<sup>3</sup>). Liigirikkus oli siis keskmine kuni suur.



Alates 1990. aastast on zooplanktoni arvukus kõrgenenud veelgi, ületades tihti 1 mln is/m<sup>3</sup> piiri (Pihu, 1990; Diagramm 6).

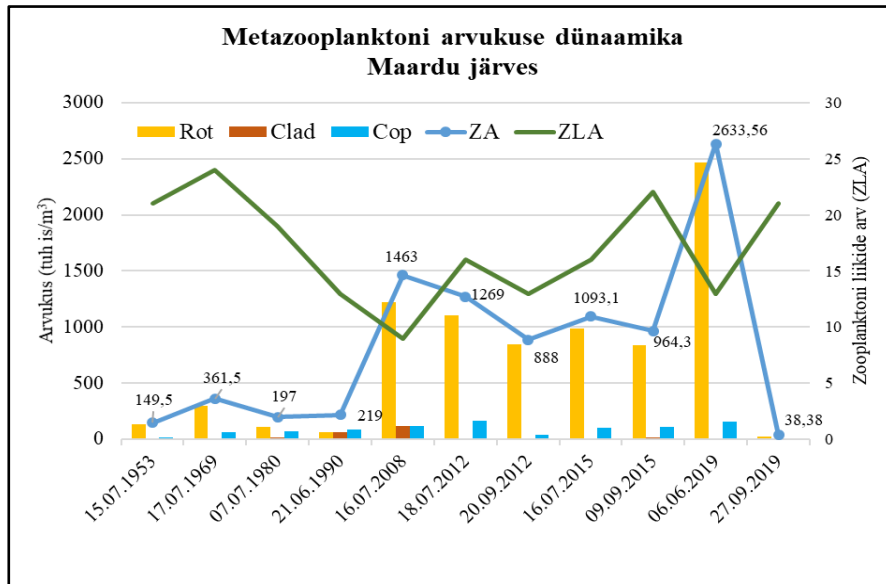


Diagramm 6 Maardu järve metazooplanktoni arvukuse ja liikide arvu dünaamika 1953-2019.

Biomass on olnud suur (1990; 2,5 g/m<sup>3</sup>), järves olid tol korral äärmiselt sobivad tingimused vesikirbuliste jaoks, ent hiljem pole sellist biomassi järves enam registreeritud. Biomass on viimasel kümnendil samuti madal, ületades harva 0,5 g/m<sup>3</sup> piiri (Diagramm 7).

Koosluse vesikirbuliste fauna moodustavad enamasti keskkonnatingimuste suhtes tolerantsed ja/või laia ökovalentsiga liigid, nt *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina coregoni*, *B. longirostris*, *B. l. cornuta*, *Alonella exigua*, *Ceriodaphnia pulchella*,

*Daphnia cucullata* ja *Chydorus sphaericus*. Eelmisel sajandil valdasid nii pelagiaali- kui ka litoraalliidid: *Simocephalus vetulus*, *Eurycerus lamellatus*, *Alona rectangula* ja *Leptodora kindti*. Enamasti esineb koosluses vähearvukalt 2-4 erinevat liiki, mistõttu on ka rühma biomass madal. 1990. a. moodustas vesikirbuliste seas rohkelt biomassi *Simocephalus vetulus*. Viimasel kümnendil pole aga enam *L. kindti*, *S. vetulus* ja *E. lamellatus* tabatud.

Aerjalaliste fauna koosneb enamasti noorjarkudest: vähikvastsetest e naupliustest ja kopepodiitidest, harva leidub täiskasvanud isendeid. See pole ka tänaseks eriti muutunud. Tavaliselt on need laialt levinud aerjalalised: *Mesocyclops leuckarti* ja *Thermocyclops oithonoides*. Rühm on harva arvukas, ent on arvukam kui vesikirbuliste rühm. Biomassi moodustab aerjalaliste rühm vähe, täiskasvanute vähesuse tõttu.

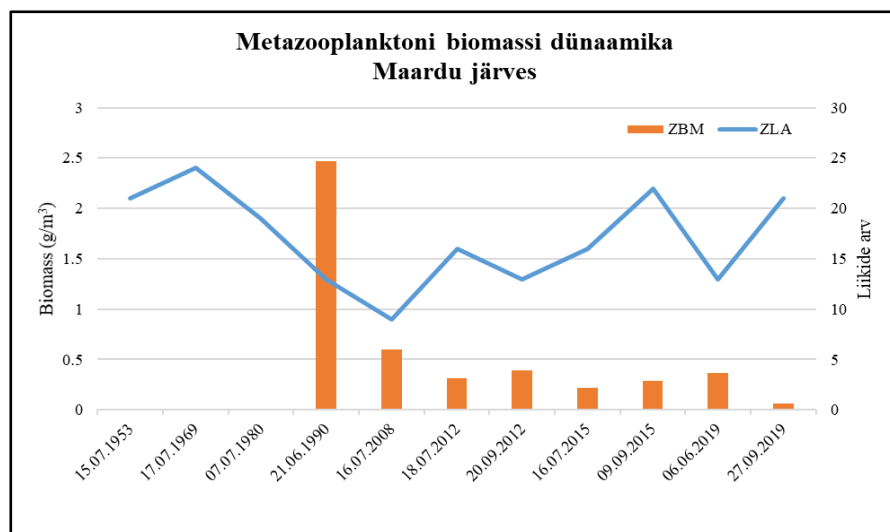


Diagramm 7 Maardu järve metazooplanktoni biomassi ja liikide arvu dünaamika 1953–2019.

Koosluses domineerivad keriloomad – enamasti on arvukus 0,5–1 mln is/m<sup>3</sup>, ent 2019. a. oli keriloomade arvukus pea 2,5 mln is/m<sup>3</sup> (Tabel 20 ja Tabel 22), mis sügiseks oli alanenud pea olematuks. Enamasti on järves arvukad *Polyarthra* perekonna liigid, viimasel kümnendil on neid edestanud laia ökovalentsiga *Keratella cochlearis*. Arvukamaks on muutunud ka kõrgemat troofsust eelistavad liigid: *Anuraeopsis fissa*, *K. c. tecta*, *K. quadrata* ja *Pompholyx sulcata*. Varasemalt arvukas ja liigirikas *Brachionuse* kooslus on vähenenud. Intensiivsete vetikaõitsengute ajal võib koosluses arvukalt olla ka suuremõõtmeline *Asplanchna priodonta*.

Tabel 20 Maardu järve metazooplanktoni üldkarakteristikud. ZLA – liikide arv; ZBM – biomass (g/m<sup>3</sup>); ZA – arvukus (tuh is/m<sup>3</sup>); Clad – kladotseerid e vesikirbulised; Cop – kopepoodid e aerjalalised; Rot – rotatoorid e keriloomad; %BM – osakaal biomassist; %A – osa

Kuupäev	06.06.2019	27.09.2019
ZLA	13	20
ZBM (g/m <sup>3</sup> )	0,365	0,063
ZA (tuh is/m <sup>3</sup> )	2633,55	38,38
Clad %BM	4,85	6,71
Cop %BM	14,24	65,31
Rot %BM	80,91	27,98
Clad %A	0,28	2,38
Cop %A	6,08	23,81
Rot %A	93,65	73,81

Maardu järve metazooplanktoni koosluse parameetrid ja liigiline koosseis viitavad kehvasti funktsioneerivale ökosüsteemile. Troofsusseisundi indeksid peegeldasid igal uurimiskorral eu- või hüpertroofset seisundit (Tabel 22). Koosluses domineerivad

keriloomad, kes on tihti väga kõrge arvukusega. Ent väikesemõõtmeliste liikide suur osakaal tingib ka madala biomassi. Koorikloomade fauna on liigivaene ja vähene ning esinevad peamiselt noorjärkudena, mis võib olla tingitud ebasobivast vee keemilistest ja füüsikalistest parameetritest aga ka kalade kiskurvest. Lisaks viitab koosluse parameetrite suur labiilsus (eriti 2019. a.) ja sagedased vetikaõitsengud samuti ökosüsteemi kehvale toimimisele. Järve metazooplanktoni ökoloogiline seisund on enamasti halb, harvem kesine.

**JÄRVEST IDAS ASUVAS KARJÄÄRIS** on metazooplanktoni arvukus keskmine kuni väga kõrge, biomass madal (0,3 g/m<sup>3</sup>; Tabel 21 ja Tabel 22). Vegetatsiooniperioodi alguses ületas arvukus 1,3 mln is/m<sup>3</sup>, sügiseks oli see märkimisväärselt madalam (238 tuhande is/m<sup>3</sup>). Liigirikkus on tehisveekogu kohta keskmine. Võrdlemiseks varasemad andmed Maardu karjäri kohta puuduvad.

Tabel 21 Maardu karjäri metazooplanktoni üldkarakteristikud.

ZLA – liikide arv; ZBM – biomass (g/m<sup>3</sup>); ZA – arvukus (tuh is/m<sup>3</sup>); Clad – kladotseerid e vesikirbulised; Cop – kopepoodid e aerjalalised; Rot – rotatoorid e keriloomad; %BM – osakaal biomassist; %A –

Kuu-päev	06.06.2019	27.09.2019
ZLA	15	14
ZBM (g/m <sup>3</sup> )	0.323	0.340

ZA (tuh is/m <sup>3</sup> )	1326	238,38
Clad %BM	24,55	14,89
Cop %BM	15,91	73,65
Rot %BM	59,55	11,46
Clad %A	0,38	2,43
Cop %A	1,96	22,78
Rot %A	97,66	74,7

Maardu karjäri koosluses leidub sarnaseid jooni Maardu järve zooplanktoni kooslusega. Arvukuselt ja biomassilt domineerivad keriloomad, peamiselt *Keratella cochlearis*, nagu ka järves. Arvukalt leidub ka eutroofsetele vetele iseloomulikke *K. c. tecta* ja *Brachionus angularis*. Aerjalaliste fauna koosneb peamiselt aerjalaliste kopepodiitsetest arengujärkudest, peamiselt *Mesocyclops leuckarti*, kes oli ka ainuke täiskasvanud aerjalaline karjäri proovis. Vesikirbuliste fauna on vähene, leidub kõrgemat toitelisust eelistavaid liike nagu *Bosmina coregoni*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*, kes on keskkonnatingimuste suhtes võrdlemisi tolerantsed. Üllatav oli võrdlemisi suure vesikirbulise, *Polyphemus pediculus*, (vähearvukas) esinemine vegetatsiooniperioodi alguses. Troofsusseisundi indeksid peegeldasid igal uurimiskorral eu- või hüpertroofset seisundit (Diagramm 8). Kõrge keriloomade osakaalu,

indikaatorliikide ja arvukuse dünaamika tõttu tuleb hinnata ökoloogiline seisund kesiseks.

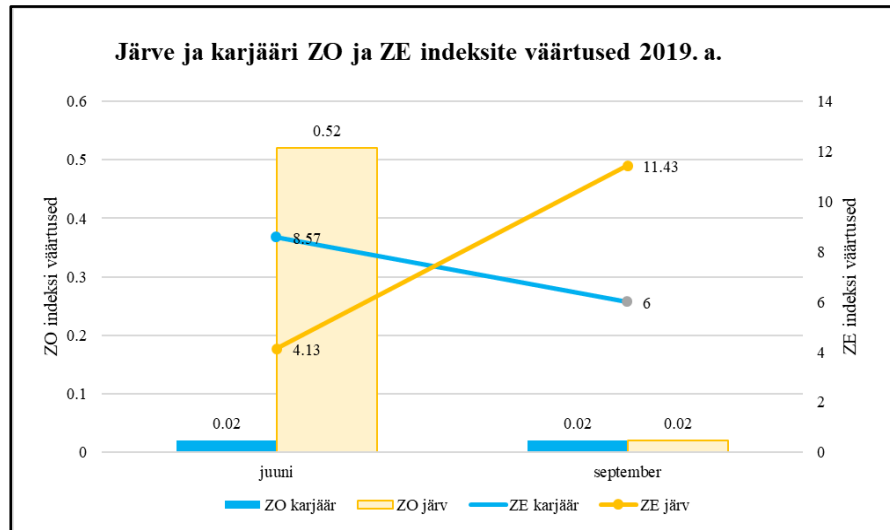


Diagramm 8 Zooplanktoni troofsusseisundi indeksite tulemused 2019. a. Maardu karjäaris ja järves.

**Nii järve kui ka karjäari zooplanktoni kooslustes prevalveerivad kõrgemat toitelisust eelistavad liigid, mistõttu ei pea mõistlikuks ega ka sobivaks karjäärivee kasutamist järve veemahu suurendamiseks.**



Tabel 22 Loendusproovidest tabatud metazooplanktoni liigid ja nende osakaal arvukusest Maardu järves ja karjääris 06.06.19. a. ja 27.09.19. a.

Leg.: R. Laarmaa		MAARDU KARJÄÄR		MAARDU JÄRV	
		06.06.2019	27.09.2019	06.06.2019	27.09.2019
Det.: R. Laarmaa		%A	%A	%A	%A
<b>Vesikirbulised (Cladocera)</b>		%A	%A	%A	%A
<i>Alona costata</i>	G.O. Sars, 1862				1.59
<i>Bosmina coregoni</i>	Baird, 1857	0.15	0.24		
<i>Bosmina longirostris</i>	(O. F. Müller, 1785)			0.28	
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	Sars, 1862	0.08	1.95		
<i>Chydorus sphaericus</i>	(O.F. Müller, 1776)	0.08			
<i>Daphnia cucullata</i>	G.O. Sars, 1862		0.24		
<i>Polyphemus pediculus</i>	(Linnaeus, 1758)	0.08			
Cladocera juv.					0.79

Aerjalised (Copepoda)	MAARDU KARJÄÄR		MAARDU JÄRV	
	06.06.2019	27.09.2019	06.06.2019	27.09.2019
	vähikvastsed (naupliused)	0.38	7.06	5.99
sõudikuliste kopepodiidid	1.43	9.49	0.09	7.93
<i>Cyclops bohater</i>	Kozminski, 1933	0.49		
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	(Claus, 1857)	0.15		
<i>Thermocyclops crassus</i>	(Fischer, 1853)		5.11	2.38
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	(Sars G.O., 1863)		0.73	1.59

Keriloomad (Rotifera)	MAARDU KARJÄÄR		MAARDU JÄRV	
	06.06.2019	27.09.2019	06.06.2019	27.09.2019
	<i>Anuraeopsis fissa</i>	(Gosse, 1851)		
<i>Asplanchna priodonta</i>	Gosse, 1850		0.09	1.59
<i>Brachionus angularis</i>	Gosse, 1851	1.73		0.79
<i>Colurella colurus</i>	(Ehrenberg, 1830)		0.09	3.97

Keriloomad (Rotifera)		MAARDU KARJÄÄR		MAARDU JÄRV	
		06.06.2019	27.09.2019	06.06.2019	27.09.2019
<i>Colurella uncinata</i>	(Müller, 1773)			0.09	0.79
<i>Filinia longiseta</i>	(Ehrenberg, 1834)	0.08			
<i>Kellicottia longispina</i>	(Kellicott, 1879)	0.08			
<i>Keratella cochlearis</i> typ.	(Gosse, 1851)	83.79	18.25	75.60	32.54
<i>Keratella cochlearis tecta</i>	(Gosse, 1851)	9.58	0.73	13.72	1.59
<i>Keratella quadrata</i>	(Müller, 1786)	0.60	9.98	0.92	0.79
<i>Lecane (M.) closterocerca</i>	(Schmarda, 1859)				0.79
<i>Lecane (M.) cornuta</i>	(Müller, 1786)			1.29	
<i>Lecane (M.) lunaris</i>	(Ehrenberg, 1832)		0.97		2.38
<i>Lecane (s.str.) flexilis</i>	(Gosse, 1886)			0.09	
<i>Lepadella (s.str.) ovalis</i>	(Müller, 1786)			0.09	6.35
<i>Mytilina mucronata</i>	(Müller, 1773)				0.79
<i>Polyarthra remata</i>	Skorikov, 1896	0.30	41.61	0.28	2.38

Keriloomad (Rotifera)		MAARDU KARJÄÄR		MAARDU JÄRV	
		06.06.2019	27.09.2019	06.06.2019	27.09.2019
<i>Polyarthra vulgaris</i>	Carlin, 1943	0.45	2.43		1.59
<i>Pompholyx sulcata</i>	Hudson, 1885	0.75	0.49		
<i>Squatinella rostrum</i>					0.79
<i>Synchaeta</i> sp.		0.30	0.24	1.38	0.79



#### 5.1.4 Järve makrofüüdid

Võimalikes sette eemaldamise punktides domineerib peamiselt veesisene suurtaimestik ning põhja katavad praktiliselt ühtlase kihina mändvetiktaimed (*Charophyta*). Sette proovipunktide 1 ja 3 kaldaalad (Kaart 16) on aga kaetud ühtlaselt hariliku pillirooga (*Phragmites australis*), mille vahel leidub vähesel määral teisi kaldaveetaimi (vt Tabel 23).

Järve kaguosas asuva 1. sette eemaldamise punkti taimestik (Kaart 16) on küllaltki ühekülgne, lisaks eelpool mainitud mändvetiktaimedele leidub siin veidi ohtramalt ka tähk-vesikuuske (*Myriophyllum spicatum*), mis levib enam-vähem ühtlase vööndina roostiku servas, koos niitrohevetikatega, mis moodustavad pealiskasvu kogu veesisesele taimestikule. Lisaks leidis antud piirkonnas ohtramalt ka vesi-kirburohtu (*Polygonum amphibium*), mis ulatus roostiku servast u paarikümne meetri kaugusele avavette ebaühtlaste kogumikena.

Järve põhjaosas asuva 2. sette eemaldamise punkti taimestikku iseloomustab esmalt tiheda roostiku puudumine järve kaldaosas ranna-ala ning teetammi piirkondades. Siin levivad veesiseses taimestikus lisaks mändvetiktaimedele ohtramalt kamm-penikeel (*Potamogeton pectinatus*) ja kaelus-penikeel (*Potamogeton perfoliatus*) ning vähesel määral ka kanada vesikatk (*Elodea canadensis*) ja räni-kardhein (*Ceratophyllum demersum*). Maanteetammi poolses osas ning sealt edasi ida poole liikudes, levib

mändvetiktaimede asemel ohtramalt ristlemmel (*Lemna trisulca*) ning leidub ka üksikuid vesi-kirburohu kogumikke.

Järve loodeosas asuva 3. sette eemaldamise punkti taimestik on sarnane 1. punkti omale – veesiseses taimestikus domineerivad jällegi mändvetiktaimed, mis kogu järvepõhja ühtlaselt katavad, puuduvad üksnes massilised niitrohevetikad, kuid vähest pealiskasvu võib siin seal siiski märgata. Sarnaselt 1. punktile on ka siin kaldaveetaimestikus domineerimas harilik pilliroog. Ujulehtedega taimestik puudub. Veesiseses taimestikus leidub vähesel määral ka räni-kardheina, kaelus-penikeelt ning tähk-vesikuuske.

Hinnates Maardu järve ökoloogilist seisundit suurtaimede näitajate alusel oli see (sarnaselt eelmistele uurimiskordadele) kesine (Tabel 24).

2008. a. tehtud väikejärvede seires (Väikejärvede..., 2008) tehtud suurtaimede vaatluste kohta Maardu järves on kirjutanud K. Karus ja T. Feldmann: „Võrreldes varasemate uurimiskordadega on järve taimestik pidevalt muutunud pidevate veetaseme ning veerežiimi muutuste tagajärjel ning sellest tuleneva hüdrokeemiliste näitajate muutumisega.

1950. aastate algul, kui veekogu oli praegusest rohkem kui poole võrra väiksem, domineerisid järves, sarnaselt tänasele, veesisesed taimed (tähk-vesikuusk, kanada vesikatk) ning kaldaveetaimed (lisaks pilliroole ka konnaosi (*Equisetum fluviatile*), järvkaisel (*Schoenoplectus lacustris*) ja ahtalehine hundinui (*Typha latifolia*). Ujulehtedega taimestik praktiliselt puudus.

Pärast veetaseme tõstmist 1950. aastate keskel, muutus seeläbi ka Maardu järve taimestik. Värskest üleujutatud aladel domineeris 1971. aastani peamiselt kaldaveetaimestik. Kaldalähedastes madalama veega piirkondades domineeris ujulehtedega taimestik – põhiliselt vesi-kirburohi, kohati lisaks ka ujuv penikeel (*Potamogeton natans*). Küll aga leidis ohtralt ristlemmelt - vees lahustunud rohkete toitesoolade indikaatorit. Maksimaalse ulatuse ja liigirikuse saavutas Maardu järve suurtaimestik 1980. aastaks, hõivates praktiliselt kogu järve (27 liiki, neist 14 veesisest). Märkimist väärib toite- ja mineraalainete suhtes nõudliku veesisese taime – kardheina – plahvatuslik areng (1971. a. ega varem teda ei mainitagi, 1983. aastaks oli ta möödunud juba senisest dominandist – tähkjast vesikuusest). Esile kerkinud oli ka kamm-penikeel ning järve ilmus massiliselt niitrohevetikaid. Muutuste põhjal otsustades oli vahepeal toimunud hüpe eutroofsest staadiumist hüpertroofsesse.

1990. aastaks olid need tendentsid veelgi süvenenud, veekogu üldine seisund aga hakanud jõudma suurtaimestikule ebasoodsasse faasi. Seda näitas veesisese taimestiku sügavuspiiri vähenemine (järve sügavaim piirkond oli jäänud seetõttu taimedeta), liigiline vaesumine jms. Põhijoontes vastasid vööndite proportsioon ja liigiline koosseis 1980. aastale.

2008. aastaks olid ka sügavamad alad jällegi määndvetikatega kattunud. Väga suur määndvetikate ohtrus ei pruugi aga alati olla hea näitaja, sest nad taluvad hästi vee kõrget lämmastikusisaldust. Kuid kardheina asendumine määndvetikatega on siiski pigem seisundi

paranemise tunnus, sest see peaks näitama vee fosforisisalduse vähenemist.“

Tabel 23 Maardu järve suurtaimed ja nende ohtrus 1953-2019.

Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
Kaldaveetaimestiku levikusügavus (m)	0,8					1,1			1,0
Ujulehtedega taimestiku levikusügavus (m)									1,1
Veesisese taimestiku levikusügavus (m)	1,2				1,2				1,3
Kaldaveetaimed									
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi				2					1
<i>Alopecurus, aequalis</i> , Sobol. - ruuge rebasesaba				x					
<i>Bidens tripartita</i> L. - kolmisruse							x		
<i>Butomus umbellatus</i> L. - harilik luigelill				2					
<i>Carex pseudocyperus</i> L. - kraavtarn						1	x	x	1
<i>Carex</i> sp. - tarn	x			3					
<i>Carex</i> spp. - tarnad							1	1	1
<i>Cicuta virosa</i> L. - mürkputk				2		1	1	1	1
<i>Comarum palustre</i> L. - soopihl				x					
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult. - sooalss	x			2		1	1	1	1

Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
Eleocharis sp. - alss		x	2						
Equisetum fluviatile L. em Ehrh. - konnaosi	3			3					
Epilobium hirsutum L. - karvane pajulill						x	1	1	1
Galium palustre subsp. elongatum (C.Presl) Lange - pikk madar							x		
Hippuris vulgaris L. - harilik kuuskhein				2					
Juncus gerardii Loisel. - tuderluga						1			
Lycopus europaeus L. - harilik parkhein				x		2	1	1	1
Lysimachia thyrsoflora L. - ussilill				x		x	1	1	1
L. vulgaris L. - harilik metsvits							1	1	1
Lythrum salicaria L. - harilik kukesaba			1	x		1	1	1	1
Mentha x verticillata L. - männasmünt							x	1	1
Menyanthes trifoliata L. - ubaleht				x					
Myosotis scorpioides L. - soo-lõosilm				x					
Oenanthe aquatica (L.) Poir. - harilik vesiputk		x		x			x		

Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog				x		1	1	1	1
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog	4	x	4	4	3	5	4	5	5
<i>Potentilla anserina</i> L. - hanijalg						x			
<i>Ranunculus sceleratus</i> L. - mürktulikas				x					
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Bess. - vesikeress						x	2		
<i>R. palustris</i> (L.) Besser - sookerss						x			
<i>Rumex aquaticus</i> L. - vesioblikas				x					
<i>R. crispus</i> L. - kärnoblikas						1			
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla - järvkaisel	3	x	2	3	2		x		1
<i>Scutellaria galericulata</i> L. - harilik tihashain						x	x		1
<i>Solanum dulcamara</i> L. - harilik maavits				x		1	1		1
<i>Sparganium erectum</i> subsp. <i>microcarpum</i> (Neuman) Domin. - väikeseviljane jõgitakjas	2	x		2					
<i>Stellaria aquatica</i> (L.) Scop. - vesitähthein						x	x		
<i>Typha angustifolia</i> L. - ahtalehine hundinui	3			2		x	x		



Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
Typha latifolia L. - laialehine hundinui	1		2	3	3	1	1		1
Ujulehtedega ja ujutaimed									
Polygonum amphibium L. - vesi-kirburohi		x	4	4	2	3	2	3	2
Potamogeton natans L. - ujuv penikeel				3					
Sparganium emersum Rehmman - liht-jõgitakjas	1								
Sparganium sp. - jõgitakjad			1						
Lemna minor L. - väike lemmel				2			3	2	2
L. trisulca L. - ristlemmel	x	x	5	2		4	5	5	4
Spirodela polyrrhiza (L.) Schleid. - vesilääts	1			2					
Veesisesed taimed									
Chara aspera Deth. ex Willd. - kare mändvetikas						x			
Ch. contraria A. Br. - näsa-mändvetikas							x		
Ch. rudis A. Br. - krobe mändvetikas						x	x		1
Ch. tomentosa L. - ruuge mändvetikas						x	x	x	1

Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
Chara sp. - mändvetikas			2	2	3				
Chara spp. - mändvetikad						5	5	5	5
Ceratophyllum demersum L. - räni-kardhein				5	5	4	3	2	2
Elodea canadensis Michx. - kanada vesikatk	3		2	1			2	2	2
Myriophyllum spicatum L. - tähk-vesikuusk	4			4	4		2	3	2
Myriophyllum sp. - vesikuusk			1			4			
Najas marina L. subsp. intermedia (Wolfg. Ex Gorski) Casper - vahelmine näkirohi							x	1	
Potamogeton crispus L. - kähar penikeel			1	2	1				
P. friesii Rupr. - ogaterav penikeel		x		2		2	1		
P. pectinatus L. - kamm-penikeel			2	4	4	4	4	3	3
P. perfoliatus L. - kaelus-penikeel				3	2	3	2	2	2
P. praelongus Wulfen - pikk penikeel	2	x	4						
P. pusillus L. - väike penikeel	1								
Ranunculus circinatus Sibth. - sõõr-särjesilm				3	2	3			

Liik/uurimisaasta	1953	1970*	1971	1980	1990	2008	2012	2015	2019
Stratiotes aloides L. - vesikarikas				4					
Zannichellia palustris L. - harilik hanehein				1	1				
Fontinalis antipyretica Hedw. - harilik vesisammal				2					
Niitjad vetikad						3	4	4	3

Tabel 24 Maardu järve suurtaimede ökoloogilise seisundi hinnang viimaste uurimisaastate andmeil järvede II tüübi järgi

	2008	2012	2015	2019
Tähtsamad taksonid ohtruse järjekorras/ (EQR)	Char, Cer=Pot=Myr, Ran: II/III (0,7/0,5)	Char=Lem, Pot:III (0,5)	Char=Lem,Pot=Myr:II/III (0,7/0,5)	Char=Lem,Pot=Myr:III (0,5)
Kaelus- või läik-penikeele ohtrus/(EQR)	3: II (0,7)	2:II (0,7)	2:II (0,7)	2:II (0,7)
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus/(EQR)	5: II (0,7)	5:II (0,7)	5:II (0,7)	5:II (0,7)
Kardheina või ujutaimede ohtrus/(EQR)	4: IV (0)	5:IV (0)	5:IV (0)	5:IV (0)
Suurte niitrohevetikate rohkus/(EQR)	3: IV (0)	4:IV (0)	4:IV (0)	3:IV (0)

	<b>2008</b>	<b>2012</b>	<b>2015</b>	<b>2019</b>
Koondhinnang	III: kesine	III:kesine	III:kesine	III:kesine
EQR koondhinnang	0,54/0,5	0,5	0,54/0,5	0,5

### 5.1.5 Järve suurselgrootud

MESH järgi olid mõlemad proovialad iseloomulikud mudastele või liivastele, mitte kivistele seisuvetele. Et kivisel põhjakaldal oleks võinud eeldada palju voolulembesemaid taksoneid, siis võib see näidata, et selles piirkonnas toimis veel muid mõjureid, mis voolulembestel loomadel seal elada takistasid. Järve idakaldal domineerisid ühepäevikulise, tiigipäeviku (*Cloeon dipterum*, 53%) vastsed, põhjakaldal vesikakand (*Asellus aquaticus*, 44%). Tabelis (Tabel 25) on iseloomustatud uuritud kohtade seisundit suurselgrootute põhjal.

*Tabel 25 Seisund suurselgrootute järgi. Väga hea seisund – sinine, hea seisund – roheline, kesine seisund – kollane, halb seisund – oranž. T – üldine taksonirikkus, H' – Shannoni taksonierisus, ASPT – taksoni keskmine tundlikkus, EPT – Ephemeroptera, Plecoptera*

Koht	T	H'	ASPT	EPT	MMQ	MESH
Idakallas	21	2,02	5,06	8	13	0,85
Põhjakallas	18	2,27	5,08	4	8	0,93

Koondseisund suurselgrootute järgi oli mõlemas kohas kesine. Idakalda prooviala oli siiski lähedasem heale ning põhjakalda oma halvale seisundile. Taksonirikkus oli mõlemas kohas madal. Põhjakallas oli elupaigana füüsiliselt palju paremate eeldustega, mis aga ei kajastunud ei taksoni keskmises tundlikkuses ega tundlike

taksonite rikkuses. Taksoni keskmine tundlikkus oli sama kõrge kui mudasel ja taimerikkal idakaldal. Kivisel põhjal oleks see hea seisundi tingimustes pidanud olema kõrgem. Eriti vähe oli põhjakaldal tundlikke putukataksoneid (EPT), mis kokkuvõttes ei lubanud selles kohas paremat seisundit kui kesine.

Varem on Maardu järve seisundit suurselgrootute järgi hinnatud ainult põhjakaldal. 2008. ja 2012. a oli see hea, 2015. a kesine nagu ka 2019. a. Arvestades tugevaid inim mõjusid järve valgla ning järve pooltehislikku olemust, pole kesises seisundis midagi imelikku.

### 5.1.6 Hüdromorfoloogia

Põhja-Eestis Harjumaal asuv Maardu järv (161,8 ha) on suur ja madal järv, mille kaldajoone pikkus on 5876 m ja kallas on vähe liigestatud (keerukus 1,3). Proovikohtade asukohad on toodud kaardil (Kaart 1) ja seisundi koondhinnang tabelis (Tabel 26).





*Kaart 18 Hüdromorfoloogilise seisundi hindamiseks valitud proovikohad Maardu järvel (Google Earth kaardirakendus). Vaatlusi tehti kümnes proovikohas (P1-P10) 27.09.2019. a.*

Veevahetus on EELISE andmetel nõrk ja toimub ühe korra aastas. Järve toovad vett üksikud kraavid (suurim Hiimetsa kraav) ja järvest voolab välja Kroodi oja (Foto 14), mis suubub Ihasalu lahte. Veetase hüdromorfoloogilise seire ajal oli madal ja järvest väljavool puudus. Hüdrololoogilise seisundi hinnang oli kesine, kuna pool vegetatsiooniperioodist puudus järves läbivool ja veetase jäi päev-päeva haaval madalamaks (sissevooludes, kus vett vähesel määral leidis, vesi seisis ja järves oli veetase nõndavõrd madal, et väljavool puudus; vt ka peatükk 3.5 Vooluhulgad).



*Foto 14 Maardu järve väljavoolu asukoht ja HÜMO proovipunkt P1 üldvaade (Foto: Ingmar Ott).*

Järve kaldavööndi seisund oli hea, enamjaolt on kaldavöönd looduslik. Kalda-ala on peamiselt liivane-kruusane, kohati kiviklibune ja selle seisund oli väga hea (Foto 15). Vähesel määral leidub turbast substraati lõuna- ja idasopis. Litoraali seisund oli hea, substraat on liiva-kruusane, kohati ka veidi turbane.



Foto 15 Maardu järve põhjakalda litoraali põhjasubstraadiks on kivid, kruus ja vähesel määral ka liiv (Foto: Katrin Saar).

Kallastel leidub piirkonniti majapidamisi ja üksikuid muid ehitisi (nt purdeid, saunu jm; Foto 16) ning need paiknevad kagu-, põhja- ja loodeosas. Ujumiskohad tuvastati järve põhjaosas, kus on ka ametlik rand, aga ka lõunaotsa oli kohandatud ujumiseks sobiv ala (P7). Inimmõju Maardu järvele on põhjalikumalt kirjeldatud peatükis 4 „Kaardistatud valgala objektid ja piirkonnad“. Enamiku järve ümbrusest katab võsa (peamiselt paju) ning on igati looduslik. Maardu järve hüdro-morfoloogilise seisundi koondhinnang oli 2019. aastal hea.

Tabel 26 Maardu järve hüdro-morfoloogilise seisundi hinnang kvaliteedielementide ja proovipunktide kaupa 2019. a.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Summa	Hinnang
<b>Hüdroloogia</b>	3	2	2	2	2	2	3	2	2	3	23	3
<b>Kaldavöönd</b>	3	2	2	2	1	1	3	2	1	2	19	2
<b>Kaldaala</b>	2	2	1	1	1	1	2	1	1	2	14	1
<b>Litoraal</b>	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	22	2
<b>Inimmõju</b>	3	3	1	1	1	1	3	1	1	1	16	2
<b>Järve seisundi hinnang:</b>												<b>hea</b>



Foto 16 Maardu põhjakalda üldvaade (Foto: Ingmar Ott).

### 5.1.7 Sisekoormus

Maardu järve kuivainesisaldus oli madal ja varieerus 10-18 % sette määrgkaalust (Diagramm 9 – Diagramm 11). Kuivaine sisaldus varieerus kõikides proovipunktides settes vähe. Need tulemused sarnanevad A. Heinsalu (1996) uuringu tulemustele, kus sette veesisaldus oli ligikaudu 90 % ning kuivaine sisaldus seega 10 % ringis.

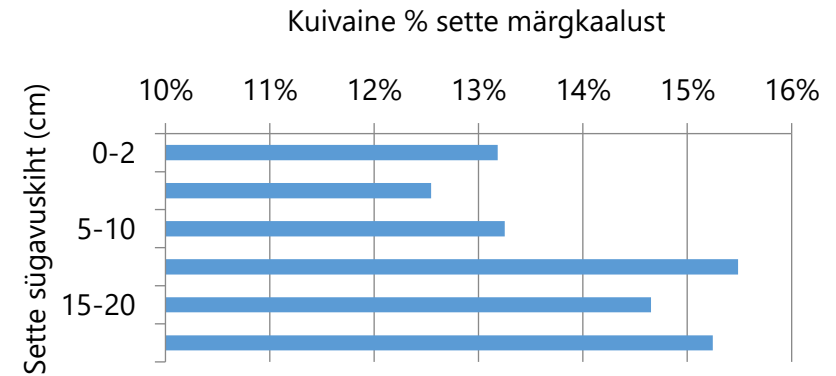


Diagramm 9 Maardu järve P1 settekihi kuivaine sisaldused (% määrgkaalust).

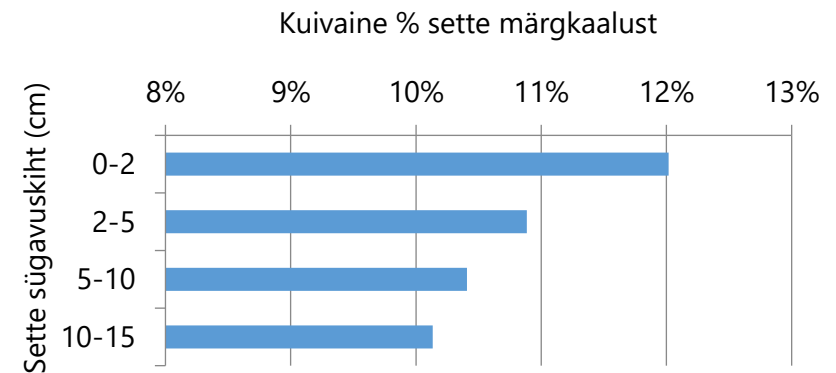


Diagramm 10 Maardu järve P2 settekihi kuivaine sisaldused (% määrgkaalust).

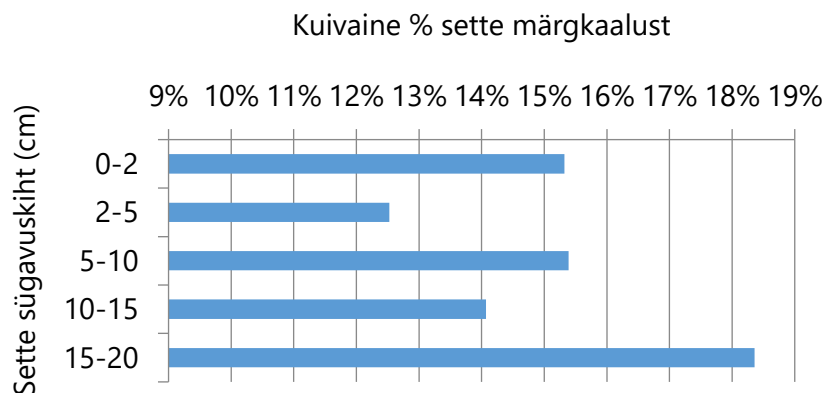


Diagramm 11 Maardu järve P3 settekihi kuivaine sisaldused (% märgkaalust).

Sette kuivaine jaguneb veel omakorda orgaaniliseks, karbonaatseks ja terrigeenseks osaks (Diagramm 12 – Diagramm 14). Maardu järvesette kuivaine koosnes suurimal määral orgaanilisest ainest, mis moodustas 28-61 % kuivaine sisaldusest. Kõrge orgaanilise aine sisaldus põhjuseks võib olla suur primaarproduksioon. Terrigeense aine sisaldus oli ühtlane kõigis proovipunktides (26-36 %) ja ei muutunud oluliselt sügavuse suurenedes. Kaltsiumkarbonaatide sisaldus varieerus proovipunktides 9-42 % kuivaine sisaldusest. Proovipunktis nr 1 (Kaart 18) karbonaatide sisaldus suurenes sügavuse suurenedes. Teistes punktides vastupidi vähenes.

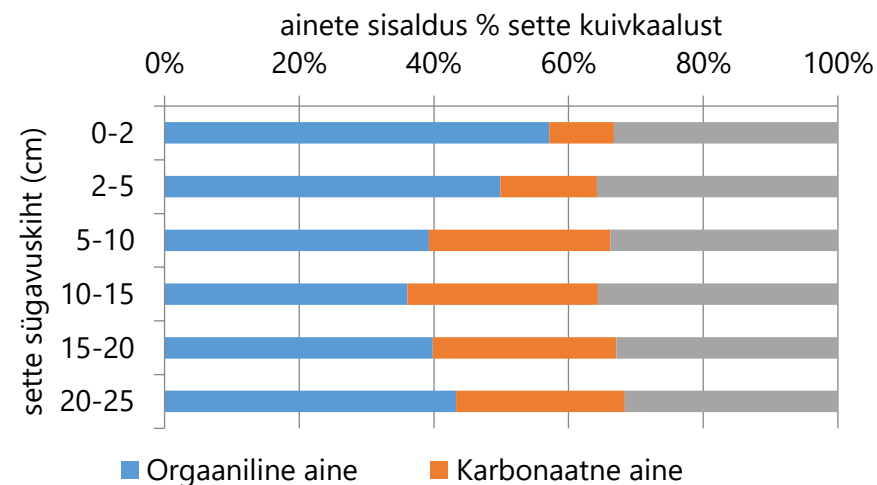


Diagramm 12 Maardu järvesette kuivaine koostis (P1).

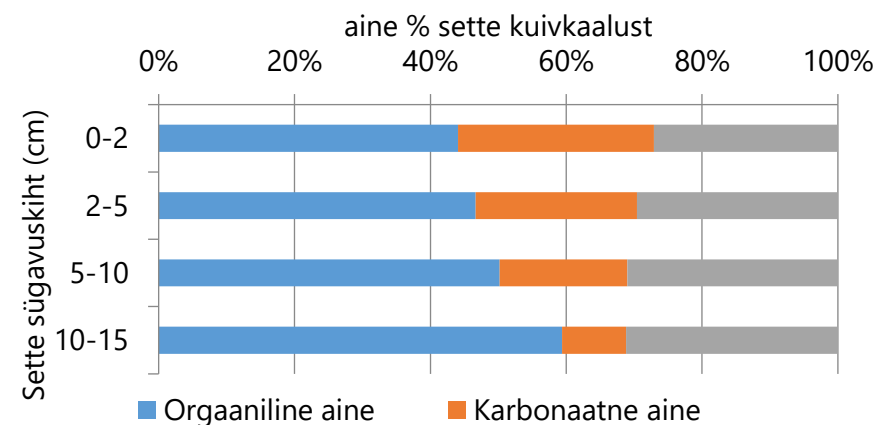


Diagramm 13 Maardu järvesette kuivaine koostis P2.

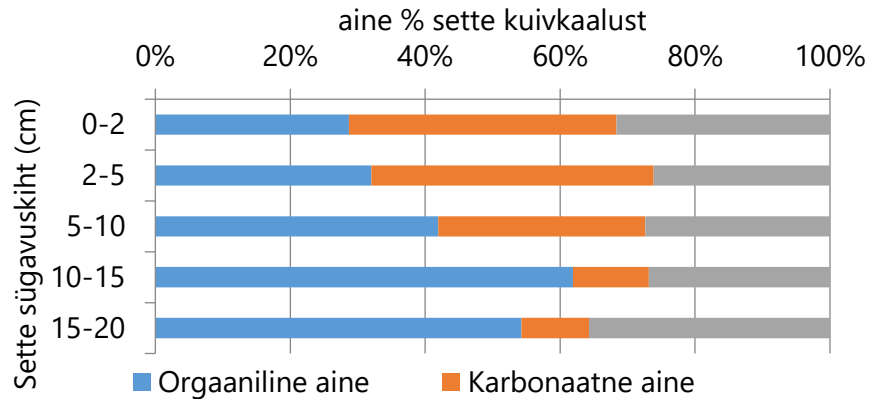


Diagramm 14 Maardu järvesette kuivaine koostis P3.

**Fosforivormid settes.** Veekogu setetes esineb fosfor erinevate keemiliste vormide ehk fraktsioonidena. Olenevalt veekogus esinevatest keskkonnatingimustest, on osad nendest fosforivormidest kergesti settest vabanevad ning taimedele ja fütoplanktonile kättesaadavad. Mõned antud vormidest on inertsed ning ei osale veekogu fosforiringes, vaid talletuvad settesse. Seega, kui on teada fosforivormide jaotust settest, on võimalik ka paremini mõista veekogu fosforiringe eripära.

Maardu järve fosforivormide summa pindmises settekihis oli **P1** 1390 µg P/g KA, **P2** 1839 µg P/g KA ja **P3** 6049 µg P/g KA (Diagramm 15-Diagramm 17). Ka A. Heinsalu (1996) sai oma uuringutes sarnaselt kõrged tulemused. Tema uuringute järgi esines pindmises settekihis P sisaldus kuni 6700 µg P/g KA.

Võrreldes teiste Eesti järvedega on Maardu sette pindmise kihi fosforisisaldus sarnane keskmise kuni suure sekundaarreostusega

järvedele. Proovipunktis nr 3. on P sisaldused teistest järvedest oluliselt kõrgemad. Näiteks Harku järve P sisaldus sette pindmises kihis on 2300 µg P/g KA ja Ruusmäe järves 5200 µg P/g KA (Kisand, 2008). Lahepera järves varieerub P sisaldus 1452- 2047 µg P/g KA (Limnoloogiliste..., 2015). Samas on Maardu järve proovipunkti nr 1. ja 2. pindmise settekihi fosforisisaldused sarnased näiteks Kahala järvele (1136-1563 µg P/g KA; Limnoloogilised..., 2014), Saadjärvele (1000 µg P/g KA) või Viljandi järvele (1270 µg P/g KA).

Jääk-P, alumiinium- ja kaltsiumühenditega seotud fosforivorme peetakse võrdlemisi inertseks ja arvatakse, et need ei osale veekogu fosforiringes. Inertsed fosforifraktsioonid moodustasid 79-93 % ehk peamise osa sette fosforisisaldusest.

Suurima osa fosforist sette pindmises kihis oli seotud karbonaatsete ühenditega (71-89 %) ning need kontsentratsioonid on võrreldes teiste Eesti järvedega märkimisväärselt kõrged. Tõenäoliselt on nii kõrged P sisaldused tingitud lähedal asuvate kaevanduste mõjust. Samas karbonaatse aine protsent kuivaines ei olnud väga kõrge.

Jääk-P sisaldused varieerusid 3,5-12 % sette pindmise kihi P sisaldusest. Jääk-P moodustavad peamiselt raskesti lagunevad orgaanilised ühendid.

Alumiiniumühenditega seotud fosfori osakaal jäi settes tagasihoidlikuks ja varieerus erinevates proovipunktides 2-5,5 %. Proovipunktides nr. 1 fraktsiooni sisaldus sügavuse suurenedes vähenes ning punktis nr 3. ja nr 4. vastupidiselt suurenes. Alumiiniumühenditega seotud fosfor võib olla potentsiaalselt



vabanev sobivate keskkonnatingimuste juures, kuid seda peetakse vastupidavamaks fraktsiooniks, kui rauaühenditega seotud fosforivormi.

Mobiilsed fosfori vormid moodustasid 7-21 % pindmise settekihi fosforisisaldusest. Labiilne fosfor moodustas ainult ligikaudu 1 % fosforifraktsioonide summast. Labiilne fosforifraktsioon sisaldab poorivees lahustunud või nõrgalt setteosakestega seotud fosforit. Antud fraktsiooni sisaldus järvesettes on väga oluline, sest tegemist on kergesti settest vette vabaneva fraktsiooniga, mis on suurtaimedele ja fütoplanktonile kättesaadav. Selle vabanemist mõjutavad erinevad tegurid, kuid madalates järvedes nagu Maardu on suurim mõju resuspenisoonil, mille tõttu suureneb lahustunud ühendite kandumine veesambasse.

Rauaühenditega seotud fosfori hulk oli väga madal ja moodustas ainult 1-2 % erinevates proovipunktides. Fe-P fraktsioon sõltub järves olevatest hapniku tingimustest ning on potentsiaalselt vabanev. Madalad järved on tavaliselt hapnikurikkad ning seega on fosfor seotud raud (III) oksiidi osakestega. Samas, kuigi sette pindmine kiht on aeroobne, võib fosfor difundeeruda sügavamatest anaeroobsetest settekihtidest järvevette. Samuti võib vabaneda rauaga seotud fosfor talvel, kui järv on ummuksil või suvel, kui tihe suutaimestik kasutab ära öö jooksul järvevees oleva hapniku.

Orgaanilise ainega seotud P moodustas pindmises settekihis 3-13 % fosforivormide summast. Orgaanilise ainega seotud fosfor vabaneb selle bakteriaalse lagundamise tagajärjel fosfaatses vormis sette poorivette ning võib sealt kanduda veesambasse. Lisaks võib

bakterite enda elutegevuse tõttu muutuda keskkonnatingimused settes (nt. hapniku olemasolu, pH, rauaühendite vm. sisaldus), mis soodustavad fosfori vabanemist veelgi.

**Inkubatsioonikatse.** Sette roll veekogu fosforiringes oleneb sellest, kas fosfor seotakse settesse või vabaneb vette. Setteosakeste vahele jääb poorivesi, milles lahustunud fosforihulk on võrreldes sette üldfosforisisaldusega väike (tavaliselt alla 1%). Sellegipoolest ületab poorivees lahustunud fosfori hulk kordades (sageli 5 kuni 20 kordselt) sette kohal oleva vee fosforisisaldust. Seega tekib sette ja vee piirpinnal fosforisisalduste erinevuse tõttu kontsentratsioonigradient, mis põhjustab lahustunud fosfori kandumist pooriveest veesambasse (Boström *et al.*, 1982). Juba osalinegi lahustunud fosfori kandumine järve vette võib oluliselt tõsta selle fosforikontsentratsiooni (Søndergaard *et al.*, 2003).

Katse käigus uuriti järve sissevoolu ja väljavoolu lähedalt kogutud setteproovidest vabanevaid ainevoogusid. Katse käigus selgus, et 151 päevase inkubatsiooniperioodi jooksul vabanes kogutud proovides 31,8 mg P m<sup>-2</sup> ja 0,21 mg P m<sup>-2</sup> p<sup>-1</sup>.

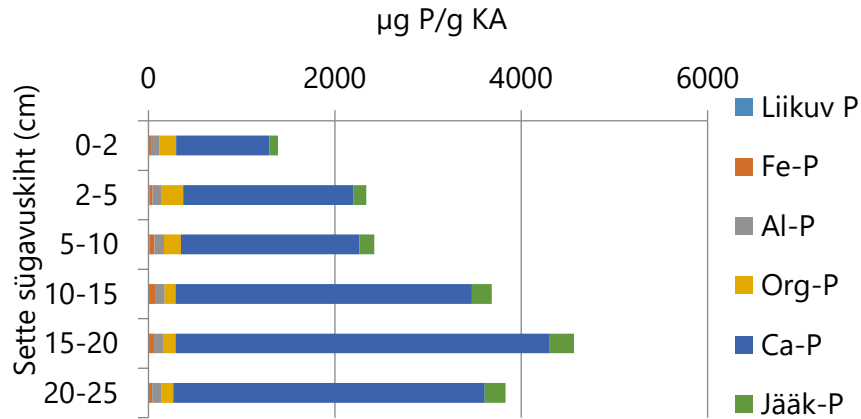


Diagramm 15 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P1 sette kuivaines (KA).

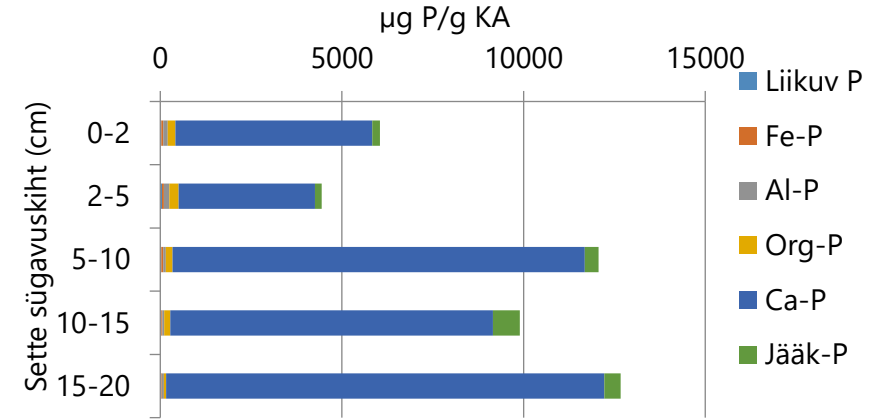


Diagramm 17 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P3 sette kuivaines (KA).

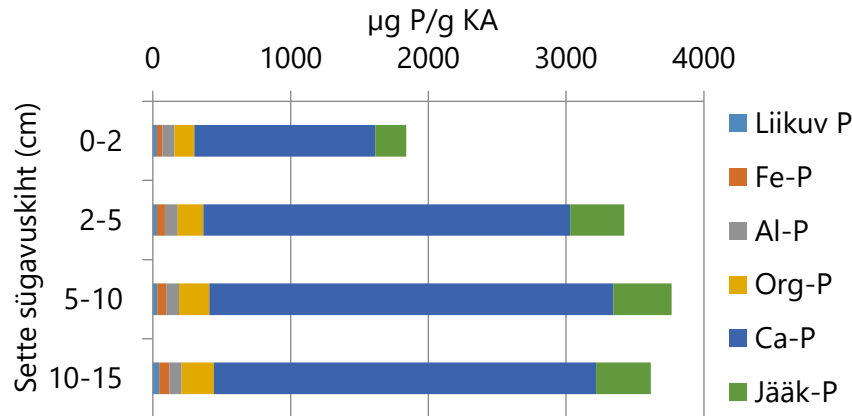


Diagramm 16 Fosforifraktsioonide jaotus Maardu järve P2 sette kuivaines (KA).

### 5.1.8 Järve sanitaarmikrobioloogiline seisund

Maardu järve mikrobioloogilist seisundit uuriti juulis 2019. Proovid heterotroofsete bakterite arvukuse hindamiseks võeti kolmest proovipunktist nii veest kui ka sette ülemisest 10 cm kihist. Heterotroofsete bakterite arvukus oli vees 1. proovipunktis 5,3 miljonit rakku/ml, 2. proovipunktis 5.6 miljonit rakku/ml ja 3. proovipunktis 5,9 miljonit rakku/ml. Järve seisund on heterotroofsete veebakterite üldarvu alusel hea (Tabel 17.). Võrreldes varasemate aastatega oli 2019. aastal Maardu järves heterotroofsete veebakterite üldarv suurenenud. 1970. aastate lõpus oli baktereid keskmiselt 2,9 miljonit rakku/ml ja 1980ndatel rohkem, 4,0 miljonit rakku/ml. 1990ndatel oli heterotroofsete bakterite arvukus uuritud perioodi

madalaim – 1,9 miljonit rakku/ml ja järve seisund mikrobioloogiliste näitajate alusel sel perioodil väga hea.

Settebakterite arvukus oli madalaim 1. proovipunktis  $0,2 \times 10^8$  rakku/g sette kuivkaalu kohta, 2. ja 3. proovipunktis oli vastavalt  $4,2$  ja  $6,8 \times 10^8$  rakku/g sette kuivkaalu kohta. Proovipunktis 3 leiti ka suurimad potentsiaalselt settest veesambasse vabaneva labiilse fosfori kontsentratsioonid. Bakterite arvukused olid looduslike järvedega võrreldes madalad- keskmised. Arvestades Maardu järve settes olevaid fosfori kontsentratsioone ja järve hapnikurikkust võiks eeldada suuremat bakterite arvukust. Võimalik, et bakterite hulka limiteerib sette pindmistes, orgaanilise aine poolest rikkamates kihtides lämmastiku kättesaadavus.

Biokeemiline hapnikutarve ( $BHT_5$ ), mis peegeldab bakteritele kergesti kasutatava lahustunud orgaanilise aine hulka, hinnati kolmest proovipunktist sette kohal asuva veesamba vertikaalselt integreeritud proovist. Biokeemiline hapnikutarve oli madalaim 1. proovipunktis -  $2,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , 2. proovipunktis oli  $2,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , ja 3. proovipunktis kõrgeim  $3,2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . Järve seisund oli  $BHT_5$  järgi kõikides proovipunktides kesine. Biokeemilist hapnikutarvet on mõõdetud varasema uuringu käigus 1990. aastal, siis saadi väärtuseks  $2,3 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . Mikrobioloogiliste näitajate alusel on Maardu järve seisund alates esimesest uurimusest 1979. aastal olnud pidevas muutumises. Varasemate uuringutega võrreldes on järve olukord halvenenud, 2019 aastal oli seisund hea ja kesise piiril.

## 6 JÄRELDUSED JA TEGEVUSKAVA

### 6.1 Järve ja karjääri ökoloogiline seisund

Järve ökoloogilise seisundi koondhinnangu väärtused vastavalt VRD metoodikale on esitatud tabelis (Tabel 27). Kõikidel aastatel on seisund olnud kesine. Kõige stabiilsemalt väljendub see suurtaimede hinnangus. Kõrval asuv karjäär on tehisveekogu ja seisundit saab hinnata ökoloogilise potentsiaalina. Karjääri vee omadused erinevad looduslikust väga palju, seetõttu ei saa vee omadusi tavapärasel viisil

hinnatava vastavalt pinnaveekogumite seisundite kriteeriumitele<sup>7</sup>. Tabelis toodud hinnang on see esitatud ekspertarvamusega.

Tabel 27 Järve ökoloogiline seisund ja karjääri ökoloogiline potentsiaal VRD kvaliteedielementide järgi 2008., 2012., 2015. ja 2019. a. Selgitused: - pole uuritud; 1 - väga hea, 2 - hea, 3 - kesine, 4 - halb, vm - vana meetodika järgi, \* - ekspertarvamus.

Seisundi element	2008 (Järv)	2012 (Järv)	2015 (Järv)	2019 (Järv)	2019 (Karjäär)
Abiootika	3	2	3	3	4
Fütoplankton	3	2,5	2	3	3
Zooplankton	4	3	4	4	3
Makrofüüdid	3	3	3	3	-
Suurselgrootud	1	2,5	3	3	-

<sup>7</sup> Aruande koostamise ajal on seni kehtinud keskkonnaministri 28.07.2009 määrus nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“ kaotanud uue veeseaduse jõustamisega seoses kehtivuse, kuid uut määrust ei ole veel jõustatud. Tõenäoliselt kriteeriumid ei muutu.

Seisundi element	2008 (Järv)	2012 (Järv)	2015 (Järv)	2019 (Järv)	2019 (Karjäär)
Kalad	3*	2?	2?	-	-
Hüdro-morfoloogia	3 (vm)	3 (vm)	-	2	-
KOOND-SEISUND	3	3	3	3	3*

## 6.2 Mittehea seisundi põhjused

Järve kesist seisundit põhjustab eelkõige **veetaseme suur kõikumine**. Madal veetase tähendab **väikest veemahtu**, milles ainete kogused kontsentreeruvad. Oluline on ka järve **suur sisekoormus**. Kõik need kolm faktorit tingivad elustikurühmade ebastabiilse talitlemise ja ökosüsteemi kehva funktsioneerimise.

Põhjuste hulka võiks loogiliselt arvata ka urbaniseeritud keskkonda ümber järve, neist pärineb pidev **potentsiaalne reostusohu**. Seda näitavad ka sanitaar- mikrobioloogilised näitajad 2019. a (Terviseameti andmebaas).

Hüdromorfoloogilise seisundi analüüs andis hea tulemuse, see tulenes vahetu kalda-ala looduslikust seisundist ja mineraalsete setete valdamisest järve kalda lähedal. Tuleb toonitada, et järve sisse- ja väljavoolud pole looduslikud, vaid samuti tehnikult muudetud (truubid, kanalid, torud jm.).

### 6.3 Karjääri vee kasutamise võimalikkus

Järvest idas paiknevas karjääris on palju ja esmapilgul puhast vett, siiski **ei tohi seda kindlasti kasutada** Maardu järve läbivoolu ja veemahu suurendamiseks. Karjääri vesi sisaldab väga suurtes kontsentratsioonides nii sulfaate kui ka kloriide, mistõttu on ka vee elektrijuhtivus kõrge. **Teave karjäärivees sisalduvate ohtlike ainete kohta puudub.**

Suured kogused sulfaate ja kloriide muudaksid elustiku koosseisu ja selle talitlemise stabiilsust. Redutseerivate tingimuste korral (põhjalähedane vesi, keskkonnatingimused kasvuperioodist erineval ajal) võib tekkida divesiniksulfiid, mis on elustikule mürgine.

### 6.4 Äravoolu reguleerimise võimalused

Maardu järve ümbritsev ala on lauge, mistõttu **veetaseme tõstmine ümberkorraldustegevustega valgalal on praktiliselt võimatu**. Seda just eriti järve lõunaosas peaaegu kallasteni rajatud asumi tõttu. Uue väljalasu kõrval on ka vana regulaatorrajatis. Ei saa olla päris kindel, et torud on veetihedalt tamponeeritud. Kindluse huvides tuleb vana regulaatorrajatis täielikult likvideerida ning sellest väljuvad torud tamponeerida alates sissevoolust vähemalt 25 m sügavusele. Täiendava meetmena on veemahu suurendamiseks võimalik osades piirkondades **järve põhja süvendamist**.

### 6.5 Sette eemaldamine järvest

Settefosfori fraktsioneerimise ja inkubatsiooni katse tulemustest selgub, et Maardu järve **settest vabaneb suur hulk fosforit**, mis on järve sekundaarreostuse allikaks. Sellest tulenevalt peaks kaaluma vähemalt osalist reostunud sette eemaldamist, eelkõige proovipunkti nr 3 lähedal (Kaart 16). Samas peab arvestama, et ainult osaline sette eemaldamine ei pruugi parandada järve seisundit, kui hüdroloogiline režiim on halb.

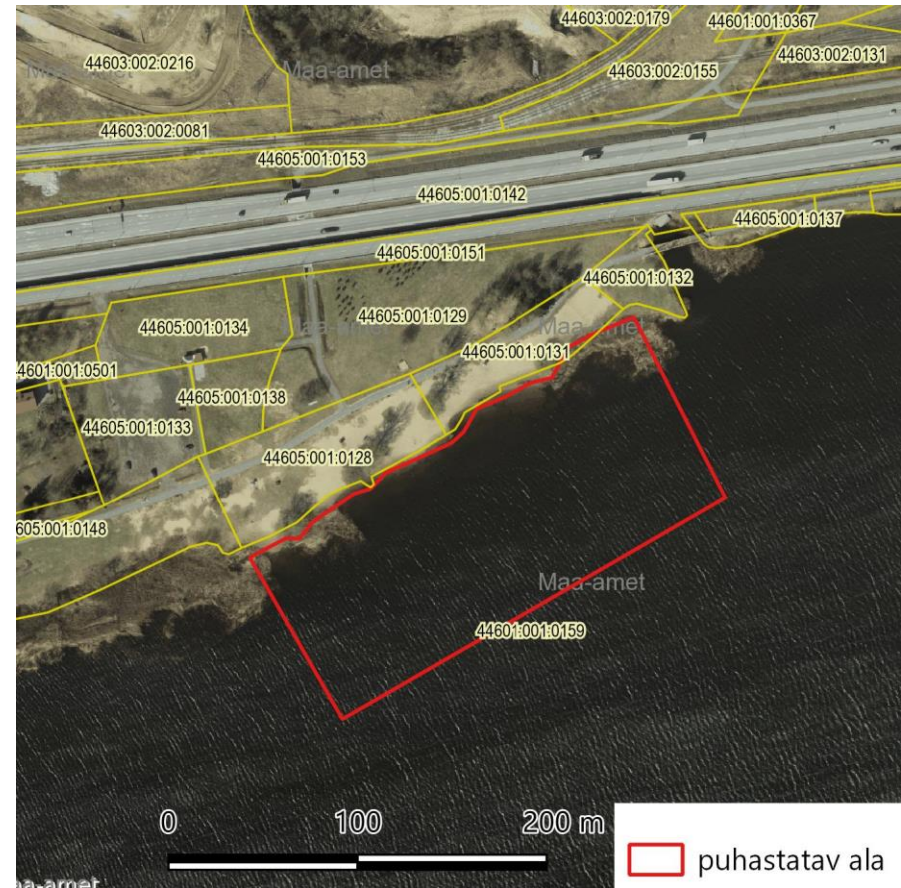
Sette eemaldamine toimub tavaliselt pumpamise teel. Kõrge P sisalduse tõttu võib juba väiksemagi häiringu tagajärjel suurened a fosfori vabanemine settest vette. Kasutada tuleb sette levikut tõkestavaid lahendusi. Selleks on kas heljumi levikut tõkestav ekraan



või nõ põllega pump, mis ei lase heljumil pumba suudme juures kaugemale levida.

Mõistlik on esimeses järgus muda väljata Maardu järve põhjakaldalt ujumiskoha juurest. See kannab korraga kolme eesmärki – toitainekoormuse vähendamine, kaladele talvise madalvee perioodil sügavama ala võimaldamine, ujumisvõimaluste parandamine. Arvestades Kahala järve analoogiat (Metsur & Vreimann, 2015) on soovitatav tühjendatav pindala pisut üle ühe protsendis kogu järve pindalast. See annab järvel võimaluse puhastamisega seotud stressiga kohaneda ning ära hoida fataalseid tagajärgi juhuks, kui puhastamine seni teadmata põhjusel toob endaga kaasa vastupidise tagajärje. Sellest lähtuvalt on puhastamise soovituslik pindala 2,5 ha (Kaart 19). Ranna lähedal puhastatava ala sette maht on 10 000 m<sup>3</sup>. Sette nõrutamise alaks sobib ranna taga olev munitsipaalomandisse kuuluv maa (katastriüksused 44605:001:0129, 44605:001:0134, 44605:001:0133, 44605:001:0138) kogupindalaga 18 240 m<sup>2</sup>. Settest nõrguv vesi on võimalik immutada pinnasesse (juhul, kui sete ei ole reostunud ohtlike ainetega). Kuna maapind on kaldu järve suunas, siis läbi pinnase filtreerub vesi järve tagasi. See väldib toitainete otsekannet vette tagasi

Enne süvendamise otsustamist tuleb settest võtta ohtlike ainete analüüsid, millega kinnitatakse väljatud muda keskkonnaohutus. Analüüs on mõistlik võtta keskendatult kogu väljatava horisondi ulatuses. Tuleb võtta üks proov ühe hektari kohta.



Kaart 19 Settest puhastatav ala

## 6.6 Inimmõju hinnang

Maardu järv asub Harjumaal, Maardu linna ja Maardu küla vahelisel alal. Järve piirab põhjast suure liikluskoormusega Tallinn-Narva

maantee, järvest idas asub kuni 10-meetri sügavune Maardu karjäär. Asustusüksused paikneva järve põhja-, loode- (Liivamäe küla) ja kaguosas (Maardu küla). Hüdro-morfoloogilise seisundi üldtulemused on toodud ptk. 5.1.6 „Hüdro-morfoloogia“, siinkohal täpsustatakse ja analüüsitakse inimõju ilminguid.

Järve põhjaosas paikneb avalik liivarand, osa kalda-alast on ranna-alaks kohandatud ka järve kaguosas. Terviseameti koostatud ranna suplusvee profiil (2009) toob välja, et tipphooajal on supluskohta külastuskoormus u 500-600 inimest. Rannas on riietuskabiinid, välitualetid ja prügikastid, ent kalda äärsetelt aladelt võib sellest hoolimata prügi leida. Maardu järve supluskohas ei ole Terviseamet potentsiaalselt toksiliste sinivetikate poolt põhjustatud õitsenguid täheldanud. Toksilistest sinivetika liikidest on alates 2008. a järves olnud esindatud perekond *Planktothrix*, aga vähearvukalt ning ei kujuta sel määral ohtu inimese tervisele. Potentsiaalselt toksiliste vetikate olemasolu suplusvees kontrollitakse vee värvuse ja läbipaistvuse olulise muutuse korral (Terviseamet, 2009). Terviseameti andmebaasi andmetel oli 2019. a. augustis **probleeme suplusvee kvaliteediga seoses hiljutist fekaalset reostatust näitavate bakterite arvukusega**. Proovides (koguti 9. 13, ja 29. augustil 2019. a.) ületasid piirnorme soole enterokokkide arv ning augusti alguses (9.08) ka *Escherichia coli* arvukus.

Maardu linnavalitsusel (Maardu linna ..., 2014-2025) on kavas puhkamistingimuste parendamine järve põhja- ja läänekaldal. Lisaks põhjakalda puhkepiirkonnale kavandatakse ka idakaldale rajada puhkeala, Maardu linna arengukavas on selleks planeeritud 2 mln €.

Järve idakaldal on osaliselt väljaehitatud uus elurajoon. Järveäärses elupiirkonnas on võimalik elamuehituse kasv järgides väljakujunenud hoonestuslaadi (pereelamud) ja arvestada tuleb Tallinn-Narva maanteega kaasnevate mõjudega. Maantee negatiivse mõju takistamiseks on ehitatud müratökkesein. Maardu järveäärses piirkonna elanikel puudub tsentraalne veevarustus ja kanalisatsioon. 2019. aasta hilissügisel valmis piirkonna ühisveevärgi ja kanalisatsioonilahendus. ÜVKA-ga liitujaid veel palju ei ole. Järvele sedavõrd lähedases asulas tuleb püüelda täiemahulise liitumise suunas.

Vee mootorsõidukid üldiselt mõjutavad vee läbipaistvust, vee kvaliteeti, taimi, kalu ja muud elustikku. Veemootorsõidukid tekitavad vibratsiooni, müra, laineid, erodeerivad kaldaid; avaldavad mehaanilist toimet; segavad veemassi. Tiivikud segavad küll vett ja neil on teatav õhutamise toime. Selline õhutamise mõju on väga lühiajaline ja väikese ulatusega. Kasvuperioodil suurendab hapniku kogust seisuveekogus vetikate ja suurtaimede fotosüntees palju rohkem, kui difusioon mootorsõidukitest. Ühtlasi võivad mootorsõidukid lõhkuda suurtaimi, segada setteid ja mõjutada põhjaselgrootuid. Kuigi Veeseadus lubab vee mootorsõidukeid avalikel veekogudel, mis on suuremad kui 100 ha, kasutada, siis **võimaluse korral tuleks kaaluda veemootorsõidukite kasutamise piiramist või keelamist** Maardu järvel.

Oluliseks huvigrupiks, kes järve aktiivselt kasutavad on kalastajad. Kui uskuda foorumeid, siis on Maardu järv hobikalameeste seas väga populaarne. Kalamehi leiab järvelt tihti. Populaarsusest annab

tunnistust ka see, et talviti peetakse kalastusvõistlust "Maardu Ahven".

**Maardu järvele avalduv inimõju on keskmine** ja järve funktsioneerimisele see hetkel veel halvendavalt ei mõju. Siiski suplusvee kvaliteedile on inimõju oluline - sanitaarmikrobioloogilised näitajad viitavad fekaalse reostuse sattumisele järve. Seega tuleb tsentraalse kanalisatsioonita elamud esimesel võimalusel ühendada linna vee- ja kanalisatsioonivõrgustikuga, seniks on tegemist potentsiaalse reostusohuga. Tuleb piirata või keelata veemotosõidukite kasutamist madalal järvel. Uue puhkekoha rajamisel (idakaldale) tuleb arvestada, et randa toodaks kindlasti **eelnevalt läbi pestud liiv** ja veetaimestikku niidetaks vaid nii palju, et oleks võimalik pääseda mugavalt järvele. Taimestiku liigne eemaldamine ja hävitamine mõjub halvasti vee läbipaistvusele.

## 6.7 Meetmed ja tegevuskava seisundi parandamiseks

Järve seisundi parandamiseks pakutakse välja järgnevad meetmed, mis toodud tabelis (Tabel 28). Toodud on potentsiaalne meede, hinnang efektiivsusele, umbkaudne maksumus, tegevuse elluviija, ajaraam ja võimalik rahastamisallikas.

Tabel 28 Maardu järve seisundi parandamise meetmed

1 - Prioriteet	3 - Tegevuse detailne kirjeldus	5 - Maksumus, € käibemaksuga	7 - Ajaraam
2 - Meede	4 - Hinnang efektiivsusele	6 - Elluviija	8 - Rahastamisallikas

1	2	3	4	5	6	7	8
1.1	Järveäärse elumajade ühendamine linna ühiskanaliseerimisega	2019. aasta hilissügiseks valmis ÜVK Järveäärse elumupiirkonda. Oluline on inimesed liita ÜVK-ga, et vältida võimalikku koormust elanike kanalisatsiooni omalahendustest.	Eesmärk peab olema vähemalt 90 % kinnistute liitmine.  See on ka eelduseks sette eemaldamisele.	0	KOV	2 aastat käesoleva töö valmimisest	

1	2	3	4	5	6	7	8
2.1	Vana regulaatori likvideerimine	<p>Lammutatakse betoonist regulaatori rajatis. Selle taga olevad torud tamponeeritakse veetihedalt vähemalt 25 m sügavuselt. Likvideeritud osa kaetakse veetiheda pinnasega (moreen, savi) vähemalt kahe meetri paksuselt. Pealmine kiht haljastatakse või viimistletakse muul viisil.</p> <p>Töö teostamiseks koostatakse lammutusprojekt.</p> <p>Töödeks võib vaja minna veeluba. Selle selgitamiseks on vaja tööde tehnilise kirjeldusega pöörduda Keskkonnaameti poole.</p>	<p>Kahtlustatavalt voolab osa veest järvest välja mööda vana süsteemi, mistõttu veetase alaneb suhteliselt kiiresti. Kui väljavool suletakse püsib veetase kõrgemal ning suvisel kuival perioodil on aurumise mõju järve veetasemele vähem tuntav.</p>	12 000€	KOV / Maanteeamet	1 aasta jooksul	KOV (võimalusel KIK)



1	2	3	4	5	6	7	8
3.1	Sette eemaldamisalal ohtlike ainete analüüs	Settest võetakse kolm kesendatud proovi kogu eemaldamise horisondi ulatuses. Analüüsitakse Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, As, naftasaadused, fenoolid, PAH ja BTEX ning võrreldakse tööstusmaa piirarvuga <sup>8</sup> . Töö tulemuseks on analüüsitulemused ning eksperdi hinnang sette kasutusvõimaluste kohta lähtuvalt ohtlike ainete sisaldusest.	Tegevuse eesmärk on selgitada, kas välja pumbatav muda võib osutada ohtlikuks jäätmeiks (sisaldused üle tööstusmaa piirarvu), mille puhastamine või ohtlike jäätmete prügilasse viimine osutub ebamõistlikult kulukaks.	5 000	KOV	2 kuu jooksul	KOV (võimalusel KIK)
3.2	Insenertehniline lahendus sette eemaldamiseks põhiprojekti täpsuses.	Sette eemaldamiseks järve põhjast on vajalik eelnev insenertehniline uuring. Täpsustatakse sette maht ja sette nõrutamise võimalused. Pakutakse välja nõrutatud sette edasine kasutamine (haljstus Maardu linnas?).	Loob eelduse vähesel määral veemahu suurendamiseks, kaladele talvitumispaiگا laiendamiseks (seisundi parendamise väliselt ka suplejatele vee mugavama järve kasutamise võimaluse).	30 000	KOV	1 aasta jooksul. Praeguse sisekoormuse uuringu tulemused kehtivad 5 aastat	KOV (võimalusel KIK või EL fondid)

<sup>8</sup> Keskkonnaministri 28.06.2019 määrus nr 26 „Ohtlike ainete sisalduse piirväärtused pinnases“ <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072019006>

1	2	3	4	5	6	7	8
3.3	Järveosa settest puhastamine	Töö toimub vastavalt projektile. Töö võib vaja veeluba. Selle selgitamiseks pöörduda täpse tehnilise kirjeldusega Keskkonnaameti poole.	Loob eelduse vähesel määral veemahu suurendamiseks, kaladele talvitumispaiga laiendamiseks (seisundi parendamise väliselt ka suplejatele vee mugavama järve kasutamise võimaluse).	150 000	KOV	3 aastat käesoleva uuringu valmimisest	KOV (võimalusel KIK)
3.4	Järve seisundi monitooring	Hüdrobioloogiline seire enne ja pärast setete eemaldamist. Antakse hinnang setete eemaldamise tulemustest ning tehakse edasiste tegevuste ettepanekud (kas eemaldada veel setet või loobuda).		7000	KOV	Hüdrobioloogiline seire enne ja pärast setete eemaldamist	KOV (võimalusel KIK)
4.1	Hõljumiohtlike tegevuste piiramine	Veetasemel alla 33,5 m abs on soovitatav vältida mootorsõidukite kasutust piirkonnas, kus sügavus setteni on alla 1,5 m.	Välditakse võimalikku setete toomist veesambasse ja toitainete lahustumist vette.	0	KOV	1 kuu pärast käesoleva aruande valmimist.	-

1	2	3	4	5	6	7	8
4.2	Väliskoormuse vähendamine	Punkt- ja hajukoormusallikate pisteline seire valgalal, tuvastamise korral nende likvideerimine. Kord veemajanduskava perioodi jooksul läbi viia ka ohtlike ainete uuring järves.	Tervendamise eelduseks on täiendava välisreostuse mittejäudmine järve. Kuna sissevoolude näol on tegemist väikeste kraavidega, siis selle meetme mõju on väike.	500€ aastas	KAUR, KOV	iga-aastaselt	Kulud katab reostaja, KOV või KAUR.

Järve soodsa (hea) seisundi saavutamine on tõenäoline, kui viiakse ellu tegevused 1.1, 2.1, 3.1, 3.2, 3.3.

Tegevuste 3.4, 4.1 ja 4.2 eesmärk on kindlustada stabiilne seisund.

## 6.8 Meetmete mõju kirjeldus elustikule ja järve ökoloogilisele seisundile:

**Plankton.** Madala veetaseme korral on esmasprodutsentidele (ka fütoplanktoni) vajalike toiteainete kontsentratsioonid suuremad, mis soodustab nende levikut ja suurendab kogust. Mida kõrgem veetase, suurem sügavus ja rohkem nii veesiseseid kui ka muid taimi, seda vähem fütoplanktonit. Vesi on siis selgem ja reeglina hapnikurikas. Sel puhul on ka vee omadused stabiilsemad, mis on soodus veeloomadele. Fütoplanktoni vohamise takistamiseks ei tohiks olla üldfosfori sisaldus suur ning lämmastiku- ja fosforisisaldus tasakaalus. Zooplanktoni jaoks tähendab madal veetase kiiremini soojenevat vett, mis sobib hästi keriloomadele ja vesikirbulistele. Vesikirbulisi eelistavad kalad toiduna tarbida, ent vesikirbulistele ei sobi ka kõikuv mineraalainete sisaldus. Aerjalalised sõltuvad samuti mineraalainetest, aga kõrge troofsusega veekogudes saab neile tihti saatuslikuks keeruline paljunemistsükkel ja ebasobiva kujuga toiduobjektid. Seetõttu kõrge troofsusega madal veekogu sobib peamiselt just keriloomadele. Nende arvukus suureneb ja 1-4 mln is/m<sup>3</sup> on viimasel ajal võrdlemisi tavaline.

**Suurtaimed.** Pidev veetaseme kõikumine võib olla üheks põhjuseks, miks on ujulehtedega taimestik Maardu järves nii tagasihoidlik, sest mainitud taimerühm talub veetaseme pikaajalisi ja ulatuslikke kõikumisi üsna halvasti. Mida pikemalt jäävad madalad kaldalähedased alad suvisel kuumal perioodil ilma veeta, seda

intensiivsemalt võib hakata kasvama roostik ja väheneda veesisene taimestik. Lisaks mõjutab madal veetase tugevalt ka niitrohevetikate arengut, kuumadel suvedel on pealiskasv veesisesel taimestikul suurem ja ka vetikamattide areng on kiire. See kõik vähendab jällegi veesisese taimestiku liigirikkust ja seeläbi halvendab ka järve ökoloogilist seisundit.

**Fütobentos.** Fütobentose reageerimine veetasemete muutustele ei ole nii üheselt selge kui teiste elustikurühmade puhul. Kuna bentilisi ränivetikaid mõjutavad erinevad abiootilised (lainetus, valgus ja selle intensiivsus, vee keemiline koostis jne) ja biotilised faktorid (ärasööm, nii omavaheline kui teiste fotosünteesivate rühmadega konkureerimine jne), on ainult ühe teguri mõju väga raske kindlaks teha. Võib eeldada, et veetaseme pidev kõikumine mõjutab vähemasti fütobentost negatiivselt – taoline näide on olemas Suurlahest, kus ühel madala veetasemega suvel näitasid bentilised ränivetikad järve kesist seisundit, samas eelnevatel ja järgnevatel aastatel oli järve ökoloogiline seisund hinnatud heaks (Väikejärvede ..., 2017).

**Suurselgrootud.** Järve litoraalis süveneb põhi aeglaselt. See muudab põhjaelustiku veetaseme kõikumise suhtes haavatavaks: madala veeseisuga võib kõvapõhjaline järveosa üldse kuivale jääda. See häirib eeskätt neid liike, kellele puuduvad vastavad kohastumused (liikumisvõime, kuivakindlad staadiumid). Sageli on sellised liigid teistest tundlikumad ka muude stressitüüpide suhtes. Põudadele järgnevate ujutuste ajal aga polegi siis enam tundlikke loomi, kes uuesti sügavalt madalale liiguksid. Vabaks jäänud aladele tulevad

nende asemele mudasel põhjal ellujäänud ja vähenõudlikumad liigid. Isegi kui muud tingimused mitu aastat soodsad püsivad, võtab aega, kuni tundlikud liigid uuesti kanda kinnitada suudavad. Sedasorti järvedes on selgrootutele suur mõju ka kaladel. Madalal liivasel põhjal on vähe selgrootute liike, kes oskavad end kalade eest varjata. Sedasi muutub madalvee-alade liigistik omakorda veelgi ühekülgsemaks. Et säärane olukord langeb kokku veel muude ebasoodsate mõjudega (ülemäärased toiteained vees), ongi seisundi mõttes välja kujunenud nigel liigistik.

**Kalad.** Mida suurem järve pindala ja sügavus, seda rohkem on kaladele elupaiku. Oluline on rööv- ja lepiskalade vahekord. Maardu järv on olnud ebastabiilse kalastiku seisundiga, kuid viimastel uuringuaastatel on olnud heas seisundis. Röövkaladest on parim biomanipulaator haug ning temale on soodsad kasvutingimused juhul, kui jätkub kevadel üleujutatavaid luha alasid kudemiseks. Tiheda pilliroostikuga alad talle ei sobi, haugile sobivaimaks elupaigaks loetakse veela, kus veepinna ujulehtedega taimestiku katvus ulatub 75 %ni. Veesiseses taimestikus määndvetikate asendumine teiste liikidega oleks kogu kalastikule soodne.

## 7 VIIDATUD ALLIKAD

Arber, A., 1920. Water plants. A study of aquatic angiosperms. Cambridge University Press, Cambridge: 436 pp.

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

Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, New York.

CEN (2003). Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946: 2003. Comité European de Normalisation, Geneva.

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.

Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ. (1999). Maardu tööstuspiirkonna pinnavee kvaliteedi kontroll. Tallinn.

Eesti Maaülikool. (2015). Eesti väikejärvede seire 2015. a.

Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut. (2003). Hüdroloogiline aastaraamat. Tallinn: Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut.



Allikas: [https://www.ilmateenistus.ee/wp-content/uploads/2013/01/HydroAastaraamat\\_2002.pdf](https://www.ilmateenistus.ee/wp-content/uploads/2013/01/HydroAastaraamat_2002.pdf)

Ehapalu, K., & Pajula, R. (2015). Maardu järve ja Maardu liiklussõlme vahelise ala veekaitse meetmete väljaselgitamine. Skepast&Puhkim AS. Allikas: [https://www.mnt.ee/sites/default/files/survey/2015\\_0028\\_maardu-ristmik-veekaitsemeetmed.pdf](https://www.mnt.ee/sites/default/files/survey/2015_0028_maardu-ristmik-veekaitsemeetmed.pdf)

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

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

Heiri, O., Lotter, A. F. & G. Lemcke. 2001. Loss of ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*. 25. 101-110.

Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Zohary, T. and Pollinger, U. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403-424.

Hupfer, M., Gachter, R. ja R. Giovanoli. 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences*. 57. 305-324.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher

plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochemie und physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.

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

Keskkonnaagentuur. (2018). Seletuskiri veemajanduskomisjonile Eesti pinnaveekogumite seisundi 2017.a ajakohastatud vahehinnangu kohta. Tallinn. Allikas:

<http://keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

Keskkonnaagentuur. (22. 09 2019. a.). Eesti Looduse Infosüsteem. Allikas: <http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis/default.aspx>

Keskkonnaministeerium. (2016). Lääne-Eesti veemajanduskava 2015-2021. Kinnitatud Vabariigi Valitsuse poolt 7.01.2016. Allikas: <http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad>

Kisand, A. 2008. Sediment phosphorus forms and their role in lake ecosystems. Ph.D. thesis. Eesti Maaülikool. 102 lk.

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

Limnoloogilised eeluuringud Kahala järve tervendamiseks. 2014. Ott, I. (vastutav täitja). Lepingulise uurimistöo aruanne. Käsikiri EMÜ Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudis. 56 lk.

Limnoloogiliste uuringute läbiviimine Lahepera järve tervendamiseks. 2015. Ott, I. (vastutav täitja). Lepingulise uurimistöö aruanne. Käsikiri EMÜ Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudis. 32 lk.

Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., & Leisk, Ü. (2010). Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvæetistes kaadmiumi reostusohu hindamine. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikool.

Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.

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

Metsur, M., & Vreimann, T. (2015). Kahala järve tervendamise inseneritehnilise tegevuskava keskkonnamõju hindamise aruanne. Tallinn: Maves AS.

Murphy, J. ja I. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta.* 27. 31-36.

Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht nr 3.

Pielou, E. C., 1975. *Ecological diversity*. New York.

Pihu, E., 40 järve seisundi hinnang, meetmed ja soovitused nende kasutamiseks, I Harjumaa, Järvamaa ja Tartumaa järved, Eesti Kalandusliidu sõlmitud lepingulise töö nr 245-2 aruanne, Tartu, 1990

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009.

Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941)

(<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13210253&replstring=33>)

Psenner, R., Puccsko, R. & M. Sager. 1984. Die Fraktionierung organischer und organischer Phosphorverbindungen von Sedimenten: Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 70. 111-155.

Pärn, J., Ivask, J., Tõnisson, H., Kaup, E., Urtson, K., & Heinsalu, A. (2017). Maardu fosforiidilevila tehnogeense põhjavee kvaliteedi uuring. Tallinna Tehnikaülikooli Geoloogia Instituut.

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 71-76.

Sculthorpe, C. D., 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. St. Martin's Press, New York: 610 pp.

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Bull. Fish. Res. Board. Can. 167: 1-310.

Suuroja, K., All, T., Kõiv, M., Mardim, T., Morgen, E., Ploom, K., & Vahtra, T. (2002). Eesti geoloogiline baaskaart (mõõtkavas 1:50 000). 6343 Maardu. Seletuskiri. Tallinn: Eesti Geoloogiakeskus.

Timm H. & Vilbaste S., 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Aruanne EV keskkonnaministeeriumile.

Timm H., 2015. Eesti sisevete suurselgrootute määraja. Identification guide to freshwater macroinvertebrates of Estonia. Kuma, 424 lk.

Timm H., Käiro K., Möls T., Virro T., 2011. An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. Limnologica 41: 398-410.

Tõevere, J. (2001). Tallinna Jõelähtme jäätmekäitluskeskuse nõrgvee- ja kanalisatsioonikollektor. Geoloogiline uuring. AS Geotehnika Inseneribüroo. Tallinn: AS Geotehnika Inseneribüroo. Allikas: <https://www.maaamet.ee/egf/index.php?lht=aru&id=28363>

Valgma, I., Kolats, M., Reinsalu, E., Väizene, V., Nurme, M., Karu, V., . . . Orru, M. (2013). Maardu fosforiidilevila tehnogeense põhjavee kvaliteedi uuring. Tallinn: Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut.

Veepoliitika raamdirektiiv, 2002. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium, 63 lk.

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

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

Саарсе, Л., Вески, С., Раямяэ, Р., Сарв, А., & Хейнсалу, А. (1990). Геология озера Маарду. Таллинн: Академия наук Эстонии. Институт геологии.

## LISA 1 JÄRVE SETTEUURING

Alljärgnevalt on toodud väljavõtte Maardu järve muda kasutusvõimaluse uuringust (Саарсе, Вески, Раямяэ, Сарв, & Хейнсалу, 1990)

Antud töös vaadeldakse Maardu järve geoloogilist, setete põhjakihtide koostist ja biostratigraafiat ning nende rakendusliku tähtsust. Uuringu tulemustest võib järeldada, et järvemuda kasutamine põhjustaks ökoloogilise survet Maardu linna ümbruses.

### Sissejuhatus

Käesolev töö teostati lähtudes Eesti fosforiidikombinaati huvist Maardu järve järvemuda kasutamise vastu. Järvemuda sooviti kasutada ammendatud fosforiidikarjäärade rekultiveerimiseks. Antud töö eesmärgiks oli teha põhjalik Maardu järve uuringu, mille käigus uuriti järve litoloogiat, biostratigraafiat, põhjasetete koostist ja järve geoloogilist arengut.

Maardu järve põhjasetted on hästi läbiuuritud. 1966. aastal tehti järve põhja kümneid puurauke, 1988. aasta talvel ja suvel tegid antud töö autorid juurde üle 50 puurangu ning lisaks sellele 1988 aasta sügisel veel 150 puurauku.

### Järve üldine iseloomustus

Maardu Järv paikneb 15 km kauguselt Tallinnast ida poole ning lõuna pool Tallinn-Narva maanteed. Järve põhilised parameetrid: pikkus 1 750 m, laius 1 450 m, pindala 168 ha, keskmine sügavus 1,3 m,

suurim sügavus 3,0 m. Järve veemaht on 2,2 mln m<sup>3</sup>, valgala 18 km<sup>2</sup>, veetase 32,2 m. Järve kaldad on lauged, põhja pool on liivased, mujal turbased või mudased. Järv on suure läbivooluga. Järve on suunatud IV karjääri tehnoloogiline vesi ja Jõelähtme jõe vesi, lisaks sellele, äravoolu kraavi kaudu on suunatud ka tehnoloogiline vesi Maardu keemiatehase jaoks.

Maardu järv asub lamedapõhjalises nõos endisel Kroodi klindil, mis paikneb Maardu ja Iru mõisate vahel. Ordoviitsiumi aluspõhi on siin tugevasti erodeerunud ja järve nõo põhjas võib paljandada Kunda ja Lasnamäe horisontide lubjakivi. Kvaternaari setete maht järve kogu ulatuses määramata. Uuritud sügavuseni koosnevad põhiliselt liivast ja kruusast, kohati moreenist.

### Maardu järve põhjasetted

Järve põhjasetted moodustab tuhavaene orgaaniline sapropeel (järvemuda), põhjalähedases settekihis aga kesk- ja tuharikaste erimitega. Sapropeeli põhilised kihid on kohati lubja - või rauarikkad, vahepeal õhukesekihilisega jämedetriitse sapropeeli lamamiga. Sapropeeli summaarne maht varieerub nullist nõo põhja osas kuni 5,9 m keskosa lähedal. Sapropeel jaotub suhteliselt ühtlaselt kogu järve nõo ulatuses ja praktiliselt silendab kogu esialgsed põhja reljeefi ebatasasused. Sapropeeli pinnal lasub mättakiht, mis on moodustunud 1896-1939 aastate vahel, kui järv oli kuival ja selle põhja kasutati karjamaana. Kohati on mättakiht sapropeelist eraldunud ja omaette moodustanud nn mättasaarekesi, mis isegi tänapäeval ujuvad järves. Sapropeeli all lasub mereliiv, mille paksus puuraukudes oli 0,3–0,4 m, ja fluvioglatsiaalne liiva-kruusa kiht.

### Põhjasettete koostis

Maardu järve sapropeeli uuriti erinevate füüsikaliste, keemiliste ja geokeemiliste meetoditega.

Sapropeeli niiskus (määratud 105 °C juures) kõigub vahemikus 92-94%, mättakihis 86-88%, lubja-savika sapropeeli põhilises kihis 69-88%. Need andmed on suhteliselt võrdsed teise Eesti järvede sapropeeli näitajatega.

Orgaanilise aine sisaldus (määratud proovide 2-tunnilise põlemisega 500 °C juures) sapropeelis jääb kõrgeks 71-89%. Kõrgemas läbilõike osas orgaanilise aine sisaldus väheneb samaaegselt terrigeense komponendi suurenemisega, see on tingitud metsade maharaiumise ja maapinna erosiooni suurenemisega. Viimaste 20–30 aasta vältel terrigeense komponendi osakaal on oluliselt tõusnud seoses Jöelähtme äravoolu kraavi rajamisega ja karjääri tehnogeense vee suunamisega järve. Orgaanilise aine sisaldus on madal ka sapropeeli alumises kihis (21–39%), mis tõenäoliselt oli moodustunud laguunis.

Sapropeeli ja selle all lasuva liivakihi üldine CO<sub>2</sub> sisaldus on madal. Sapropeelis on see 0–5,4%, lubja-savikate sapropeli erimitest 11,7–17,4%. Lubja-sapropeli kiht leiti ainult puuraugus N6. Puuraugus N13 antud kiht puudus.

Terrigeenne koostisosa on välja arvatud T=100-(orgaaniline aine + karbonaatne aine) valemi järgi. Sapropeelis (puurauk N6) on kaks

selgelt väljapaistvad maksimumi – subatlantilises ja boreaalses perioodides. Esimene on seotud inimtegevusega, teine antud juhul iseloomustab laguuni kompleksi.

Tartu Ülikoolis määratud sapropeeli terrigeense komponendi mineraalne koostis iseloomustab ainult muudatusi mis on toimunud sapropeeli mineraalses faasis. Antud sapropeeli jaoks on iseloomulik kõrge savimineraalide sisaldus, eelkõige hüdrovilgukivi, segukihilised moodustised ja kvartsi sisaldus. Kvartsi osakaal on tihedalt seotud üldise terrigeense koostisosa sisaldusega, st selle kogus suurenes subatlantilises perioodis, varases subboreaalil ja boreaalil. Iseloomulik on ka kaoliniidi täielik puudus.

1,3–6,75 m sügavusel difraktogrammidel on puudu dolomiit, st et antud intervallis karbonaatne osa on valdavalt iseseisval arenenud (autigeenne). Dolomiidi ja kaltsiidi olemasolu rikastatud terrigeense materjaliga sapropeeli alumistes kihtides viidab nende allotigeensele<sup>9</sup> päritolule.

Uuritavate settete eripäraks on püriidi kõrge sisaldus kogu läbilõike ulatuses, välja arvatud kõrge terrigeense koostisosa sisaldusega intervallid. Sellest võib teha järelduse, et suurem osa püriidist on uudismoodustis. Kahtlemata, et osa püriidist on settebasseini sissekantud mujalt, sest Maardu ümbruses asuvad Suurejõe Türisalu horisondi kihid on tugevalt püriidistunud.

---

<sup>9</sup> kivim, mis koosneb teisel kujunenud osistest



Mikro -ja makroelementid. Esimesed on määratud üldise keemilise koostisega. Orgaanilises sapropeelis SiO<sub>2</sub> sisaldus on madal – 2,69–14,39%. Lubja-savika erimites see tõuseb kuni 20,87–37,77%. Kusjuures, SiO<sub>2</sub> ja kvartsi sisaldus on omavahel tihedal seotud, aga see seos lõpeb alumises kihis.

Suhteliselt väikse osa võttavad Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (1,74–11,86%) ja Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (1,19–4,89%). Nende suur sisaldus sapropeeli basaalses kihis on tingitud selle savikast konsistentsist.

CaO sisaldus orgaanilises sapropeelis kõigub 1,33–6,17%, karbonaatsetes erimites 6,72–11,40%. MgO sisaldus on CaO omast madalam – 1,22% orgaanilises ja 0,82–2,21% lubjases sapropeelis.

K<sub>2</sub>O jälgib sama muutuste tendentsi nagu SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, TiO<sub>2</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO ja MgO, st selle osakaal suureneb sapropeeli alumises kihis (0,34–3,65%). MgO ja P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> omavad vastandlikku muutuste tendentsi. Nende osakaalu suurenemist märgati orgaanilises sapropeelis.

Järgnevalt on toodud mõned andmed makroelementidest, kuigi antud töö autorite arvamusel nad ei pruugi olla väga täpsed, aga annavad mingi ülevaate. Maardu järve settete Mn sisaldus on 800, Zn–96, Pb–20, Cr–35, Ni–15 ja Cu–30 g/t. Kokkuvõttes, raskete elementide summaarne sisaldus (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni) Maardu järve sapropeelis ületab Ülemiste järve sapropeeli näitajaid 1,4 korda.

Osad autorid kasutavad keemiliste elementide omavahelist suhet paleosoolsuse ja paleoredokspotentsiaali iseloomustamiseks. Näiteks, G. Digerfeldt on kasutanud Fe/Mn suhet järve paleoredokstingimusi määramiseks, sest Mn redutseerib kõrgema

redokspotentsiaali taseme juures, kui Fe. Kõrged Fe/Mn väärtused on iseloomulikud redutseeriva keskkonna jaoks, madalad – taastuva. Antud väärtused Maardu järve settetes järk-järgult sügavusega kasvavad, see tähendab, et alates 3,5 m sügavuselt settid on redutseerivas seisundis.

Cu/Zn ja (Cu+Mo)/Zn suhteid kasutatakse ka redokspotentsiaali tingimuste määramiseks. Cu/Zn suhe väärtus kasvab redutseeritud settekeskkonnas, eriti siis, kui looduslik vesi on H<sub>2</sub>F rikkas, ja kahaneb oksüdeerivas keskkonnas. Antud näitajate järgi Maardu järve alumised settekihid on taastuvas, ülemised kihid – oksüdeerivas keskkonnas, millest võib järeldada, et tulemus ühtib Fe/Mn põhjal tehtud järeldustega.

Põhiliste kationide (Ca, Mg, Na, K) omavahelisi suhteid kasutatakse veekogudes paleosoolsuse määramiseks. K/Na, Ca/Na ka Mg/Na kõrged näitajad viitavad madalale settete paleosoolsusele, Mg/Ca kõrge väärtus – kõrgele paleosoolsusele. Antud kontekstis huvitavad sapropeeli alumised kihid. Kuna üleval nimetatud katioone otseselt ei määratud, vaid arvatati välja keemilise koostise alusel, siis saadud tulemused on hinnangulised. Arvutused näitavad, et sapropeeli alumises kihtides (puurauk N13) Mg/Ca suhe kasvab 0,36–0,39-lt 0,42–0,60-ni, st settete soolsus kasvab läbilõike alumises osas.

### **Maardu järve sapropeeli rakenduslik tähtsus**

Maardu järve on paljude aastate kestel suunatud karjääri vett. Kõige ülemine sapropeeli kiht on rikastatud toitelementidega (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> kuni 5,18%) ja kuni 215,5 mkM/kg benzo(a)püreeni. Maailma praktikas

kõige ülemine reostatud kiht eemaldatakse eraldi. Antud juhul seda kihti ei tohi kasutada karjääride rekultiveerimiseks, kuna peale ohtlike elemente sisaldab see diktüoneemaargilliiti, mis võib taimestikul esile kutsuda ebasoodsaid reaktsioone.

Kokkuvõttes, Maardu järve puhastamise ja taastumisega võib tegeleda siis, kui lõpetatakse sinna karjääri vee ja muu reostuse suunamist. Reostatud sapropeeli eemaldamisel tuleb kasutada keskkonnasõbraliku tehnoloogiat, st sapropeeli tuleb eemaldada kihikaupa ja edaspidi sapropeelist väljapumbatud vett puhastada.

### **Järeldus**

Maardu järve põhjasettete uuringu käigus oli kindlaks määratud sapropeeli kihtide paigutuse tingimused ja koostis. Uuriti välja, et Maardu järves leidub suur tuhavaese orgaanilise sapropeeli varu. Ainult alumised kihid on rikastatud terrigeense, osaliselt karbonaatse komponendiga.

Maardu ümbruse loodus ja maastik oli tugevasti muutunud inimtegevuse tagajärjel. Katastroofilised muutused on toimunud 50 aastat tagasi seoses fosforiidi kaevandamisega. Tuleb lisaks mainida, et plaanis olev sapropeeli kasutamine mitte vähendab, vaid suurendab Maardu ümbruskonna ökoloogilist kriisi.

## LISA 2 SUURSELGROOTUTE TAKSONID

Järv: Maardu

Koht: E kallas

Aeg: 15.05.19

Det.: H. Timm

Takson	Isendite arv proovides					Summa	Keskmine	%	Leidumine kvalit. proovis
	1	2	3	4	5				
OLIGOCHAETA Gen. sp.					1	1	0,2	0,2	
HIRUDINEA									
Erpobdella octoculata/sp.		1				1	0,2	0,2	
BIVALVIA									
Sphaerium corneum		1				1	0,2	0,2	
GASTROPODA									
Bithynia tentaculata									*
Physa fontinalis		1			1	2	0,4	0,4	
Viviparus contectus	1	5	2		1	9	1,8	1,7	*
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus	25	42	33	17	17	134	26,8	25,2	
ARACHNIDA									
Hydrachnidia Gen. sp.			2		1	3	0,6	0,6	
EPHEMEROPTERA									

Caenis horaria/sp.		1				1	0,2	0,2	
Cloeon dipterum	67	92	58	42	25	284	56,8	53,4	*
ODONATA									
Erythromma najas	5	4	4	7	2	22	4,4	4,1	*
HETEROPTERA									
Hesperocorixa linnaei			1		1	2	0,4	0,4	
COLEOPTERA									
Dytiscus sp.		1	1			2	0,4	0,4	
Halipus sp.			1			1	0,2	0,2	
TRICHOPTERA									
Agrypnia picta				1		1	0,2	0,2	
Holocentropus dubius					1	1	0,2	0,2	
Holocentropus picicornis			1			1	0,2	0,2	
Leptocerus tineiformis	1				1	2	0,4	0,4	
Limnephilus flavicornis		2		2		4	0,8	0,8	*
Limnephilus sp.				1		1	0,2	0,2	
DIPTERA									
Chaoborus flavicans		2				2	0,4	0,4	
Chironomidae Gen. sp.	17	7	6	2	25	57	11,4	10,7	*
								100,0	

Järv: Maardu

Koht: N kallas

Aeg: 15.05.19

Det.: H. Timm

Takson	Isendite arv proovides					Summa	Keskmine	%	Leidumine kvalit. proovis
	1	2	3	4	5				
OLIGOCHAETA Gen. sp.	1	3	6		3	13	2,6	3,7	
HIRUDINEA									
Erpobdella octoculata/sp.			1			1	0,2	0,3	
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus	26	33	20	32	42	153	30,6	43,6	*
ARACHNIDA									
Hydrachnidia Gen. sp.	1	1	1			3	0,6	0,9	*
EPHEMEROPTERA									
Caenis horaria/sp.		1	3	6	1	11	2,2	3,1	*
Cloeon dipterum	8	4	7	58	6	83	16,6	23,6	*
ODONATA									
Cordulia aenea									*
Enallagma cyathigerum									*
Erythromma najas									*



HETEROPTERA									
Cymatia coleoptrata				1		1	0,2	0,3	*
Sigara falleni/sp.	2					2	0,4	0,6	
Sigara striata/sp.									*
COLEOPTERA									
Donacia sp.				1		1	0,2	0,3	
TRICHOPTERA									
Athripsodes aterrimus/sp.			2		1	3	0,6	0,9	*
Limnephilus sp.	1			3		4	0,8	1,1	*
DIPTERA									
Ceratopogonidae Gen. sp.	2	1		1	5	9	1,8	2,6	
Chironomidae Gen. sp.	3	25	19	7	12	66	13,2	18,8	*
Gnophomyia sp.				1		1	0,2	0,3	
								100,0	

### LISA 3 ASPT ARVUTAMINE

Briti loomarühmade tolerantsusväärtused ( $t$ ) (Armitage *et al.* 1983 järgi):

10 - *Siphonuridae*, *Heptageniidae*, *Leptophlebiidae*, *Ephemerellidae*, *Potamanthidae*, *Ephemeridae*, *Taeniopterygidae*, *Leuctridae*, *Capniidae*, *Perlodidae*, *Perlidae*, *Chloroperlidae*, *Aphelocheiridae*, *Phryganeidae*, *Molannidae*, *Beraeidae*, *Odontoceridae*, *Leptoceridae*, *Goeridae*, *Lepidostomatidae*, *Brachycentridae*, *Sericostomatidae*

8 - *Astacidae*, *Lestidae*, *Calopterygidae*, *Gomphidae*, *Cordulegasteridae*, *Aeshnidae*, *Corduliidae*, *Libellulidae*, *Psychomyiidae* ja/või *Ecnomidae*, *Philopotamidae*

7 - *Caenidae*, *Nemouridae*, *Rhyacophilidae* ja/või *Glossosomatidae*, *Polycentropodidae*, *Limnephilidae*

6 - *Neritidae*, *Viviparidae*, *Ancylidae* ja/või *Acroloxidae*, *Hydroptilidae*, *Unionidae*, *Corophiidae*, *Gammaridae*, *Platycnemidae*, *Coenagriidae*

5 - *Mesoveliidae*, *Hydrometridae*, *Gerridae*, *Nepidae*, *Naucoridae*, *Notonectidae*, *Pleidae*, *Corixidae*, *Haliplidae*, *Hygrobiiidae*, *Dytiscidae* ja/või *Noteridae*, *Gyrinidae*, *Hydrophilidae*, *Clambidae*, *Scirtidae*, *Dryopidae*, *Elmidae*, *Chrysomelidae*, *Curculionidae*, *Hydropsychidae*

*Tipulidae*, *Simuliidae*, *Planariidae*, *Dendrocoelidae*

4 - *Baetidae*, *Sialidae*, *Piscicolidae*

3 - *Valvatidae*, *Bithyniidae*, *Lymnaeidae*, *Physidae*, *Planorbidae*, *Sphaeriidae* ja/või *Pisidiidae*, *Glossiphoniidae*, *Hirudinidae*, *Erpobdellidae*, *Asellidae*

2 - *Chironomidae*

1 - *Oligochaeta*

ASPT =  $\Sigma (t) / n$ , kus  $n - t$  omavate loomarühmade arv proovis.