

**KAI AVERE, KAIU, RAIGASTVERE, TAMULA
JÄRVEDE NING ÄHIJÄRVE UURIMUSLIK SEIRE
MITTEHEA SEISUNDI PÕHJUSTE
TÄPSUSTAMISEKS, SEISUNDI
PARANDAMISEKS VAJALIKUD MEETMED JA
ÖKOLOOGILISE SEISUNDI HINDAMISSÜSTEEMI
KORRIGEERIMISE VAJADUS**

TÖÖ NR 2019-227

Objekti aadress: *TARTU, JÕGEVA, VÕRU JA VALGA
MAAKOND*

Tellijä: *KESKKONNAAMET*

Töö täitja: *KOBRA AS, EESTI MAAÜLIKOO*

Vastutavad täitjad:

MARIS PALO

INGMAR OTT

Kontrollija:

ENE KÕND

Üldinfo

TÖÖ NIMETUS:	Kaiavere, Kaiu, Raigastvere, Tamula järvede ning Ähijärve uurimuslik seire mittehea seisundi põhjuste täpsustamiseks, seisundi parandamiseks vajalikud meetmed ja ökoloogilise seisundi hindamissüsteemi korrigeerimise vajadus
OBJEKTI ASUKOHT:	Tartu, Jõgeva, Võru ja Valga maakond
TÖÖ EESMÄRK:	Töö eesmärgiks on kaardistada Kaiavere, Kaiu, Raigastvere ja Tamula järve ning Ähijärve valgala olevad koormusallikad, töötada välja nende koormusallikate mõju vähendamise meetmed, mis võimaldaks saavutada 6-12 aasta perspektiivis nende pinnaveekogumite hea seisundi.
TÖÖ LIIK:	Keskkonnauuring
TÖÖ TELLIJA:	Keskkonnaamet
Kontaktisik:	Margit Karu Tel +372 4477378 margit.karu@keskkonnaamet.ee
TÖÖ TÄITJA:	Kobras AS Registrikood 10171636 Riia 35, Tartu 50410 Tel +372 730 0310 http://www.kobras.ee Eesti Maaülikool Registrikood 74001086 Fr. R. Kreutzwaldi 1, Tartu 51006 Tel + 372 731 3001 http://www.emu.ee
Eksperdid:	Maris Palo – Kobras AS, keskkonnaekspert maris@kobras.ee Noeela Kulm – Kobras AS, keskkonnaekspert (veeproovivõtja atesteerimistunnistus: Nr 1536/18) noeela@kobras.ee Urmas Uri – Kobras AS, keskkonnaekspert urmas@kobras.ee Erki Kõnd – Kobras AS, projekterija erki@kobras.ee Martin Võru – Kobras AS, projekterija martin@kobras.ee

Ervin Reynaldo Piirsalu – Kobras AS, projekteerija

ervin@kobras.ee

Kert Kartau – Kobras AS, projekteerija

kert@kobras.ee

Siim Koppel – Kobras AS, projekteerija assistent

siim@kobras.ee

Ingmar Ott – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, professor

Tel +372 731 3575

ingmar.ott@emu.ee

Kairi Maileht – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, nooremteadur (veeproovivõtja
atesteerimistunnistus: Nr 1556/18)

kairi.maileht@emu.ee

Ronald Laarmaa – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja
keskkonnainstituut, Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, nooremteadur
(veeproovivõtja atesteerimistunnistus: Nr 1558/18)

ronald.laarmaa@emu.ee

Margot Sepp – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, teadur

margot.sepp@emu.ee

Katrin Ott – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, vanemlaborant

katrin.ott@emu.ee

Henn Timm – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
limnoloogiakeskus, vanemteadur

henn.timm@emu.ee

Maili Lehtpuu – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
limnoloogiakeskus, laborant

maili.lehtpuu@emu.ee

Peeter Pall – Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut,
peaspetsialist

peeter.pall@emu.ee

Kontrollija:

Ene Kõnd – Kobras AS, tehniline kontrollija

ARUANDES KASUTATUD LÜHENDID

A – Rootsi happelisusindeks

ASPT – taksoni keskmine tundlikkus

DSFI – Taani vooluvete fauna indeks

E – elektrijuhtivus ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

EPT – tundlike taksonite rikkus

EQRMMQ – koondseisundi ja etalontaseme suhe

H' – taksonierisus

HCO_3 – aluselisus (mg/l)

KHT_{Cr} – dikromaatne hapnikutarve (mgO/l)

LK – looduskaitse kategooriad (I, II, III)

LÜ – loomühikud

MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks

MMQ – suurselgrootute koondseisund

Nüld – üldlämmastiku sisaldus (g/m^3)

Pu – puhverdusvõime indeks, mis arvutatakse järve pindala, aastase veevahetuse, üldaluselisuse ja keemilise hapnikutarbe põhjal.

Püld – üldfosfori sisaldus (g/m^3)

REFMMQ – koondseisundi etalontase

SV – sissevool

T – taksonirikkus

VRD – veepoliitika raamdirektiiv

VV – väljavool

ÜVKA – ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava

SISUKORD

1. SISSEJUHATUS	7
2. TÖÖ METOODIKA.....	9
2.1 KOORMUSALLIKATE KAARDISTAMINE JA TOITEAINETE VOOGUDE HINDAMINE	9
2.2 VEESEIRE.....	10
2.3 ELUSTIKU SEIRE	14
2.4 SETTEKIHI PAKSUSE MÄÄRAMINE	16
2.5 SETETE ANALÜÜS	16
2.6 VRD NÕUETEGA KOOSKÖLAS VÄIKEJÄRVEDE ÖKOLOOGILISE SEISUNDI HINDAMINE	18
3. JÕEMÕISA-KAIU JÄRVESTIK	19
3.1 PINNAVEEKOGUMI OMADUSTE JA SEISUNDI KIRJELDUS	19
3.2 VÄLISKOORMUS.....	22
3.3 SISEKOORMUS.....	30
3.4 FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	42
3.5 SUURSELGROOTUTE SEISUND	48
3.6 SUURTAIMESTIKU JA FÜTOBENTOSE SEISUND	52
3.7 TULEMUSTE KOKKUVÕTE JA MEETMED JÄRVE TERVENDAMISEKS.....	53
4. KAIIVERE JÄRV	60
4.1 PINNAVEEKOGUMI OMADUSTE JA SEISUNDI KIRJELDUS	60
4.2 VÄLISKOORMUS.....	63
4.3 SISEKOORMUS.....	73
4.4 FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	76
4.5 SUURSELGROOTUTE SEISUND	83
4.6 SUURTAIMESTIKU JA FÜTOBENTOSE SEISUND	86
4.7 TULEMUSTE KOKKUVÕTE JA MEETMED SEISUNDI PARANDAMISEKS	87
5. RAIGASTVERE JÄRV	94
5.1 PINNAVEEKOGUMI OMADUSTE JA SEISUNDI KIRJELDUS	94
5.2 VÄLISKOORMUS.....	96
5.3 SISEKOORMUS.....	102
5.4 FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	105
5.5 SUURSELGROOTUTE SEISUND	111
5.6 SUURTAIMESTIKU JA FÜTOBENTOSE SEISUND	113
5.7 TULEMUSTE KOKKUVÕTE JA MEETMED JÄRVE SEISUNDI PARANDAMISEKS	113
6. TAMULA JÄRV.....	120
6.1 PINNAVEEKOGUMI OMADUSTE JA SEISUNDI KIRJELDUS	120
6.2 VÄLISKOORMUS.....	123
6.3 SISEKOORMUS.....	133
6.4 FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	137
6.5 SUURSELGROOTUTE SEISUND	146
6.6 SUURTAIMESTIKU JA FÜTOBENTOSE SEISUND	148

6.7	TULEMUSTE KOKKUVÕTE JA MEETMED JÄRVE TERVENDAMISEKS.....	149
7.	ÄHIJÄRV.....	156
7.1	PINNAVEEKOGUMI OMADUSTE JA SEISUNDI KIRJELDUS	156
7.2	VÄLISKOORMUS.....	159
7.3	SISEKOORMUS.....	166
7.4	FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	169
7.5	SUURSELGROOTUTE SEISUND	175
7.6	SUURTAIMESTIKU JA FÜTOBENTOSE SEISUND	178
7.7	TULEMUSTE KOKKUVÕTE JA MEETMED JÄRVE SEISUNDI PARANDAMISEKS	178
8.	TÖÖ JÄRELDUSED JA ETTEPANEKUD EDASISEKS	183
8.1	UURIMUSLIKU SEIRE PERIOOD JA SAGEDUS	183
8.2	PÕHJAVEE VÕIMALIK MÕJU	184
8.3	SEISUVEEKOGUDE SISSEVOOLUDE SEISUND.....	185
8.4	REGULEERITUD JÄRVEDE SEISUNDI MÄÄRAMINE	185
8.5	LOODUSLIKULT VANANEVATE JÄRVEDE SEISUND	187
9.	KASUTATUD MATERJALID.....	188
10.	LISAD.....	194
	LISA 1. TEHNILINE KIRJELDUS	194
	LISA 2. 23.09.2019 KOOSOLEKU PROTOKOLL	194
	LISA 3. JÄRVEDE UURIMUSLIK SEIRE 2019–2020 VAHEARUANNE.....	194
	LISA 4. SEIREPUNKTID.....	194
	LISA 5. VEEPROOVIDE ANALÜÜSITULEMUSED	194
	LISA 6. SISSEVOOLUDE MÕJUST JÄRVEDE LITORAALI SUURSELGROOTUTELE	194
	LISA 7. SUURTAIMEDE OHTRUSED JA LEVIKUSÜGAVUS	194
	LISA 8. BENTILISTE RÄNIVETIKATE LOENDUSANDMED	194
	LISA 9. VEEKIHI JA SETTEKIHI PAKSUS	194

1. SISSEJUHATUS

Veemajanduskavade teiseks perioodiks (2015–2021) on koostatud lisaks veemajanduskavadele¹ (Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond ja Koiva vesikond) ja meetmeprogrammile ka vesikonna veeseireprogramm 2016–2021 (edaspidi veeseireprogramm). Veeseireprogramm on Eesti pinna- ja põhjavee seisundist tervikliku ülevaate saamiseks koostatud tegevuskava, mis võtab arvesse Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik (veepoliitika raamdirektiiv, VRD), artikkel 8 lisa V keskkonnanormide ja nõudeid vastavalt veeseaduse² §-le 53. Veeseireprogrammi abil on võimalik jälgida keskkonnanormide eesmärkide saavutamist, hinnata inimtegevuse mõju veekeskkonnale ja saada usaldusväärseid andmeid tegelikust keskkonnaseisundist. Veeseireprogrammi elluviimisega tagatakse ühtne ja terviklik ülevaade vee seisundist igas valgala piirkonnas. Veeseireprogrammi koostamise aluseks on lisaks VRD-le keskkonnaministri 01.09.2019 määrus nr 35³ „Vesikonna veeseireprogrammi sisu, veeseireprogrammi koostamise põhimõtted, meetodid ja metoodika ning rakendamise nõuded“. Veeseireprogrammi kohaselt on uurimusliku seirega võimalik välja selgitada põhjused, miks keskkonnanormide eesmärke ei suudeta saavutada. Uurimusliku seire läbiviimise alusteks veekogumil on järgmised asjaolud: I) ülevaate seiret on eelnevalt teostatud, kuid seatud keskkonnanormide ületamise põhjused on siiski teadmata, II) teha kindlaks reostuse ulatus ja mõju, III) saada teada eesmärgi saavutamise potentsiaalne aeg, sõltuvalt põhjustest.

Ülevaateseires on seni käsitletud mitmeid väikejärvi, mis on olnud aastaid kesises või halvas seisundis. Eesti Maaülikool on teinud ettepaneku (väikejärvede hüdrokeemilise ja hüdrobioloogilise seire lõpparuannetes), et väikejärvedel, mis on juba pikemat aega kesises ökoloogilises seisundis (Kaiavere, Kaiu, Raigastvere, Tamula ja Ähijärv), tuleks mittehea seisundi põhjuste väljaselgitamiseks ja seisundit parandavate meetmete väljatöötamiseks läbi viia uurimuslik seire.

Riigihanke „Järvede uurimuslik seire 2019–2020 (Keskkonnaamet)“ (viitenumber 209509) raames viivad Kobras AS ja Eesti Maaülikool läbi uurimuslikku seiret, mille eesmärgiks on kaardistada Kaiavere, Kaiu, Raigastvere, Tamula ning Ähijärve järve valgalaal olevad koormusallikad, töötada välja nende koormusallikate mõju vähendamise meetmed, mis võimaldavad saavutada 6–12 aasta perspektiivis nende pinnaveekogumite hea seisundi (vt lisa 1). Juhul, kui koormusallikate kaardistamise mõju vähendamise meetmete väljatöötamise käigus ilmneb, et koormusallikad puuduvad, aga pinnaveele seatud piirnormid on siiski ületatud, on töö eesmärgiks tuua välja, millised seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedielemendid ja -näitajate seisundiklasside piirid vajaks korrigeerimist ja teha muutmise ettepanek või tuua välja selleks vajalikud eeltegevused ja nende ligikaudne maksumus.

23.09.2019 toimus tellija ja töö täitja esindajate kokkusaamine töö tingimuste täpsustamiseks (vt lisa 2). Vahearuanne, mis kokkusaamisel kokkulepitust tulenevalt sisaldas pinnaveekogumite omaduste kirjeldust, töö metoodika kirjeldust, täpset seirekava (sh seirepunktide koordinaadid) ja vahearuande esitamise ajaks läbi

¹ Veemajanduskavad 2015–2021, kinnitatud Vabariigi Valitsuse protokollilise otsusega 07.01.2016.

² Veeseadus, vastu võetud 30.01.2019.

³ „Vesikonna veeseireprogrammi sisu, veeseireprogrammi koostamise põhimõtted, meetodid ja metoodika ning rakendamise nõuded“, keskkonnaministri 01.09.2019 määrus nr 35.

viidud seire tulemusi, esitati tellijale 29.11.2019 (vt lisa 3). Tellija esitas 04.12.2019 vahearuande kohta märkused, millega on arvestatud lõpparuande koostamisel.

2. TÖÖ METOODIKA

Uuritavate pinnaveekogumi omaduste ja seisundi kirjeldus põhineb olemasoleval kirjandusel ja riikliku seire raames kogutud seireandmetel ja seirearuannetel.

Veekogumeid mõjutava inimtekkelise väliskoormuse analüüsiks kaardistatakse andmebaasides olemasoleva info põhjal uuritavate pinnaveekogumite valgaladel asuvad punktkoormusallikad ja olulised hajukoormusallikad.

Välitööd hõlmavad uuritavate pinnaveekogumite vahetut valgala. Välitöid ei tehta järvedesse suubuvate eraldi veekogumeid moodustavate jõgede ja ojade (Kaiavere järve suubuv Amme jõgi ja Kõlaoja, Raigastvere järve suubuv Nava oja, Kaiu järve suubuv Kääpa jõgi, Uhmardu jõgi ja Ristimurru kraav) valgaladel (vt Joonis 3, Joonis 32, Joonis 53). Lähtutakse veemajanduskavade 2021–2027 koostamise eeltööde raames täpsustatud veekogumite valgalade piiridest (Maves OÜ, 2019).

Välitöödel teostatakse huvipakkuvate koormusallikate paikvaatlusi, võetakse veeproove, määratakse settekihi paksus ja võetakse setteproove.

Kogutud andmete põhjal antakse hinnang uuritavate pinnaveekogumite lämmastiku ja fosfori voogude kohta ning tuuakse välja inimtekkeliste ainevoogude osakaal, millest tulenevalt selgitatakse välja rakendusuuringute vajadus ning töötatakse välja meetmekavad veekogumite seisundi parandamiseks.

2.1 Koormusallikate kaardistamine ja toiteainete voogude hindamine

Reoveepuhastite, kodumajapidamise ja tööstuste heitvee väljalaskmete kaardistamisel lähtuti andmebaasides olemasolevast infost (EELIS), majapidamiste ja tööstusettevõtete paiknemisest valgalal (Maa-amet) ja välitööde tehtud vaatlustest. Heitvee väljalaskmete koormuse hindamisel lähtuti veekasutusaruannetes esitatud aastasest koormustest. Sademevee- ja drenaažvee väljalaskmete kaardistamisel lähtuti andmebaasides olemasolevast infost (EELIS). Maatulundusmaa kuivendusvee ja kaevandusvee kogujakraavid kaardistati Maa-amet põhikaardi ning maardlate ja maaparandussüsteemide kaardikihtide põhjal. Tihedamalt asustatud alade kohta saad lisainfot ühisveevärgi- ja kanalisatsiooni arengukavadest (edaspidi ÜVKA).

Valgalal asuva ühiskanalisatsiooniga liitumata elanikkonna välja selgitamisel lähtuti Statistikaameti rahvaarvu 1x1 km ruudustiku andmetest (01.01.2019 seisuga). Valgala piiridel arvestati ruudustiku elanike arv ümber valgale jääva pindala osakaalu alusel. Ruutudes, mille elanike arvuks oli määratud <4, arvestati selliste ruutude keskmise elanike arvuga (1,16 elanikku) (leiti selliste ruutude summaarne elanike arv Eestis ja jagati ruutude arvuga). Reoveekogumisalade olemasolul lahutati ÜVKA-des esitatud ja vee-ettevõtjalt saadud informatsiooni põhjal ühiskanalisatsiooniga liitunud elanike arv.

Tamula järve valgale jääb Võru linn, asustustiheduse hinnang anti eraldi linna ja sellest väljapoole jääva piirkonna kohta. Tamula järve juures hõlmab reoveekogumisalala vaid osaliselt järve valgala. Kuna rahvaarvu 1x1 ruudud on samuti vaid osaliselt reoveekogumisalaga kaetud, arvestati ühiskanalisatsioonita elanike arvu hindamisel lisaks elu- ja ühiskondlike hoonete arvuga (Maa-amet, ETAK) ja Meegomäe küla näitel arvestatud hoone keskmise elanike arvuga.

Ühiskanalisatsiooniga liitumata elanikkonna põhjustatud koormust hinnati ühiskanalisatsiooniga liitumata inimeste hinnangulise arvu järgi. Arvestati, et üks inimene toodab päevas hinnanguliselt 11 g üldlämmastikku ja 1,8 g üldfosforit (ATV-DVWK-A 131E standard, 2000). Mugavusteta majadest (kuivkäimlatega) jõuab hajaasustuses siseveekogudesse väike osa – 5% üldlämmastikku ja 0,03% üldfosforit (Keskkonnaministeerium, AS Maves, 2006).

PRIA andmebaasi põllumassiivide osas lähtuti PRIA WFS teenuse põllumassiivide andmetest (põllumassiivid, millele on taotletud pindalatoetusi kahel viimasel aastal). Põllumassiividelt lähtuvat koormust on hinnatud põllumassiivide pindala ja põllumajanduslike maakattetüüpide keskmise inimtegevuse tekitatud koormuse alusel (14,7 kgN/ha ja 0,27 kgP/ha (Loigu *et al.*, 2010)).

PRIA andmebaasis registreeritud vähemalt 10 loomühikut (edaspidi LÜ) pidavate loomakasvatiskohtade kindlaks tegemisel lähtuti PRIA WFS teenuse loomakasvatiskohtade andmetes märgitud loomade liigist ja arvust, PRIA veebikaardi andmetes märgitud tootmissuunast ja maaeluministri 30.09.2019 määruse nr 73⁴ loomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsientidest. PRIA registris veiste pidamise tootmissuuna „põllumajandusloomade aretus ja kasvatus“ puhul arvestati loomühikuteks arvutamise koefitsiendiks piimalehmade koefitsienti 1,00. Sigade pidamisel puhul arvestati loomühikuteks arvutamise koefitsiendiks nuumsigade koefitsienti 0,03.

Loomapidamisest tuleneva koormuse kirjeldamisel lähtuti maaeluministri 30.09.2019 määruses nr 73 esitatud looma väljaheidete toiteelementide sisaldusest. Seejuures on samuti arvestatud veiste pidamise tootmissuuna „põllumajandusloomade aretus ja kasvatus“ piimalehma ning sigade puhul nuumsigade kohta määratud toiteelementide sisaldusega. Osa loomakasvatusest tekkivatest väljaheidetest jääb karjamaadele, kus toiteained osaliselt ära kasutatakse ning osaliselt põhja- ja pinnavette kantakse. Osa väljaheidetest kogutakse loomakasvatushoonete juures sõnnikuhoidlatesse ja kasutatakse ära põldude väetamiseks. Erinevate ekspertide hinnangul võib loomapidamishoonete sõnnikuhoidlatest lämmastiku kadu moodustada 10–30% ja fosfori kadu 1–5% (Loigu *et al.*, 2012).

Valgala maakattetüüpide analüüs tehti Corine maakattetüüpide (referentsaasta 2012) ja Eesti tingimustele vastavate toiteainete ärakande koefitsientide (Loigu & Iital, 2007; Loigu *et al.*, 2010) alusel.

Veekogude veepinnale sademetega jõudva lämmastiku ja fosfori koormuse hindamiseks kasutati perioodi 2014–2017 sademete seire andmeid.

2.2 Veeseire

Pinnavee seiret tehti aasta jooksul neljal korral:

- 2019 III kvartal 24.09.2019 ja 26.09.2019;
- 2019 IV kvartal 09.01.2020 ja 14.01.2020;
- 2020 I kvartal 31.03.2020 ja 25.03.2020;

⁴ „Eri tüüpi sõnniku toitainesisalduse arvutuslikud väärtused, põllumajandusloomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid ja sõnnikuhoidla mahu arvutamise metoodika“, maaeluministri 30.09.2019 määrus nr 73.

- 2020 II kvartal 18.06.2020 ja 17.06.2020.

Kaardianalüüsi põhjal määratleti huvipakkuvad pinnaveekogumitesse suubuvad veejuhtmed (sh sademeveetorustiku väljalaskmed), mis vaadati üle seiretöödele eelnenud paikvaatlustel (19–20.09.2019). Pinnavee seirepunktid määratleti arvestades ligipääsetavust veejuhtme suubumiskohale, veejuhtme valgala maakasutusest tulenevat potentsiaalset reostuskoormust (arvestades kaardistatud koormusallikaid), vee olemasolu ja voolutingimusi (seejuures arvestati sademeterohkel perioodil või suurvee ajal potentsiaalselt kaasneva veekoguse ja voolutingimuste muutumisega).

Tamula järve vahetul valgala asub nii tiheasustusala kui ka madalama asustusega piirkondi. Valgala paremaks iseloomustamiseks määratleti valgala hajukoormust iseloomustavad seirepunktid.

Seirepunktide täpsem asukoht on esitatud aruande lisas (vt lisa 4).

Välitöödel mõõdeti ujukmeetodil voolukiirus, võeti veeproovid ja mõõdeti sondiga (YSI – 6600) vee pH, vee hapnikusisaldus, vee temperatuur ja elektrijuhtivus.

Veeproovides määrati Eesti Keskkonnauuringute Keskuse Tartu laboris biokeemiline hapnikutarve (BHT5), üldlämmastiku (Nüld) sisaldus, üldfosfori (Püld) sisaldus ja heljuvaine (HA) sisaldus.

Veeproove võeti üldjuhul voolavast veest, kuna vaid sel juhul iseloomustab veeproov uuritavasse pinnaveekogumisse lisanduvat koormust. Mõnel juhul võeti veejuhtme võimaliku mõju iseloomustamiseks veeproov ka seisvast veest. Proovide võtmisel järgiti keskkonnaministri 03.10.2019 määrusega nr 49⁵ sätestatud nõudeid.

Iga koormusallika kohta hinnati biokeemilise hapnikutarbe (BHT5), üldlämmastiku (Nüld), üldfosfori (Püld), heljuvaine (HA) aastane heitkogus. Koormusallikate aastane koormus leiti lineaarse sammuga interpoleerimise abil. Aastase heitkoguse hinnangule anti usaldusvääruse taseme eksperdiarvamus. Usaldusvääruse taset hinnatakse 4-astmelisel skaalal⁶:

- 1 – kõrge usaldusväärus;
- 2 – keskmine usaldusväärus;
- 3 – madal usaldusväärus;
- 0 – väga madal usaldusväärus.

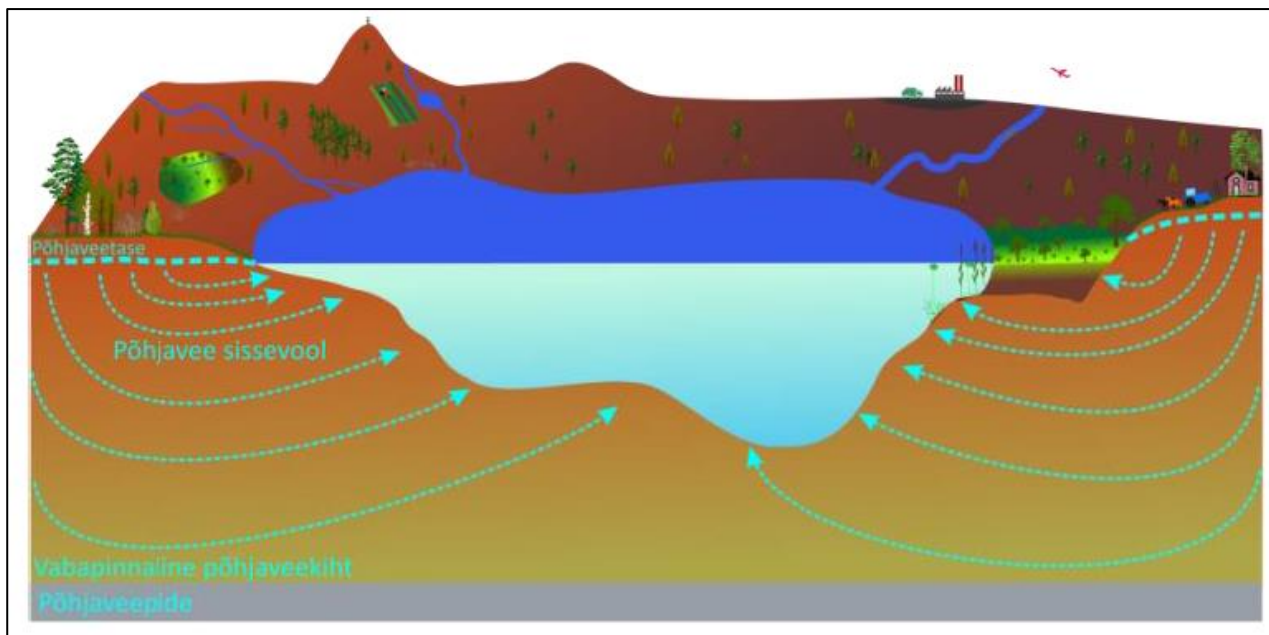
Veeproovide analüüsiaktid on esitatud aruande lisas (vt lisa 5).

2.2.1 Põhjaveeseire

Veekogud toituvad lisaks valgalt pärinevale äravoolule ka põhjaveest, mis lisandub järve põhja, järve nõo nõlvadel põhjavee väljakiildumisaladel kujunenud liigniiskete alade kaudu või väljakiilduvat põhjavett koguvate veejuhtmete kaudu (Joonis 1).

⁵ „Proovivõtumeetodid“, keskkonnaministri 03.10.2019 määrus nr 49.

⁶ Märgime, et usaldusvääruse tasemete skaala ei lange kokku keskkonnaministri 16.04.2020 määruse nr 19 seisundiklassi määrangu usaldusvääruse astmetega.



Joonis 1. Järve põhjavee toiterežiimi suurte negatiivsete pinnavormide põhjas asuvate järvede korral. Põhjaveetase järve ümbruses on järve veetasemest kõrgem ja põhjavesi imbub kogu nõo ulatuses järve (Terasmaa et al., 2015).

Terasmaa et al. (2015) töö „Põhjaveekogumi veest sõltuvad ökosüsteemid, nende seisundi hindamise kriteeriumid ja seirevõrk“ eesmärk oli muuhulgas välja selgitada põhjaveekogumite veest sõltuvad seisuveekogumid ja nende seisundi hindamise kriteeriumid, mis iseloomustavad põhjaveest põhjustatud muutusi seisuveekogumis. Vainu et al. (2019) ajakohastas varasemalt koostatud kontseptuaalsed mudeleid vastavalt lisandunud teabele.

Selleks, et hinnata põhjavee mõju pinnaveele, tuleb pinna- ja põhjaveest mõõta samu näitajaid. Põhjaveele ei ole kehtestatud Nüld ega Püld läviväärtusi, mistõttu nende sisaldust tavapärase põhjaveeseire käigus ei hinnata.

Põhjavee äravool oleneb ala geoloogilistest tingimustest, järve geneesist, aga ka settekihi paksusest, sette paiknemisest ja omadustest. Järvede puhul on lisanduva põhjavee osakaalu arvestamine töö- ja ajakulukas ning arvukate meetodiliste väljakutsetega protsess, mistõttu on selliseid uuringuid vähe tehtud. Aruande koostajatele teadaolevale Eestis järvede põhjaveetoite osakaalu kohta uuringud puuduvad.

Terasmaa et al. (2015) töös soovitatakse seirekaevudes määratud toiteainete kontsentratsioonide puhul seisuveekogule avalduva mõju hindamisel lähtuda seisuveekogu tüübile vastavast kesise seisundi läviväärtusest ja lahendusfaktorist 0,5 (väljendab veekogu toitest põhjavee osakaalu). Kaiavere ja Raigastvere järv on VRD II tüüpi järved ja vastavad keskkonnaministri 16.04.2020 määruse nr 19⁷ veekogutüübile S2 (vee keskmise karedusega madal järv), mille puhul vastab kesisele seisundile üldfosfori sisaldus vähemalt 0,06 mg/l

⁷ „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmatavate veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“, keskkonnaministri 16.04.2020 määrus nr 19.

ja üldlämmastiku sisaldus 1,01 mg/l. Arvestades lahjendusfaktorit tuleks põhjaveeseire korral lugeda kesisele seisundile vastavaks üldfosfori sisalduseks vähemalt 0,12 mg/l ja üldlämmastiku sisalduseks 2,02 mg/l.

Järgnevalt on kirjeldatud skeemi põhjavee võimaliku mõju tuvastamiseks (Terasmaa et al., 2015). Esmalt määratletakse olemasoleva andmestiku põhjal veekogumi seisnud. Kui veekogu halvema kui hea seisundi vähemalt osaliseks põhjuseks on liiga kõrge Nüld ja/või Püld või ohtlike ainete sisaldus, siis hinnatakse järgmises etapis, kas seisundit on muuhulgas mõjutanud punktreostusallikad. Kui on, siis punktreostusallika likvideerimiseni võib põhjavee mõju välistada. Tegelikult mõjutavad veekogu seisundit sageli nii punkt- kui hajureostusallikad (sh põhjavesi) samaaegselt, kuid lihtsustamise mõttes eeldatakse, et punktreostusallika(te), kui kergemini piiritletava(te) ja tõestatavate mõju on olulisem. Kui eelnevate etappidega ei ole võimalik välistada veekogu mittevastava seisundi põhjustajana põhjavee kvaliteeti, siis tuleb järgmises etapis analüüsida põhjavee kvaliteedinäitajaid. Põhjavee kvaliteedi negatiivse mõju saab välistada, kui saasteaine sisaldus põhjavees ei ole üle kahe korra kõrgem (arvestatakse lahjendusfaktorit 0,5) kui vastava seisuveekogu tüübiomane kesisele seisundile vastav läviväärtus. Veekogude puhul, millel ei ole sel viisil võimalik välistada põhjavett mittevastava seisundi põhjusena, tuleb läbi viia põhjalikum välitööd sisaldav uuring, et selgitada välja kas mittehea seisund võib olla tingitud põhjaveekogumi vee kvaliteedist.

2015. aastal koostatud töös uuriti ka Raigastvere järve, mis asub varasema Kvaternaari Saadjärve põhjaveekogumi nr 34 levikuala ääres (keskkonnaministri 01.10.2019 määrusest nr 48 tulevalt liidetud Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogumiga Ida-Eesti vesikonnas ja Kesk-Devoni põhjaveekogumiga Ida-Eesti vesikonnas). Võimaliku põhjavee mõju hindamise skeemi kohaselt toodi välja, et pinnaveekogumi seisune on mittehea, et ei ole teada, kas seisund võib olla põhjustatud punktkoormusallikatest, ning et põhjaveeseire kaevudes üldfosforit ja üldlämmastiku määratud ei ole. Varasema Kvaternaari Võru põhjaveekogumi nr 38 (keskkonnaministri 01.10.2019 määrusest nr 48 tulevalt liidetud Kesk-Devoni põhjaveekogumiga Ida-Eesti vesikonnas) puhul toodi välja Tamula järve mittehea seisund, mis ei ole põhjustatu punktkoormusallikatest, samas ei ole põhjavee seirekaevudes mitteheas seisundis näitajat üldfosforit määratud. Teisi uurimusliku seire käigus uuritavaid järvi töös potentsiaalselt põhjaveekogumist sõltuvatena ei käsitletud.

2019. aastal koostatud töö üks eesmärkidest oli loetleda, millised põhjaveekogumite veest sõltuvad ökosüsteemid Eestis ei saavuta tõenäoliselt aastaks 2027 keskkonnanäesmärke ning kirjeldada inimtekkelisi koormusi, mis takistavad keskkonnanäesmärkide saavutamist. 2015. aastal määratleti olulised põhjaveekogumitest sõltuvad seisuveekogud. Neist seitsme puhul oli 2017. aasta seisu põhjal mitteheas seisundis selline element või näitaja, millele võib avalduda põhjavee kvaliteedi otsene mõju. Sealhulgas on nimetatud Tamula järve, mille puhul on põhjavee poolt potentsiaalselt mõjutatavaks näitajaks Püld ja koormusallikana on nimetatud hajukoormust sademeveest. Teine nimetatud järv on Raigastvere, millel on koormusallikaks hajukoormus haritavalt maalt.

Selleks, et saada selgust põhjavee võimalikust mõjust võeti uurimusliku seire käigus põhjaveeproove Raigastvere ja Kaiavere järve vahetul valgalal asuvatest kaevudest (vt Joonis 48, Joonis 66).

2.3 Elustiku seire

Igas uuritavas pinnaveekogumis teostati elustiku seiret pinnaveeseire raames uuritavate veejuhtmete suubumise piirkonnas, kus tehti bentiilise ränivetikakoosluse, veekogu suurtaimestiku ja suurselgrootute põhjaloomade analüüs. Uurimusliku seire raames keskenduti veejuhtmete suubumise piirkonnale, mistõttu ei ole elustiku seire tulemused valdavalt võrreldavad varasemalt tehtud seirega.

2.3.1 Suurselgrootute (põhjaloomade) analüüs

Proovide võtmine ja analüüs

Suurselgrootud on palja silmaga nähtavad selgrootud loomad. Nende proove veekogude seisundi hindamiseks järvede madalaveelistes osades ehk litoraalis on asjakohane koguda kas kevadel (enne suurema osa veeputukate valmikute väljalendu) või sügisel (pärast uute põlvkondade ilmumist). Suurselgrootuid püüti nelinurkse standardkavaga (EVS-EN ISO 10870:2012). Proovid võeti ca 10 m pikkustelt ühelaadilise põhjaga aladelt. Igast järvest ja nende suurematest sissevooludest võeti üks liitproov, mis koosnes viiest juhuslikult paigutatud jala- või (pehmel põhjal) tõmbeproovist ning kvalitatiivsest proovist (Medin *et al.*, 2001). Jalaproovi puhul (kivisel põhjal) segatakse jalaga põhja vertikaalselt paigutatud kahva ees ning tõmmatakse siis kahvaga läbi selle sogastatud vee. Kolm sellist, üksteisele vahetult järgnevat "jalajälge", loetakse 1 m pikkuseks ja kahva laiuseks (25 cm) prooviks. Tõmbeproovil (liivasel või mudasel põhjal) tõmmatakse kahvaservaga piki põhja või õõtsikserva 1 m ulatuses. Iga üksik proov kattis seega 1 m pikkuse osa (0,25 m²) järvepõhjast või kaldaservast. Kvalitatiivsed proovid pole pindalapõhised, nad hõlmavad nii prooviaala tüüpilisi kui ka ülejäanud elupaiku (kui neid on). 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 reeglina suuremat suurendust. 2020. aastal kogutud taksonite nimestik ja arvukused on esitatud aruande lisas (vt lisa 6).

Litoraali selgrootute puhul ei ole järvedes proovialade paigutuses praktiline järgida samasugust mustrit nagu vee- või planktoniproovide puhul. Vaadeldavate järvede sissevoolude suudmed olid enamasti tugevasti soostunud või paiknesid nende madalaveelised osad tihedas roostikus. Sellised paigad pole piisavalt hästi võrreldavad nende aladega, kus järvede seisundit tavapäraselt hinnatakse. Pealegi võib suudmete vahetus läheduses leiduda ka voolulembesi liike, kes järve seisunditaset hoopis tõstavad (soisusele vaatamata). Seepärast paigutati 2020. aasta proovid varem uuritud paikadega võrreldes suurematele sissevooludele lähemale, kuid mitte otse suudmetesse. Lisaks võrreldi suurselgrootute seisundit nii uuritavate järvede kui ka nende sisse- ja väljavoolude endi varasema seisundiga, kui selline materjal oli kättesaadav (H. Timm, isiklik andmebaas).

Seisundi hindamine

Seisundi iseloomustamiseks hinnati järvedes taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson, 1999), ASPT indeks (Armitage *et al.*, 1983), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmestiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat, 1988) ning Rootsi happelisuusindeks (Johnson, 1999). Vooluvetes happelisuusindeksit ei

arvutatud, kuid kasutati Taani vooluvete fauna indeksit DSFI, mis väljendab orgaanilise reostuse taset (Skriver *et al.*, 2000). Taksonirikkus, H', ASPT, DSFI ja EPT on seisundiga võrdelised, happelisusindeks aga happelisustasemega pöördvõrdeline. Taksonierisust hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude indeksite puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi. Eesti järvede bioseisundi määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnusele 2000.–2006. aasta andmete põhjal on keskkonnaministri 16.04.2020 määruses nr 19. Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale 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 eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. Environmental Quality Ratio (EQR) tähendab tulemust protsentides, võrreldes etalonväärtusega (25). Summa 23–25 (EQR 90–100%) tähistab kokkuvõttes väga head, 18–22 (EQR 70–90%) head, 10–17 (EQR 40–70%) kesist, 6–9 (EQR 20–40%) halba ja 0–5 (EQR <20%) väga halba seisundit. Keskkonnaministeeriumi soovitusel loetakse alates 2016. aastast järvedes väga heaks seisundiks vahemikku 22–25 (EQR >85%), mitte 23–25 (EQR >90%) nagu varem ja nagu jõgedes siiani. Kui kasutada sai ainult nelja indeksit (näiteks juhul, kui happelisusindeks ilmselt "valetas"), siis on vastavad vahemikud 18–20 (väga hea), 14–17 (hea), 8–13 (kesine), 6–7 (halb) ja <6 (väga halb). Etalonväärtus on sel juhul 20.

Varasematel aastatel kasutati seisundi hindamiseks ka ainult kvalitatiivseid proove. Nende puhul on praeguse töö mõttes võrreldav ainult ASPT indeks, mis väljendab taksoni keskmist tundlikkust. Kui samast kohast oli eri aegadel võetud nii kvalitatiivseid kui ka kaasaegseid proove, siis kasutati seisundi väljendamiseks ainult viimaseid. Peale seisundindeksite arvutati iga koha tarvis ka voolu- ja põhjatingimusi kirjeldav indeks MESH (Timm *et al.*, 2011). See põhineb loomaliikidest indikaatoritel ning saab muutuda vahemikus 0–3. Null näitab mudase põhjaga seisvat vett ning 3 kiiret voolu ja kivist põhja.

2.3.2 Suurtaimestiku ja fütobentose analüüs

2020. a juulis (vahemikus 27.07–29.07) teostati välitööd kuuel uuritaval järvel (Jõemõisa-Kaiu järvestikus uuriti suurtaimestikku suuremate sissevoolude (Kääpa jõgi ja Uhmardu jõgi) sissevoolude juures Kaiu järvel ja Papijärvel) ja vaadeldi iga järve puhul võimaliku koormusallika (veejuhtme) mõju vahetult koormusallikaga piirneval alal. Igas punktis seirati taimekooslust kuni 400 m profiilina (uuritav ala, mis algab veepiirist ja ulatub veesisese taimestiku maksimaalse levikusügavuseni) piki järve kallast ning registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ja kolme peamise ökoloogilise taimerühma (kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed) maksimaalsed levikusügavused.

Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale (1–5) ning see omab järgmisi väärtusi:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukalt hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;
- 4 – palju, dominant või subdominant;

5 – massiliselt leviv dominant.

Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuringupunktides on esitatud aruande lisas (vt lisa 7).

2020. a juulis (vahemikus 27.07–29.07) teostati välitööd kuuel uuritava järvel ning igast järvest koguti bentiliste ränivetikate proovid litoraali vööndist 0,5 meetri sügavuselt kividelt või suurtaimedelt.

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

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

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

Bentiliste ränivetikate loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8).

2.4 Settekihi paksuse määramine

Järvede sügavuse mõõtmisi teostati paadist. Mõõtmiseks kasutati seadet MX Aquatic Habitat Echosounder, mille abil mõõdeti põhja sügavused veepinnast. Kusjuures iga järve puhul teostati mõõtmistäpsuse kontroll mõõtes juhuslikest kohtadest sügavusi ka mõõtelatiga. Absoluutkõrgussüsteemis (EH2000) kõrguste esitamiseks mõõdeti igal mõõtmispäeval veetaseme absoluutkõrgused RTK GPS Trimble R10 instrumendiga ja VRS Now püsijaamade võrgu abil.

Peale veetasemete mõõtmist teostati muda paksuste mõõtmised. Muda paksuste mõõtmiseks kasutati kuni 11 m pikkust geoloogilist sondi. Algselt oli kavas muda paksuste mõõtmine teostada talvisel perioodil jääkattelt, kuid kuna 2019.–2020. aasta talvel püsivat jääkatet ei tekkinud, ei olnud jääkattelt mõõtmine võimalik ja muda paksuste mõõtmistega oli võimalik alustada alles 2020. aasta kevadel. Muda paksuste mõõtmine teostati sarnaselt veekihi paksuste mõõtmisega paadist. Paadist muda paksuste mõõtmine oli võrreldes kavandatud jäält mõõtmisega keerulisem ja võttis rohkem aega. Paadist oli võimalik mõõtmiseks kasutatav sond süvistada vaid nii sügavale, et see inimjõudu kasutades ka kätte saadav oli. Igas uuringupunktis ei olnud võimalik leida muda kogupaksust, sest väga tiheda muda korral ei olnud võimalik sondi mudast kätte saada.

Veekihi paksuse ja settekihi paksuse mõõtmise tulemused on esitatud aruande lisas (vt lisa 9).

2.5 Setete analüüs

Setete keemiline analüüs aitab selgitada sekundaarreostuse ohtu. Selleks analüüsiti kahe peamise toiteaine, fosfori ja lämmastiku jaotust sette profiilis. Koguste vertikaalne jaotus ja sette tüsedus aitavad anda hinnangut reostunud sette osale. Settes olevate koguste väärtuste võrdlemine väliskoormusega koos vee omaduste dünaamikaga võimaldavad prognoosida ökoloogilise seisundi dünaamikat ja teha vajadusel tervendamismeetodite ettepanekuid.

Proovivõtt

Järvedest leostuva sisekoormuse osakaalu hindamiseks võeti setteproovid iga järve profundaali ühest proovipunktist järgmistel kuupäevadel:

- Kaiavere järv 21.05.2020;
- Raigastvere järv 03.07.2020;
- Tamula järv 11.08.2020;
- Ähijärv 16.07.2020;
- Kaiu järv 25.08.2020;
- Papijärv 25.09.2020;
- Jõemõisa järv 13.10.2020.

Mudakihi paksuse mõõtmine ja setteproovide võtmine oli planeeritud teha jääkattelt. Jääkatte puudumise tõttu lükkusid tööd hilisemaks. Tihedama graafiku tõttu tuli mitme järve puhul võtta setteproovid enne veesügavuse ja mudakihi paksuse mõõtmist. Setteproovide asukohad on märgitud veekihi paksuse ja settekihi paksuse mõõtmise tulemuste joonistel (vt lisa 9).

Setteproovide kogumiseks kasutati Uwitec tüüpi settepuuri, mille abil saadi 6 cm läbimõõduga puursüdamikud koos sette pinna kohal oleva vee kihiga.

Laboratoorsed analüüsid

Sette keemilise koostise määramiseks lõigustati puursüdamikud 1 cm paksusteks kihtideks. Sete säilitati kuni analüüside läbiviimiseni 4 °C juures pimedas (külmikus), et hoida ära muutusi sette keemilises koostises. Setteproovid homogeniseeriti enne analüüside teostamist.

Sette keemilised parameetrid

Laboratoorsete analüüside käigus määrati kõigist settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine sisaldus. Kuivainesisalduse määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 24 tunni jooksul. Kuivaine sisaldus arvutati kuivatamiseelse ja -järgse kaalutise vahena. Orgaanilise aine sisaldus määrati pärast õhkkuiva sette põletamist 550 °C juures 4 tunni jooksul.

Üldfosfor lõigustatud settekihtides määrati Hupferi *et al.* (1995) kirjeldatud meetoditega. Üldlämmastik lõigustatud settekihtides määrati vastavalt standardile ISO 11261 Eesti Keskkonnauuringute Keskuse Tartu laboris.

Inkubatsioonikatse

Settefosfori ja -lämmastiku inkubatsioonikatse jaoks kasutati järvedest kogutud settepuursüdamikke. Igas järve puhul kasutati kolme paralleeli nii aereeritud kui ka aereerimata olekus. Aereerimata katsetorud olid suletud ning inkubatsiooniperioodi käigus kujunes settetorus hapnikuvaba keskkond. Seega aereeritud torudes jäi settepind hapnikurikkaks, aereerimata torudes aga mitte. Aereeritud settepind talitleb osade settetüüpide puhul tõkkena, mis ei lase redokstundlike ionidega (raud, mangaan) seotud fosforil settest välja veesambasse difundeeruda. Katseseade paiknes hämaras ruumis (valgustihedus < 1 lx) konstantsel temperatuuril 12 °C. Settest vette lekkivate ainekoguste määramiseks inkubeeriti settetorusid erineva

kestusega, mis on esitatud tulemuste joonistel. Inkubatsiooniperioodi jooksul vabanevate/seotud fosforihulkade hindamiseks määrati enne ja pärast katset sette kohal olevas vees lahustunud fosfaatioonide sisaldus spektrofotomeetriliselt molübdeensinise meetodil Murphy ja Riley (1962) ning üldlammastik F. Koroleffi meetodil (Grasshoff, 1976; Koroleff, 1982). Üldlammastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga.

2.6 VRD nõuetega kooskõlas väikejärvede ökoloogilise seisundi hindamine

Eesti järvede seisundi hindamise meetodika on harmoniseeritud VRD interkalibreerimise protsessis. Eesti osales selles töös kaheksa aasta jooksul Balti/Keskökoregiooni riikide hulgas. Hindamise meetodika on kirjeldatud keskkonnaministri 28.07.2009 määruses nr 44⁸. Seda meetodikat kasutati väikejärvede seires kuni keskkonnaministri 16.04.2020 määrus nr 19⁹ kehtestamiseni.

Meetodi sisu kohta tsitaat keskkonnaministri 28.07.2009 määruses nr 44 § 29:

„... (5) Kõigist kvaliteedinäitajatest, millele on määratud ökoloogiline seisundiklass, valitakse välja 2/3, mille ökoloogiliste seisundiklasside alusel määratakse maismaa seisuveekogumi ökoloogiline seisundiklass. Valiku tegemisel lähtutakse käesoleva paragrahvi lõikes 3 sätestatud nõuetest. Valikust jäetakse välja need kvaliteedinäitajad, mille ökoloogiline seisundiklass on teiste kvaliteedinäitajatega võrreldes halvem.“

Nimetagem siinjuures, et vooluveekogumite ja rannikuveekogumite ökoloogiline seisundi hindamine oli järvedest erinev.

Eesti pinnaveekogumite seisundi 2019. aasta ajakohastatud vahehindangus (Muna *et al.*, 2020) on seisundi hinnangute andmisel lähtutud keskkonnaministri 16.04.2020 määruses nr 19 § 29 kirjeldatud meetodikast:

„...(2) Maismaa seisuveekogumi ökoloogiline seisundiklass määratakse bioloogiliste kvaliteedielementide ökoloogiliste seisundiklasside ja bioloogilisi kvaliteedielemente toetavate füüsikalise-keemiliste üldtingimuste ökoloogilise seisundiklassi alusel halvima järgi, ...“

⁸ „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“, keskkonnaministri 28.07.2009 määrus nr 44.

⁹ „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“, keskkonnaministri 16.04.2020 määrus nr 19.

3. JÕEMÕISA-KAIU JÄRVESTIK

3.1 Pinnaveekogumi omaduste ja seisundi kirjeldus

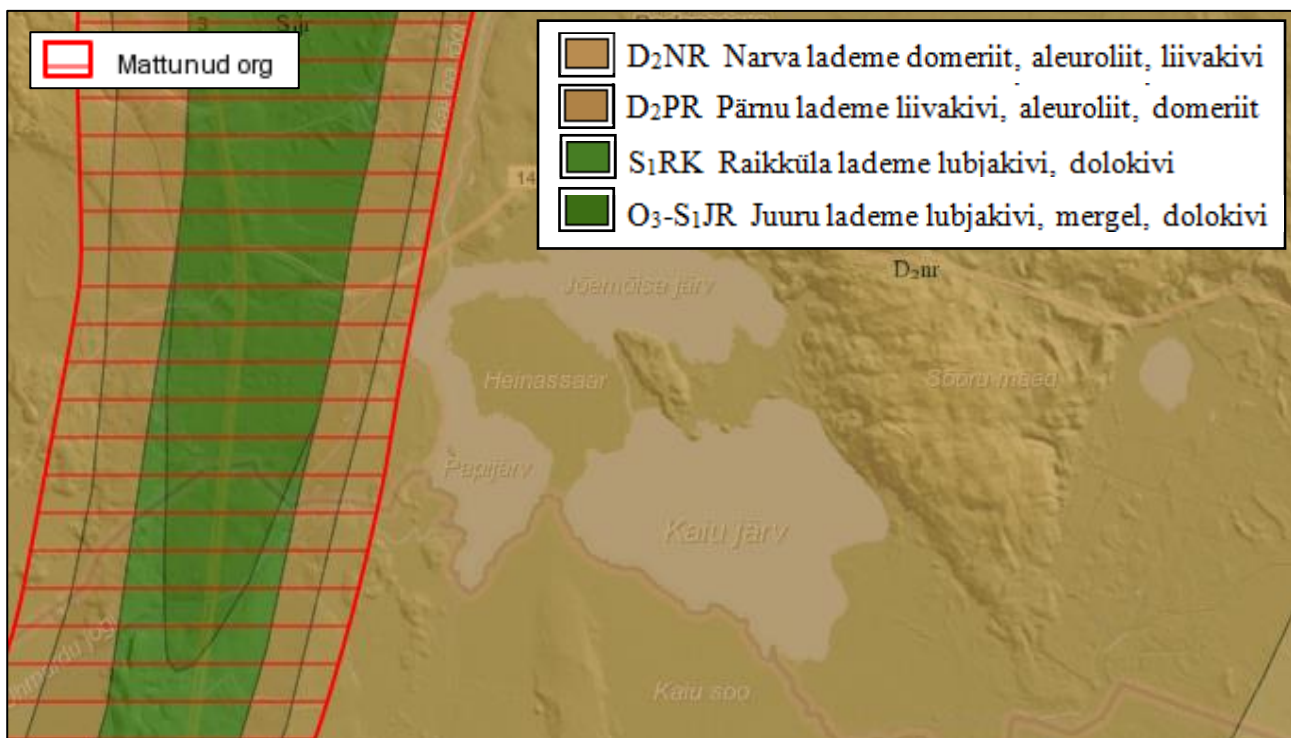
Jõemõisa-Kaiu järvestik koosneb Jõemõisa järvest (VEE2057600), Kaiu järvest (VEE2057800) ja Papijärvest (VEE2057610). Järvestik paikneb Jõgevamaal, kuuludes Ugandi lavamaa koosseisu. Järved on suured ja madalad (Tabel 1). Järvestikku läbib Kääpa jõgi (VEE1053700), Papijärve suubuvad lisaks Ristimurru kraav (VEE1054100) ja Uhmardu jõgi (VEE1054200), seetõttu on veevahetus järvedes intensiivne. Järvede pindala ja ühendus sõltub suuresti veetasemest, kevadeti võib olla võimatu Jõemõisa ja Kaiu järve vahel olevale Tammeluhale pääseda. Järvestiku osade üksteisest eraldumist soodustas Kääpa jõe süvendamine perioodil 1910–1915, veetase alanes 0,5 m võrra. Järvede kaldad on enamasti madalad ja soised (leidub liivast, savist, turbast ja õõtsikulist kallast), kõrget kallast esineb Kaiu järve idaosas. (Laarmaa et al., 2019)

Tabel 1. Jõemõisa-Kaiu järvestiku iseloomulikke omadusi (Tamre, 2006; Laarmaa et al., 2019).

Karakteristik	Ühik	Jõemõisa	Kaiu	Papijärv
Registrikood		VEE2057600	VEE2057800	VEE2057610
Veepeegli pindala	ha	71,8	134,9	41,4
Kaldajoone pikkus	m	6 933	5 892	4 403
Kaldajoone keerukus		2,31	1,43	1,93
Keskmine/suurim sügavus	m	2,6/3,2	2,6/3	
Veevahetus	korda/a	29	13,5	25
Limnoloogiline tüüp		karedaveeline segatoiteline	karedaveeline segatoiteline	karedaveeline segatoiteline*
VRD tüüp		II	II	II

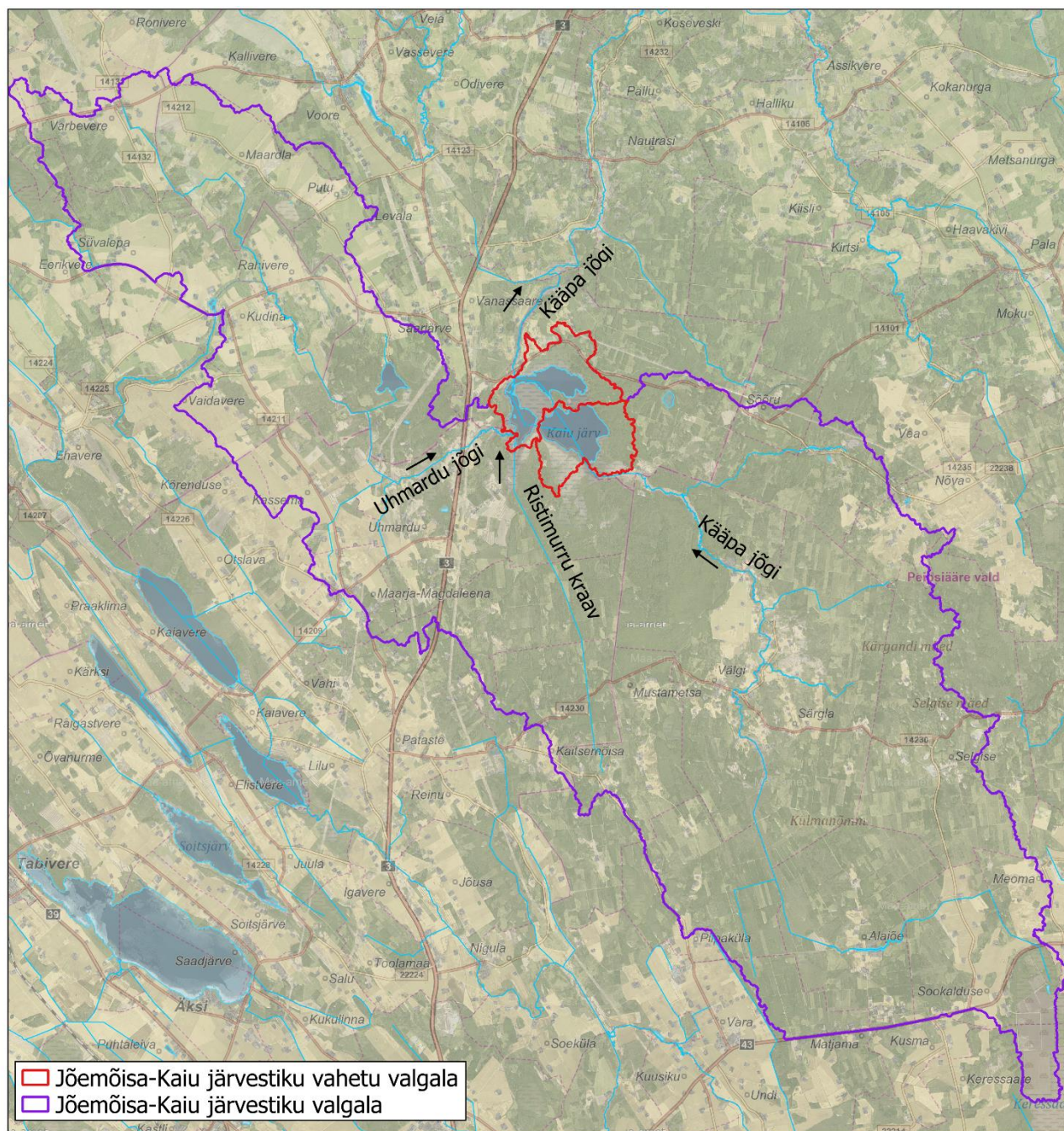
* ilmneb makrofüüdijärve tunnuseid

Geomorfoloogiliselt on oluline järvestiku paiknemine vana vagumuse läheduses ja mõhnastiku alal (Joonis 2).



Joonis 2. Geoloogilised tingimused Jõemõisa-Kaiu järvestiku piirkonnas (Maa-amet, 15.10.2020).

Järvede vahetu valgala pindala on 804 ha ning järvestiku kogu valgala, mis hõlmab ka järvedesse suubuva Kääpa jõe osa, Uhmardu jõe ja Ristimuru kraavi valgala, pindala on 21 796 ha (Joonis 3). Valgala maakatte moodustavad peamiselt mets ja põld.



Joonis 3. Jõemõisa-Kaiu järvestik (valgala kontuurid: Maves, 2019; veekogud: EELIS, 25.08.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Füüsikaline-keemiline ja bioloogiline üldiseloostus (Laarmaa et al., 2019; Ott, 2007–2019)

Vesi on enamasti (tume-)kollane või (tume-)pruun ja vähese läbipaistvusega (< 1 m), seda kõrge orgaanilise aine sisalduse tõttu ($\text{KHTCr} > 50$ mgO/l). Vesi on nõrgalt aluseline (pH 8,4) ja hapnikurikas (kuni 150% O_2). Mineraalaineid sisaldab järvede vesi keskmiselt (HCO_3^- 160–165 mg/l ja E 254 $\mu\text{S/cm}$), fosforisisaldus on

samuti keskmine, ent lämmastikku leidub vees rohkesti (Püld 0,044–0,050 g/m³ ja Nüld 1,05–1,15 g/m³). Kaiu ja Jõemõisa järvede puhverdusvõime indeksi kõrge väärtus (Pu vastavalt 168,5 ja 124) viitab järvestiku heale koormustaluvusele.

Fütoplanktonis domineerivad järvedes räni- ja sinivetikad, Kaiu järves ka koldvetikad. Näiteks andis 2014. aastal Kaius suure biomassi koldvetikas *Mallomonas caudata* (26,3 g/m³). Aeg-ajalt esineb veeõitsenguid kõikides järvedes. Liigirikkus on kõrge, keskmiselt leidub 45 liiki. Zooplanktoni liigirikkus on keskmine kuni kõrge (20–26 liiki), biomass aga enamasti keskmine 1,7–2 g/m³. Arvukus on keriloomade domineerimise tõttu järvedes peaaegu kõrge (1,5–2 mln is/m³), vähilaadsete osakaal on tagasihoidlik.

Makrofüütide liigirikkus on kõige suurem Kaiu järves (64 liiki), vähem Jõemõisa järveosas (48 liiki). Pilliroog ümbritseb kaldaid pideva võõndina, Jõemõisas domineerib ka kaldavees. Ujulehtedega taimi leidub samuti rohkesti – domineerivad ujuv penikeel ja kollane vesikupp, soppides ka vesi-kirburohi. Veesises taimestikurühmas domineerib läik-penikeel, veidi vähem leidub tähk-vesikuuske ja harilikku vesisammalt. Soppides on liigirikkus kõrgem. Kaiu järv on ka järvepalli (*Aegagropila linnaei*) kasvukoht.

Suurselgrootest valdavad avavees surusääsklased ja kaanid. Vähem leidub (peamiselt Jõemõisa järves) vesikakandit, keeristigu ja väheharjasusse. Kaldaäärsetel aladel leidub rohkelt surusääsklasi, harilikku mudapäevikut ja tiigipäevikut. Järvestik on isendi- ja taksonivaene. Jõevähi kohta andmeid pole.

Järvestikust tabatud kalaliigid on ahven, haug, särg, nurg, latikas, kiisk, viidikas, koha, mudamaim, koger, roosärg, linask. Jõemõisa järve kalakoosluses domineerib varasema särje asemel nüüd aga nurg. Kaiu järve on asustatud koha, kellele oli kasvukeskkond sobiv ning seetõttu on tegemist ühe parima kohajärvega. Järve on eelmisel sajandil asustatud ka haugi, kokre, hõbekokre, turba ja vikerforelli. Kaitsealustest kalaliikidest elavad järves hink (*Cobitis taenia*) ja vingerjas (*Misgurnus fossilis*) (mõlemad LK III). Jõemõisa järvest on tabatud ka tõugjat (*Aspius aspius*) (LK II; 2016), kes pärines tõenäoliselt Peipsi järvest.

Suurimaks ohuks järvede seisundile peetakse valgalalt sissekantavaid toiteaineid. Külastuskoormus olulist mõju ei avalda.

Veekogumi seisund

Jõemõisa järve ja Papijärve käsitletakse ühtse veekogumina 2057600_1 (Jõemõisa järv) ning Kaiu järve eraldi veekogumina 2057800_1 (Kaiu järv). Veekogumite seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2015. aastal tehtud seire kohaselt oli Jõemõisa veekogumi mittehea element fütoplankton, mittehea näitaja oli klorofüll a, fütoplanktoni kooslus ja Pielou ühtluse indeks. Mittehea seisundi põhjusena on nimetatud toiteaineid (Nüld). Kaiu veekogumi mittehea element oli füüsikalised-keemilised kvaliteedinäitajad (mittehea näitaja Nüld ja Püld), fütoplankton (mittehea näitaja klorofüll a ja fütoplanktoni kooslus) ja suurselgrootud põhjaloomad (mittehea näitaja taksonirikkus, vooluvete tundlike taksonite arv ja taksoni keskmine tundlikkus). Mittehea seisundi põhjusena on nimetatud toiteained (Muna *et al.*, 2020).

Kääpa jõe lähtest kuni Kaiu järveni ulatuv Kääpa jõe lõik moodustab eraldi veekogumi 1053700_1 (Kääpa_1). Veekogumi seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2015. aastal tehtud seire kohaselt oli mitteheaks elemendiks kalastik ja põhjuse väljaselgitamiseks peeti vajalikuks uurimusliku seire läbiviimist.

Papijärve suubuv Uhmardu jõgi moodustab eraldi veekogumi 1054200_1 (Uhmardu). Veekogumi seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud heaks. Papijärve suubuv Ristimurru kraav moodustab eraldi veekogumi 1054100_1 (Ristimurru), mis on määratud tehiseveekogumina. Veekogumi ökoloogiline potentsiaal on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2015. aastal tehtud seire põhjal nimetati mittehea elemendina suurselgrootud põhjaloomad. (Muna et al., 2020)

Jõemõisa ja Kaiu veekogumite seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 2).

Tabel 2. Jõemõisa ja Kaiu veekogumite seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel (Ott, 2007–2019).

	Kaiu					Jõemõisa		
	2008	2009	2011	2014	2015	2011	2014	2015
Vee abiootilised omadused	2	2,5	-	3	3	3	2	2
Fütoplankton	3	3	3	3	3	3	2	3
Zooplankton	2	-	3	-	3	2	-	3
Fütobentos	-	-	-	1	2	-	-	2
Makrofüüdid	2	-	-	2	-	2	-	-
Suurselgrootud	2	-	2	3	3	2	2	3
Kalad	3	-	3	-	-	3	-	-
Hüdromorfoloogia	1*	-	2*	2	-	2*	2	-
Ökoloogiline seisund	3	3	3	3	3	3	2	3

Tabeli selgituseks: - pole uuritud; * – hinnang vana hüdromorfoloogia meetodika järgi; sinine – väga hea seisund (1); roheline – hea seisund (2); kollane – kesine seisund (3).

3.2 Väliskoormus

3.2.1 Koormusallikad

3.2.1.1 Heitvee, sademevee ja drenaaživee väljalaskmed

Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalale (sh järve suubuva Kääpa jõe, Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi valgalale) jääb üks keskkonnaregistrisse kantud heitvee väljalask ja kaks sademe- ja drenaaživee väljalasku (Tabel 3). Väljalaskmed asuvad Kääpa jõe valgalal ja jäävad vooluteed mööda järvestikust vähemalt 23 km kaugusele.

Järvestikku suubuvaid ja vahetul valgalal asuvaid väljalaske ei ole teada.

Tabel 3. Heitvee ning sademe- ja drenaaživee väljalasud Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal (EELIS, 01.10.2020; KOTKAS, 01.10.2020).

Väljalask	Suubla	Keskkonna- luba	Puhasti	Puhasti iseloomustus	Kaugus järvest (km)
Vutifarmi puhasti HVL0788520	Kääpa jõgi VEE1053700	L.VV/327842 Järveotsa Vutifarm OÜ	PUH0788520	Põhipuhastina kolm biotiiki	23,3
Keressaare turbamaardla kuivendusvee väljalask nr 1 HVL0789630	Kääpa jõgi VEE1053700	L.VV/327413 AS Tartu Jõujaam			26,8
Keressaare turbamaardla kuivendusvee väljalask nr 2 HVL7959832	Keressaare kraav VEE1053708	L.VV/327413 AS Tartu Jõujaam			27,5

Keressaare turbamaardla (MRD0000226) pindala on 7,52 km² (Maa-amet, 21.10.2020) ja Keressaare turbatootmisala (AS-i Tartu Jõujaam kaevandamisluba nr TARM-063) pindala on 1,72 km². Turbatootmise veekasutus on reguleeritud keskkonnaloaga nr L.VV/327413.

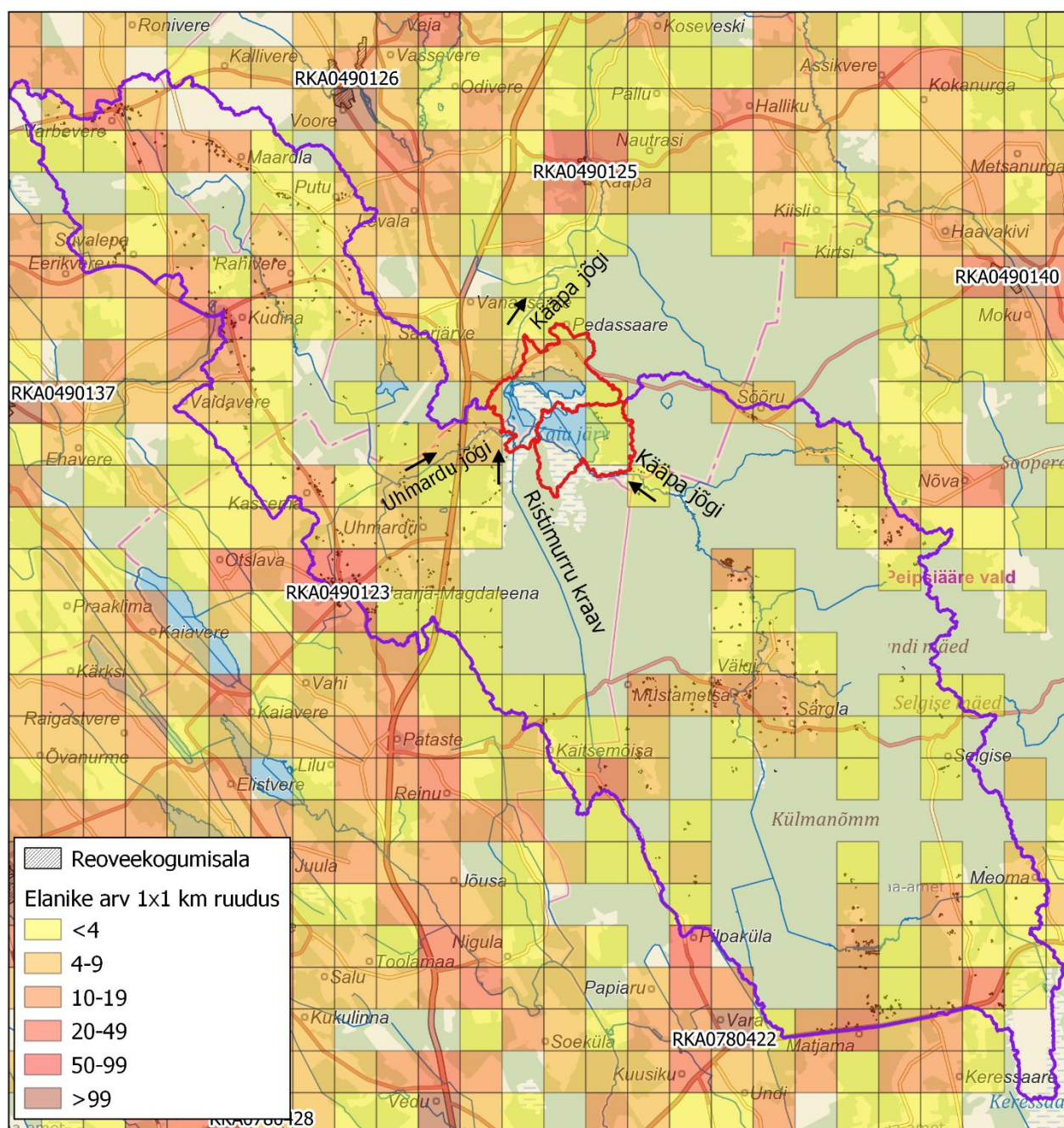
Valgalal asuvate väljalaskude (v.a Keressaare turbamaardla kuivendusvee väljalask nr 2 (HVL7959832), mis lisati loa muutmisel 2019. aasta lõpus) summaarne heitvee kogus 2019. aasta andmetel oli 24 149 m³/a ning koormus järgnev: Nüld 74 kg/a, Püld 6 kg/a, BHT7 76 kg/a ja heljum 215 kg/a. Perioodi 2014–2019 keskmine (Keressaare turbamaardla kuivendusvee väljalask nr 1 alates II kv 2016) vooluhulk oli ca 1,4 korda suurem kui 2019. aastal, mil Vutifarmi puhasti väljalaskme vooluhulk oli varasemast väiksem. Vooluhulga erinevustest tulenevalt oli ka 2019. aasta toiteainete koormus madalam perioodi keskmisest (Püld 3,4 korda väiksem ja Nüld 2,7 korda väiksem).

Jõemõisa-Kaiu järvestiku vahetul valgalal asub vaid 16 elu- või ühiskondlikku hoonet (Maa-amet, ETAK, 05.10.2019), millest üheksa on Tartu Kalastajate Klubi kompleksi juures asuvad hooned. Vahetul valgalal on seega väga vähe majapidamisi. Majapidamiste heitvee väljalaske vahetul valgalal tuvastatud ei ole.

3.2.1.2 Reoveekogumisalad ja ühiskanalisatsioonita majapidamised

Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal asub osaliselt Maarja reoveekogumisala (RKA0490123, koormus 21 ie/ha), mis hõlmab Maarja-Magdaleena küla tihedamalt asustatud piirkonna (Tabel 18, Joonis 4). Maarja reoveekogumisala reovesi suunatakse puhastamiseks Maarja-Magdaleena reoveepuhastisse, mille heitvee väljalask ei jää Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalale. (EELIS, 25.08.2020)

Keskmine asustustihedus valgalal on hinnanguliselt 3,7 inimest/km² (Joonis 4). Kääpa jõe ja Ristimurru kraavi osavalgala keskmine asustustihedus on väiksem koguvalgala keskmisest (väiksem kui 3 inimest/km²). Tihedamalt asustatud alad on veejuhtmete ülemjooksu valgalal Sookalduse, Matjama ja Mustmetsa külas. Uhmardu jõe osavalgalal on keskmine asustustihedus hinnanguliselt 6,8 inimest/km². Tihedamalt asustatud alad on Värbavere, Kudina ja Maarja-Magdaleena külas. Valgalal elab hinnanguliselt ca 800 inimest (Statistikaamet, 01.01.2019), kellest ca 70 inimest elab majapidamistes, millel on ühiskanalisatsiooni ühendus (Tartu valla ÜVKA, 2019). Ühiskanalisatsiooniga ühendamata elanikkonna (ca 730 inimest) poolt põhjustatud hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 146,5 kg/a ja Püld 0,14 kg/a. Sellest 52% moodustab Uhmardu jõe, 34% Kääpa jõe ja 13% Ristimurru kraavi valgala elanikkonna koormus.



Joonis 4. Rahvaarv (ruudustik 1x1 km) Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal (rahvaarv: Statistikaamet, 01.01.2019; reoveekogumisalad: EELIS, 28.08.2020; hooned: Maa-amet, ETAK, 05.10.2019; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

3.2.1.3 Külustuskoormus

Kaiu järve kaldal on MTÜ-le Tartu Kalastajate Klubi kuuluvad puhkemajad ja paadilaenutus. Kompleksi aktiivselt ei kasutata, puudub veevarustus ja kasutatakse kuivkäimlaid. Suveperioodil kasutavad puhkemajasid vähesel määral MTÜ Tartu Kalastajate Klubi liikmed ja teised kalastajaid. Külmemal ajal on kompleks tühi.

Jõemõisa-Kaiu järvestiku ümbruses asuvad RMK Kaiu järve, Kukeseene, Kalamehe, Jõemõisa ja Tammeluha lõkkekohad, kus on lõkkeasemed, lauad-toolid ja ka kuivkäimlad, lubatud on telkide paigaldamine. Lisaks kulgevad järvede ääres Jõemõisa ja Tammeluga matkarada ja Kaiu rattarada.

Jõemõisa lõkkekoha külastatavus on keskmiselt 16 100 külastajat aastas (RMK, 13.10.2020).

Võrreldes populaarsemate puhkealadega on külastatavus siiski tagasihoidlik. Näiteks oli 2019. aastal populaarseimaks puhkealaks Oru park 294 900 külastusega, populaarseimaks kaitsealaks Lahemaa rahvuspark 228 200 külastusega ja populaarseimaks matkarajaks Taevaskodade matkarada 59 400 külastusega (RMK, 03.03.2020).

Kui arvestada, et iga RMK lõkkekoha külastatavus on lähedane Jõemõisa lõkkekohale (kokku ca 80 500 külastust) ja iga külastusega seotud koormuseks on ühe inimese poolt põhjustatud päevane koormus, siis on külastustest tingitud hinnanguline siseveekogudesse jõudev toiteainete koormus järgnev: Nüld 44 kg/a ja Püld 0,043 kg/a. Külastuskoormuse hinnang on tõenäoliselt tugevalt ülehinnatud.

3.2.1.4 Loomakasvatuskohad

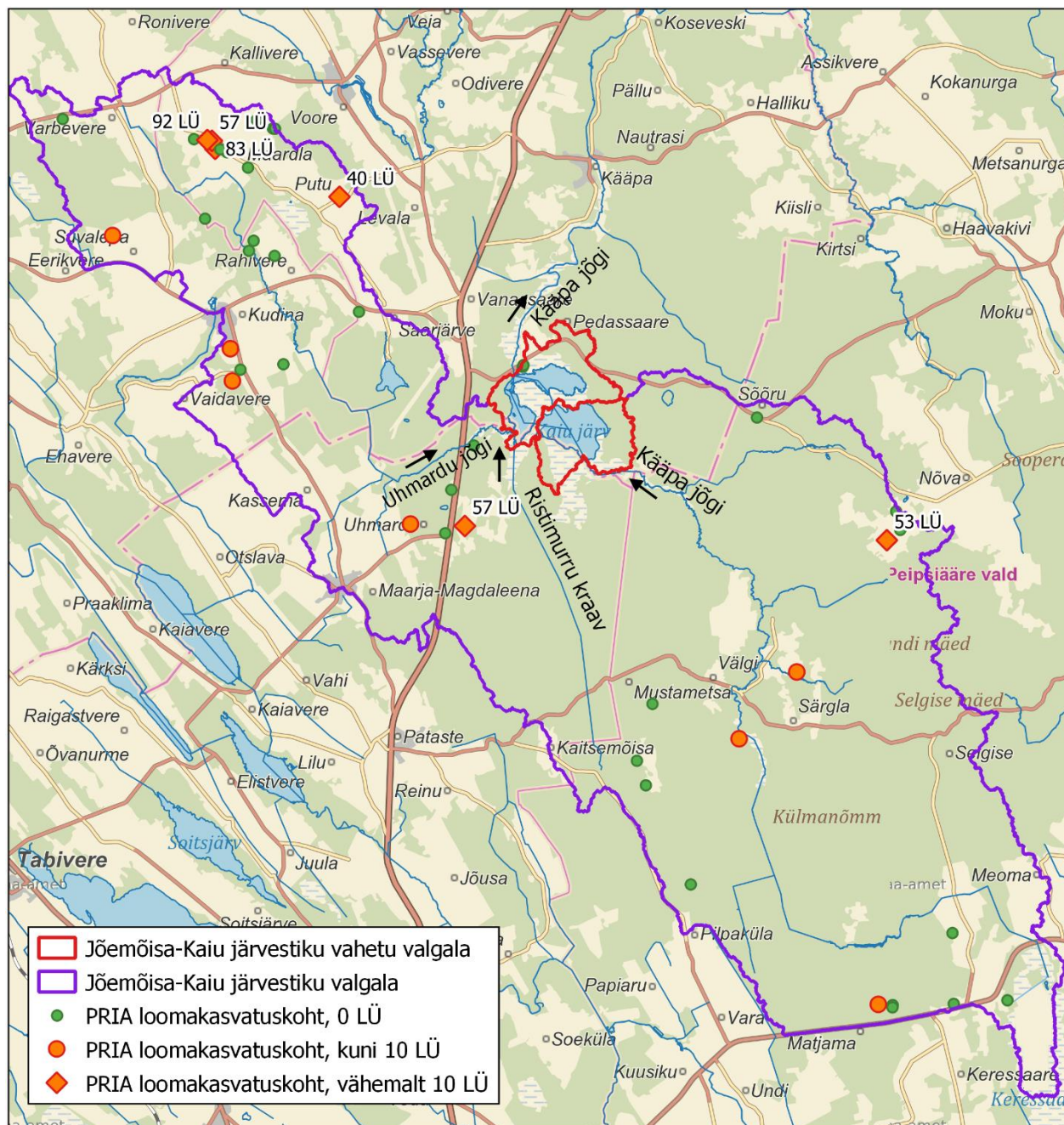
Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgatal peetakse kokku 397 LÜ (PRIA, 12.09.2020). Valgala keskmine loomakasvatuse tihedus on 1,8 LÜ/km². Valgatal on kuus loomakasvatukohta, kus peetakse üle 10 LÜ, neist kõigis peetakse veiseid, ühes lisaks veistele ka lambaid (Tabel 4, Joonis 5).

Tabel 4. Vähemalt 10 loomühikuga loomakasvatuskohad Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgatal (PRIA, 12.09.2020).

Ehitise nr	Ehitise liik	Asukoht	Looma-liik	Tootmissuund	Arv	Loom-ühikud	Kaugus järvest (km)
Ristimurru kraavi valgala							
EE27072	Hoone	Uhmardu küla	Veised	Liha tootmine	95	57	3,0
Kääpa jõe valgala							
EE508	Hoone	Nõva küla	Veised	Liha tootmine	89	53	13,2
Uhmardu jõe valgala							
EE11112	Hoone	Putu küla	Veised	Piima tootmine	40	40	13,5
EE14541	Hoone	Maardla küla	Veised	Aretus ja kasvatus	83	83	16,6
EE18590	Hoone	Maardla küla	Veised	Aretus ja kasvatus	57	57	16,6
EE27431	Hoone	Maardla küla	Veised	Liha tootmine, piima tootmine	91	91	16,6
			Lambad	Villa tootmine	7	1	16,6

Jõemõisa-Kaiu järvestiku vahetul valgatal asub vaid üks registrisse kantud loomakasvatukoht, kus toodetakse mune oma tarbeks. Uhmardu jõe valgatal peetakse 283 LÜ, loomapidamine on kõige aktiivsem Maardla külas. Kääpa jõe ja Ristimurru kraavi valgatal peetakse kummalgi 57 LÜ.

Järvestiku valgala loomakasvatuskohades tekkivates väljaheidetes sisalduv toiteainete kogus on 51 496 kgN/a ja 9 775 kgP/a. Sellest enamik on seotud loomakasvatushoonetega, kust keskkonda jõudev hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 5 100 kg/a ja Püld 97 kg/a.

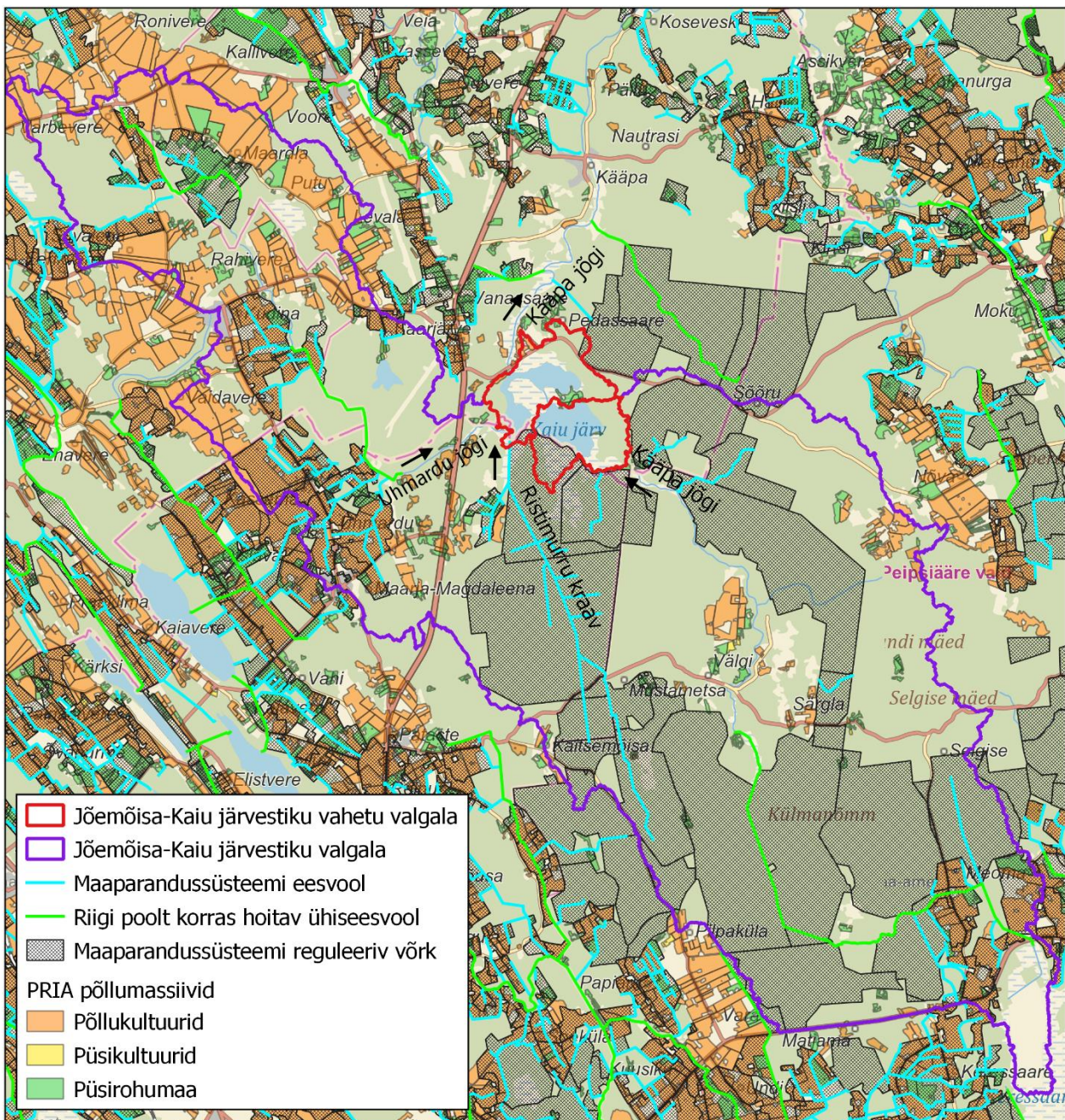


Joonis 5. Loomakasvatuskohad Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgatal (loomakasvatuskohad: PRIA, 12.09.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

3.2.1.5 Maaparandus ja põllumajandusmaa

Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgast 46% (10 061 ha) on maaparandussüsteemide reguleeriva võrgu maa-ala. Papijärve suubuv Ristimurru kraav on pea kogu ulatuses maaparandussüsteemide eesvooluks (Joonis 6). Ristimurru kraavi ja sellesse suubuvate kraavide kaudu jõuab järve suurtelt metsaaladelt ja Kaiu soost kogunev

vesi. Maaparandussüsteemide reguleeriv võrk hõlmab Ristimurru kraavi valgast 70%. Kääpa jõe ülemjooksul kuulub 13,12 km pikkune jõelõik riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetelu¹⁰ (2105370020000). Loetellu kuuluvad ka kaks Uhmardu jõe lõiku: jõe lähte juures 4,75 km pikkune lõik (2105420040000) ja keskjooksul 5 km pikkune lõik (2105420020000). Maaparandussüsteemide reguleeriv võrk hõlmab Kääpa jõe valgast 55% ja Uhmardu jõe valgast 23%. Ristimurru kraavi ja Kääpa jõe valgatal on ulatuslikke maaparandussüsteeme, mille pindala ulatub kuni 9,29 km².



Joonis 6. Maaparandus ja põllumassiivid Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgatal (põllumassiivid: PRIA, 12.09.2020; maaparandus: EELIS, 21.08.2018; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

¹⁰ „Riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetelu“, Vabariigi Valitsuse 01.11.2018 korraldus nr 274

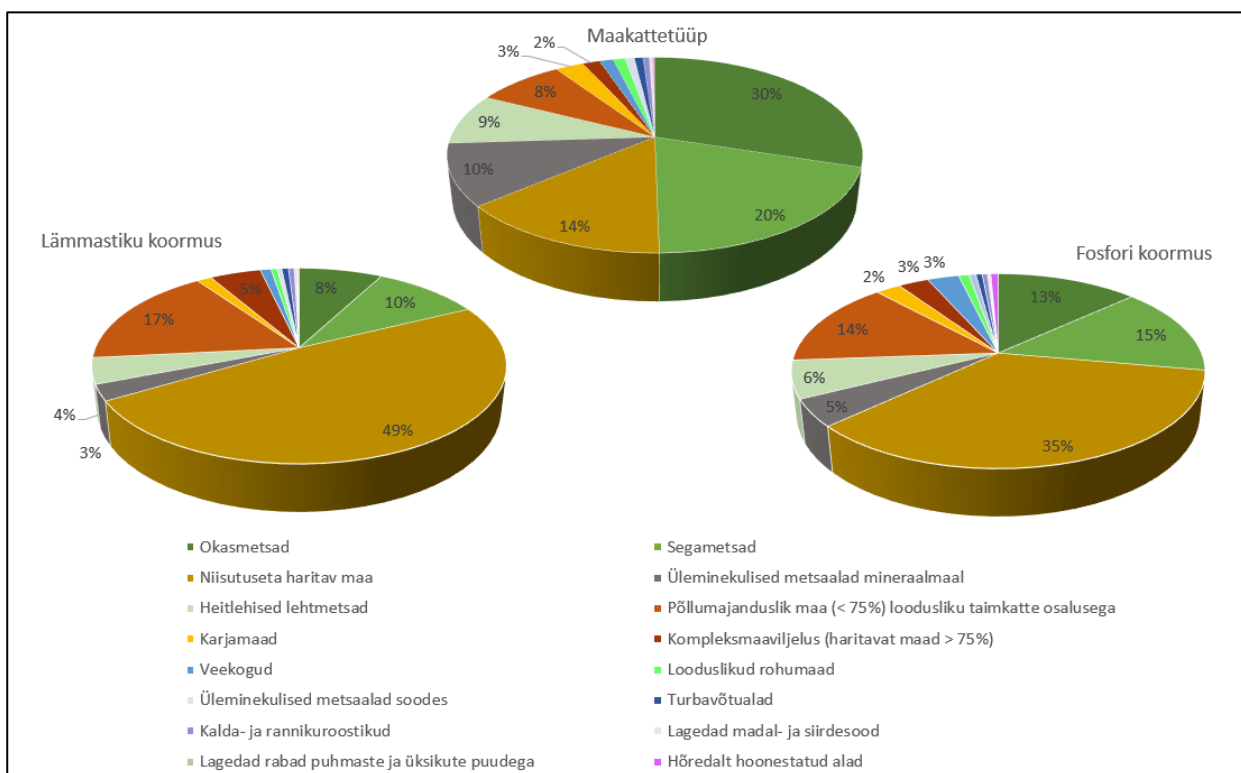
PRIA andmebaasi kantud põllumassiivid moodustavad 17% Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalast (3 705 ha) (PRIA, 12.09.2020). Põllumassiividelt lähtuv hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 54 469 kg/a ja Püld 1000 kg/a. Kõige enam põllumajanduslikku maad on Uhmardu jõe osavalgalal, kus põllumassiivid moodustavad 42% jõe valgalast. Järvestiku valgala põllumassiividelt tulenevast koormusest 75% lähtub Uhmardu jõe valgala põllumassiividelt. Uhmardu valgalal asuvatest põllumassiividest 41% on maaparandussüsteemide reguleeriva võrgustiku alal, kus sademevesi ja lumesulavesi kiirel veekogudesse kantakse.

Järvestiku vahetul valgalal on üksikud põllukultuuride ja püsirohuma põllumassiivid.

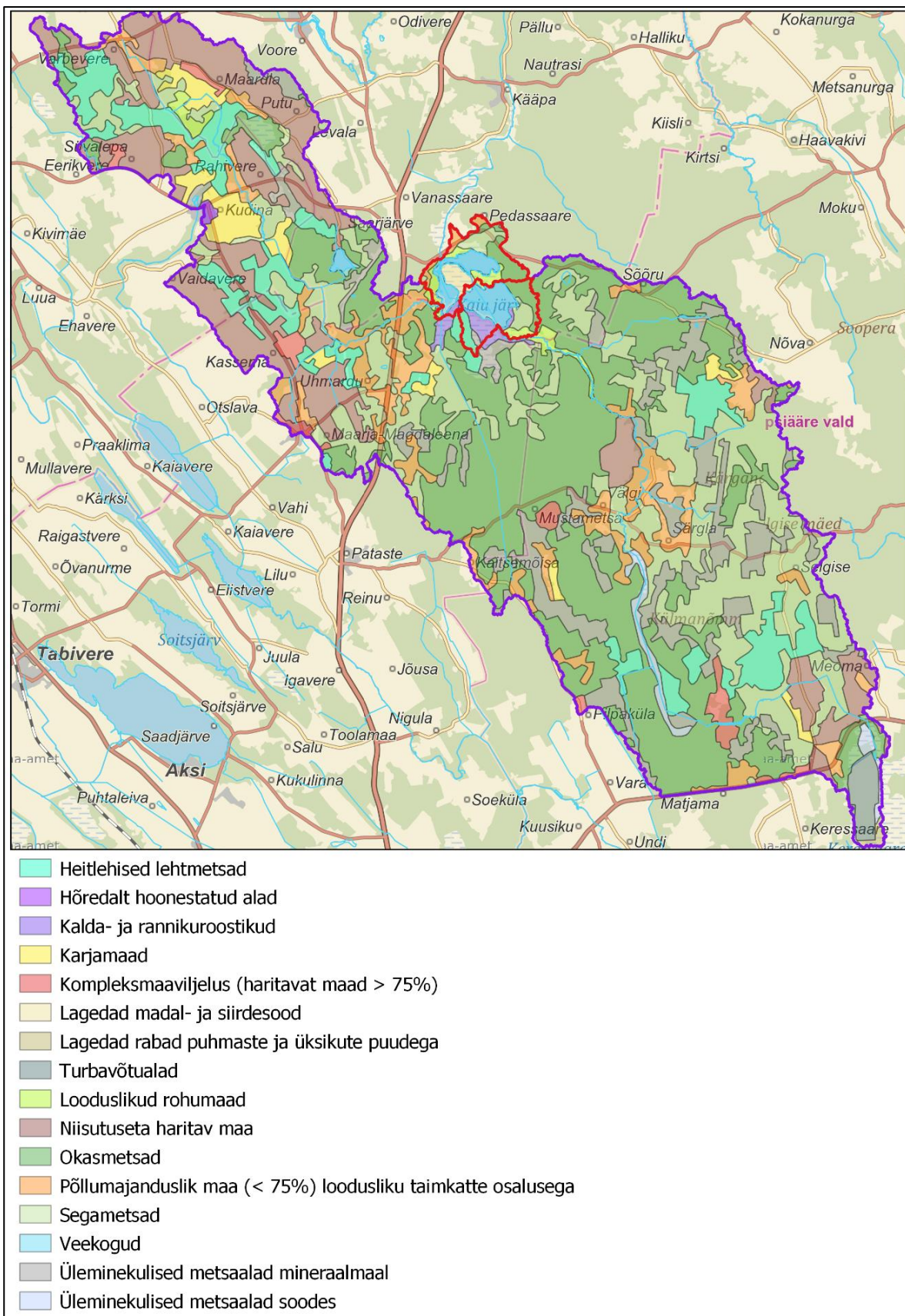
Ristimurru kraavi suubumiskoha läheduses on maaparandussüsteemi 2020576100010 (KANNU/TTP483) reguleeriv võrk, mis jääb osaliselt järve vahetule valgalale ja ulatub järve kaldani. Väikeses ulatuses jääb järve vahetule valgalale ka maaparandussüsteemi 2105370010100 (Mädaoidu/PÜ43) reguleeriv võrk, kuid maaparandussüsteemi eesvool on suunatud Kääpa jõkke järvestikust allavoolu. (Maa-amet, 06.11.2019)

3.2.2 Valgala maakatte analüüs

Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalast 69% moodustavad metsaga seotud maakattetüübid, millelt tuleneb 25% lämmastiku ja 39% fosfori koormusest (Joonis 7, Joonis 8). Põllumajanduslikud maakattetüübid moodustavad 24% valgalast, kuid põhjustavad lausa 70% lämmastiku ja 52% fosfori koormusest. Valgalal on ka soodega seotud maakattetüüpe, kuid nende pindala osakaal ja koormus on väike. Järvestiku kogu valgala aastane lämmastiku koormus on hinnanguliselt 125 769 kg/a ja fosfori koormus 2 957 kg/a (Tabel 5). Järvestiku vahetu valgala lämmastiku koormus moodustab 2,5% ja fosfori koormus 4,6% kogu valgala koormusest (Tabel 6).



Joonis 7. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal.



Joonis 8. Maakattetüübid Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal (maakattetüübid: Corine, 12.09.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Tabel 5. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgatal.

Maakattetüüp	Pindala osakaal	Nüld		Püld	
	%	kg/a	%	kg/a	%
Okasmetsad	29,9	9 778	7,8	391	13,2
Segametsad	19,8	12 520	10,0	432	14,6
Üleminekulised metsaalad mineraalmaal	10,2	3 334	2,7	133	4,5
Heitlehised lehtmetsad	8,5	5 374	4,3	185	6,3
Üleminekulised metsaalad soodes	0,9	541	0,4	19	0,6
<i>Metsamaad</i>	69,3	31 548	25,1	1160	39,2
Niisutuseta haritav maa	14,1	61 283	48,7	1042	35,2
Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	8,1	21204	16,9	424	14,3
Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	1,6	5976	4,8	84	2,9
<i>Põllumajandusmaad</i>	23,8	88 463	70,3	1 550	52,4
Turbavõtualad	0,8	786	0,6	17	0,6
Hõredalt hoonestatud alad	0,1	129	0,1	20	0,7
<i>Asustuse ja tööstusega seotud maakattetüübid</i>	0,9	915	0,7	38	1,3
Karjamaad	2,6	1 728	1,4	69	2,3
Veekogud	1,3	1 260	1,0	87	2,9
Looduslikud rohumaad	1,1	727	0,6	29	1,0
Kalda- ja rannikuroostikud	0,6	670	0,5	14	0,5
Lagedad madal- ja siirdesood	0,3	318	0,3	7	0,2
Lagedad rabad puhmaste ja üksikute puudega	0,1	141	0,1	3	0,1
Kogu valgala		125 769		2957	

Tabel 6. Aastane lämmastiku ja fosfori koormus Jõemõisa-Kaiu järvestiku osavalgaladelt.

Osavalgala	Nüld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %	Püld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %
Vahetu valgala	3 202	2,5	135	4,6
Uhmardu jõgi	66 722	53,1	1 338	45,3
Kääpa jõgi	44 348	35,3	1 173	39,7
Ristimurru kraav	11 496	9,1	311	10,5
	125 769		2 957	

3.3 Sisekoormus

3.3.1 Veekihi ja settekihi paksus

Jõemõisa-Kaiu järvestiku järved on väga madalad. Sügavaim neist on Kaiu järv, kus veekihi suurim paksus on veidi üle 3 meetri. Jõemõisa järves on järvestiku väljavoolu juures veekihi paksus kuni 2 m. Järvi ühendavad

lühikesed kitsad jõelõigud, kus uuringupunkte ette ei nähtud. Järve sügavuse mõõtmistulemused on kooskõlas peatükis 3.1 esitatud olemasoleval kirjandusel põhinevate andmetega.

Kõigis järvestiku järvedes on mudakihi paksus kohati üle 6 meetri. Väikese pindalaga Papijärve mudakihi paksus on suur kogu järve ulatuses, sealhulgas järve suubuva Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi suudme juures. Kaiu järve mudakihi paksus on muutlikum. Suurem mudakihi paksus tuvastati nii järve sissevoolu, väljavoolu kui ka Jõemõisa ja Kaiu järve eraldava Tammeluha läheduses.

Veekihi ja settekihi paksuse joonised, kus on märgitud ka setteproovide võtmise asukoht, on esitatud aruande lisas (vt lisa 9 lk 1 ja 2).

Settepaksume mõõtmiste põhjal on Kaiu järve hinnanguline settekogus 3,92 mln m³, Jõemõisa hinnanguline settekogus 3,10 mln m³ ja Papijärve 1,05 mln m³.

3.3.2 Setete analüüs

Mageveekogudes peetakse üldjuhul primaarproduktiooni limiteerivaks elemendiks fosforit (P). Teisiti väljendades on kogu vee ökosüsteemi talitluseks fosfor peamine väetiselement. Teine oluline toiteaine on lämmastik (N). Kuna sellel elemendil on erinevalt fosforist keskkonna ainerings ka gaasiline faas, siis koguste järgi on raske hinnata settes olevat N aktiivset varu, mis osaleks väetusainena. P ainerings on üsna keeruline ning see element võib olla seotud väga erinevate ühenditega. Sõltuvalt sette koostisest ja seal valdavatest keskkonnatingimustest võib sete siduda või vabastada fosforit. Allpool on esitatud tabel (Tabel 7), kus on toodud varasemates Eesti järvede setete uuringutes P sisalduse väärtused ning ka praeguse uuringu tulemused. Peamiselt käsitletakse fosforifraktsioonide tähenduses nõrgalt seotud fosforit, raua ja alumiiniumiga seotud fosforit, kaltsiumiga seotud fosforit ja orgaanilisse ainesse talletatud fosforit. Nende summa võib, aga ei pruugi olla settes olev P kogusumma. Antud töö lähteülesande järgi analüüsiti sette üldfosforit. Antud uuringus eristub üldP sisalduse alusel Tamula järv, milles P väärtus on sarnane Ruusmäe, Kõstrejärve ja Arbi järve väärtustega. Viimased nimetatud kolm on olnud Eesti ühed kõige reostunud järved. Arbi järves on pärast neid analüüse tehtud tervendamistöid.

Tabel 7. Eesti mõnede järvede setete pindmises kihis üldfosfori sisaldused (Püld) ja uuritud P fraktsioonide summad (µgP/g kuivaines).

Järv	Kirjandusviide	Püld µg/g kuivaines pinnakihi	P µg/g fraktsioonide summa kuivaines
Ruusmäe	Kruusement & Punning, 2000	5 200	5 200
Kõstrejärv	Ott, 2006	4 600	3 230
Arbi	Kisand, 2008	4 460	4 356
Põlva paisjärve sissevool	Uri <i>et al.</i> , 2020		3 521
Linnulaht	Kisand & Übner, 2012	2 500	
Harku	Heinsalu, 1994	2 340	1 732
Martiska	Kisand, 2008	2 554	1 607
Neitsijärv	Galuzo, 2000	1 681	1 554

Järv	Kirjandusviide	Püld µg/g kuivaines pinnakihi	P µg/g fraktsioonide kuivaines summa
Viljandi	Ott et al., 2006		1 269
Endla	Ott, 2006	2 200	
Ahnejärv	Kisand, 2008	1 941	1 164
Verevi	Kisand, 2005		987
Peipsi	Kisand, 2008		869
Saadjärv	Ott, 2007	1 000	859
Kuradijärv	Kisand, 2008	1 357	777
Prossa	Kisand & Nöges, 2003		737
Kurtna Liivjärv	Kisand, 2008	1 067	712
Võrtsjärv	Nöges & Kisand, 1999	1 010	702
Vööla meri p. 1	Saar & Ott, I. 2013		930
Kaiavere	Kisand & Nöges, 2003		699
Kaiavere	praegune uuring	2 598	
Kaiu	praegune uuring	1 848	
Papi	praegune uuring	1 219	
Jõemõisa	Praegune uuring	4052	
Raigastvere	praegune uuring	825	
Tamula	praegune uuring	4 533	
Ähijärv	praegune uuring	2 355	

Üldfosfori sisaldus ei anna ühest vastust, kas järve settest toimub enesereostus. Üheks lisavõimaluseks sellele küsimusele vastamisel on P inkubatsioonikatsel läbiviimine. Sette kohal olevas vees P sisalduse ajalise dünaamika järgi võib oletada, kas võiks toimuda sekundaarreostust. Seejuures peab silmas pidama, et sisalduse muutus ei pruugi olla ja enamasti ei olegi ajas lineaarse muutusega. Samamoodi on tulemuste interpreteerimisel küsitavuseks kunstlikes tingimustes saadud väärtuste ülekandmine looduslikesse. Küsimuseks on ka see, kui sügav kiht võiks järve aineringses osaleda. Väga üldiselt peetakse aktiivseks ca 10 cm paksust pealmist kihti. See sõltub väga paljudest asjaoludest – sette koostis, sette lõimis, vee omadused, hüdroloogiline režiim, elustiku aktiivsus jne. Praeguse uuringu üheks ülesandeks oli teada saada toiteainete varud reostunud setetes. Setete kuhjumise kiirus on erinevates järvedes väga erinev. Suurimad setetega täituvad järved on olnud inimõju tõttu nt Kurtna Nõmmejärv, kust voolas läbi kaevandusvesi, ja Arbi järv Elvas. Arbi järv paikneb keset linna ning enne tervendamist voolas sinna linnas paiknevate kraavide vesi. Kurtna Nõmmejärves ja Elva järves oli sette kuhjumise kiirus ca 2–3 cm aastas, kuid üldiselt on settimise kiirus järvedes palju väiksema väärtusega. Settimise kiirus on ajas väga muutuv. Mõistetavalt on äsja settinud, peamiselt orgaaniline materjal, kohevam kui varem settinud. Mõnedes järvedes võib pealmine sete olla nii vedel, et seda on veest raske eristada. Paleolimnoloogias kasutatakse sette dateerimist nt radiosüsiniku, ²¹⁰Pb või lendtuhaosakeste meetodiga. Ähijärve kohta tehtud uuringus (Palusalu, 2020) selgitati

radiosüsiniku meetodiga, et järvemuda settimine algas 10 400 aastat tagasi. Kogu selle perioodi keskmine settimise kiirus oli arvutuslikult 0,09 cm/a ja viimase 75 aasta jooksul (hinnatud lendtuhaosakeste meetodiga) 0,53 cm/a (st pealmine ca 40 cm settest). Järvepõhja erinevates piirkondades võib olla sette kogunemise kiirus ka väga erinev. Väga üldises plaanis peetakse Eesti järvede ökoloogilise seisundi dünaamikas fooniliseks ajaks möödunud sajandi keskpaika. Nõukogude perioodil oli inimõju Eesti järvedele võrreldes varasemaga oluliselt suurem. Seda kinnitavad nii järvede ajaloolised uuringud, väetiste kasutamise, aga asulate heitvee puhastamise dünaamika ning ekstensiivne põllumajandus (Ott, Kõiv, 1999; Laarmaa *et al.*, 2019). Sellest üldistusest on siiski palju erandeid. Need puudutavad eriti asundustes või nende läheduses olevaid järvi, aga oluline on ka paljude tuntumate järvede veetaseme alandamine või reguleerimine 19. ja 20. sajandil. Praeguse uuringu raames koguti pealmisi setteid, kus peamise limiteeriva toiteaine, fosfori, sisalduse dünaamika on üldiselt kooskõlas järvede ökoloogilise seisundi vaatlustulemustega. Teisisõnu – uuringu raames on püütud eristada reostunud setet foonilisest. Sekundaarreostuse olemasolu omakorda aitab valida järve võimalikku tervendamismeetodit.

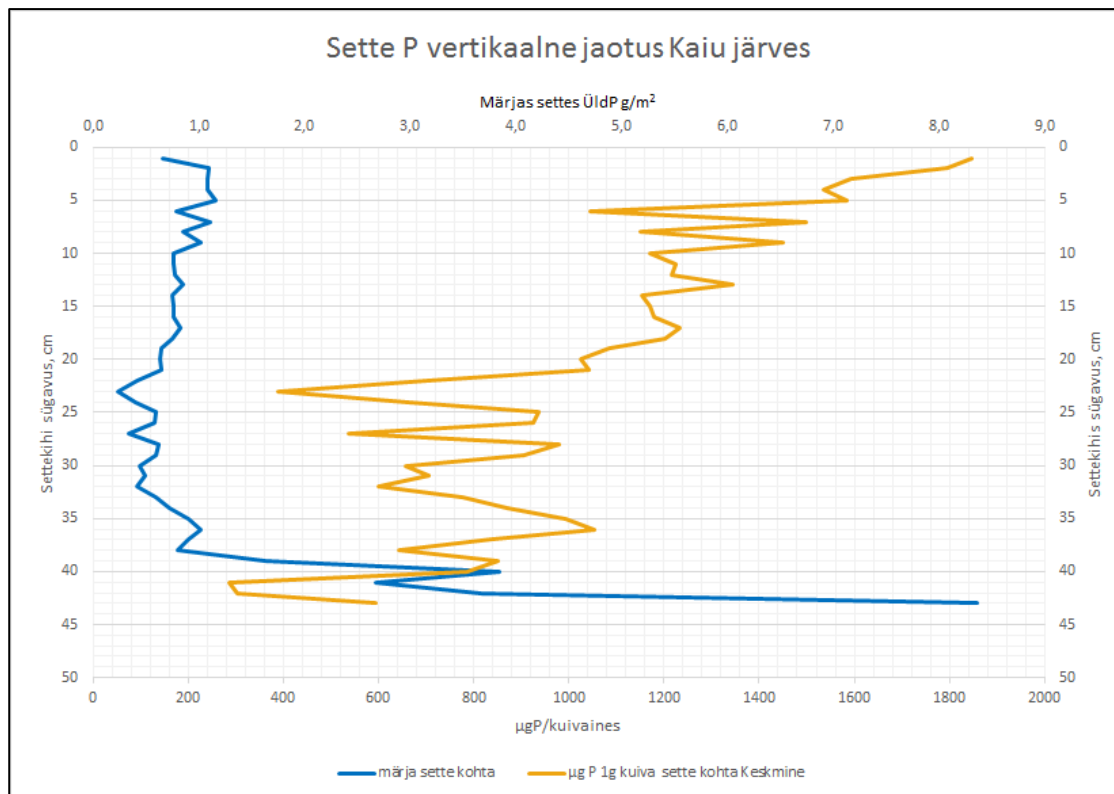
Lämmastik on teine oluline toitesool järvedes, mis mõjutab primaarproduksiooni ja selle kaudu kogu ökosüsteemi talitlust. Eesti järvedes peetakse lämmastikku vähemtähtsaks, sest enamikes tingimustes ei ole see limiteeriv element. Teisisõnu, primaarproduksiooni intensiivsuse ja koguse määrab toiteelementidest fosfor. Eesti järvede vees on pika aja jooksul olnud lämmastiku kogused võrreldes fosforiga normaalsest suhtest kõrgemal tasemel. Kui Redfieldi suhte järgi peaks olema looduslik suhe 16:1 lämmastiku kasuks, siis Eesti väikejärvede vees on see suurem, ca 30 (Laarmaa *et al.*, 2019). Uurimusliku seire raames mõõdetud settes sisalduva lämmastiku kogused on suhteliselt suured (kõikide analüüside keskmine 18 724 mgN/kg kuivaine kohta). Wang *et al.* (2018) on andnud ülevaate järvede setetes sisalduvatest üldlämmastiku kogustest Šveitsi, USA, Kanada, Jaapani ja Hiina erineva suuruse, sügavuse ja troofsusega peamiselt mägedes paiknevates järvedes. Neljateistkümnest järvest vaid kolmes on lämmastiku sisaldused meie uuringuga võrreldavate väärtustega, enamuses aga olulisemalt väiksemate kogustega. Meie uuringute väärtustest väiksemad üldlämmastiku sisaldused on analüüsitud ka USAs (Austin & Lee, 1973) ja Uus-Meremaal (Paul & Hamilton, 2008). Sarnased väärtused on mõõdetud Trout järves USAs (Austin & Lee, 1973). Kuna järvede primaarproduksiooni limiteeriv element on fosfor, siis tervendamisel peaks arvestama eelkõige selle toitesoola koguste kontrollimisega, mida kinnitavad ka rahvusvahelised kogemused (Cooke *et al.*, 2005; Björk, 2014).

3.3.2.1 Kaiu järv

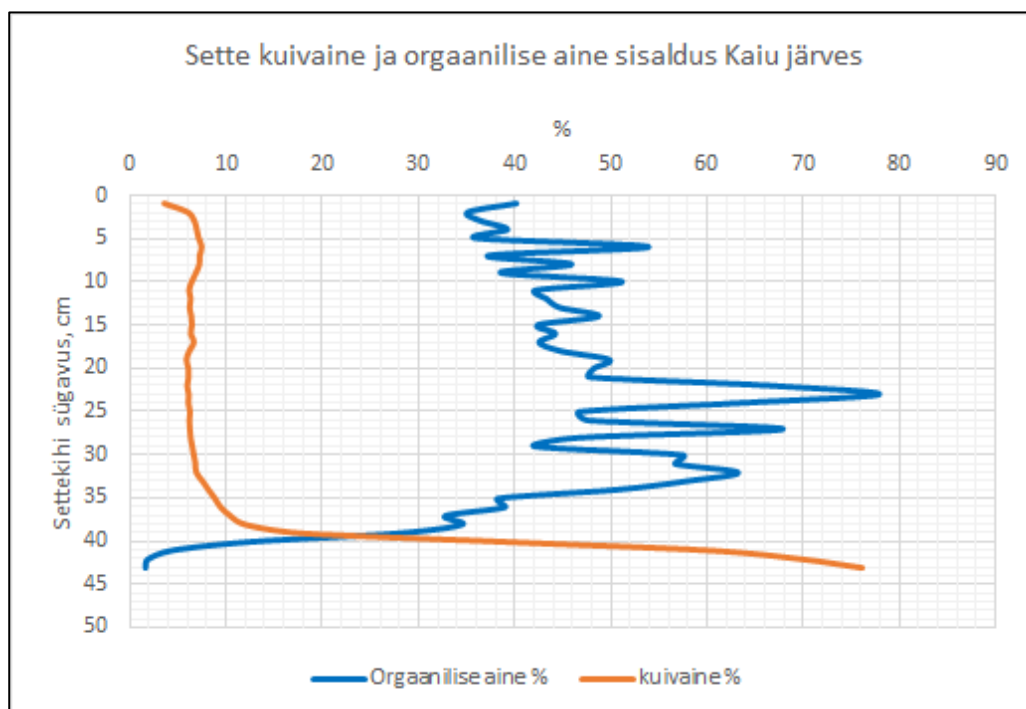
Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Kaiu järve settes olevad P kogused pole suured (Joonis 9). Sügavamaid kihte (22–38 cm) võiks fooniks pidada (770 µgP/gKA kohta). Mudakihi paksuse mõõtmise tulemuste põhjal selgus, et setteproovi võtmise asukohas mudakiht õhuke. Kaiu järv on möhnastiku äärne järv ning järve põhjas on sette jaotumist mõjutanud liivased põndakud. Ligi 40 cm sügavusel on sete juba peamiselt mineraalne. Sealne P ei osale järve aineringes. Orgaanilise aine protsent sette kuivainest (Joonis 10) on päris suur. Kuivaine sisalduse suured väärtused sügavamates kihtides tulenevad mineraalsest settest. Setteproovi peamine 38 cm on oma struktuuri, toiteainete sisalduse, värvuse, tiheduse ja kuivaine orgaanilise aine sisalduse järgi võrreldav teiste järvestiku

osadega. Kui arvestada, et veega ainerings olevaks sette sügavuseks loetakse pealmist 10 cm paksust kihti, siis ei kahanda settekuurna sügavamad mõned sentimeetrid proovi esinduslikkust.



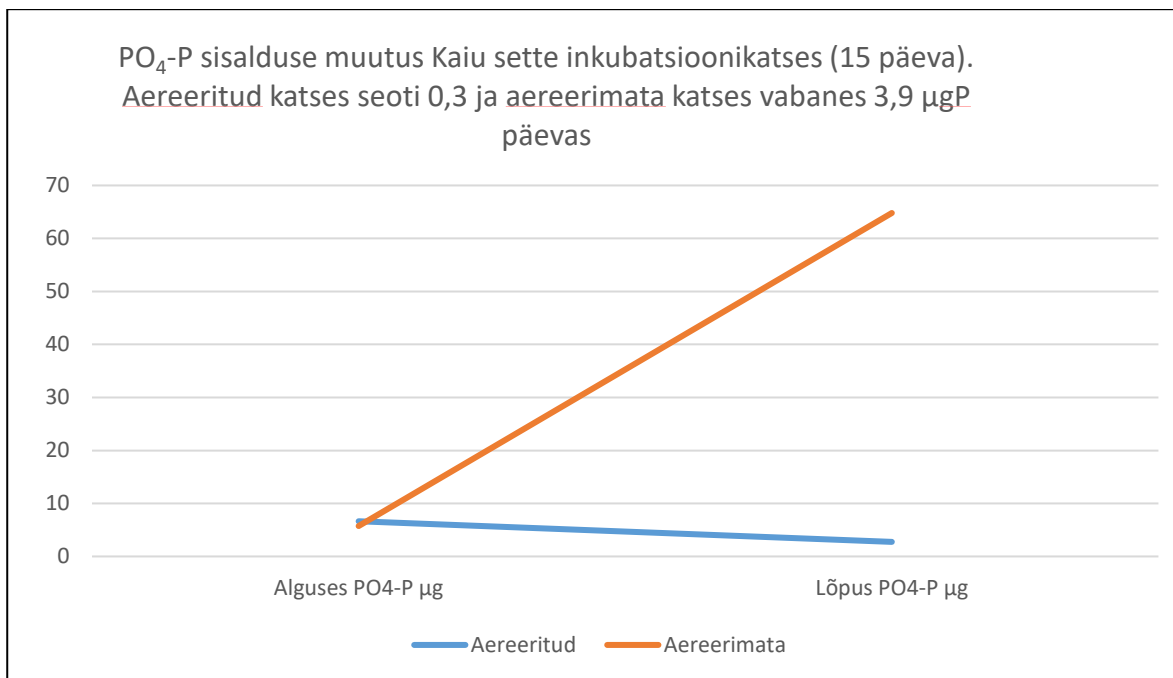
Joonis 9. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Kaiu järve setteprofiilis.



Joonis 10. Kuivaine sisalduse ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Kaiu järve settes

Hapnikurikkas keskkonnas on Kaiu järve sete võimeline fosforit siduma (Joonis 11), aga seevastu hapnikuta keskkonnas eraldub seda. Kaiu järves ei ole teada ummuksilejäämist. See takistab P leket ja on järve talitluse seisukohast väga hea.

Ka madalates järvedes, nagu Kaiu järv, on võimalik põhjalähedase kihi anoksia, seda nii kasvuperioodil kui ka hilistalvel. Ummuksilejäämine (veesamba hapnikuvaegus) algab hapniku vähenemisega põhjalähedases veekihi. Täpsemad ja kogu aastat hõlmavaid hapnikusisalduse mõõtmisi (sh põhjalähedases vees) ei ole Kaiu järves tehtud. Olemasoleva info põhjal ei ole teada järve ummuksilejäämist, mis viitab, et hapnikuolud on pigem head ja P leke vette on pärsitud.



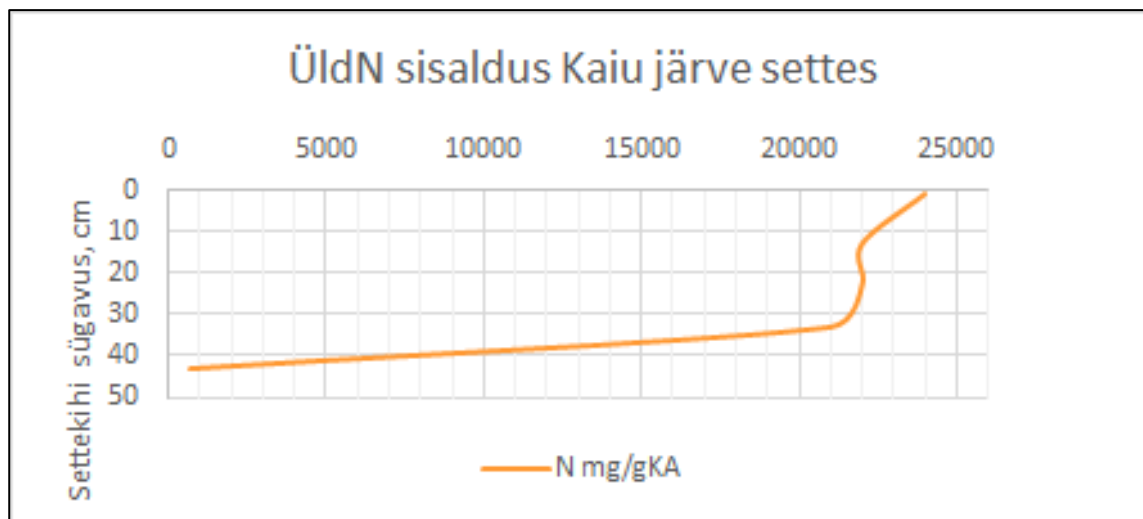
Joonis 11. Fosfaatses fosfori sisalduse muutused Kaiu järve sette inkubatsioonikatses. Katseperioodil aeroobsetes tingimustes seoti 1,4 mgPO₄-P/m² ja anaeroobsetes vabanes 21,6 mgPO₄-P/m².

Üldiselt eeldatakse, et fosfori aineriingest võtab osa pealmine 10 cm paksune kiht. Varasemate uuringute alusel on P potentsiaalselt mobiilne osa üsna erineva osakaaluga kogu settes olevast fosforist (44–95%) sõltudes väga paljudest keskkonnatingimustest. Kaiu järve puhul on võetud orienteeruvaks potentsiaalse mobiilse P osakaaluks 70%. Sellest tulenes, et järve 10 cm paksuses sette kihis on mobiilse fosfori varu 9 tonni. Arvestades inkubatsioonikatses settest eraldunud fosfori koguseid saab eeldada, et nii madalas järves võib põhimõtteliselt olla anaeroobseid tingimusi ühe kuu vältel aastas. Ummuksilejäämise kohta tegelikud andmed puuduvad. Inkubatsioonikatsest tuletatud andmete järgi peab arvestama, et P lekke dünaamika pole lineaarne. Fosfaadi difusioonikiirus settest vette väheneb, kui sette kohal olevas vee fosfori kontsentratsioon tõuseb ja seega kontsentratsioonigradient sette poorivee ja settepinna kohal oleva järvevee vahel kahaneb.

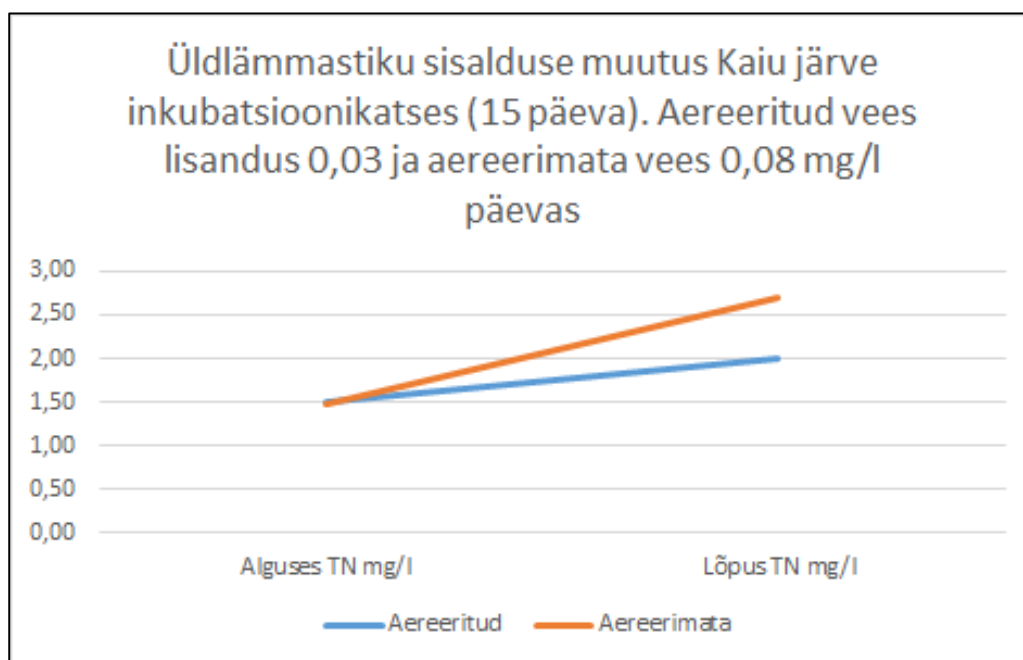
Arvutustes inkubatsiooniperioodi tulemuste kohta oli oluline, et aereeritud sete sidus fosforit. Kui ummuksilejäämist ei esine, siis Kaiu järves on seotava ja vabaneva fosfori vood peaaegu tasakaalus, vabaneb 0,014 gP/m²*a.

Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus Kaiu järve sette profiilis (Joonis 12) on pealmises ca 33 cm paksuses kihis üsna ühtlane, väärtused on sarnases vahemikus teiste järvedega (14 000–25 000 mgN/g kuivaines) ja inkubatsioonikatses lisandus settest vette väike kogus lämmastiku nii aereeritud kui ka aereerimata katses (Joonis 13).



Joonis 12. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Kaiu järve setteprofiilis (KA – kuivaine).



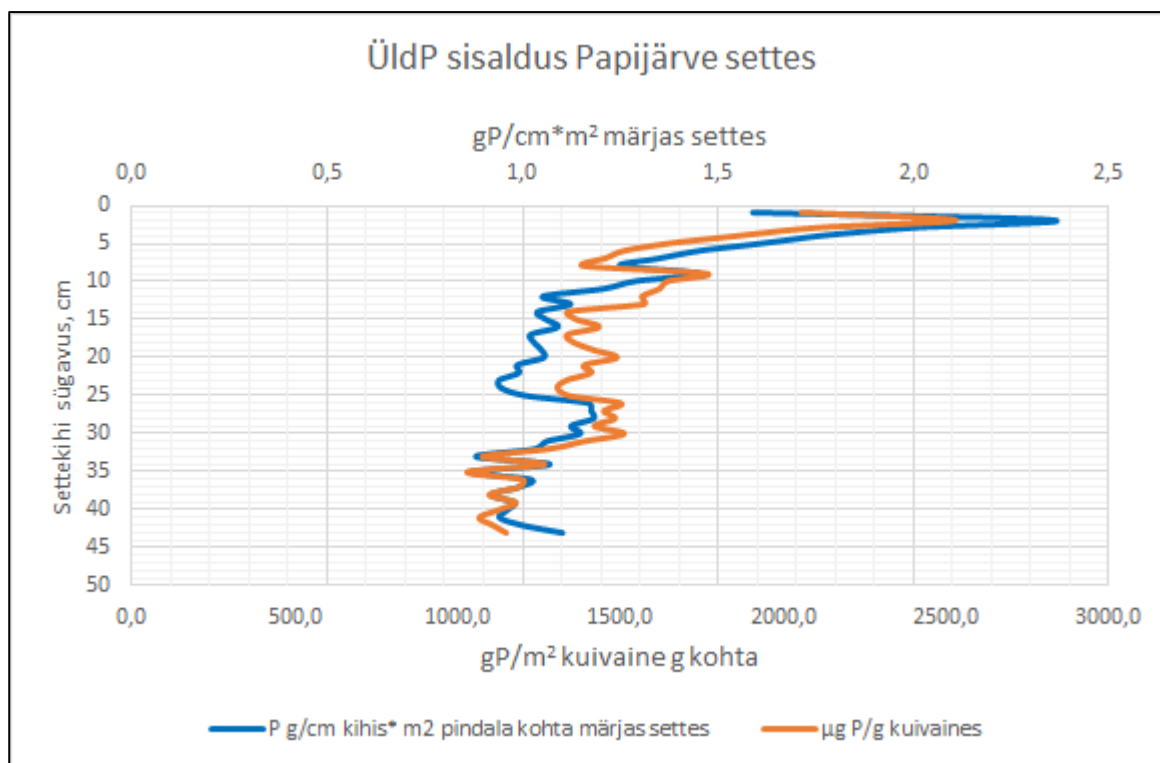
Joonis 13. Üldlämmastiku sisalduse muutused Kaiu järve sette peal oleva vee Inkubatsioonikatses.

3.3.2.2 Papijärv

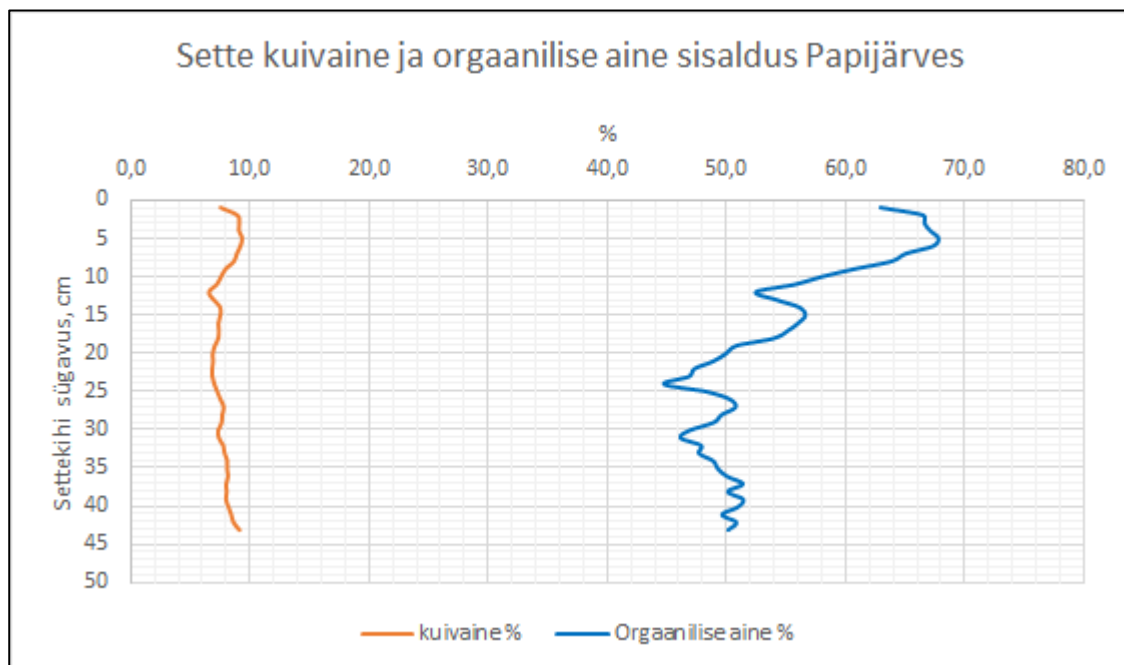
Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Papijärve sette P sisaldused (Joonis 14) on sarnased Kaiu järve väärtustega. Sügavamates kihtides (ca > 30 cm) on väärtused ühtlasemalt väiksemate väärtustega. Sette kuivaine sisaldus on setteprofiilis üsna ühtlane

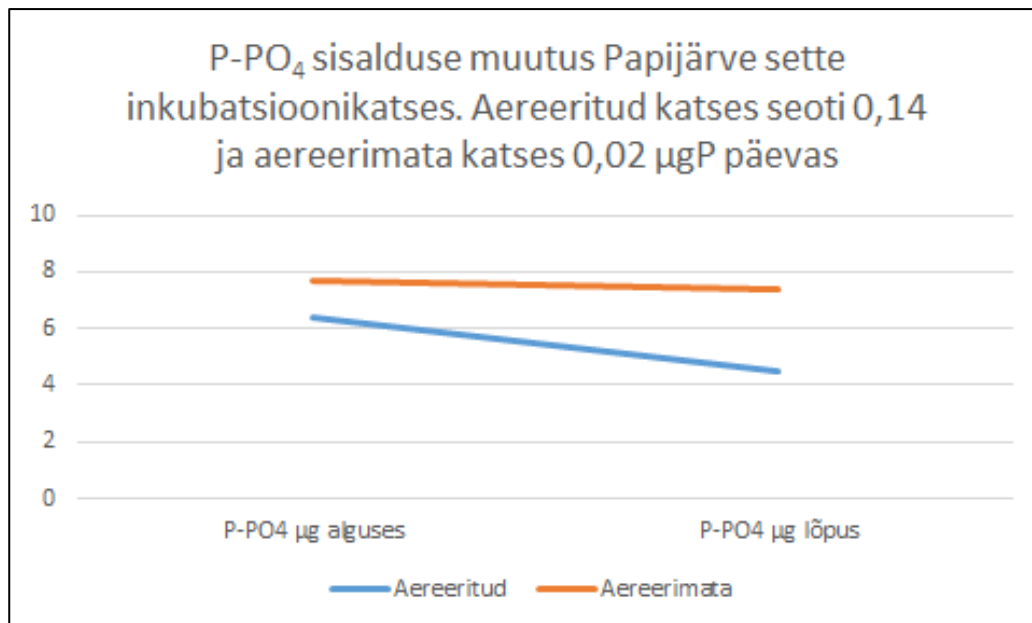
ja orgaanilise aine protsent on suur (Joonis 15). Papijärve sete on inkubatsioonikatse tulemuste alusel võimeline fosforit siduma (Joonis 16).



Joonis 14. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Papijärve setteprofiilis.



Joonis 15. Kuivaine sisalduse ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Papijärve settes.

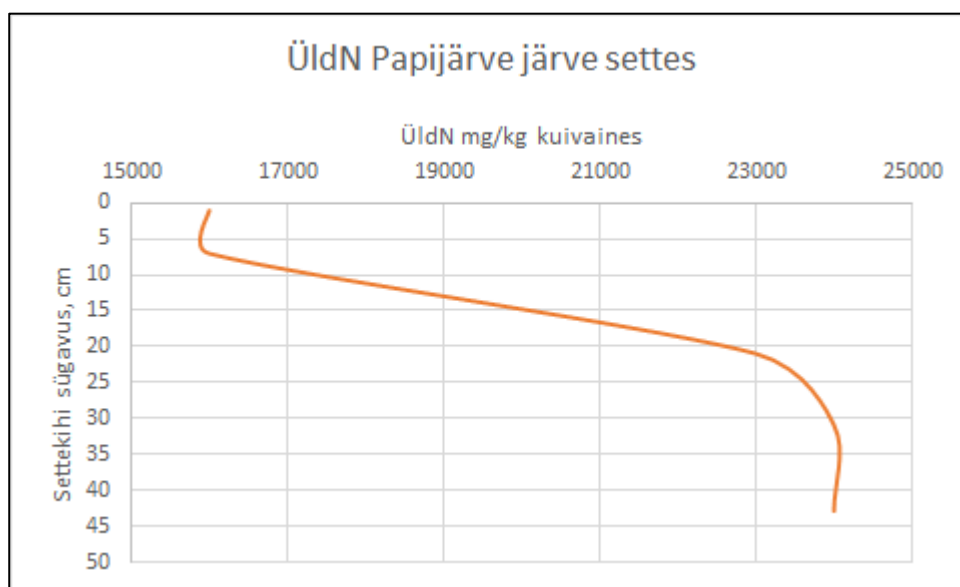


Joonis 16. Fosfaatses fosfori sisalduse muutused Papijärve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses. Katseperioodil aeroobsetes tingimustes seoti 0,68 mgPO₄-P/m² ja anaeroobsetes 0,16 mgPO₄-P/m².

Võttes arvesse eeldusi, mis on esitatud Kaiu järve juures (aineringes on aktiivne sette P 10 cm paksune kiht jm sealtoodu), on Papijärve settes potentsiaalse mobiilse fosfori koguseks 4,7 tonni ja 20 cm kihi varuks 7,8 tonni. Papijärve sette inkubatsioonikatses fosforit seoti nii aereeritud kui ka aereerimata settetorus ja seepärast hinnanguliselt sekundaarreostus puudub.

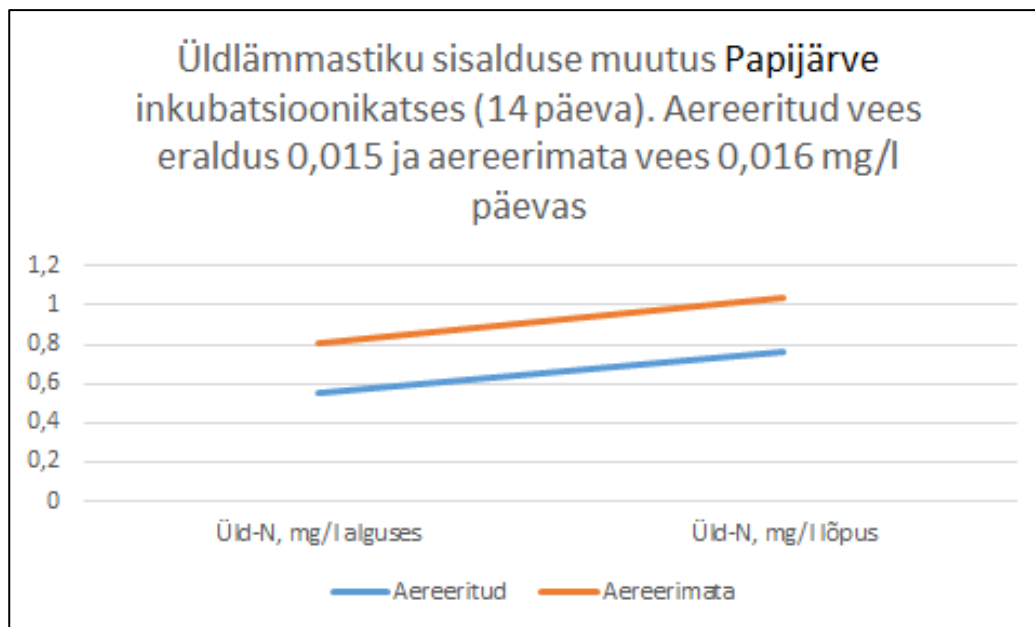
Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus Papijärve sette profiilis (Joonis 17) on pealmises ca 43 cm paksuses kihis 16 000–24 000 mgN/g kuivaines ja sügavuse profiil on erinev teistest järvedest. See võib olla seotud intensiivse veevahetusega ja väikseima keskmise vee sügavusega võrreldes Kaiu ja Jõemõisa järvega. Sellistes tingimustes lämmastik lenduda gaasilise faasina.



Joonis 17. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Papijärve setteprofiilis (KA – kuivaine).

Papijärve inkubatsioonikatses (Joonis 18) olid nii aereeritud kui ka aereerimata torus üldlämmastiku sisaldused suurenenud. Need väärtused olid teiste järvedega võrreldes (eriti Kaiavere järve aereerimata settetorus) veidi väiksemad.



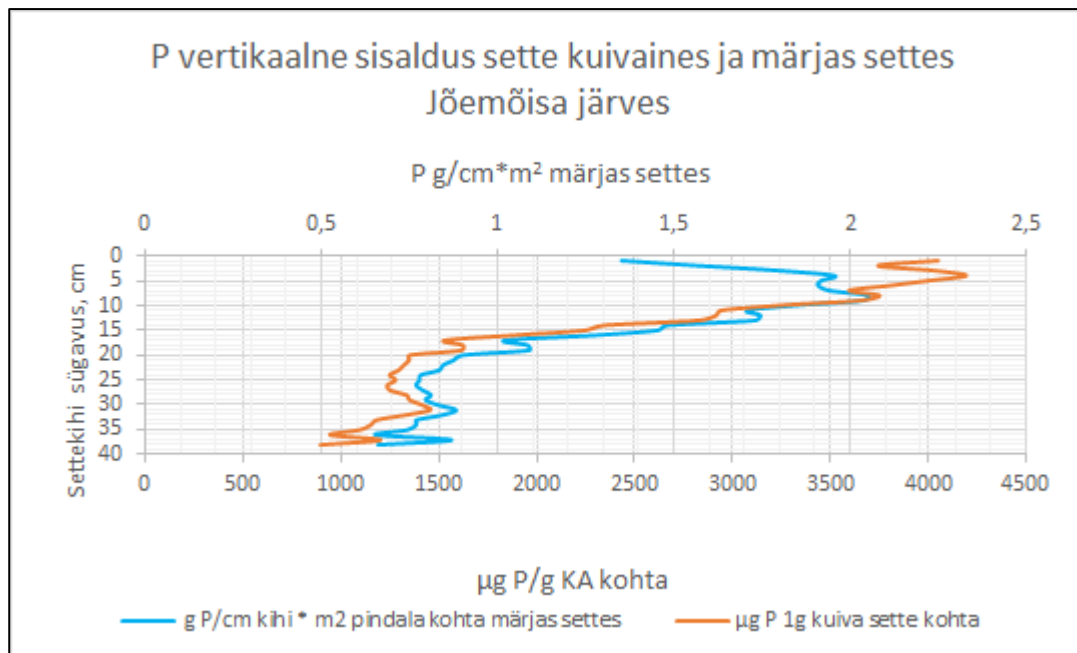
Joonis 18. Üldlämmastiku sisalduse muutused Papijärve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses.

3.3.2.3 Jõemõisa järv

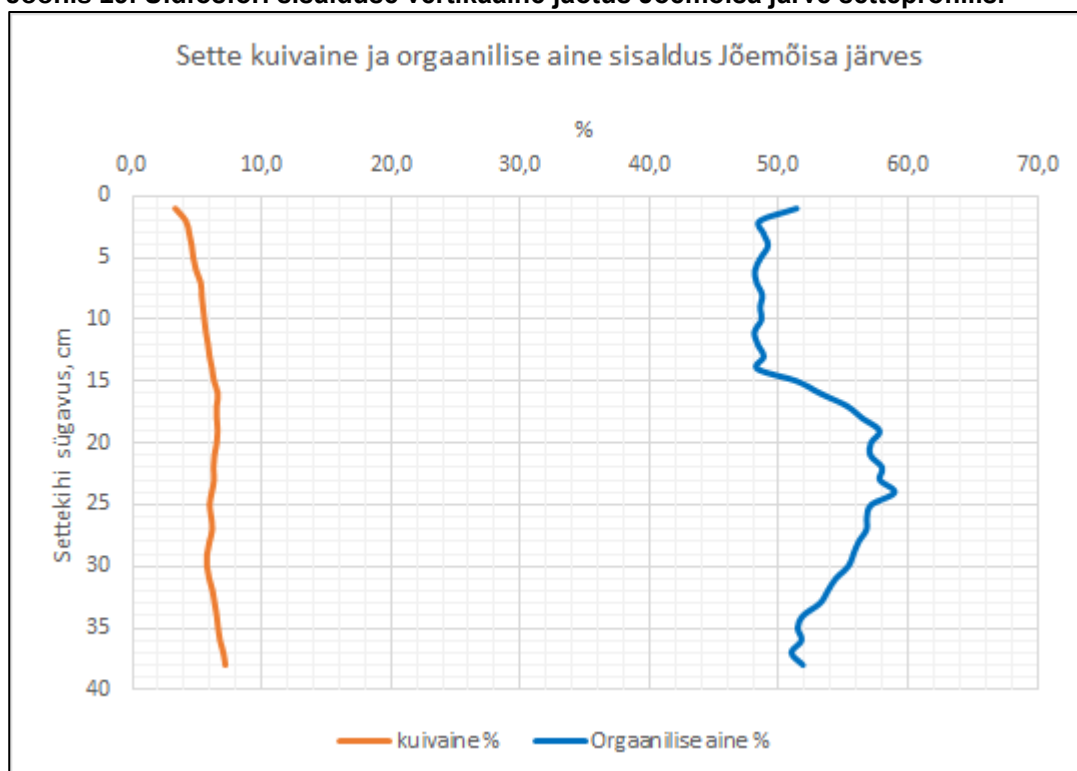
Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Jõemõisa sette P sisaldused (Joonis 19) teiste järvestiku järvedega võrreldes pinnakihtides suuremad. Seevastu sügavamates kihtides (>20 cm) on väärtused sarnased naaberjärvedega.

Orgaanilise aine sisaldus on Jõemõisa järve settes suure väärtusega ja pealmises 38 cm paksuses kihis suhteliselt ühtlane (Joonis 20).

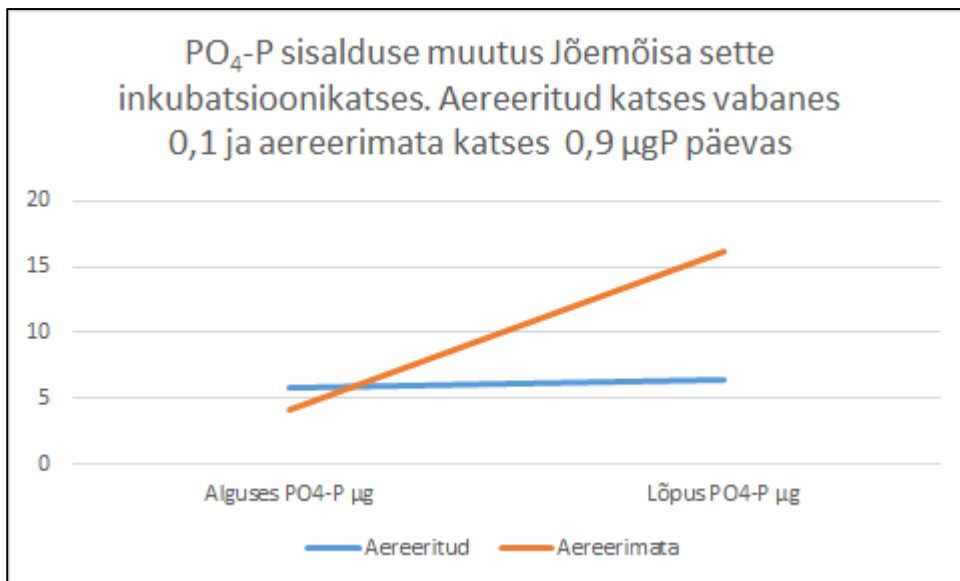


Joonis 19. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Jõemõisa järve setteprofiilis.



Joonis 20. Kuivaine sisalduse ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Jõemõisa järve settes.

Jõemõisa sete inkubatsioonikatses (Joonis 21) toimus kahes aereeritud torus P sidumine, kuid kolmandas hoopis vabanemine. Seepärast võiks üldistada, et kõigis kolmes järveosas on sete võimeline fosforit hapnikurikas keskkonnas siduma. See võib olla seletatav mõne organismi elutegevusega ühes settetorus. Aereerimata torus vabanes oluline kogus fosforit.

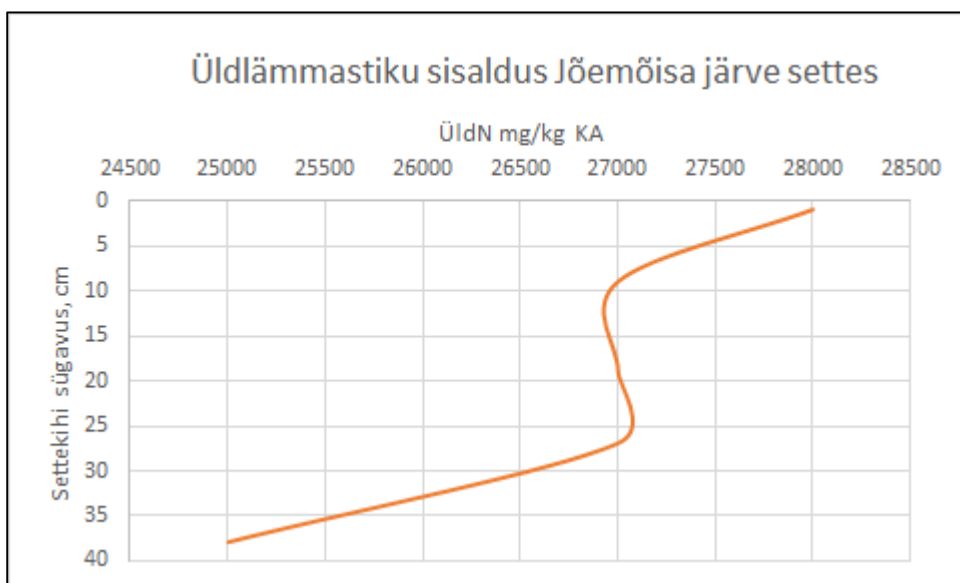


Joonis 21. Fosfaatse fosfori sisalduse muutused Jõemõisa järve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses. Katseperioodil aeroobsetes tingimustes seoti 0,27 mgPO₄-P/m² ja anaeroobsetes 4,42 mgPO₄-P/m².

Võttes arvesse eeldusi, mis on esitatud Kaiu järve juures (aineringes on aktiivne sette P 10 cm paksune kiht jm sealtoodu), on Jõemõisa järve settes potentsiaalse mobiilse fosfori koguseks 9,2 tonni ja 20 cm kihi varuks 16 tonni. Jõemõisa järve sette inkubatsioonikatses fosforit vabanes, kuid kui arvestada, ummuksisse jäämist pole täheldatud, siis aastane P koormus settest on 0,015 gP/m², mis on talutaval tasemel.

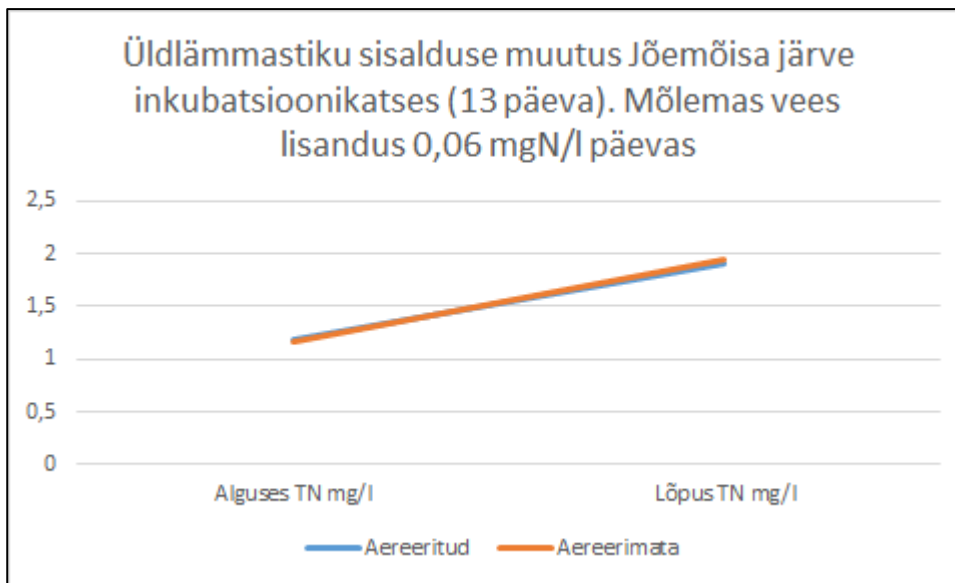
Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus Jõemõisa järve sette profiilis (Joonis 22) on pealmises ca 38 cm paksuses kihis üsna ühtlane, väärtused on pisut suuremad võrreldes Kaiu ja Papijärvega (25 000–28 000 mgN/g kuivaines).



Joonis 22. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Jõemõisa järve setteprofiilis (KA – kuivaine).

Jõemõisa inkubatsioonikatses (Joonis 23) olid nii aereeritud kui ka aereerimata torus üldlämmastiku sisaldused suurenenud ja võrreldavas suurusjärgus Kaiu järve aereerimata katse väärtustega.



Joonis 23. Üldlämmastiku sisalduse muutused Jõemõisa järve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses.

3.4 Füüsikalise-keemilised näitajad

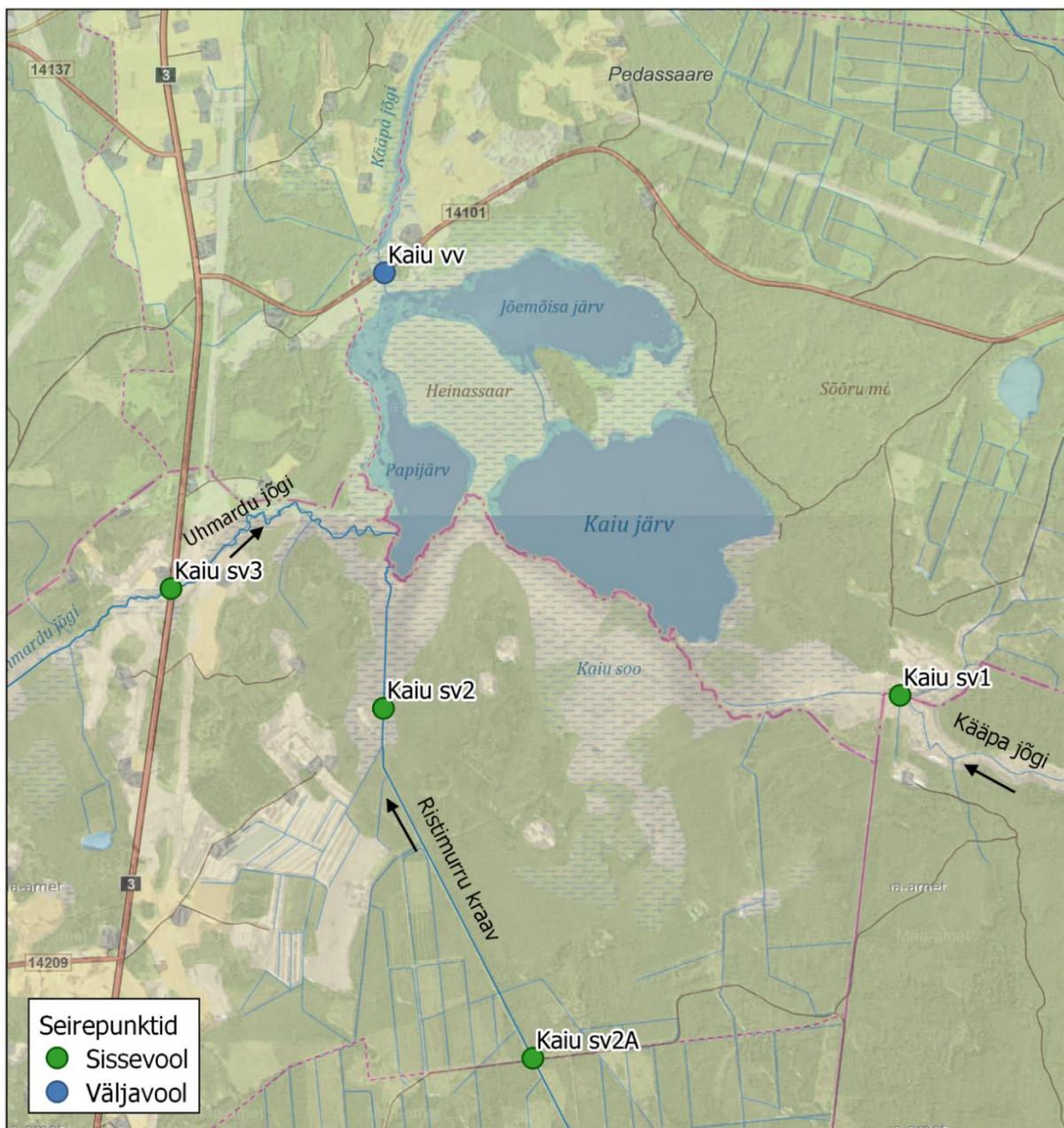
3.4.1 Seirepunktid

Välitõid tehti keskendudes järvestiku vahetule valgalale (Joonis 24). Vahetul valgalal kaardianalüüsi põhjal olulisi koormusallikaid ei tuvastatud. Seirepunktid määrati järve suubuvatel veejuhtmetel, mille kaudu jõuab järve nende osavalgala koormus.

Järvestiku kallas on liigniiske ala, kuhu ligipääsemine ning proovivõtmine ja voolukiiruse määramine on keeruline, mistõttu valiti proovivõtuks järvest mõnevõrra veejuhtmeid pidi ülesvoolu jäävad asukohad.

Järve vee iseloomustamiseks võeti veeproov järve väljavoolust.

Ristimurru kraavi seirepunkti (Kaiu sv2) juures viitab ala taimestik korduvatele üleujutustele, tõenäoliselt on ala mõjutatud kobra tegevusest. 2019 III ja 2020 II kvartali seirekorral oli ala üle ujutatud, kraavile ligipääs oli küll võimalik, kuid vesi kraavis seisis ja vooluhulga määramine ei olnud võimalik. Võimaliku koormuse iseloomustamiseks võeti siiski veeproov seisvast veest. 2020 I kvartali seirekorral oli võimalik nii veeproovi võtmine kui ka vooluhulga määramine. 2019 IV kvartali seirekorral ei olnud ligipääs seirepunktile võimalik, mistõttu võeti seireproov hea ligipääsetavusega asukohast Ristimurru kraavi mööda ülesvoolu (Kaiu sv2A). Alternatiivsest proovivõtukohast võeti võrdluseks veeproov ka 2020 II kvartali seirekorral.



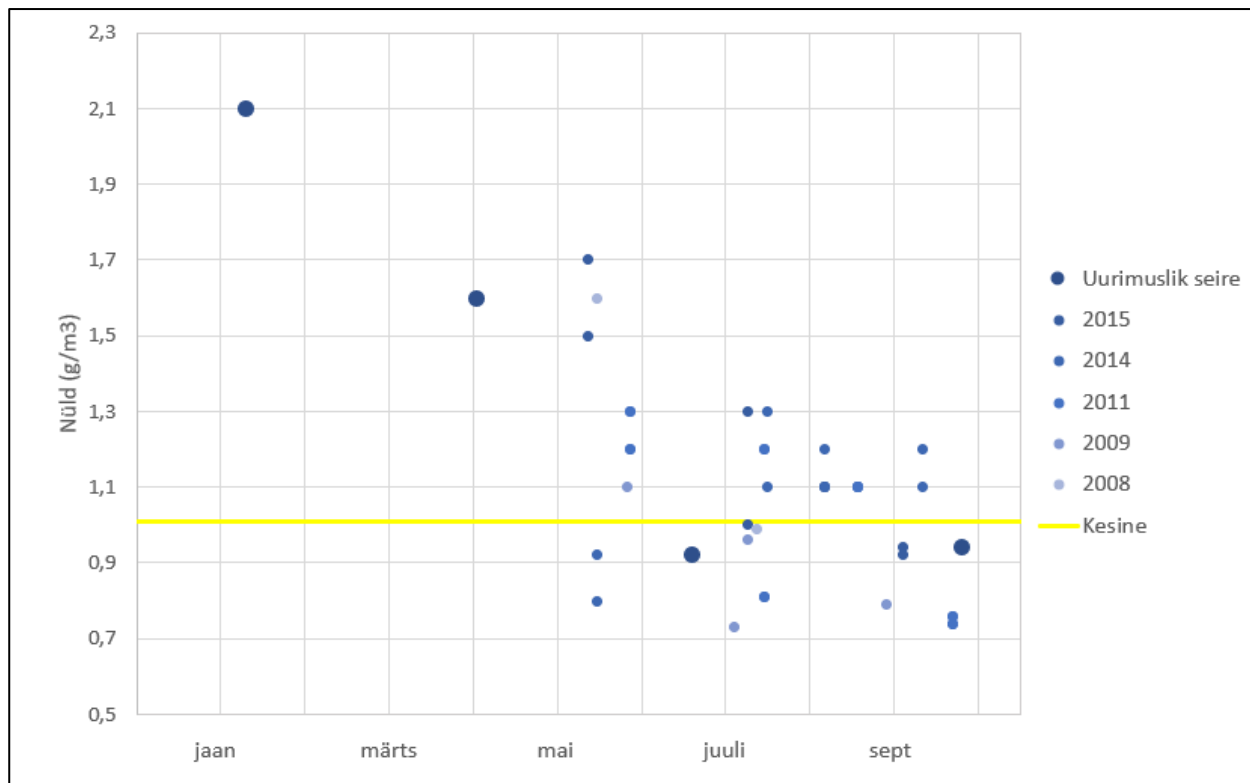
Joonis 24. Seirepunktid Jõemõisa-Kaiu järvestiku valgalal (aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

3.4.2 Seiretulemused

Veekogumite seisund on järvestiku väljavoolu veeproovide keskmise Püld sisalduse ($0,053 \text{ g/m}^3$) põhjal hea, kuid Nüld sisaldus ($1,39 \text{ g/m}^3$) viitab halvale seisundile.

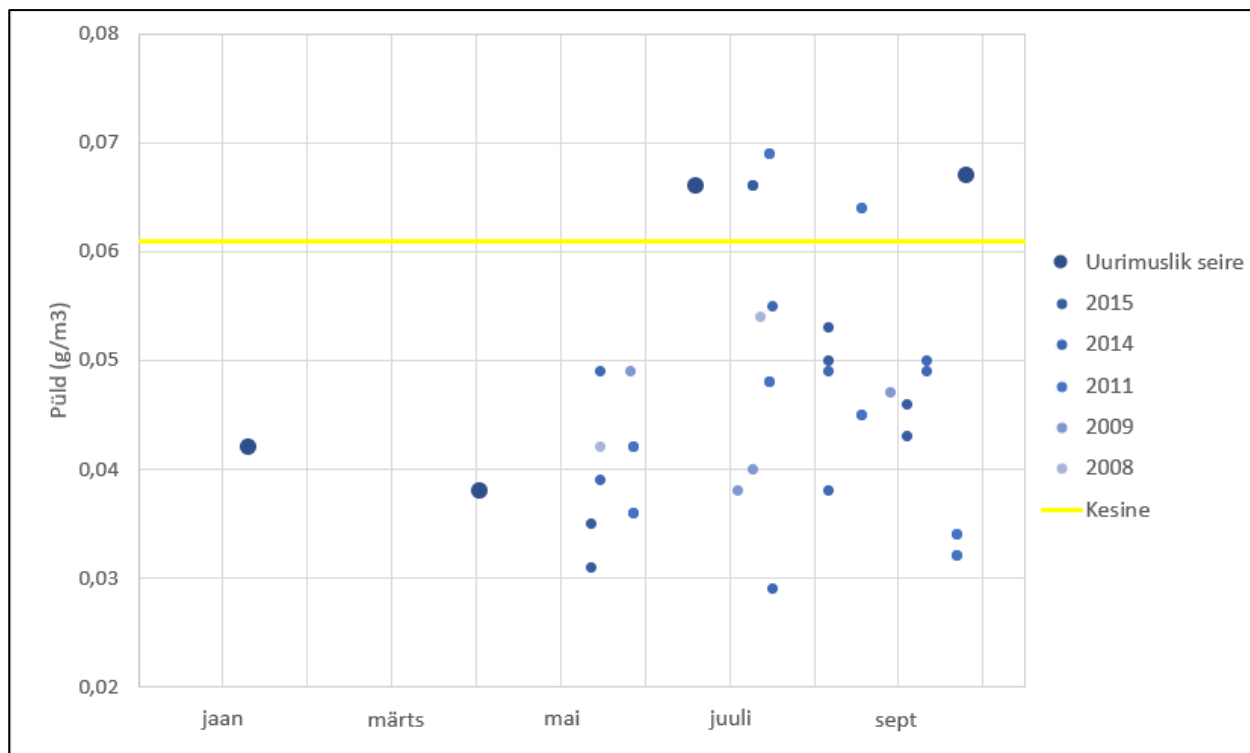
Nüld sisalduse osas on ka varasema seire raames vegetatsiooniperioodil probleeme tuvastatud. Uurimusliku seire raames vegetatsiooniperioodil võetud veeproovides oli Nüld sisaldus võrreldes varasema seire tulemustega pigem tagasihoidlik ja jäi kesise seisundiklassi piirist allapoole (Joonis 25). Küll aga esines kõrgeid Nüld sisaldusi talvisel ja varakevadelisel seirekorral. Tavapärane seire seda perioodi ei iseloomusta.

Vaatlusperioodi erinevuste tõttu on ka uurimusliku seire keskmine Nüld sisaldus varasema seire aastakeskmistega võrreldes kõrge.



Joonis 25. Jõemõisa-Kaiu järvestiku Nüld sisaldus (KESE,13.10.2020).

Kuigi keskmine Püld väärtus viitab heale seisundile, on suvine ja sügisene Püld sisaldus kõrgem kesise seisundiklassi piirist ja ka võrreldes varasemalt tehtud seire tulemustega on Püld sisaldus kõrge (Joonis 26).



Joonis 26. Jõemõisa-Kaiu järvestiku Püld sisaldus (KESE,13.10.2020).

Veeseire tulemuste põhjal arvutati vooluveekogude kaudu järve jõudev ja järvest väljuv aastane koormus (Tabel 8). Ristimurru kraavist oli veeproovide võtmine ja vooluhulga määramine problemaatiline, 2019 III ei tuvastatud vee voolamist ning kahel seirekorral võeti veeproov ja määrati alternatiivsest proovivõtukohest (Kaiu sv2A), mistõttu on aastase koormuse hinnangu usaldusväärsus madal (tase 3).

Tabel 8. Jõemõisa-Kaiu järvestiku aastane koormus.

	Q tuh m³/a	sv %	Nüld kg/a	sv %	Püld kg/a	sv %	BHT5 kgO₂/a	sv %	HA kg/aastas	sv %	Usaldus- väärsuse tase
Kaiu sv1 (Kääpa jõgi)	23 765	58	30 328	44	1 372	51	40 806	61	123 608	34	2
Kaiu sv2(A) (Ristimurru kraav)	3 505	9	5 271	8	450	17	5 846	9	134 846	37	3
Kaiu sv3 (Uhmardu jõgi)	13 470	33	33 493	48	855	32	20 319	30	104 641	29	2
Kaiu kokku	40 739	100	69 092	100	2 677	100	66 971	100	363 095	100	
Kaiu vv	59 873		95 516		2 867		124 565		191 634		
vv-sv	19 135		26 424		190		57 593		-171 461		
vv/sv	1,5		1,4		1,1		1,9		0,5		

Aastase vooluhulga põhjal on kõige olulisemaks sissevooluks Kääpa jõgi, mis moodustab 58% sissevoolude vooluhulgast. Uhmardu jõgi moodustab 33% sissevoolude vooluhulgast.

Järvestikust väljuv aastane vooluhulk on 1,5 korda suurem kui sisenev vooluhulk. Aastaste vooluhulkade erinevus võib Jõemõisa-Kaiu järvestiku puhul olla tingitud seirepunktide ja järve vahelises lõigus ning kaldaäärsetelt liigniiskelt alalt lisanduvast veest. Ristimurru kraavi puhul ei olnud seirepunktis Kaiu sv2 kahel korral võimalik tuvastada vee voolamist, mistõttu on Ristimurru kraavi kaudu järve jõudev aastane vooluhulga hinnang suure määramatusega. Järve põhjas tuvastati liivaseid alasid, mis võivad arvestades ala geoloogilisi tingimusi olla olulised põhjavee juurdevoolu alad.

Sissevoolude vooluhulk moodustab 68% väljavoolu vooluhulgast. Jõemõisa-Kaiu järvestiku piirkonna ligikaudse aasta keskmise äravoolumooduli (Maastik, 2008) järgi on järvestiku vahetult valgalalt tulenev vooluhulk 2 027 tuh m³, mis moodustab väljavoolus tuvastatud vooluhulgast 3,4%. Järve väljavoolus määratud aastast vooluhulgast ligi 29% võib seega lisanduda seirepunkti ja järvestiku vahelises lõigus või põhjavee juurdevoolust.

Teadaolevatest sissevooludest lisanduva vooluhulga ja koormuse põhjal arvatud keskmine Püld kontsentratsioon on 0,066 g/m³ ning teadmata allikatest pärineva vooluhulga ja koormuse põhjal arvatud kontsentratsioon vaid 0,010 g/m³. See viitab, et lisanduv vesi on sissevooludega võrreldes oluliselt väiksema Püld sisaldusega või toimub järves fosfori sidumine.

Vooluveekogude loodusliku foonivee üldfosfori sisaldus on reeglina väiksem kui 0,10 g/m³ olles valdavalt alla 0,05 g/m³ (Loigu & Iital, 2007). Vooremaa piirkonnas 2013. aastal tehtud põhjaveeseire andmetel on üldfosfori keskmine sisaldus 0,028 g/m³ (KESE, 19.09.2020), samas tuvastati uurimusliku seire raames Raigastvere ja Kaiavere järve läheduses asuvate seirekaevude veeproovides oluliselt kõrgemaid Püld sisaldusi. Fosfori bilansis võib seega olla oluliseks nii madala fosforisisaldusega põhjavee lisandumine kui ka fosfori sidumine settesse. Fosfori settest vabanemisele veeseire tulemused ei viita.

Vastav Nüld kontsentratsioon on teadaolevate sissevoolude puhul 1,70 g/m³ ja teadmata allikatest pärineva vee puhul 1,38 g/m³. Eesti jõgede seire andmetele tuginedes on valdavalt loodusmaastikega valgate jõgede üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon 1,1 g/m³ (Loigu & Iital, 2007). Vooremaa piirkonnas 2013. aastal tehtud põhjaveeseire andmetel on piirkonnas põhjavee üldlämmastiku sisaldus ligi 1,8 g/m³ (KESE, 19.09.2020). Lisanduva vee puhul võib olla seega tegemist järve lähedastelt looduslikelt aladelt pärineva vee või põhjavee juurdevooluga ning veeseire tulemused ei viita seega oluliste bilansis arvestamata koormusallikate olemasolule.

Suubuvate vooluveekogude Nüld koormusest 48% tuleb Uhmardu jõest ja 44% Kääpa jõest. Uhmardu jõe aastane vooluhulk moodustab vaid 33% sissevoolude vooluhulgast, kuid Nüld kontsentratsioonid olid suhteliselt kõrged (vahemikus 0,52–4 g/m³) (Joonis 27). Suurim kontsentratsioon esines talvisel perioodil, kui proovivõtule eelnes sademeterohke periood ja ka vooluhulk oli suur.

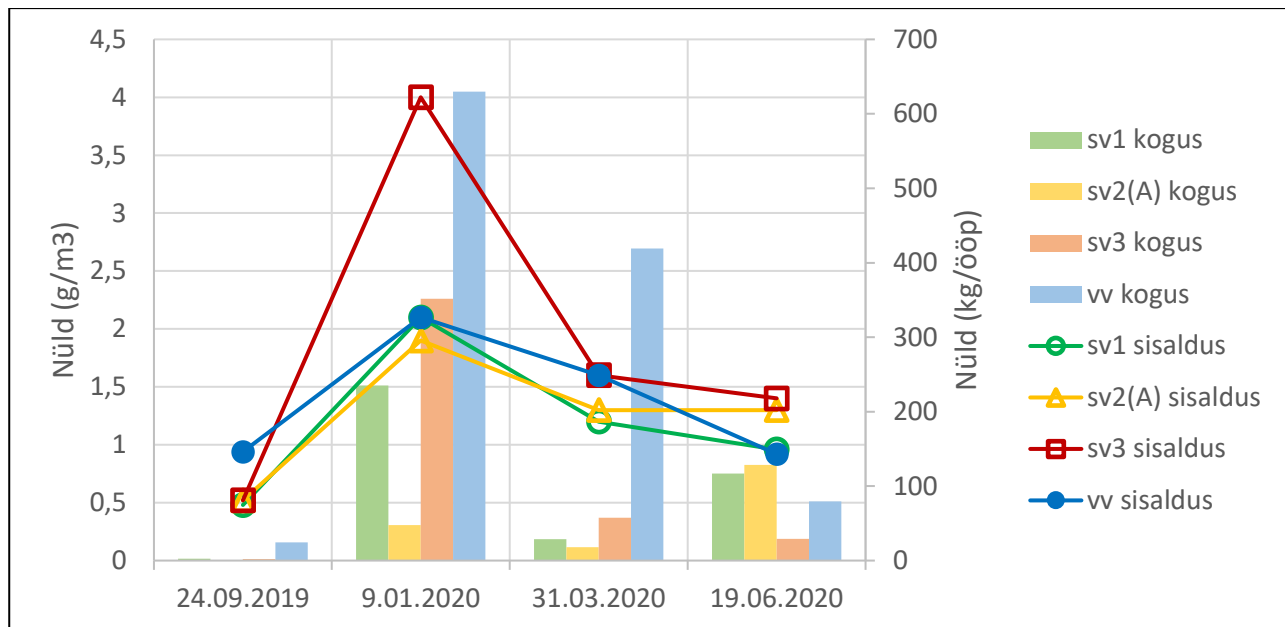
Valgala analüüsi põhjal on ligi 3/4 järvestiku valgala põllumajandusmaadest Uhmardu jõe valgala. Talvel ei kasutata toiteaineid taimestiku kasvuks ära, mistõttu kandub sademeterohkel perioodil pindmise ja maasisese äravooluga põllumajandusmaadelt toiteaineid vooluveekogudesse. Veeseire tulemused viitavad, et Uhmardu jõe kaudu jõuab Jõemõisa-Kaiu järvestikku oluline Nüld koormus ning arvestades Nüld kontsentratsiooni ja koguste aastast käiku on Nüld koormus eelkõige seotud põllumajandusmaadelt sademevee ja lumesulaveega kaasa kantava koormusega. Uhmardu jõgi moodustab eraldi veekogumi, mille valgala uurimusliku seire raames välitõid ette nähtud ei olnud.

Suubuvate vooluveekogude Püld koormusest 51% tuleb Kääpa jõest. Kääpa jõe seirepunkti veeproovides jäi Püld kontsentratsioon vahemikku 0,032–0,081 g/m³ (Joonis 28). Kääpa jõkke suubuvate heit- ja drenaaživee väljalaskmete vooluhulk ja aastane koormus moodustab vaid väga väikese osa Kääpa jõe kogu koormusest, väljalaskude mõju järvestikule võib pidada tühiseks.

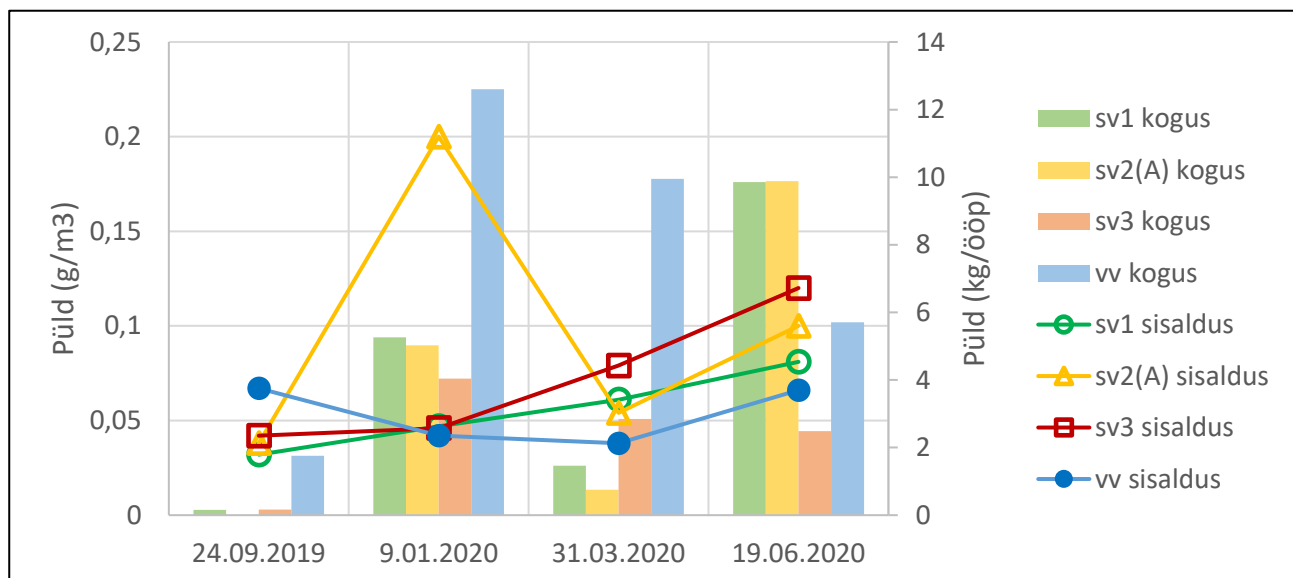
Ristimurru kraavi vooluhulk moodustab vaid 9% sissevoolude vooluhulgast, kuid aastane Püld kogus moodustab lausa 17%. Väga kõrge Püld sisaldus oli talvisel perioodil Ristimurru kraavi seirepunktist (Kaiu sv2A) võetud veeproovis (2 g/m³). Seirepunkt asub metsamassiivide vahel ning piirkonnas oli proovivõtmisele eelnevalt tehtud töid teede ja teeäärsete kraavide korrastamiseks. Kuigi tegemist ei olnud tavapärase olukorraga, siis viitab see siiski metsamajandamise mõjule Ristimurru kraavi valgala. Metsamajandamisel on oluline mõju toiteainete väljakandele metsamuldadest, kuna raietegevuse käigus hävineb mulda kinnitav ja toiteaineid siduv metsa alustaimestik. Valgala maakattetüüpidel põhineva koormuse analüüsi puhul eeldatakse, et toiteainete äraanne suureneb esimesel kolmel aastal pärast lageraiet ca 2 korda (Loigu et al.,

2010). Ristimurru kraav moodustab eraldi veekogumi, mille valgalal uurimusliku seire raames välitoid ette nähtud ei olnud.

Aasta lõikes eristus selgelt suvine periood, mil Püld kontsentratsioonid kõigis sissevooludes olid kõrged (0,076–0,12 g/m³) ja ka järve kantav Püld kogus oli suurim.



Joonis 27. Nüld sisaldus ja kogus Jõemõisa-Kaiu järvestiku seirepunktides (2019 III ei olnud sv2 vooluhulka võimalik määrata, mistõttu Nüld kogus puudub).



Joonis 28. Püld sisaldus ja kogus Jõemõisa-Kaiu järvestiku seirepunktides (2019 III ei olnud sv2 vooluhulka võimalik määrata, mistõttu Püld kogus puudub).

Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet. Fütoplanktoni jaoks optimaalne on see väärtuse juures 16:1. Sissevoolu aastase Nüld ja Püld koormuse suhe on 26:1 ja väljavoolu puhul 33:1, mis on suhteliselt kõrged näitajad ja viitavad vananevale veekogule. Omamoodi heaks näitajaks on see, et sellise suhte juures saavad harva domineerivaks toksiine tootvad sinivetikad.

3.5 Suurselgrootute seisund

2020. aastal võeti igast järveosast üks litoraaliproov, püüdes need paigutada nii loomade elutingimuste kui ka püügi efektiivsuse mõttes soodsaimasse kohta. Kõvapõhjalisi alasid leidub ainult Kaiu ja Jõemõisa järve idakallastel. Papijärves kõva põhja polegi. Sissevooludest hinnati tähtsamate, Kääpa jõe ja Uhmardu jõe seisundit.

Tabel 9. Kaiu-Jõemõisa-Papijärve liitjärve ning nendega seotud suuremate vooluvete suurselgrootute seisund.

Koht	Aeg	Km	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	REFMMQ	EQRMMQ	MESH
Kääpa jõgi ülalpool järvestikku												
Välgi	20150427	13	27	3,09	6,06	5	12		24	25	0,96	2,26
Välgi	20200913	13	24	2,42	5,6	4	7		20	25	0,8	1
Kaiu järv												
NNE kallas	20080521	24,5	11	1,01	5,00		2	4	6	25	0,24	1,11
NNE kallas	20110520	24,5	24	2,48	4,24		5	7	18	25	0,72	1,14
NNE kallas	20140508	24,5	15	1,82	4,46		4	5	9	25	0,36	1,23
NNE kallas	20150512	24,5	17	1,71	3,80		2	4	11	25	0,44	1
NNE kallas	20200601	24,5	20	1,39	4,64		5		10	20	0,5	1,19
Jõemõisa järv												
E kallas	20090503	25	19	2,3	5,27		7	7	21	25	0,84	1,30
E kallas	20140508	25	21	2,61	5,53		8	4	18	25	0,72	1,21
E kallas	20150512	25	22	2	4,29		4	4	13	25	0,52	0,82
E kallas	20200601	25	25	3,15	4,9		6	8	21	25	0,84	1,05
Papijärv												
N kallas	20200601	26	28	2,03	5,2		7	6	20	25	0,8	0,92
Uhmardu jõgi ülalpool järve												
Tartu - Jõhvi mnt	20060928	13	27	2,65	5,36	5	7		21	25	0,84	1,30
Tartu - Jõhvi mnt	20200913	13	25	2,89	5,55	4	11		22	25	0,88	1,9
Kääpa jõgi allpool järvestikku												
Jõemõisa sild	20090503	26	26	3,16	4,88	4	9	4	13	25	0,52	1,31
Nugise sild	20090503	33	40	3,11	5,65	5	17	10	23	25	0,92	1,76
Kääpa	20150427	35	31	3,48	5,65	5	13		22	25	0,88	1,9
Koseveski	20090507	39	47	3,36	6,53	7	21	13	25	25	1	2,64

Tabeli selgituseks: aeg – aaaakppp; Km – proovikoha kaugus jõe lähtest (km); T – taksonirikkus; H' – taksonierisus; ASPT – taksoni keskmine tundlikkus; DSFI – Taani vooluvete fauna indeks; EPT – tundlike taksonite rikkus; A – Rootsi happelisusindeks; MMQ – suurselgrootute koondseisund; REFMMQ – koondseisundi etalonitase; EQRMMQ –

koondseisundi ja etalontaseme suhe; MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks; värvused: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund.

Seniste kogemuste põhjal on nii järvestiku suuremad sissevoolud (Kääpa ja Uhmardu jõgi) kui ka väljavool heas või isegi väga heas seisundis. Ainus kesises seisundis olnud vooluveeline koht asub vahetult allpool järvestikku ning on väga aeglasevooluline, meenutades elupaigalt pigem järve kui jõge (ka MESH väärtus 1,31 sarnaneb järvede mitte jõgede omadele). See on aga looduslik eripära, mis praegustes seisundikriteeriumides ei kajastu. Nii Uhmardu kui ka Kääpa jõe proovikohad olid 2020. a sügisel üle ujutatud. Seda peegeldab väga hästi ka MESH ebaloomulikult madal väärtus. Üleujutus võis tõenäoliselt alandada nende kohtade seisundihinnangut, kuid mõlemas oli seisund siiski hea.

Järvestiku enda osade seisund varieerus palju rohkem. Papijärve suurselgrootute seisundit polnud varem hinnatud, 2020. aastal oli seisund hea. Papijärve proovikoht ei asu väljavoolust kaugel ega erine temast hüdro-morfoloogiliselt palju. Et aga järvede hinnangukriteeriumid on pehmemad, osutus järves tehtud seisundihinnang klassi võrra paremaks.

Jõemõisa järveosa seisund on olnud enamasti hea (v.a 2015. aastal, kui see oli kesine). Kõige vastuolulisemad andmed pärinevad Kaiu järveosast. Seal on seisundihinnang varieerunud halvast heani (2020. aastal kesine). Selget põhjust neile varieeruvatele tulemustele ei oska välja tuua. Elupaik proovikohas on suurselgrootutele soodus ning see ala sobib hästi ka proovivõtuks (Foto 1). Jõemõisa järve proovikoht on sellega väga sarnane (Foto 2), samas kui Papijärves on see soine ning mudane (Foto 3).



Foto 1. Kaiu järve prooviala (vaade NE kaldalt) (H. Timm, 01.06.2020).

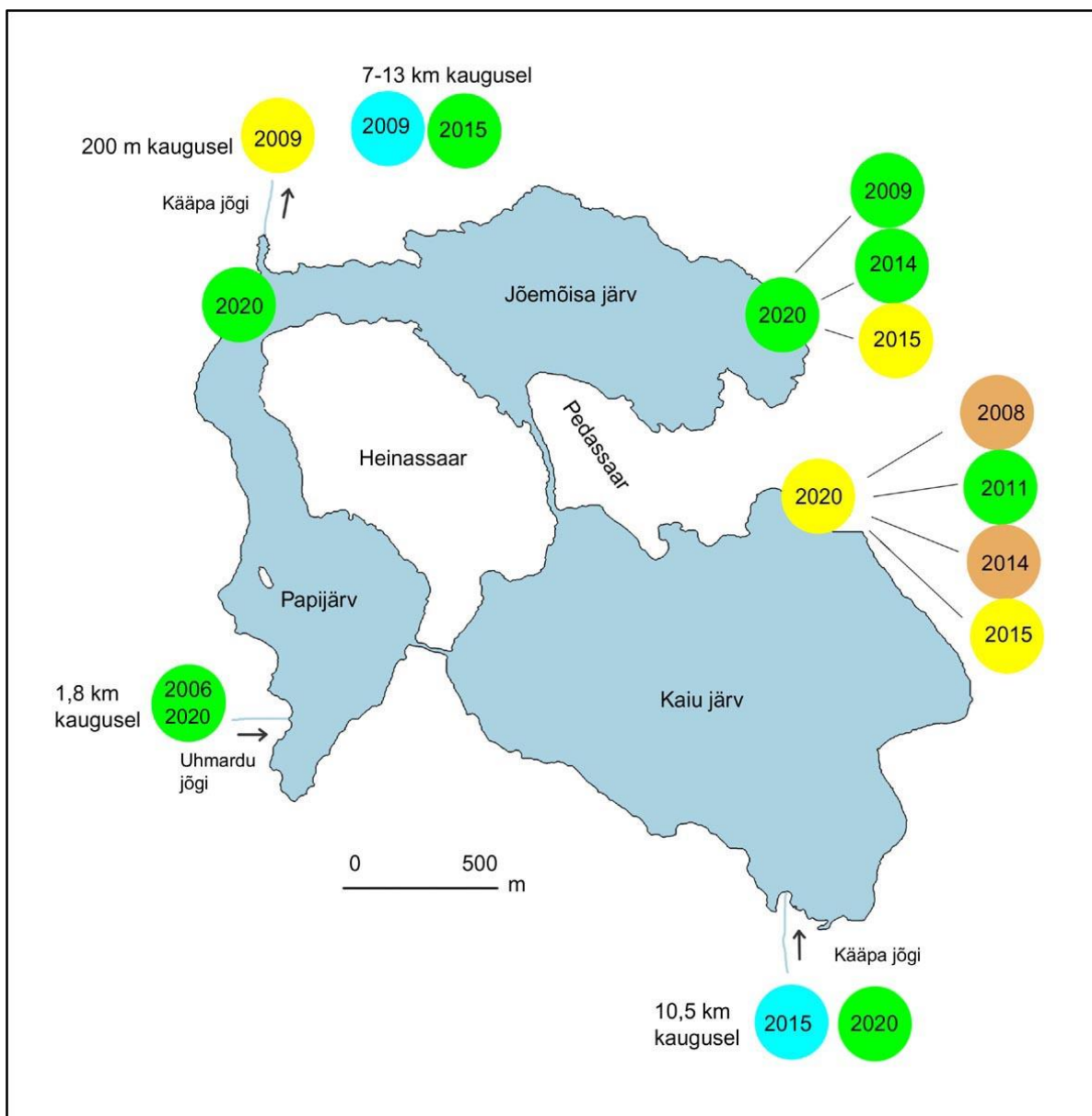


Foto 2. Jõemõisa järve prooviala (vaade NE kaldalt) (H. Timm, 01.06.2020).



Foto 3. Papijärve prooviala (vaade N kaldalt S) (H. Timm, 01.06.2020).

Kaiu järvele ei näi mõjuvat mingi eriline saasteallikas (ümbritsevad peamiselt mets ja soo). Kui vaadata seisundit üksikute indeksite kaupa läbi aastate, siis on selles kohas „krooniliselt“ vähe liike ning nendegi tundlikkus enamasti madal (Tabel 9, Joonis 29). Ebatavaliselt liigivaeseid järvi leidub Eestis ka mujal (nt Tānavjārv ja Veskijärv Loode-Eestis ning Veisjärv Sakala kõrgustikul). Mõnedes järvedes (sh ka Kaiu) võib nigelat seisundit põhjustada bentosetoiduliste kalade tugev mõju (mis kehtivates seisundikriteeriumides samuti ei kajastu). Samas olid sama järvestiku muud osad Jõemõisa ja Papijärv keskel läbi ühe klassi võrra paremas seisundis (hea) kui Kaiu (kesine). Ilmselt on kõige mõistlikum tunnistada ka Kaiu liigivaesus looduslikuks eripäraks. Tõenäoliselt ei ole madalas seisundis „süüdi“ Kääpa jõgi, kuivõrd ta seisund oli ülalpool järvestikku Kaiu omast isegi parem. Pealegi mõjutas ta ka teisi, heas seisundis järveosi. Pigem alandas selles piirkonnas nii jõgede kui ka järvestiku seisundihinnanguid looduslik soisus ja aeglane vool.



Joonis 29. Jõemõisa-Kaiu järvestik ja nendega seotud suuremate vooluvete suurselgrootute seisund (EQRMQ).

3.6 Suurtaimestiku ja fütobentose seisund

3.6.1 Papijärv

2020. a juulis uuriti Papijärve suurtaimestikku ühes punktis, mis paiknes järve lõunaosas Uhmardu jõe sissevoolu juures. Varasemalt on Papijärve taimestikku seiratud 2005. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus (teostaja H. Mäemets).

Uuritud punktis oli kaldaveetaimestikus valdav laialehine hundinui ja tarnad, ühtset dominantit samas ei eristunud. Ohtramalt leidis ka pilliroogu ja jõgi-kööluslehte (*Sagittaria sagittifolia*). Ujulehtedega taimestik oli domineerivaks valge vesiroos, talle järgnes ujuv penikeel. Veesiseses taimestik ühtset dominantit ei eristunud, ohtramalt esines kaelus-penikeel ning mändvetiktaimed (*Charophyta*). Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuritud punktis on esitatud aruande lisas (vt lisa 7 tabel 1).

Kokkuvõtvalt võib öelda, et uuritud alal esinenud taimekooslus ei viita sissevoolu mõjule ja taimekooslus on sarnane teiste järve osade taimestikuga. Ainsana võib teatavale toitelisuse tõusule viidata valge ja väikese vesiroosi esinemine, kuid antud liike leidis kogu järve kaldavööndis ning seega ei saa kindlalt väita, et liigid esinesid antud punktis kõrgematel ohtruse väärtustel just sissevoolu mõju tõttu. Ka veesiseses taimestik ei viidanud miski kõrgeenenud toiteainete sissevoolule uuritud alal.

2020. a juulis koguti Papijärvest fütobentose proov ühest punktist, mis paiknes järve lõunaosas Uhmardu jõe sissevoolu juures. Papijärve fütobentost pole varasemalt uuritud. Loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8 tabel 1).

Papijärvest leiti kokku kõigest 5 liiki bentilisi ränivetikaid, koosluses domineeris *Achnanthes minutium*, arvukamalt esines ka *Cocconeis pediculus*. Vaatamata väga liigivaesele bentiliste ränivetikate kooslusele, näitasid kõik arvutatud fütobentose indeksid Papijärves uuritud punktis väga head ökoloogilist seisundit (Tabel 10). Seega saab öelda, et sissevoolu mõju vähemasti fütobentosele puudub.

Tabel 10. Papijärve ökoloogilise seisundi hinnang fütobentose indeksite järgi.

IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
17,5	70,5	20	väga hea

3.6.2 Kaiu järv

2020. aasta juulis uuriti Kaiu järve suurtaimestikku ühes punktis, mis paiknes järve lõunaosas Kääpa jõe sissevoolu juures. Varasemalt on Kaiu järve suurtaimestikku seiratud 2014. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus.

Uuritud punktis oli kaldaveetaimestikus valdavaks pilliroog, roostikused lõigud vaheldusid tarnamätastega, mille juures levis madalatel ohtruse väärtustel (1 palli väärtuses) ka teisi kaldaveetaimi (harilik konnarohi (*Alisma plantago-aquatica*), harilik luigelill (*Butomus umbellatus*), soovõhk (*Calla palustris*), sookastik (*Calamagrostis canescens*) jne). Ujulehtedega taimestik domineeris kollane vesikupp, talle järgnes ujuv penikeel ja vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium*). Veesiseses taimestik oli ohtram läik-penikeel, veidi tagasihoidlikumalt leidis vesikarikat ja kaelus-penikeelt. Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuritud punktis on esitatud aruande lisas (vt lisa 7 tabel 2).

Kokkuvõtvalt saab öelda, et uuritud alal oli taimestik sarnane kogu ülejäänud järve veetaimestikuga ja eutrafente ohtralt ei esinenud. Ujuv penikeel ja vesi-kirburohi võivad viidata teatavale kõrgele toitelisuse sisaldusele, kuid antud liike leidis kogumikena üle kogu järve (sh ka piirkondades, kus sissevoolud puudusid).

2020. a juulis koguti Kaiu järvest fütobentose proov ühest punktist, mis paiknes järve lõunaosas Kääpa jõe sissevoolu juures. Varasemalt on Kaiu järve fütobentost seiratud 2014. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus. Loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8 tabel 2).

Kaiu järvest leiti kokku 29 bentilise ränivetika liiki, mis on keskmine tulemus. Kõige arvukamalt esines *Achnanthes minutissimum*, teiste liikide arvukused jäid tunduvalt madalamaks.

Tabel 11. Kaiu järve ökoloogilise seisundi hinnangud fütobentose indeksite järgi

IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
14,2	52,9	14,6	hea

Fütobentose indeksite järgi ei täheldatud Kaiu järve proovipunktis sissevoolude mõjutusi, kuna ökoloogilise seisundi koondhinnang uuritud punktis oli „hea” ning bentiliste ränivetikate liigilises koosseisus ei olnud märgata reostust näitavate liikide kõrget arvukust (Tabel 11).

3.7 Tulemuste kokkuvõte ja meetmed järve tervendamiseks

3.7.1 Tulemuste kokkuvõte

Kaardianalüüsil ja veeseirel põhinev Jõemõisa-Kaiu järvestiku lämmastiku ja fosfori voo kokkuvõte on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 12).

Tabel 12. Jõemõisa-Kaiu järvestiku lämmastiku ja fosfori voog.

			Nüld (kg/a)	Püld (kg/a)
Asustus ja veekasutus				
Ühiskanalisatsioonita elanikkond (hinnanguliselt siseveekogudesse jõudev koormus)			147	<1
Väljalaskmed			74	6
Külastuskoormus			44	<1
Corine asustusega seotud maakattetüübid			129	20
Loomakasvatuskohad				
PRIA loomakasvatushooned (hinnanguliselt keskkonda jõudev koormus)			5 100–15 301	97–485
PRIA loomakasvatusala (karjamaadele jääv koormus)			491	69
Corine karjamaade maakattetüüp			1 728	69
Põllumajandusmaad				
Corine põllumajanduslikud maakattetüübid			88 463	1 550
PRIA põllumassiivid			54 469	1 000
Uuritavad veekogumid				

Sademetete koormus veepinnale	1 614	60
Corine veekogude maakattetüüp	1 117	77
Kogu valgala		
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs sissevoolude valgala (v.a vahetu valgala)	122 567	2 822
Sissevoolude veeseire	69 092	2 677
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	<i>1,8</i>	<i>1,1</i>
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs vahetul valgala	3 202	135
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs kogu valgala (sh järv)	125 769	2 957
Väljavoolu veeseire	95 516	2 867
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	<i>1,3</i>	<i>1,0</i>

Jõemõisa-Kaiu järvestiku vahetul valgala olulisi koormusallikaid ei tuvastatud ja maakattetüüpide analüüsi põhjal lähtub järve vahetult valgalt vaid lämmastiku koormus 2,5% ja fosfori koormus 4,6% kogu valgala koormusest. Veeseire tulemuste põhjal tuleneb 72% järve lämmastiku koormusest ja 93% fosfori koormusest kolmest uuritud sissevoolust. Ülejäänud koormus on seostatav seirepunktide ja järvestiku vahele jääva valgala osaga või põhjaveest tuleneva koormusega.

Sissevoolude veeseire tulemused ja valgala kaardianalüüs viitab, et uuritud sissevoolude kaudu Jõemõisa-Kaiu järvestikku jõudvast koormusest olulise osa võib moodustada Uhmardu jõe valgalt tulenev põllumajanduslik koormus. Mõju esineb eriti selgelt talvisel ja kevadisel perioodil, mil on rohkelt sademeid ja lumesulavett, mis põllumajandusmaadelt lämmastikku pindmise äravoolu ja veejuhtmete kaudu järvestikku kannavad. Ka Kääpa jõe valgalt lähtuv lämmastiku kogus on suur. Corine maakattetüüpidel põhineva koormusarvutuse põhjal moodustab arvutuslik Kääpa jõe lämmastiku koormus 36% sissevoolude valgala summaarsest koormusest ja Uhmardu jõe koormus 54%, kuid veeseire tulemuste kohaselt on Kääpa jõe panus 44% ja Uhmardu jõe panus 48% sissevoolude Nüld koormusest. Uurimusliku seire raames ei olnud ette nähtud välitöid Kääpa jõe ja Uhmardu jõe osavalgalal ning polnud võimalik tuvastada, millest tuleneb erinevus kaardianalüüsi ja seire tulemustes. Tulemuste põhjal näib mõlema sissevoolu panus järvestiku lämmastiku koormusesse oluline.

Fosfori puhul viitavad veeseire tulemused Kääpa jõe olulisusele, aga silma paistab ka Ristimurru kraavi mõju. Kääpa jõe ja Ristimurru kraavi puhul moodustavad metsaga seotud maakattetüübid rohkem kui 80% valgala pindalast. Ühtlasi on valgala ulatuslikud maaparandussüsteemid, mis hõlmavad ka suure osa metsamaast. Kuigi metsa puhul on üldiselt tegemist loodusliku maakattetüübiga, siis mõjutab metsamaadelt lähtuvat koormust metsamajandamine ja maaparandus. Corine maakattetüüpidel põhineva koormusarvutuse puhul metsade majandamist arvestatud ei ole, kuid raietegevust ja maaparandust peetakse toiteainete ärakannet soodustavaks (Loigu *et al.*, 2010). Ristimurru kraavi sissevoolus määrati aastaseks üldfosfori koguseks 450 kg/a, kuid maakattetüüpidel põhineva analüüsi põhjal on osavalgala aastane fosfori koormus vaid 311 kg/a. Kuigi Ristimurru kraavi veeseire tulemuste põhjal hinnatud aastase koormuse usaldusväärsus ei ole kõrge, viitab see siiski, et majandatavate metsade koormus võib olla keskmisest loodusliku metsamaaga seotud koormusest suurem.

Suurselgrootute seisund oli järvestiku eri osades varieeruv. Kaiu järve liigivaesus võib olla looduslik eripära, kuna Kääpa jões järvestikust ülesvoolu oli suurselgrootute seisund parem kui Kaiu järves. Suurtaimede seire põhja võib öelda, et Kaiu järves ja Papijärve sissevoolude juures uuritud alal esinenud taimekooslus ei viita sissevoolu mõjule ja taimekooslus on sarnane teiste järve osade taimeistikuga. Ainsana võib teatavale toitelisuse tõusule viidata valge ja väikese vesiroosi esinemine, kuid ei saa kindlalt väita, et liigid esinesid kõrgematel ohtruse väärtustel just sissevoolu mõju tõttu. Ka veesiseses taimeistikus ei viidanud miski kõrgeenenud toiteainete sissevoolule uuritud alal. Kaiu järve ja Papijärve proovipunktides oli bentiliste ränivetikate seire põhjal ökoloogilise seisundi koondhinnang vähemalt hea ning bentiliste ränivetikate liigilises koosseisus ei olnud märgata reostust näitavate liikide kõrget arvukust.

Uurimusliku seire tulemuse põhjal looduslike võrdlustingimuste ja ökoloogilise seisundi hindamiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate ja kvaliteedielementide seisundiklassi piiride ümberhindamist põhjendatuks ei peeta.

Kaiu järve settes ei ole P kogused suured (Tabel 13) ning tavapärasest aereeritud keskkonnas on Kaiu järve sete võimeline fosforit siduma. Sette N kogused on keskmised. Inkubatsioonikatses lisandus settest vette väike kogus lämmastikku nii aereeritud kui ka aereerimata katses.

Kaiu järve setteproovi võtmise kohas oli mudakiht liivase põndaku tõttu õhuke, kuid setteproovi peamine 38 cm on oma struktuuri, toiteainete sisalduse, värvuse, tiheduse ja kuivaine orgaanilise aine sisalduse järgi võrreldav teiste järvestiku osadega. Kui arvestada, et veega ainerings olevaks sete sügavuseks loetakse pealmist 10 cm paksust kihti, siis ei kahanda settekurna sügavamad mõned sentimeetrid proovi esinduslikkust. Võimalike tervendamismeetmete valikul on prioriteetne väliskoormus. Sisekoormuse võimaliku vähendamise meetodi rakendamisel oleks nagunii vaja täiendavad sete uuringud.

Papijärve sete P sisaldus on pisut väiksem võrreldes Kaiu järvega. Jõemõisa sete P sisaldused teiste järvestiku järvedega võrreldes pinnakihtides suuremad ja sügavamates kihtides sarnased naaberjärvedega. Üldistatult võib öelda, et järvestiku kõigis osades on sete võimeline fosforit hapnikurikkas keskkonnas siduma. Järvedes ei ole teada ummuksilejäämist.

Tabel 13. Jõemõisa-Kaiu järvestiku põhjasette fosfori kogus ja veekogusse liikuva voo hinnang.

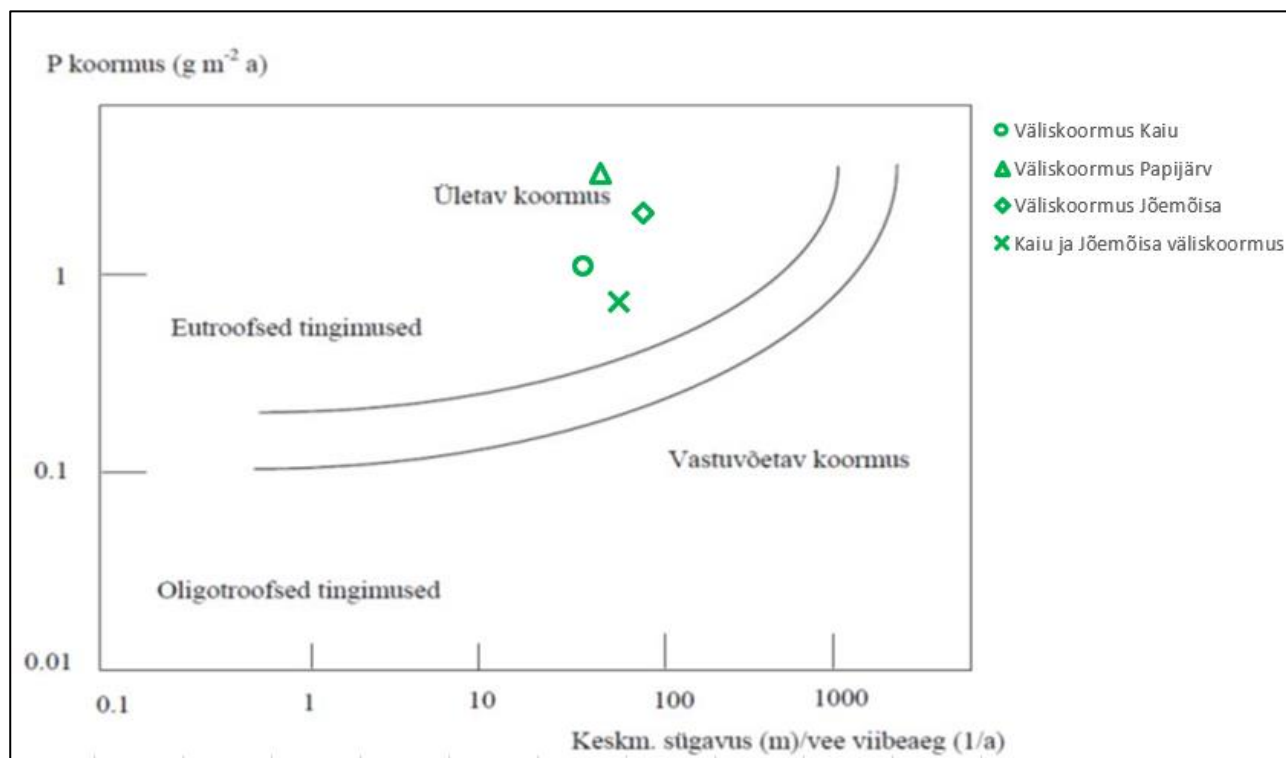
Püld		
Kaiu järv	Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	1 848 µg/g
	Fosfori foonsisaldus kuivaines	770 µg/g
	Potentsiaalselt mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	9 t
	Sisekoormus (veekogusse potentsiaalselt liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	0,014 gP /m ² *a
Papijärv	Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	1 219 µg/g
	Fosfori foonsisaldus kuivaines	Ei saa hinnata
	Potentsiaalselt mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	4,7 t
	Sisekoormus (veekogusse potentsiaalselt liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	Ei vabane vaid seotakse

Jõemõisa järv	Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	4 052 µg/g
	Fosfori foonsisaldus kuivaines	Ei saa hinnata
	Potentsiaalselt mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	9,2 t
	Sisekoormus (veekogusse potentsiaalselt liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	0,015 gP /m ² *a

Hinnanguliselt oli Kaiu järve fosfori kogukoormus tasakaalus sidumisega. Kääpa jõe veeseire ja Kaiu järve vahetu valgala Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvatud koormus on 1,07 gP/m²*a. Hinnanguliselt on samasugune tulemus ka Paipijärve kohta. Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi veeseire ja Paipijärve vahetu valgala Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvatud koormus on 3,14 gP/m²*a.

Nii Kaiu järve kui ka Paipijärve kohta on Vollenweideri mudeli (1975) järgi talutava ja talumatu koormuse piir 0,35 gP/m²*a läheduses, Jõemõisa järve puhul 0,4 gP/m²*a (Joonis 30). Kõigi järvede puhul ületab väliskoormus talutava ja talumatu koormuse piiri.

Järvestiku puhul on tegemist süsteemiga, milles toimub veevahetus järveosade vahel. Kaiu järve koormustaluvust mõjutab suhteliselt laia ja lühikese jõelõigu kaudu ühendus Jõemõisa järvega, lisaks on Tammeluht periooditi üle ujutatud ja veevahetus on sel perioodil veelgi tugevam. Veevahetus toimub ka Paipijärve ja Kaiu järve ühendava lühikese jõelõigu kaudu. Väliskoormus on suur väga väikese pindalaga Paipijärve jaoks, kuhu suubuvad Uhmardu jõgi, Ristimurru kraav ja ka Kaiu järvest tulev Kääpa jõe haru. Kaiu ja Jõemõisa järv on käsitletav ühtse süsteemina, kuna neid mõlemat läbib vaid Kääpa jõgi. Kääpa jõe ja vahetu valgala kaudu süsteemi jõudev väliskoormus on siiski suurem koormustaluvusest.



Joonis 30. Jõemõisa-Kaiu järvestiku järvede fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

Kaiu järve jaoks on prioriteetseks Kääpa jõe kaudu järve jõudev väliskoormus. Kääpa jõe valgala maakatte analüüsi põhjal on oluliseks metsamaade suur osakaal ning võimalik metsamaade majandamise mõju veekogudesse jõudvale toiteainete koormusele.

3.7.2 Võimalike meetmete arutelu

Uurimusliku seire puhul oli eesmärgiks uurida Kaiu järve mittehea seisundi põhjuseid. Seire tegemisel tuli arvestada kogu järvestikuga, kuid ei olnud ette nähtud välitöid eraldi veekogumi moodustava Kääpa jõe, Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi valgala. Varasema seire põhjal on veekvaliteedi puhul olnud probleemiks Kaiu järve üldläämmastiku ja üldfosfori sisaldus. Kuigi ühtse veekogumi moodustava Jõemõisa järve ja Papijärve puhul on üldiselt olnud füüsikalise-keemiliste näitajate seisund hea, on siiski kesise koondseisundi põhjusena nimetatud toiteained (Nüld).

Uurimusliku seire veeseire tulemused viitavad, et järvestikku lisanduvast lämmastiku koormusest on kõige olulisem Uhmardu jõest tulenev üldläämmastiku koormus. Kaardianalüüsi ja ka üldläämmastiku sisalduse aastase muutumise põhjal on tõenäoline, et koormuse põhjuseks on põllumajandusmaade rohkus Uhmardu jõe valgala. Järvestiku eri osade vahel toimub veevahetus, kuid arvestades, et Kaiu järve ja Papijärve vaheline jõelõik on suhteliselt kitsas, siis ei ole teada mil määral Uhmardu jõe lämmastiku koormusest mõjutatud vesi Kaiu järve jõuab. Papijärve pole eraldiseisvalt varasema seire raames uuritud. Jõemõisa järve ja Papijärve veekogumi füüsikalise-keemiliste näitajate seiret on tehtud Jõemõisa järvel asuva seirepunkti põhjal. Pole seega teada, kuidas Uhmardu jõgi Papijärve seisundit varem mõjutanud on. Tõenäoliselt on Papijärve jõudev üldläämmastiku koormus Papijärve koormustaluvuse mõttes suur, kuid Kaiu järvega vähese veevahetuse tõttu on toiteainete koormuse mõju avaldumine Kaiu järve veekvaliteedile vähetõenäoline. Kaiu järve seisundi parandamiseks ei ole seega põhjendatud kavandada meetmeid Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi kaudu järvestikku jõudva koormuse ohjamiseks.

Fosfori koormuse taluvuse analüüs viitas kõikide järvede puhul talutava väliskoormuse ületamisele. Kaiu järve jõuab Kääpa jõest tulenev fosfori koormus, mis valgala analüüsi põhjal on eelkõige seotud metsamaade koormusega. Üldiselt annab maakattetüüpidel põhinev koormusarvutus tulemuseks veeseirest suurema koormuse, kuid Kääpa jõe puhul on veeseires määratud üldfosfori koormus suurem kaardianalüüsi põhjal arvutatust. Arvestades, et väga suur valgala osa on kaetud metsamaadega, millest suur osa on ka maaparandussüsteemide alal, võib see viidata metsade intensiivsele majandamisele ja sellest tulenevale suuremale toiteainete koormusele. Kaiu järve suubuva Kääpa jõe valgala on suur, mistõttu on isegi vähese inimõju korral järve jõudev toiteainete kogus suhteliselt suur. Kääpa jõe valgala on põllumajandusmaid vähe, kaardianalüüsi ja andmebaaside info põhjal ei tuvastatud valgala olulisi koormusallikaid. Uurimusliku seire põhjal ei tuvastatud seega allikaid, mille koormuse vähendamiseks tuleks meetmeid kavandada. Uurimusliku seire raames ei olnud ette nähtud välitöid Kääpa jõe valgala ning tulemuste põhjal ei ole võimalik kavandada täpseid meetmeid fosfori koormuse vähendamiseks.

Setteanalüüside põhjal on Kaiu järve settest vabaneva fosfori kogukoormus tasakaalus sidumisega. Uuringu põhjal ei ole mõttekas anda hinnangut aasta jooksul settest vabaneva lämmastiku koguse kohta, sest esmasproduktiooni limiteerivaks elemendiks on fosfor. Veeseire tulemuste järgi on järvestiku väljavoolu

voolehulk 1,5 korda suurem kui sissevool. Väljavoolus tuvastatud lämmastiku ja fosfori koormus on küll suurem sissevoolus tuvastatud koormusest, kuid vooluhulga erinevus viitab, et lisanduv koormus võib tuleneda bilansis arvestamata vee lisandumisest. Veeseire ei viita seega lämmastiku ja fosfori lisandumisele põhjasettest, pigem viitab veeseire fosfori sidumisele järvestikus. Mittehea seisundi esinemist ei saa seega seostada settest vabaneva lämmastiku ja fosforiga. Eeltoodust tulenevalt ei ole võimalik hinnata, millise sette koguse eemaldamisel ja millistest veekogumi piirkondadest oleks võimalik saavutada antud veekogumi hea seisund aastaks 2027, 2033, 2045.

Kaiu järvestiku fosfori väliskoormus on praeguse uuringu järgi järve talumisevõime jaoks liialt suur. Järve ökoloogiline seisund peaks paranema väliskoormuse vähenemisel. Erinevalt väliskoormusest ei ole sisekoormus settest suur, seega järve endaga ei peaks ette võtma kapitaalseid tervendamismeetmeid. Intensiivse veevahetuse tingimustes peaks olukord paranema. Madalale järvele võiks põhimõtteliselt sobida difuusne aeratsioon, aga seda pole vaja, sest oletatavasti pole hapnikutingimused halvad. Biomanipulatsioon pole ka tarvilik. Röövkaladest on ahvena olukord olnud halvem (Ott, 2011), kuid kalastiku seisund pole kehv. Madalatele järvedele sobiksid tervendamismeetoditest ka setete eemaldamine (kas koos suurtaimedega või ilma) või töötlus. Kuna oluline on väliskoormus, siis praegu pole otstarbekas nii finantsmahukate töödega alustada.

3.7.3 Kaiu järve seisundi parandamise esialgne meetmekava ja ettepanekud edasiseks

Kaiu järve seisundi parandamise esialgne meetmekava põhineb eelneval arutelul, kus on käsitletud võimalikke meetmeid (Tabel 14). Kaiu järve mittehea seisund on uurimusliku seire põhjal tingitud väliskoormusest, mistõttu nähakse ette peamise sissevoolu valgala uurimine. Praeguses etapis ei ole võimalik anda hinnangut, mis ajaks on võimalik Kaiavere järves hea seisundi saavutamine.

Tabel 14. Kaiu järve seisundi parandamise esialgne meetmekava.

Meede	Olulisus	Hinnanguline maksumus	Aeg
Kääpa jõe valgala uuring ja füüsikalise-keemiliste näitajate seire. Kolme aasta jooksul, vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks vähemalt üks täiendav seirekord seireperioodi lõpus (vt ka peatükki 8.1). Veeproovides analüüsida Püld, Nüld, BHT5, ammoniumlämmastik. Proovivõtul mõõta vooluhulk, pH, temperatuur, hapnikusisaldus, elektrijuhtivus.	Vajalik põhiliseks koormusallikaks oleva sissevoolu toiteainete koormuse vähendamise meetmete väljatöötamiseks	Ühe seirepunkti puhul on ühekordne proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 200 EUR (koos KM-ga) ¹¹ . Väljapakutud seireperioodi ja -sageduse korral on ühe seirepunkti proovivõtmise ja analüüside maksumus vähemalt ca 6 200 EUR. Kogu uuringu maksumus oleneb vajalike proovivõtukohtade arvust.	Sõltub töö tellimise ajast. Seire tegemine kolme aasta jooksul.

Ettepanekud

Kaiu järve mittehea seisund võib olla põhjustatud eelkõige looduslikest tingimustest. Kaiu järve veepeegli pindala on pika aja jooksul järk-järgult vähenenud ja järve endistest aladest tekkinud liigniiske ala on

¹¹ EKUK veeanalüüside hinnad alates 02.02.2020, https://www.klab.ee/wp-content/uploads/2020/09/veeanalyysi_hinnad_2020.pdf.

suurenenud. Järve madaldumine ja kinnikasvamine on tõenäoliselt suuremalt jaolt looduslik protsess, kuna järve valgala (ja ka järve suubuva Kääpa jõe valgala) on oluliseks metsamaade osakaal ja teadaolevalt ei esine intensiivset inimõju. Järvede loomuliku madaldumise ja kinnikasvamisega seotud muutused mõjutavad negatiivselt seisundi hindamisel määratavaid näitajaid, mistõttu jääb järv suuremas osas looduslikest teguritest tingitult mitteheasse seisundisse. Seisundiklasside piirides muudatuste tegemine ei ole põhjendatud (vananeva järve puhul võibki seisund olla mittehea), kuid võimalik on leebemate seisundi eesmärkide seadmine (vt peatükk 8.5). Kuna vananeva järve puhul ei ole mõistlik mastaapsete meetmete kavandamine järve seisundi parandamiseks, siis soovitame leebemate seisundi eesmärkide seadmist.

Järvestik on jagatud kaheks veekogumiks. Ühtse kogumi moodustavad Papijärv ja Jõemõisa järv, mille vesi järvestiku väljavoolu piirkonnas enne järvestikust väljumist seguneb. Aktiivne ühendus on Kaiu ja Jõemõisa järve vahel, aga Kääpa jõgi läbib mõlemat järve. Vooluvee liikumise seisukohast moodustavad ühtse süsteemi eelkõige Kaiu ja Jõemõisa järv. Uhmardu jõe ja Ristimurru kraavi vesi koondub Papijärve ning ühineb järve väljavoolul Kaiu ja Jõemõisa järve läbiva Kääpa jõe põhiharuga. Seega voolab vesi Papijärvest läbi järvestiku väljavoolu suunas ning tugevat seost ja veevahtust Papijärvel teiste järvestiku järvedega ei ole. Arvestades, et Papijärve ja Jõemõisa järve vaheline seos esineb vaid väljavoolu piirkonnas, ei pruugi järvede käsitlemine ühtse veekogumina olla asjakohane.

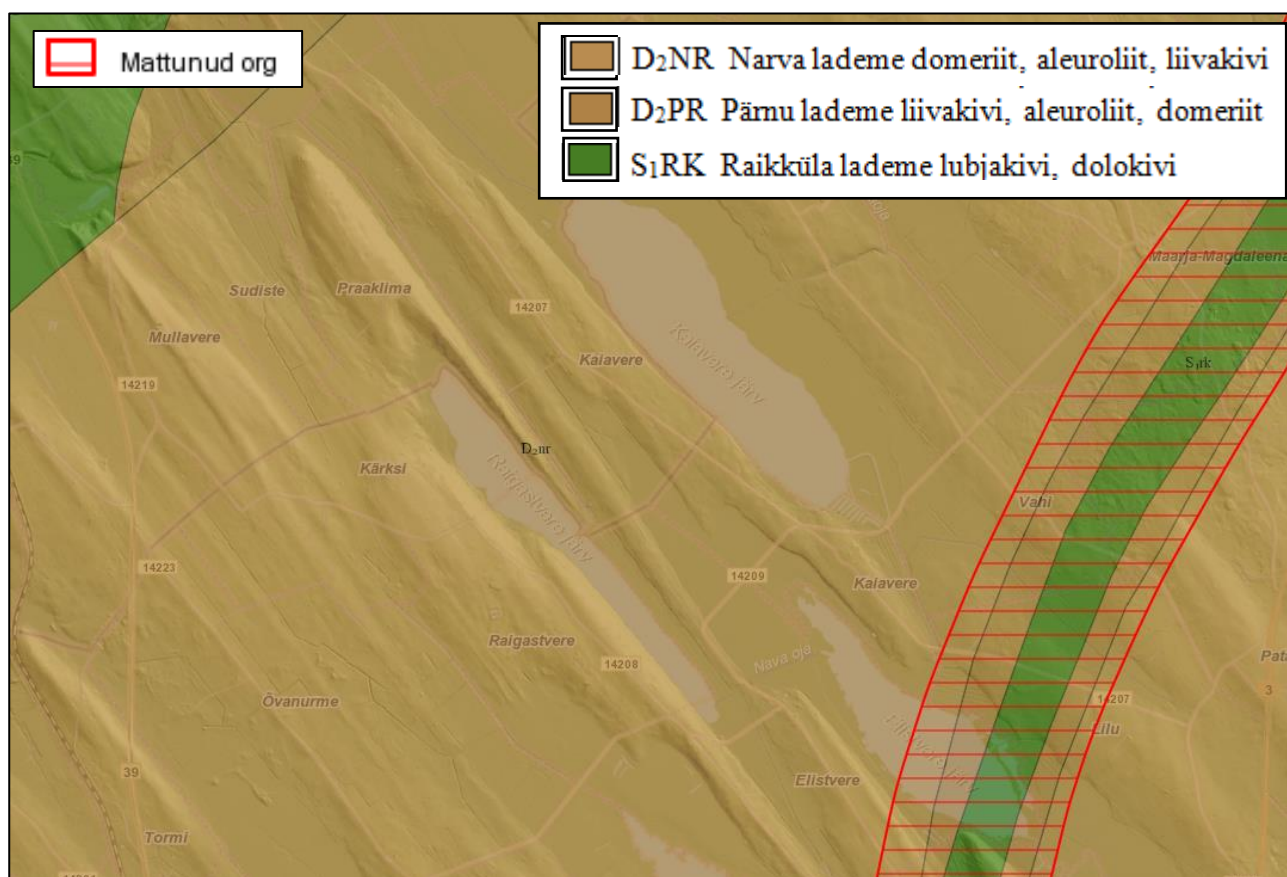
4. KAIABERE JÄRV

4.1 Pinnaveekogumi omaduste ja seisundi kirjeldus

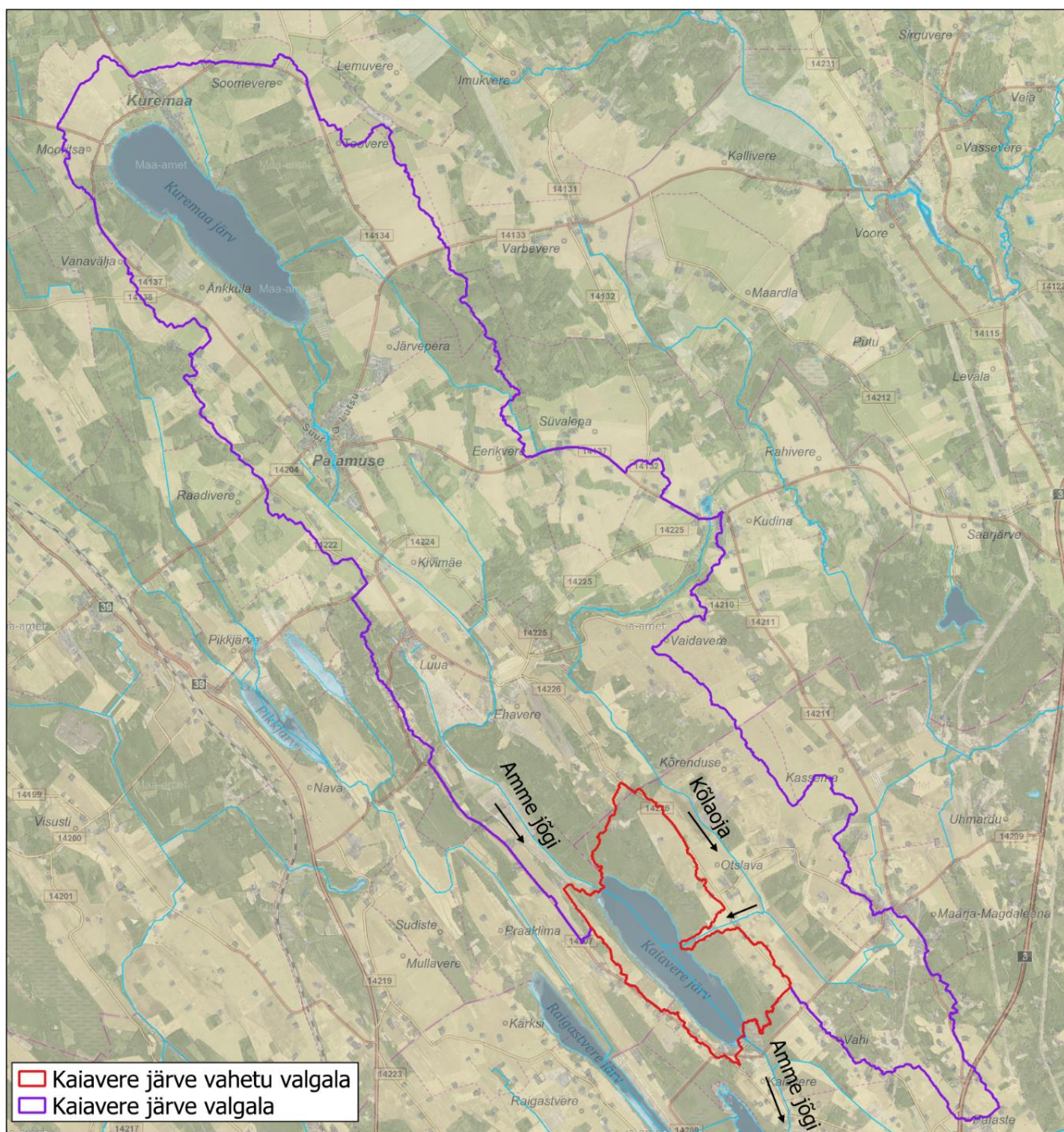
Kalgiveeline eutroofne (VRD tüüp II) Kaiavere järv (VEE2057100) paikneb Tartu- ja Jõgevamaa piiril Vooremaa lõunaosas. Loode-kagu suunas piklik järv on suur (veepeegli pindala 248 ha) ja madal (suurim sügavus 5 m, keskmine 2,8 m) ning keskmiselt liigestatud kaldajoonega (1,51, kaldajoone pikkus 8,4 km). Kaldad on madalad ja enamasti mudased, järve otstes leidub õõtsikut, edelas ka liivapõhja. 150 ha suurusel alal katab järvepõhja mudakiht. Veetaset alandati 1956. aastal 1 m võrra, ent nüüdseks on see taastunud. Järve läbib Amme jõgi (VEE1040900) ja järve suubub Kõlaoja (VEE1041200), veevahetus järves on keskmine (3 korda/a). (Laarmaa et al., 2019)

Geomorfoloogiliselt on oluline järve paiknemine voortevahelises nõos (Joonis 31).

Järve vahetu valgala pindala on 778 ha ning kogu valgala, mis hõlmab ka järve suubuva Amme jõe osa, Kõlaoja ja Kuremaa järve valgala, pindala on 9 079 ha (Joonis 32). Valgala maakattes domineerivad põld ja mets.



Joonis 31. Geoloogilised tingimused Kaiavere ja Raigastvere järve piirkonnas (Maa-amet, 15.10.2020).



Joonis 32. Kaiavere järv (valgala kontuurid: Maves, 2019; veekogud: EELIS, 25.08.2020; aluskaart: Maa-amet, 01.10.2020).

Füüsikalise-keemiline ja bioloogiline üldiseloostus (Laarmaa et al., 2019; Ott, 2007–2019)

Järve vesi on tavaliselt kollast värvi ja väikese läbipaistvusega (0,9 m), seda orgaanilise aine kõrge sisalduse tõttu (KHTCr 42 mgO/l). Järve madaluse tõttu on vesi hästi segunenud ja enamasti hapnikurikas, ainult mõnikord põhja ligidal hapnikuvaene. Veeõitsengute ajal on pinnakihi hapniku üleküllastus (kuni 164% O₂) ja väga kõrge pH (>9). Enamasti on vesi nõrgalt aluseline (pH 8,5) ning kare (HCO₃ 224 mg/l; E 363 µS/cm). Fosforisisaldus vees on keskmine (Püld 0,046 g/m³), kuid lämmastikusisaldus kõrge (Nüld 1,4 g/m³). Järve puhverdusvõime indeksi kõrge väärtus (Pu 61,8) viitab heale koormustaluvusele.

Fütoplanktoni koosluses domineerivad sini- ja ränivetikad, eriti niitjad sinivetikad. Liikide arv on suur (keskmiselt 42 liiki) ja biomass suur (15 g/m^3). Zooplanktoni koosluses leidub toiteainerikast vett eelistavaid liike, arvukuselt domineerivad keriloomad. Liigirikkus on keskmine (keskmiselt 23 liiki), arvukus kõrge ($1,6 \text{ mln is/m}^3$) ning biomass keskmine ($1,7 \text{ g/m}^3$).

Järvest on leitud vähemalt 40 liiki suurtaimi. Kaldavees domineerivad pilliroog, ohtralt leidub ka järvkaislat. Roostikes on taimestik liigivaene, kalda ja kaislavööndi vahel aga asuvad liigirikkad alad. Ujulehtedega taimestikus domineerib kollane vesikupp, millele järgneb ohtruselt väike vesiroos (LK III). Veesiseses taimestikus on sagedased läik- ja kaelus-penikeel ning harilik vesisammal, kohati vesikarikas ja vesihernes.

Suurselgrootutest domineerivad avavees biomassilt surusääsklased. Kaldaäärsel põhjal on arvukaimad taksonid surusääsklased, vesilestad ja vesikakand. Jõevähk leidub järves stabiilselt madalal arvukusel.

Järv kuulub Vooremaa kolme olulisema kalapüügiveekogu hulka ning on üks neljast tähtsamast angerjajärvest Eestis. 20. sajandi teisel poolel oli järv harrastuskalastajatele suletud ja kutselist püüki korraldas Kaiavere kalamajand. Viimase paarikümne aasta jooksul on järvest tabatud haugi, latikat, koha, angerjat, linaskit, ahvenat, särge, nurgu, roosärge, viidikat, mudamaimu ja kiiska. Nõukogude perioodil puudusid järves koha ja angerjas, kelle asustamine algas 1990. aastatel. Kutseliste püüdjate saak oli 2018. aastal kokku 868 kg. Järvel toimub peale kutselise kalapüügi ka harrastuslik võrgupüük juulis ja augustis.

Järv on keskkonnaregistris määratletud kui kaitsealuse kalaliigi hink (*Cobitis taenia*) (LK III) leiukoht, viimane kinnitatud vaatlus pärineb aastast 2002 (EELIS, 26.11.2019).

Suurimaks ohuks järve seisundile peetakse valgalalt sissekantavaid toiteaineid (peamiselt põllumajanduslik hajukoormus).

Veekogumi seisund

Kaiavere järve käsitletakse eraldi veekogumina 2057100_1 (Kaiavere järv), mille seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2016. aastal tehtud seire põhjal oli ökoloogilise seisundi mittehea element füüsikalise-keemilised kvaliteedinäitajad (mittehea näitaja üldlämmastik, pH ja vee läbipaistvus Secchi ketta järgi) ja fütoplankton (mittehea näitaja fütoplanktoni koostus, fütoplanktoni Pielou ühetaolisuse indeks ja klorofüll a). Mittehea seisundi põhjusena on nimetatud toiteained, kuid täpne põhjus vajab uurimist. (Muna et al., 2020)

Kuremaa järvest kui Kaiavere järveni ulatuv Amme jõe lõik moodustab eraldi veekogumi 1040900_1 (Amme_1), mis on nimetatud tugevasti muudetud veekogumiks, põhjuseks kalakasvandused ja vesiviljelus. 2019. aasta seisuga on veekogumi ökoloogiline potentsiaal kesine. Kõlaoja moodustab eraldi veekogumi ja 1041200_1 (Kõlajõgi), mis on põllumajandusest tingitud maakuivenduse tõttu nimetatud tugevasti muudetud veekogumiks. 2019. aasta seisuga on veekogumi ökoloogiline potentsiaal hea. (Muna et al., 2020)

Kaiavere järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 15).

Tabel 15. Kaiavere järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel (Ott, 2007–2019).

	Kaiavere			
	2007	2011	2014	2016
Vee abiootilised omadused	3	3	3	3
Fütoplankton	3	3	3	3
Zooplankton	3	3	-	3
Fütobentos	-	-	1	1
Makrofüüdid	2	2	2	2
Suurselgrootud	3	2	2	1
Kalad	-	-	4	-
Hüdromorfoloogia	2*	2*	3*	2
Ökoloogiline seisund	3	3	3	3

Tabeli selgituseks: - pole uuritud; * – hinnang vana hüdromorfoloogia meetodika järgi; sinine – väga hea seisund (1); roheline – hea seisund (2); kollane – keskine seisund (3); oranž – halb seisund (4).

4.2 Väliskoormus

4.2.1 Koormusallikad

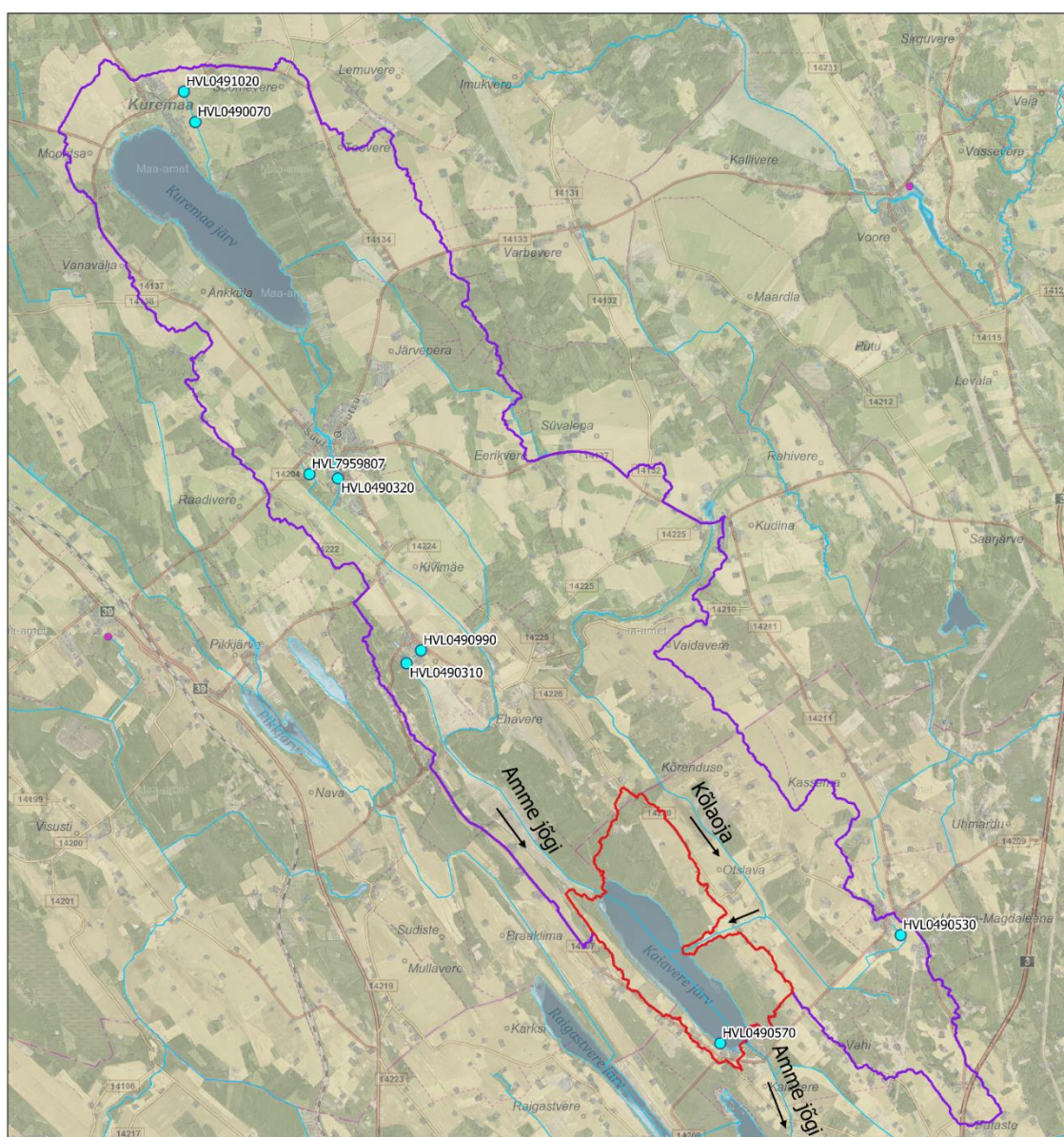
4.2.1.1 Heitvee, sademevee ja drenaaživee väljalaskmed

Kaiavere järve valgalale (sh järve suubuva Amme jõe, Kõlaoja ja Kuremaa järve valgalale) jääb kaheksa keskkonnaregistrisse kantud heitvee väljalasku, neist kaks on sademe- ja drenaaživee väljalaskmed (Tabel 16, Joonis 33).

Tabel 16. Väljalaskmed Kaiavere järve valgalal (EELIS, 08.09.2020; KOTKAS, 14.09.2020).

Väljalask	Suubla	Keskkonna- luba	Puhasti	Puhasti iseloomustus	Kaugus järvest (km)
Kaiavere biotiigid HVL0490570	Kaiavere järv VEE2057100	L.VV/326400 Vudila Mängumaa OÜ	PUH0000038	Põhipuhastina kaks biotiiki	0
Luu HVL0490310	Luu kraav VEE1040922	L.VV/330967 AS Emajõe Veevärk	PUH0490310	Läbivoolne aktiivmudapuhasti, järelpuhastina kaks biotiiki	5,4
Maarja-Magdaleena HVL0490530	Kõrenduse peakraav VEE1041300/ Rebase kraav VEE1041301	L.VV/332066 AS Emajõe Veevärk	PUH0490530	Põhipuhastina kolm biotiiki	5,0
Palamuse HVL0490320	Amme jõgi VEE1040900	L.VV/331691 AS Emajõe Veevärk	PUH0490320	Läbivoolne aktiivmudapuhasti, järelpuhastina biotiik	10,4
Kuremaa HVL0490070	Tammemetsa kraav VEE1040921	L.VV/329686 Osaühing Jõgeva Veevärk	PUH0490070	Läbivoolne aktiivmudapuhasti, järelpuhastina kaks biotiiki	17,3

Väljalask	Suubla	Keskkonna- luba	Puhasti	Puhasti iseloomustus	Kaugus järvest (km)
Kuremaa ujula vl HVL0491020 (basseini suplusveed ning basseinide filtrite pesuveed)	Tammemetsa kraav VEE1040921	L.VV/327058 Kuremaa Ujula	-	-	17,9
Luua sadamevesi HVL0490990	Luikme kraav VEE1040930	L.VV/330967 AS Emajõe Veevärk	PUH0490990	Õlipüüdur	5,7
Palamuse Lasteaia Nukitsamees basseini- ja sadamevee väljalask HVL7959807	Pähklime kraav VEE1040931	L.VV/333193 Palamuse Lasteaed Nukitsamees	-	-	10,6



Joonis 33. Väljalaskmed Kaiavere järve valgatal (EELIS, 25.08.2020).

Valgalal asuvate heitvee väljalaskmete (v.a Palamuse Lasteaia Nukitsamees basseini- ja sademevee väljalask HVL7959807) summaarne heitvee kogus 2019. aasta andmetel oli 62 tuh m³/a ja koormus järgnev: Nüld 884 kg/a, Püld 77 kg/a, BHT₇ 419 kg/a ja HA 825 kg/a (Tabel 17). Püld koormusest moodustas suurima osa (50,6%) Luua metsanduskooli heitvee väljalask, mille põhjustas ka suurima osa BHT₇ ja HA koormusest (vastavalt 40,6% ja 41,0%). Nüld koormusest moodustasid suurima osa Palamuse heitvee väljalask (47,7%) ja Luua metsanduskooli heitvee väljalask (33,5%), millest tulenes kokku 81,3% Nüld koormusest. Luua metsanduskooli heitvee väljalasu puhul on teada probleemide esinemine ja puhasti vajab rekonstrueerimist. Palamuse reoveepuhasti tagab Jõgeva valla ÜVKA (2019) info kohaselt üldjuhul reovee nõuetekohase puhastuse. Palamusel on keskkonnalooga nr L.VV/331691 lubatud suublasse juhtida ca 69,9 tuh m³/a heitvett ja Nüld piirväärtuseks on määratud 60 g/m³, mis vastab maksimaalsele aastasele heitkogusele 4 200 kg/a. 2019. aasta heitkogus moodustas maksimaalsest lubatust 10%.

Perioodi 2014–2019 keskmised aastased heitkogused on 2019. aasta heitkogustest suuremad, kuid keskmine vooluhulk on võrreldes 2019. aastaga väiksem. See viitab heitvee kvaliteedi paranemisele. Varem oli Püld koormuse puhul oluliseks ka Kuremaa aleviku reoveepuhasti väljalasust tulenev koormus, kuid aastane heitkogus vähenes oluliselt pärast reoveepuhasti rekonstrueerimist 2017. aastal.

Tabel 17. Väljalaskmete koormus ja koormuse osakaal summaarsest koormusest Kaiavere järve valgalal.

	Nüld kg/a	%	Püld kg/a	%	BHT ₇ kg/a	%	Heljum kg/a	%	Voolhulk tuh m ³ /a	%
Kaiavere biotiigid	37	4,2	5	6,5	20	4,8	21	2,5	4,2	6,7
Luua sademevee väljalask	2	0,2	0	0,0	7	1,7	18	2,2	5,7	9,2
Maarja- Magdaleena	31	3,5	5	6,5	42	10,0	72	8,7	5,4	8,7
Palamuse	422	47,7	9	11,7	98	23,4	217	26,3	14,7	23,7
Kuremaa alev	87	9,8	19	24,7	64	15,3	143	17,3	18,5	29,8
Kuremaa ujula heitvesi	8	0,9	0	0,0	18	4,3	16	1,9	2,2	3,6
Luua metsanduskooli heitvee väljalask	297	33,6	39	50,6	170	40,6	338	41,0	11,3	18,2
Summaarne koormus 2019	884		77		419		825		62,0	
2014–2019 keskmised	1 308		144		765		1 124		2 771,7	

Uuritavasse pinnaveekogumisse suubub üks heitvee väljalask: Kaiavere biotiigid (HVL0490570). Vudila Mängumaa OÜ vee erikasutusloa nr L.VV/326400 (kehtivusaeg 13.06.2015–...) andmise korralduse põhjal kasutatakse vett joogiveena toitlustusteenuse osutamiseks ning olme ja tehnoloogilise veena (klosetid, kraanikausid, nõude pesu, mängumaa kalatiik ja lastebasseinid). Reovesi juhitakse pärast kolmekambrilise eelsetiti läbimist lõplikuks puhastamiseks biotiikidesse (2 tk), kust juhitakse heitvesi läbi turbapinnase Kaiavere

järve. Keskkonnaloaga on määratud suurimaks lubatud heljumi sisalduseks 35 g/m³ ja suurimaks lubatud BHT7 väärtuseks 40 g/m³, kuid üldfosfori ja üldlämmastiku sisaldust keskkonnaloaga reguleeritud ei ole.

Kaiavere biotiikide heitvee kogus 2019. aasta andmetel oli 4,153 tuh m³/a ja kaasnev koormus järgnev: Nüld 37 kg/a, Püld 5 kg/a, BHT7 2 kg/a ja HA 21 kg/a. Kaiavere biotiikide aastane heitkogus moodustas valgala heitvee väljalaskude summaarsest Nüld koormusest 4,2% ja Püld koormusest 6,5%. Samas tuleb arvestada, et koormus avaldub järvele vahetult. Teised heitvee väljalaskmed asuvad järvest vähemalt 5 km ülesvoolu, neist olulisemad Luua metsanduskooli heitvee väljalask jääb Kaiavere järvest ca 5,4 km ülesvoolu ja Palamuse heitvee väljalask jääb ca 10,4 km ülesvoolu. Toiteainete peetus vooluveekogudes oleneb vooluveekogu omadustest.

Kaiavere järve vahetul valgalal asub 30 elu- või ühiskondlikku hoonet (sh Vudila mängumaa ja Kaiavere kalastuskeskus (Kaiavere Kalatalu OÜ)). Järve idakaldal on eluhooned järvest vähemalt 400 m kaugusel. Järve lõunaotsa juures asub kümme eluhoonet järvest kuni 100 m kaugusel. (Maa-amet, ETAK, 05.10.2019) Vahetul valgalal on seega vähe majapidamisi. Majapidamiste heitvee väljalaske vahetul valgalal tuvastatud ei ole.

4.2.1.2 Kodumajapidamise heitvee väljalasud ja ühiskanalisatsioonita majapidamised

Kaiavere järve valgalal asub neli reoveekogumisala (Tabel 18, Joonis 34), mis hõlmavad valgalal asuvad tihedamalt asustatud piirkonnad Kuremaa ja Palamuse alevikus ning Luua ja Maarja-Magdaleena külas (EELIS, 05.11.2019).

ÜVKA-de kohaselt on Kuremaa ja Palamuse alevikes enamik elanikest ühiskanalisatsiooniga ühendatud ja kanalisatsioonisüsteemide seisukord on valdavalt hea. Luua küla kanalisatsioonisüsteemid on amortiseerunud ning vajavad rekonstrueerimist, lühiajalises perspektiivis on planeeritud Luua küla vee- ja kanalisatsioonisüsteemide rekonstrueerimine ja laiendamine. Maarja-Magdaleena küla ühiskanalisatsioonivõrgu torustik on vana ja enamikus ilmselt halvas seisus.

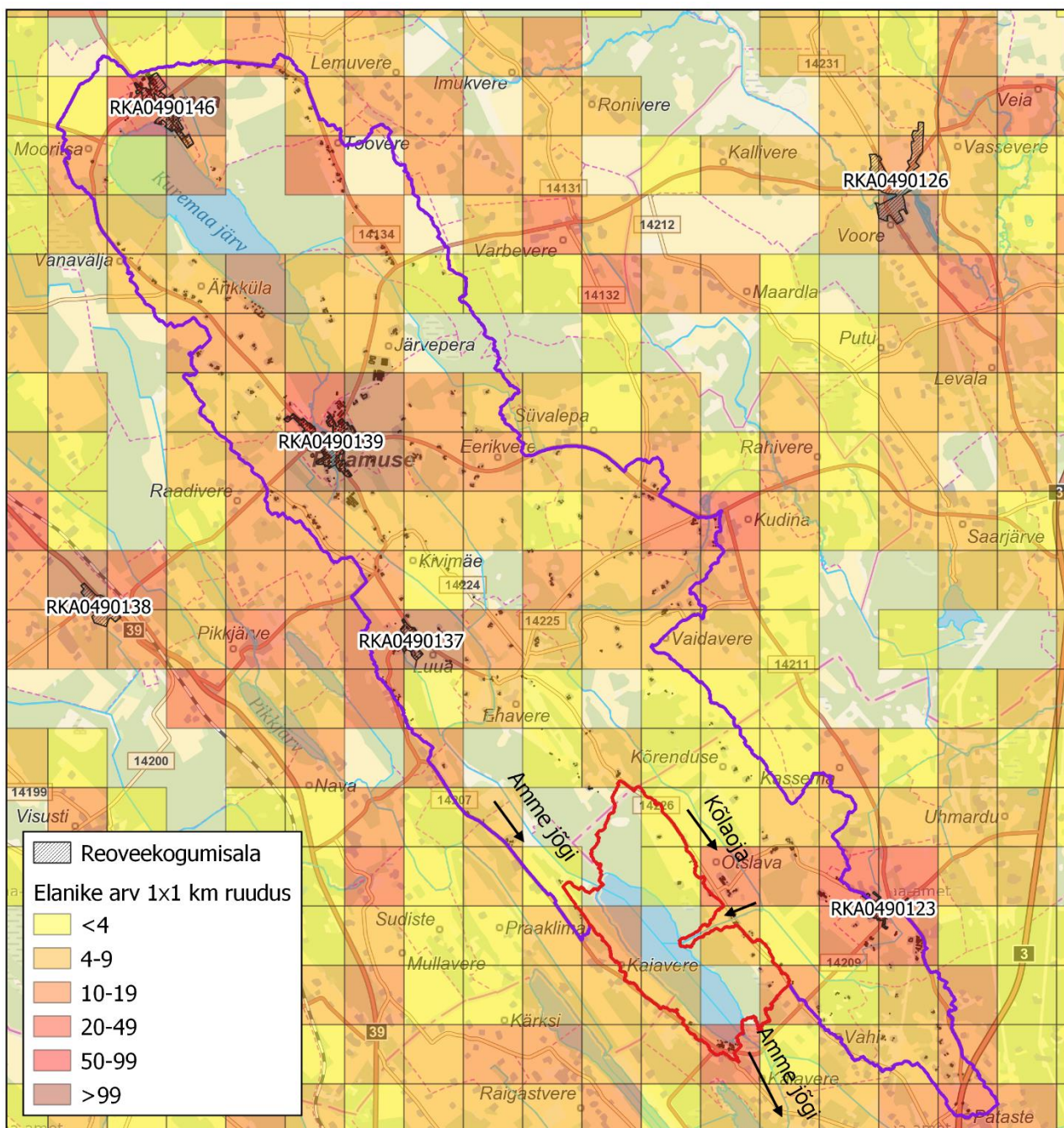
Tabel 18. Reoveekogumisalad Kaiavere järve valgalal (EELIS, 14.09.2020).

Reoveekogumisala	Kood	Koormus (ie)	Pindala (ha)	Koormus (ie/ha)
Kuremaa	RKA0490146	624	32,5	20
Luua	RKA0490137	558	13,8	40
Palamuse	RKA0490139	869	44,6	20
Maarja	RKA0490123	230	11,3	21

Keskmine asustustihedus valgalal on 17,4 inimest/km². Vahetul valgalal on elanike arv suhteliselt väike. Kõlaoja valgalal on asustustihedus järve valgala keskmisest väiksem (11 inimest/km²) ja Amme jõe valgalal keskmisest suurem (22,1 inimest/km²). Tihedamalt asustatud ala asuvad Amme jõe läheduses Kuremaa ja Palamuse aleviku ning Luua küla juures (Joonis 34).

Valgalal elab hinnanguliselt 1 580 inimest (Statistikaamet, 01.01.2019), kellest ca 940 inimest elab majapidamistes, millel on ühiskanalisatsiooni ühendus (Jõgeva valla ÜVKA, 2019). Ühiskanalisatsiooniga

ühendamata elanikkonna (ca 640 inimest) poolt põhjustatud hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 128 kg/a ja Püld 0,13 kg/a. Sellest 57% moodustab Amme jõe ja 37% Kõlaoja osavalgala elanikkonna koormus.

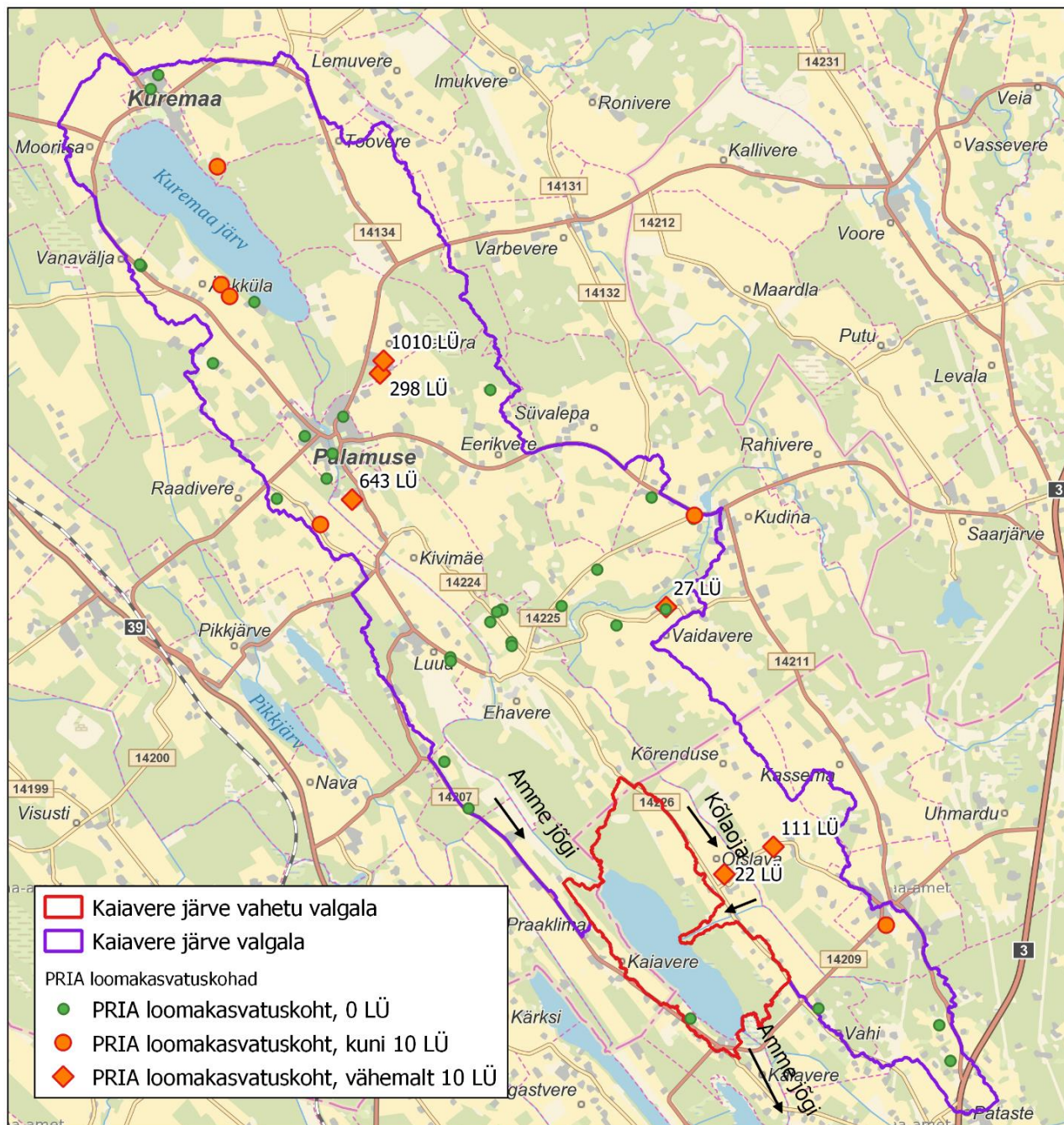


Joonis 34. Rahvaarv (ruudustik 1x1 km) Kaiavere järve valgalal (Statistikaamet, 01.01.2019; reoveekogumisalad: EELIS, 28.08.2020; hooned: Maa-amet, ETAK, 05.10.2019; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

4.2.1.3 Loomakasvatuskohad

Kaiavere järve valgalal peetakse 2 127 LÜ (PRIA, 12.09.2020). Loomakasvatuse tihedus on 23 LÜ/km². Valgalal on kuus loomakasvatuskohta, kus peetakse üle 10 LÜ, neist viies peetakse veiseid ja ühes sigu (Joonis 35, Tabel 19).

Loomakasvatuse koormus on suurim Palamuse läheduses, kus loomakasvatuskohad jäävad Kaiavere järvest vähemalt 9 km ülesvoolu. Kõlaoja osavalgagal peetakse kokku 164 LÜ, lähim suurem loomakasvatukoht jääb järvest ligi 2,6 km ülesvoolu.



Joonis 35. Loomakasvatuskohad Kaiavere järve valgagal (loomakasvatuskohad: PRIA, 12.09.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Järve valgala loomakasvatushoonetes tekkivate väljaheidete toiteainete sisaldus on hinnanguliselt 276 889 kgN/a ja 60 344 kgP/a. Loomakasvatushoonetest keskkonda jõudev hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 27 689–83 066 kg/a ja Püld 603–3 017 kg/a.

Kahele Kaiavere järve valgatal asuvale loomakasvatusega tegelevale ettevõttele on väljastatud keskkonnamaksete luba: Paunvere Agro OÜ luba nr L.KKL.JÕ-201017 (Järvepera veisefarm, tegevuskoha kood PRIA registris EE18287) ja Atria Farmid OÜ luba nr L.KKL.JÕ-173757 (Palamuse seafarm, tegevuskoha kood PRIA registris EE411)

Mõlemas käitises juhitakse tootmises tekkiv reovesi sõnniku hulka ning olmereovesi Palamuse aleviku reoveepuhastisse.

Kaiavere järve vahetul valgatal asub üks registrisse kantud loomakasvatuse tegevuskoht, kus toodetakse mune oma tarbeks.

Tabel 19. Vähemalt 10 loomühikuga loomakasvatuskohad Kaiavere järve valgatal (PRIA, 12.09.2020).

Ehitise nr	Ehitise liik	Asukoht	Looma-liik	Tootmissuund	Arv	Loom-ühikud	Kaugus järvest (km)
Kõlaoja valgatal							
EE14614	Hoone	Otslava küla, Tartu vald	Veised	Liha tootmine	37	22	2,6
EE20127	Hoone	Kõrenduse küla, Tartu vald	Veised	Aretus ja kasvatus	111	111	2,9
EE10965	Hoone	Vaidavere küla, Jõgeva vald	Veised	Piima tootmine	27	27	10,1
Amme jõe valgatal							
EE18267	Hoone	Kivimäe küla, Jõgeva vald	Veised	Piima tootmine, aretus ja kasvatus	643	643	10,3
EE411 (Palamuse seafarm)	Hoone	Järvepera küla, Jõgeva vald	Sead	Aretus ja kasvatus	9 921	298	13,7
EE18287 (Järvepera veisefarm)	Hoone	Järvepera küla, Järvepera farm	Veised	Aretus ja kasvatus	1 010	1 010	13,7

4.2.1.4 Maaparandus ja põllumajandusmaa

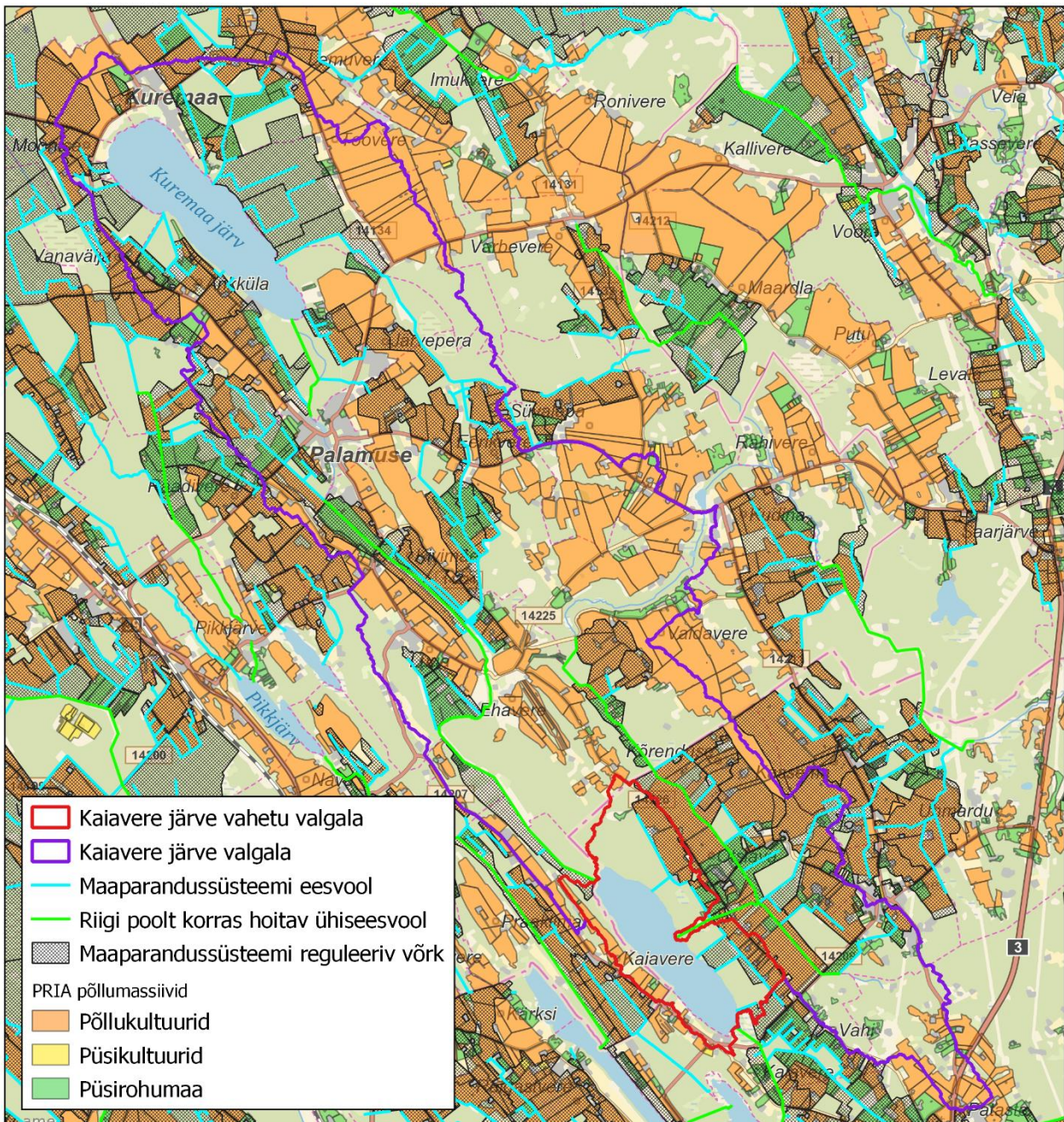
Kaiavere järve valgatal 33,2% (3 015 ha) on maaparandussüsteemide reguleeriva võrgu maa-ala (Joonis 36). Kõlaoja 7,52 km pikkune lõik (2104120020000) kuulub riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetellu. Loetellu kuulub ka Kõlaoja suubuv Kõrenduse peakraavi 1,93 km pikkune lõik (2104130020000) ja Amme jõe 9,71 km pikkune lõik (2104090060000) enne Kaiavere järve suubumist. (Maa-amet, 05.11.2019)

PRIA andmebaasi kantud põllumassiivid moodustavad 42,8% Kaiavere järve valgatal (3 889 ha) (PRIA, 12.09.2020). Kõlaoja osavalgatal 54,4% ja Amme jõe osavalgatal 40,5% on põllumassiivide ala. Järve vahetust valgatal hõlmavad põllumassiivid 20,7%.

Kogu valgatal põllumassiividelt lähtuv potentsiaalne hajukoormus on järgnev: Nüld 57 165 kg/a ja Püld 1 050 kg/a. Sellest 58,9% moodustab Amme jõe ja 37% Kõlaoja osavalgatal põllumassiivide koormus. Põllumajandusmaade koormus jõuab järve Amme jõe ja Kõlaoja kaudu, mis on suures ulatuses

maaparandussüsteemide eesvooluks. Kõlaoja ja Amme jõe valgala põllumassiividest on maaparandussüsteemide valgala vastavalt 50,8% ja 53,1%.

Vahetu valgala põllumajandusmaa hinnanguline Nüld koormus on 2 365 kg/a ja Püld koormus 43 kg/a, see moodustab 4,1% kogu valgala koormusest. Järve vahetul valgala eraldab põllumaid järvest enamasti rohkem kui 400 m laiune metsavöönd, kuid läänekaldal on puhverala kohati vaid ca 40 m lai. Vahetu valgala põllumassiividest 69% asub maaparandussüsteemide aladel, koormus jõuab seega kiirelt järve eesvooludeks olevate kraavide kaudu.



Joonis 36. Maaparandus ja põllumassiivid Kaiavere järve valgala (põllumassiivid: PRIA, 12.09.2020, maaparandus: EELIS, 21.08.2018; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

4.2.2 Valgala maakatte analüüs

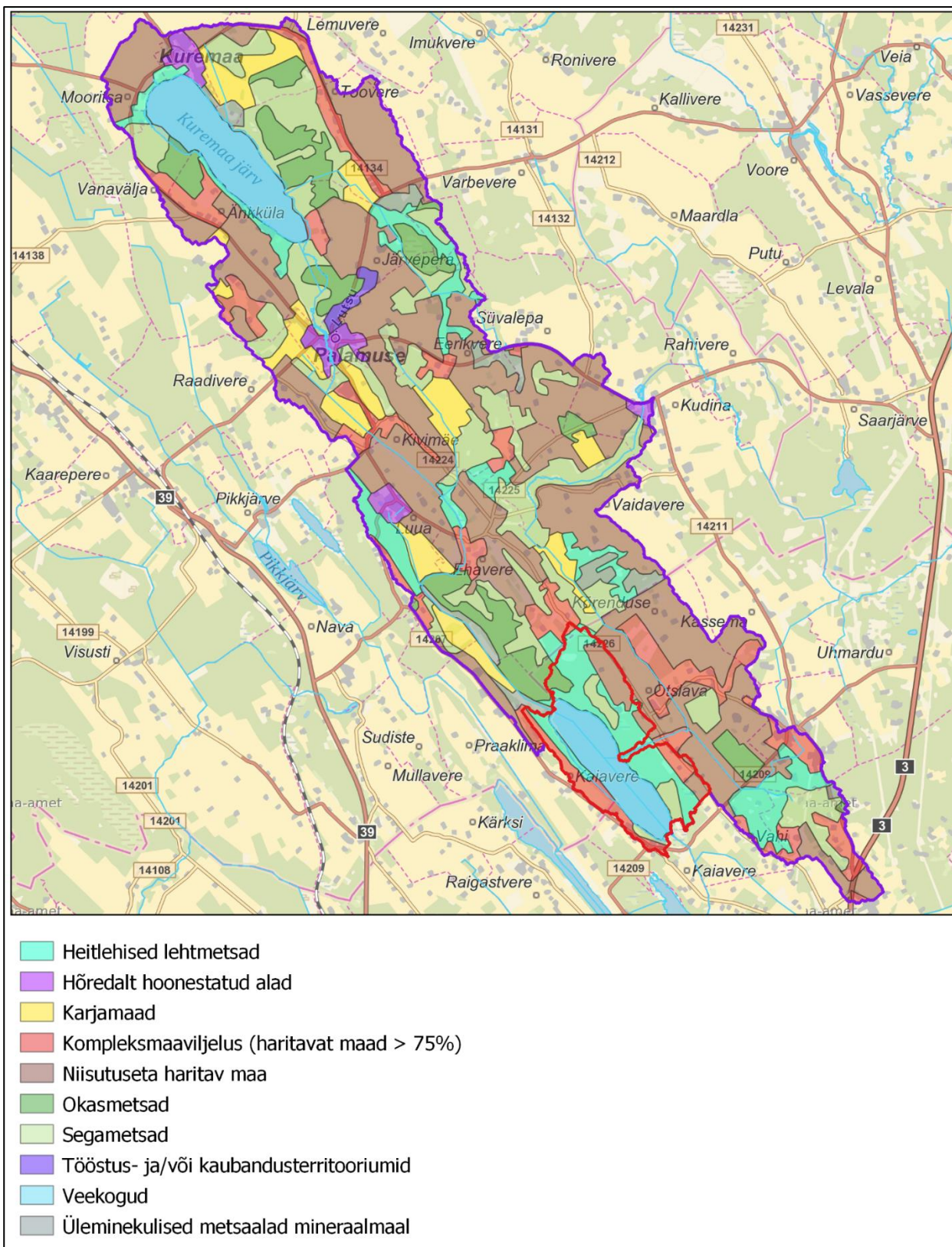
Kaiavere järve valgalt 48,3% moodustavad põllumajanduslikud maakattetüübid, millest tuleneb 85,5% aastastest lämmastiku koormusest ja 65,6% fosfori koormusest (Joonis 37, Joonis 38). Metsaga seotud maakattetüübid moodustavad 35,5% järve valgalt ja põhjustavad 13,5% fosfori koormusest. Asustusega seotud maakattetüübid moodustavad vaid 2,4% valgala pindalast, kuid põhjustavad 8,4% fosfori koormusest. Valgala aastane lämmastiku koormus on hinnanguliselt 96 370 kgN/a ja fosfori koormus 2 129 kgP/a (Tabel 20). Järve vahetu valgala lämmastiku koormus moodustab 5,9% ja fosfori koormus 7,8% kogu valgala koormusest (Tabel 21).

Tabel 20. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Kaiavere järve valgalt.

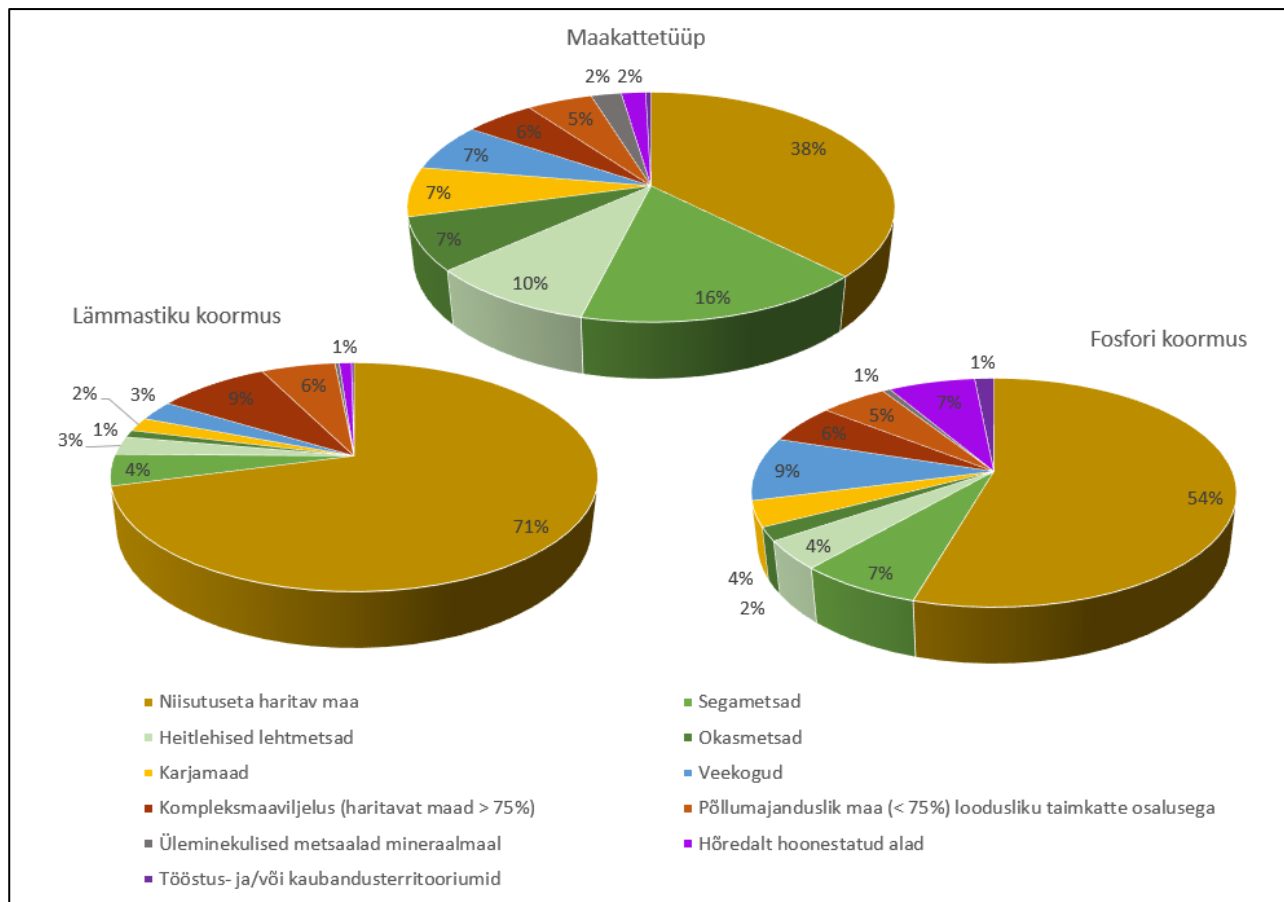
Maakattetüüp	Pindala osakaal	Nüld		Püld	
	%	kg/a	%	kg/a	%
Segametsad	16,3	4 286	4,4	148	6,9
Heitlehised lehtmetsad	9,5	2 495	2,6	86	4,0
Okasmetsad	7,4	1 003	1,0	40	1,9
Üleminekulised metsaalad mineraalmaal	2,4	326	0,3	13	0,6
<i>Metsamaad</i>	35,5	8 111	8,4	287	13,5
Niisutuseta haritav maa	37,6	68 222	70,8	1 160	54,5
Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	5,5	8 547	8,9	121	5,7
Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	5,2	5 663	5,9	113	5,3
<i>Põllumajandusmaad</i>	48,3	82 432	85,5	1 394	65,5
Hõredalt hoonestatud alad	1,9	929	1,0	147	6,9
Tööstus- ja/või kaubandusterritooriumid	0,4	205	0,2	32	1,5
<i>Asutuse ja tööstusega seotud maakattetüübid</i>	2,4	1 134	1,2	180	8,4
Veekogud	6,8	2 785	2,9	192	9,0
Karjamaad	7,0	1 909	2,0	76	3,6
Kogu valgala		96 370		2 129	

Tabel 21. Aastane lämmastiku ja fosfori koormus Kaiavere järve osavalgaladelt.

Osavalgala	Nüld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %	Püld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %
Vahetu	5 720	5,9	165	7,8
Kõlaoja	34 357	35,7	643	30,2
Amme jõgi ja Kuremaa järv	56 293	58,4	1 320	62,0
	96 370		2 129	



Joonis 37. Maakattetüübid Kaiavere järve valgjalal (maakattetüübid: Corine, 12.09.2020; aluskaart: Maaamet, 28.09.2020).



Joonis 38. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Kaiavere järve valgalal.

4.3 Sisekoormus

4.3.1 Veekihi ja settekihi paksus

Kaiavere järv asub voortevahelises nõos. Järv on sügavaim keskosas, kus veekihi paksus ulatub ligi 5 meetrini. Mõõtmistulemused on kooskõlas peatükis 4.1 esitatud olemasoleval kirjandusel põhinevate andmetega.

Suurimad mudakihi paksused tuvastati uurimusliku seire raames järve keskosas, samuti ligi 5 m. Järve põhjaosas, kus järve suubub Amme jõgi, määrati suurimaks mudakihi paksuseks ligi 4 meetrit. Järve lõunaosas väljavoolu läheduses tuvastati veelgi paksema mudakihi esinemine.

Veekihi ja settekihi paksuse joonis, kus on märgitud ka setteproovi võtmise asukoht, on esitatud aruande lisa (vt lisa 9 lk 3).

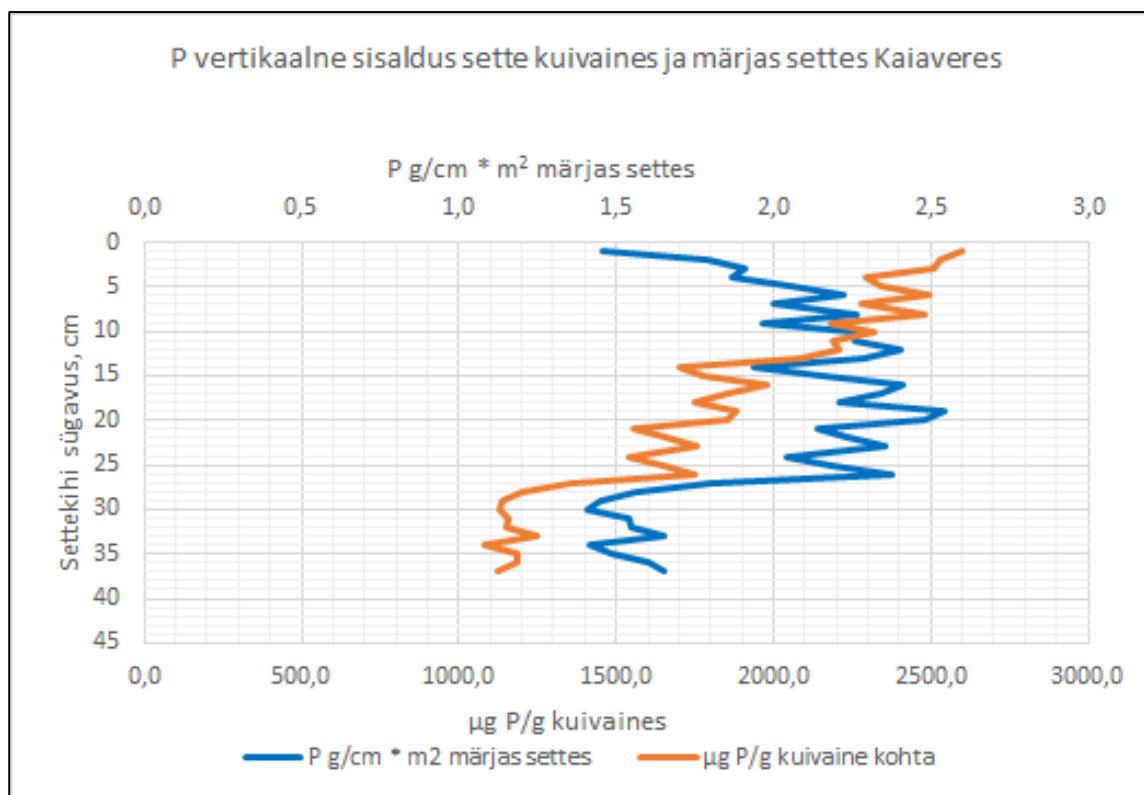
Settepakuse mõõtmiste põhjal on Kaiavere järve hinnanguline settekogus 4,55 mln m³.

4.3.2 Setete analüüs

Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

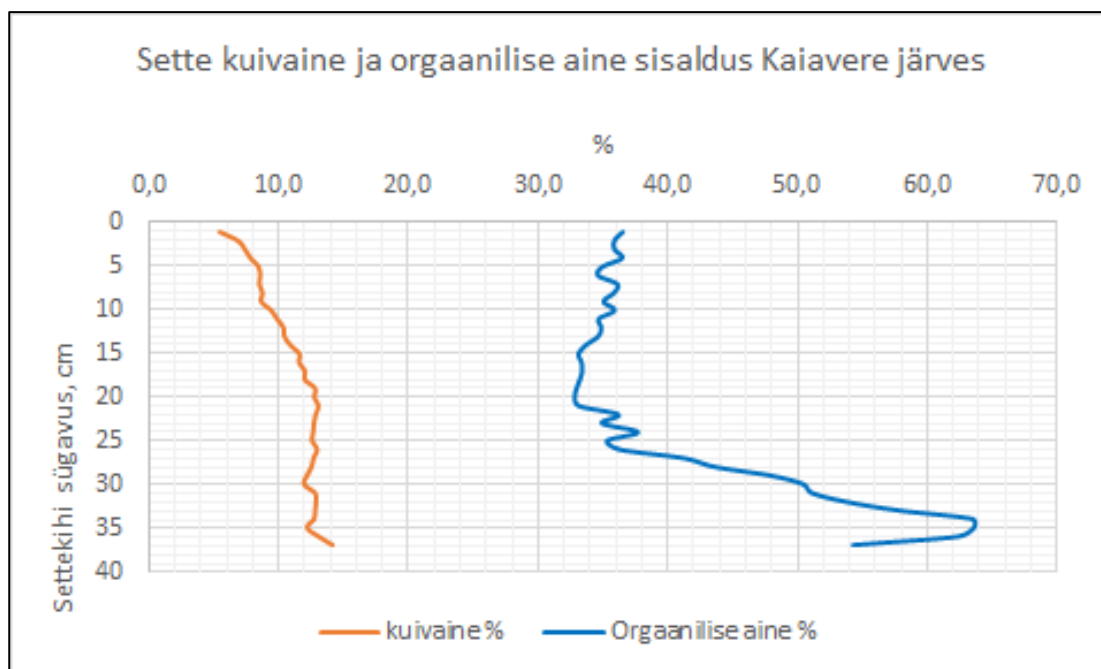
Kaiavere settes olevad P kogused on üsna suured, kuid pinnakihis on Tamula järves olevatest väärtustest peaaegu poole võrra väiksemad (Joonis 39). 28 cm sügavusel ja sügavamal on väärtused sarnased, ca 1 200 µgP/g kuivaine kohta, mida võiks tervendamismeetodi võimalikul valikul arvestada. Pinnal liiguvad

kuiva ja märja sette jooned lahku, sest seal on sete väga vedel. Pinnakihtides oleva P koguse teadasaamiseks peab lähtuma märgkaalust.



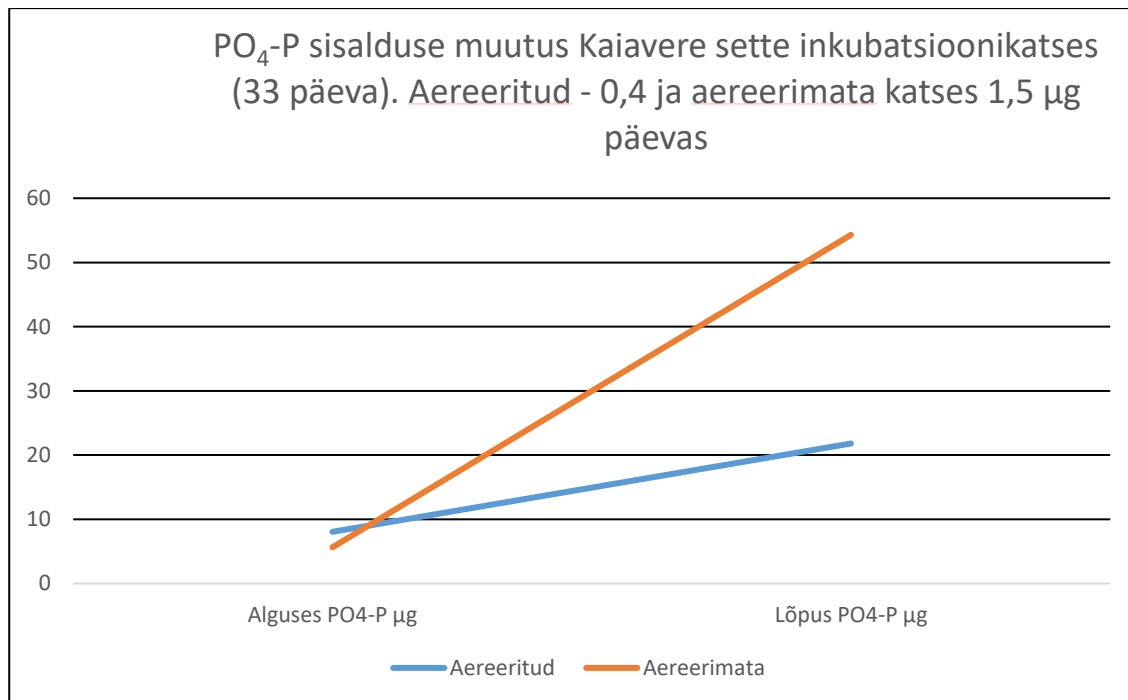
Joonis 39. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Kaiavere järve setteprofiilis.

Kaiavere sette kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus on esitatud järgneval joonisel (Joonis 40). Sette sügavamates kihtides on orgaanilise aine sisaldus suur.



Joonis 40. Kuivaine sisalduse ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Kaiavere järve settes.

Aereeritud ja aereerimata keskkonnas mõlemas eraldub settest fosforit, kuid hapnikuta keskkonnas oluliselt rohkem (Joonis 41). Eralduvad kogused on olulised, kuid samas oli paralleelkatsetes kõikumised suured. Arvestama peab, et seda tulemust ei saa arvestada lineaarse protsessina, st kogu aeg ei eraldu samaväärset kogust. Väga palju sõltub keskkonnatingimuste ja elustiku dünaamikast.



Joonis 41. Fosfaatse fosfori sisalduse muutused Kaiavere järve sette inkubatsioonikatses. Katseperioodil aeroobsetes tingimustes vabanes 5,04 mgPO₄-P/m² ja anaeroobsetes 17,79 mgPO₄-P/m².

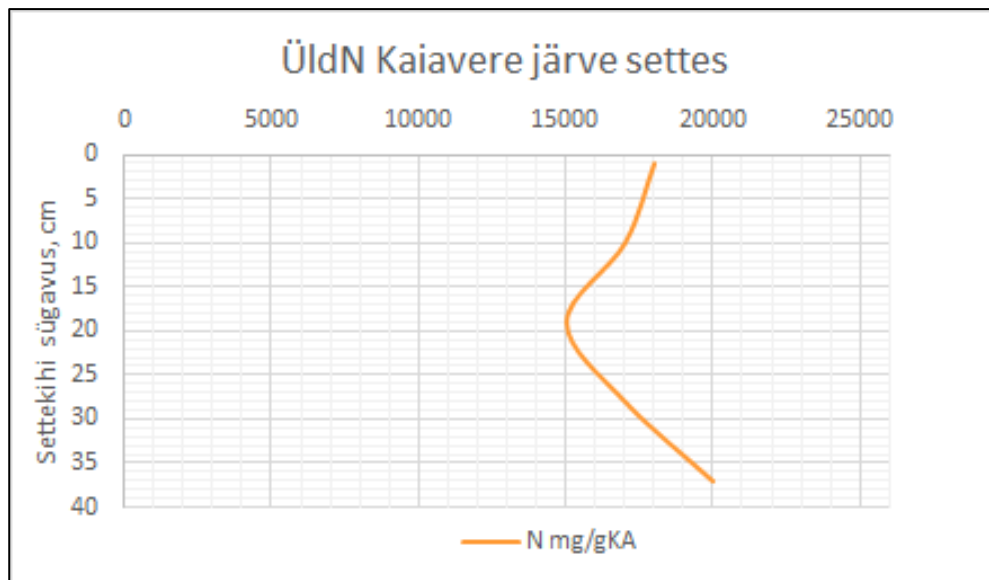
Kaiavere järve settes olevate P koguste arvutamiseks on võetud aluseks Kaiu järve juures kirjeldatud eeldused. Kaiavere 10 cm paksuses sette kihis on mobiilse fosfori varu 34,4 tonni. Arvestades inkubatsioonikatses settest eraldunud fosfori koguseid saab eeldada, et nii madalas järves võib põhimõtteliselt olla anaeroobseid tingimusi oletatavasti ühe kuu vältel aastas. Ummuksilejäämise kohta tegelikud andmed puuduvad. Inkubatsioonikatsest tuletatud andmete järgi peab arvestama, et P difusioon vette pole pikema aja jooksul lineaarne protsess ja väheneb ajas. Seepärast on aasta peale arvatud kogust vähendatud kolmandiku võrra. Kogukoormus settest on 0,04 gP/m²*a.

Ka madalates järvedes on võimalik põhjalähedase kihi anoksia, seda nii kasvuperioodil kui ka hilistalvel. Ummuksilejäämine (veesamba hapnikuvaegus) algab hapniku vähenemisega põhjalähedases veekihi. Täpsemaid ja kogu aastat hõlmavaid hapnikusisalduse mõõtmisi (sh põhjalähedases vees) ei ole Kaiavere järves tehtud. Olemasoleva info põhjal ei ole teada järve ummuksilejäämist, mis viitab, et hapnikuolud on pigem head ja P leke vette on pärsitud.

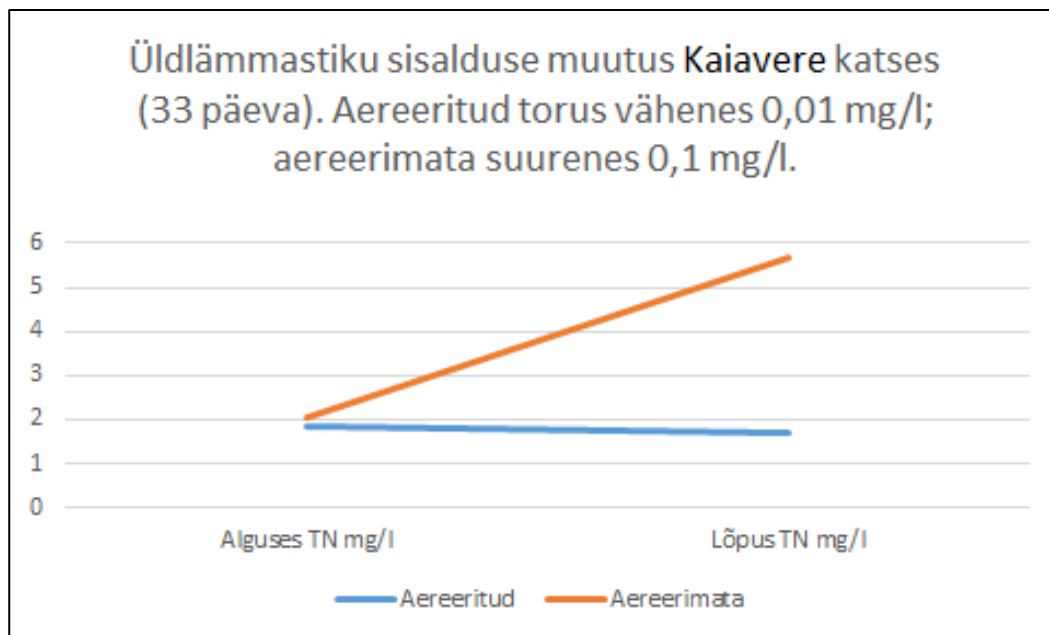
Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus Kaiavere järve sette profiilis on esitatud alljärgneval joonisel (Joonis 42). Väärtused jäävad vahemikku 15 000–20 000 mgN/g kuivaine kohta ning sügavusjaotuses on madalaimad väärtused 18–19 cm sügavusel. Aereeritud vees vähenes lämmastiku sisaldus, kuid seevastu aereerimata vees suurusjärgu

võrra suurenes (Joonis 43). Samas peab nimetama, et katse algusväärtused olid suurimad võrreldes teiste järvedega.



Joonis 42. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Kaiavere järve setteprofiilis (KA – kuivaine).



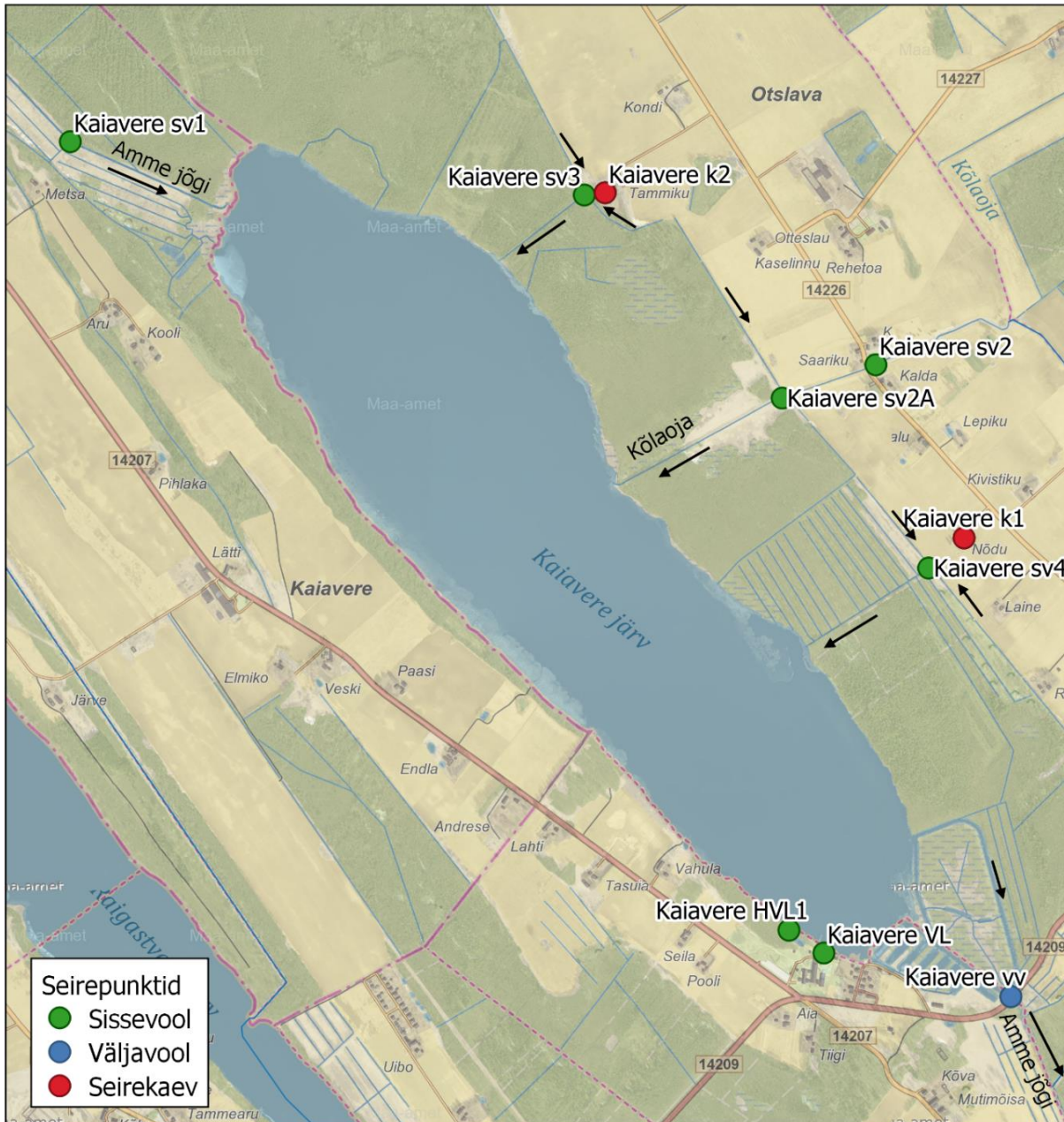
Joonis 43. Üldlämmastiku sisalduse muutused Kaiavere järve sette peal oleva vee inkubatsioonikatses.

4.4 Füüsikalise-keemilised näitajad

4.4.1 Seirepunktid

Välitõid tehti keskendudes järve vahetule valgalale (Joonis 44). Vahetul valgalal on üks heitvee väljalask: Kaiavere biotiigid (Kaiavere HVL1). 2019 III kvartali seirekorral biotiikide väljavoolus vett ei voolanud, kuid teistel seirekordadel oli veeproovi võtmine võimalik. Biotiigi väljavoolus imbub vett ümbrusesse nii väljavoolukaevu lähedest, kui ka vett järve poole suunavast torust. Veeproovid võeti ja vooluhulk määrati voolutee kulutatud kraavist, mida mööda vesi järve suunas voolab.

Vudila mängumaa territooriumil on järve kaldal toruots. Vudila Mängumaa OÜ esindaja sõnul on tegemist enne mängumaa rajamist olemas olnud torustikuga, mis on tõenäoliselt rajatud territooriumi põhjapoolse osa kuivendamiseks. Drenaaživee väljalaskmest (Kaiavere VL) võeti veeproov 2019 IV, 2020 I ja 2020 II kvartali välitöödel.



Joonis 44. Seirepunktid Kaiavere järve valgalal (aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Järve idakaldal on põllumassiivid, mille äärt mööda kulgevad kuivenduskraavid. Põllumassiivide mõju uurimiseks määratleti kraavide ristumiskohtades asuvad seirepunktid Kaiavere sv3 ja sv4. 2019 III kvartali välitöödel olid põldude kuivenduskraavid kuivad, kuid teistel seirekordadel oli veeproovi võtmine ja vooluhulga määramine võimalik. Nimetatud seirepunktid jäävad põldude äärde ja on järvest ca 400–500 m kaugusel. Järve ja seirepunkti vahelises lõigus kulgevad kraavid metsasel alal, kus täiendavaid antropogeenseid koormusallikaid teada ei ole.

Seirepunktid määratleti ka järve suubuvate eraldi veekogumi moodustavate vooluveekogude suubumiskohtade läheduses (Kaiavere sv1 ja sv2). Sissevoolude kaudu jõuab järve Amme jõe ja Kõlaoja osavalgala koormus. Kõlaoja puhul võeti veeproov 2019 III ja 2019 IV kvartali välitöödel järvest ca 1 km kaugusel asuvast seirepunktist. 2019 III, 2020 I ja 2020 II kvartali välitöödel võeti veeproov algsest seirepunktist ca 300 m allavoolu jäävast seirepunktist (Kaiavere sv2A).

Järve vee iseloomustamiseks võeti veeproov järve väljavoolust (Kaiavere vv).

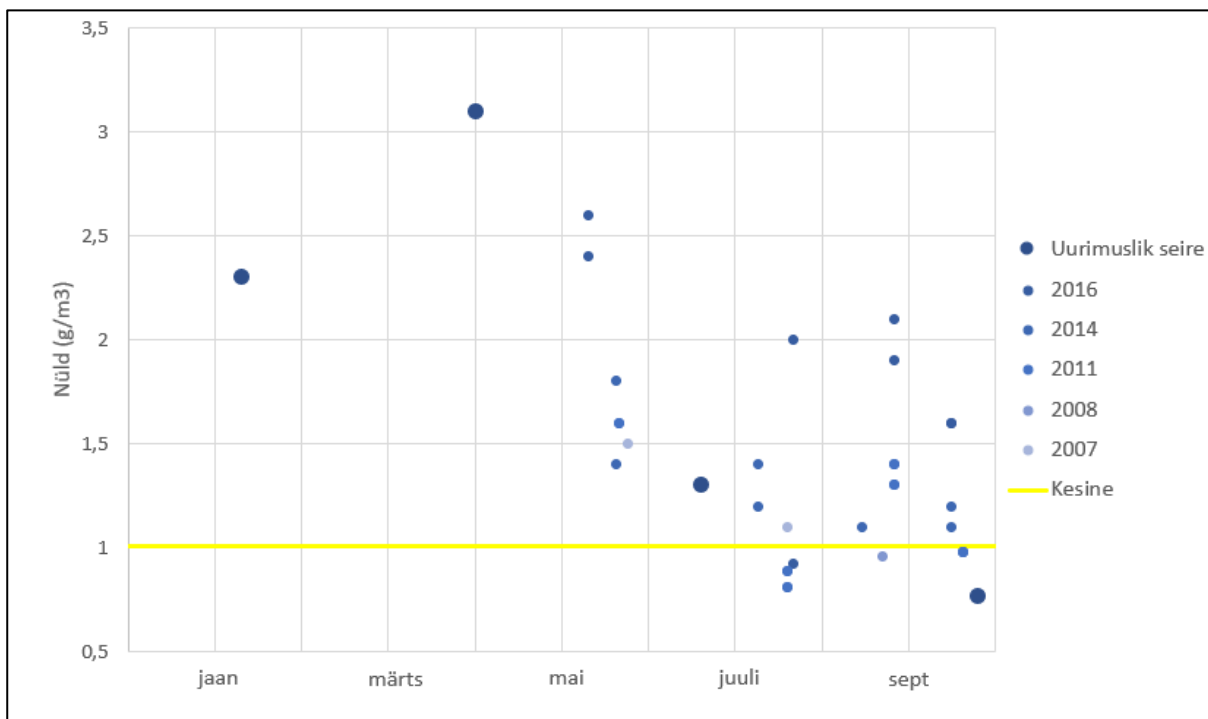
Põhjavee võimaliku mõju uurimiseks määrati järve vahetul valgalal kaks seirekaevu (Kaiavere k1 ja k2).

4.4.2 Seiretulemused

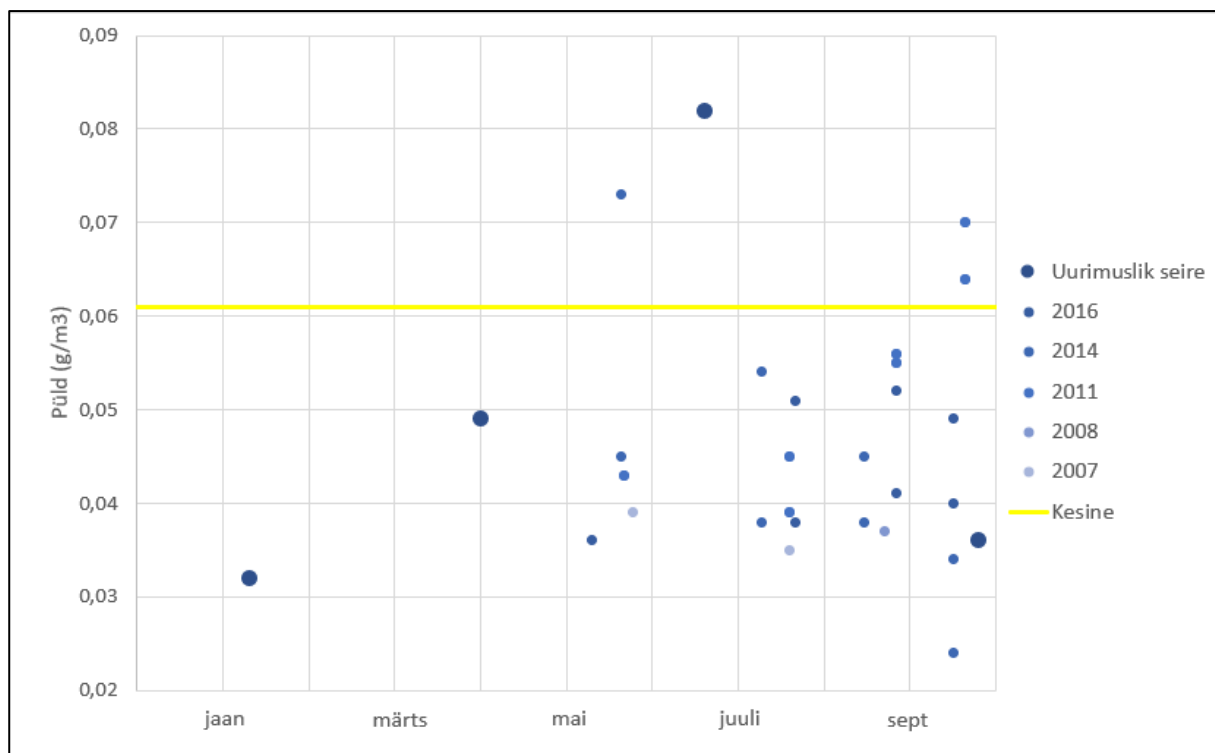
Veekogumi seisund järve väljavoolu veeproovide keskmise Püld sisalduse ($0,050 \text{ g/m}^3$) põhjal on hea, kuid Nüld sisaldus ($1,87 \text{ g/m}^3$) viitab halvale seisundile. Lisaks viitab proovivõtul määratud pH keskmine väärtus 8,4 kesisele seisundile.

Ka varasema seire raames on Nüld väärtused olnud kõrged, kuid uurimusliku seire raames vegetatsiooniperioodil määratud Nüld sisaldused on võrreldes varasema seire tulemustega pigem tagasihoidlikud (Joonis 45). Uurimusliku seire raames olid välitööd jaotatud kogu aasta peale ja tuvastati kõrge Nüld sisaldus talvisel ja varakevadelisel proovivõtul. Tavapärane seire keskendub vegetatsiooni perioodile ja seda perioodi ei iseloomusta.

Selgelt eristuv on suvisel seirekorral määratud kõrge Püld sisaldus, mis ületab varasema seire raames määratud sisaldusi (Joonis 46).

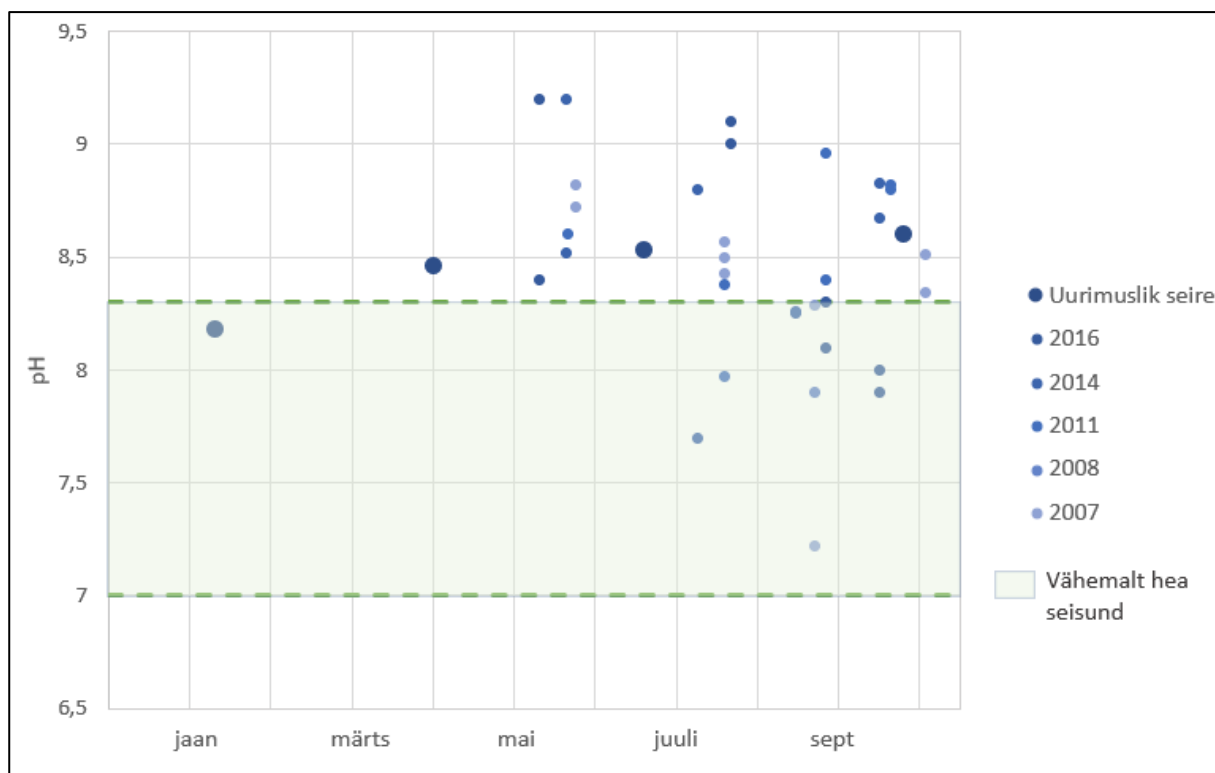


Joonis 45. Kaiavere järve Nüld (KESE, 18.09.2020).



Joonis 46. Kaiavere järve Püld (KESE, 18.09.2020)

Uurimusliku seire raames määrati kesisele seisundile vastavast väärtusest kõrgem pH nii kevadel, suvisel kui ka sügisel seirekorral (Joonis 47). Kevadel ja suvel oli ka lahustunud hapniku sisaldus kõrge (> 10 mg/l; > 100%).



Joonis 47. Kaiavere järve pH (KESE, 24.10.2020)

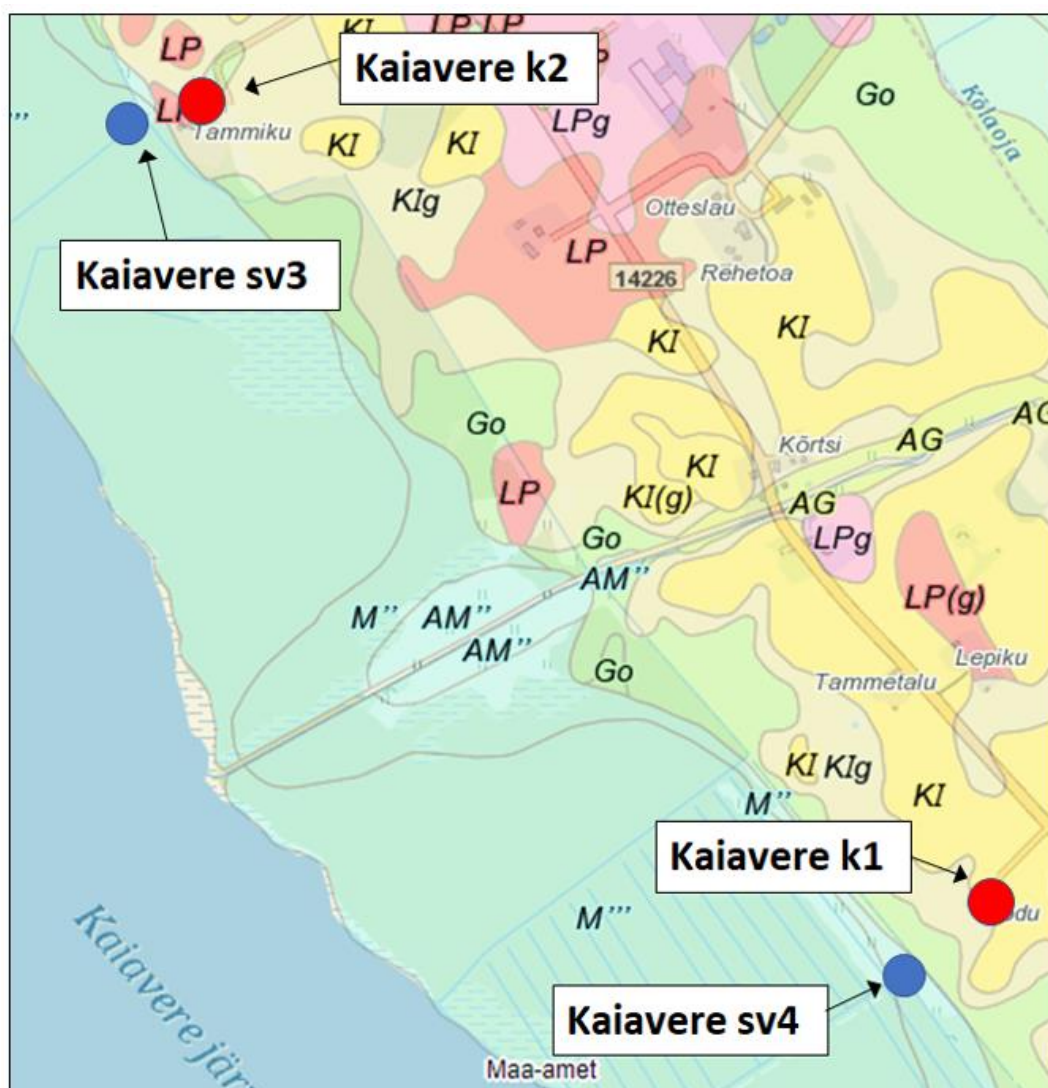
Veeproovide analüüsitulemuste ja välitöödel määratud vooluhulkade põhjal arvutati järve sissevoolu ja väljavoolu aastased koormused (Tabel 22).

Tabel 22. Kaiavere järve aastane koormus.

	Q tuh m ³ /a	sv %	Nüld kg/a	sv %	Püld kg/a	sv %	BHT5 kgO ₂ /a	sv %	HA kg/aastas	sv %	Usaldus- väärsuse tase
Kaiavere sv1 (Amme jõgi)	19 740	80	33 076	54	1 120	81	31 451	85	57 780	50	2
Kaiavere sv2(A) (Kõlaoja)	4 624	19	25 617	42	229	17	5 003	14	53 058	46	2
Kaiavere sv3	56	0	980	2	2	0	61	0	138	0	2
Kaiavere sv4	72	0	1 055	2	4	0	126	0	594	1	2
Kaiavere HVL	25	0	85	0	18	1	159	0	267	0	2
Kaiavere VL	23	0	52	0	4	0	33	0	3 152	3	2
Kaiavere sv kokku	24 539		60 865		1 377		36 835		114 990		
Kaiavere vv	28 162		60 413		1 349		63 706		131 547		
vv-sv	3 623		-452		-28		26 871		16 557		
vv/sv	1,1		1,0		1,0		1,7		1,1		

Aastase vooluhulga põhjal on selgelt kõige olulisemaks sissevooluks Amme jõgi, mis moodustab 80% sissevoolude vooluhulgast. Kõlaoja moodustab 19% sissevoolude aastasest vooluhulgast ja vaid 1% moodustavad teised väiksemad sissevoolud. Suurimate sissevoolude Amme jõe ja Kõlaoja vooluhulk moodustab 86,5% järve väljavoolus tuvastatud vooluhulgast. Arvutatud aastane väljavoolu vooluhulk on suhteliselt lähedane sissevoolu vooluhulgale. Kaiavere järve piirkonna ligikaudse aasta keskmise äravoolumooduli (Maastik, 2008) järgi on järve vahetult valgalalt lähtuv vooluhulk 1 963 tuh m³, mis moodustab 7% väljavoolus tuvastatud vooluhulgast. Täiendavalt lisandub vett järve vahetul valgalal väljakiilduvast ja järvepõhjast lisanduvast põhjaveest.

Kaiavere järve idakaldal on mullastiku andmete põhjal kuni 700 m laiune madalsoomuldadega ala, mis viitab põhjavee väljakiildumisele (Joonis 48). Seirepunktid Kaiavere sv3 ja sv4 asuvad põhjavee väljakiildumisala serval ning on mõjutatud nõlval asuvatest põldudest (pindmine äravool ja maasisene äravool) ja ka nõo serval välja kiilduvast põhjaveest. Lisaks võeti veeproovid kraavide läheduses asuvatest kaevudest Kaiavere k1 ja k2, mis väljakiilduva põhjavee kohta infot anda võiksid.



Joonis 48. Põhjavett iseloomustavate seirepunktide asukoht Kaiavere järve valgaltal (mullastikukaart: Maa-amet, 18.09.2020).

Ühes uuritud kaevudest (Kaiavere k2) tuvastati kogu aasta vältel kõrgeid üldfosfori sisaldusi ($0,07-0,15 \text{ g/m}^3$), mis oli rohkem kui 2 korda kõrgem järve vett iseloomustavas seirepunktis (Kaiavere vv) tuvastatud sisaldustest. 2019 III ja 2019 IV seirekorral tuvastati ka järve veega võrreldes kõrgemaid üldlämmastiku sisaldusi. Väljakiilduvat põhjavett iseloomustava nelja seirepunkti (Kaiavere k1, k2, sv3 ja sv4) keskmine üldfosfori sisaldus oli 1,5 korda suurem järve vee üldfosfori keskmisest sisaldusest ja keskmine üldlämmastiku sisaldus oli 4,4 korda suurem järve vee üldlämmastiku keskmisest sisaldusest (Tabel 23).

Põhjavett iseloomustavate seirepunktide veeseire tulemuste põhjal võib põhjavee toiteainete sisaldus olla oluliselt suurem pinnavees esinevatest toiteainete sisaldustest. Välitööde tulemuste põhjal koostatud bilansis ei tuvastatud suurt vooluhulga erinevust järve sissevoolu ja väljavoolu vooluhulkade vahel, mis põhjavee suuremahulisele juurdevoolule viitaks. Siiski võib madalveeperioodil, mil põhjavee juurdevool on intensiivsem, lisanduv põhjavesi järve veekvaliteeti mõjutada.

Tabel 23. Kaiavere järve valgala põhjaveeseire tulemused.

	Püld		Nüld	
	Keskmine	Mediaan	Keskmine	Mediaan
Kaiavere k1 ja k2 (g/m ³)	0,095	0,110	3,31	2,50
Erinevus Kaiavere vv-st (korda)	1,9	2,6	1,8	1,4
Kaiavere k1, k2, sv3 ja sv4 (g/m ³)	0,077	0,058	8,17	10,00
Erinevus Kaiavere vv-st (korda)	1,5	1,4	4,4	5,6
Kaiavere vv (g/m ³)	0,050	0,043	1,87	1,80

Sisse- ja väljavoolu veeseire põhjal arvatud aastased koormused on ligilähedased.

Sissevoolude summaarsest vooluhulgast 80% moodustab Amme jõgi, kuid Amme jõest tuleneb vaid 54% sissevoolude Nüld koormusest. Kõlaoja vooluhulk moodustab vaid 19% sissevoolude vooluhulgast, kuid põhjustab 42% lisanduvast Nüld koormusest. Kogu aasta vältel esinesid seirepunkti veeproovides suhteliselt kõrged Nüld sisaldused (Joonis 49). Kõlaoja valgalale jääb kolm suuremat loomakasvatust kohta, millest kaks asuvad järvele suhteliselt lähedal, ning üle poole Kõlaoja osavalgalast on arvel PRIA põllumassiividenä. Põllumassiividest omakorda ligi pooled asuvad maaparandussüsteemide reguleeriva võrgu alal. Toiteainete järve jõudmist lihtsustab, et Kõlaoja ja ka sinna suubuv Kõrenduse peakraav on maaparandussüsteemide eesvoolud, kusjuures Kõlaoja alamjooksu oli uurimusliku seire välitöödele eelnevalt puhastatud, mis toiteainete peetust vooluveekogus veelgi vähendab. Kõlaoja moodustab eraldi veekogumi, mille valgalal uurimusliku seire raames välitöid ette nähtud ei olnud.

Sissevoolude Püld koormuse proportsioonid on lähedased vooluhulga proportsioonidele (81% moodustab Amme jõgi). Suuremate sissevoolude (Amme jõe ja Kõlaoja) Püld kontsentratsioon oli enamik aastast tagasihoidlik, kõrgemaid sisaldusi esines suvisel seirekorral (Joonis 50). Suvisel madalveeperioodil võib ka vooluveekogude puhul osutada oluliseks põhjavee juurdevool ja selle mõju veekvaliteedile.

Kaiavere biotiikide (Kaiavere HVL1) vooluhulk oli küll väga väike, kuid esines kõrgeid üldfosfori kontsentratsioone (0,42–0,87 g/m³), mistõttu moodustas sissevoolu Püld koormus ligi 1% sissevoolude summaarsest koormusest. Veekasutusaruannete kohaselt oli 2019. aastal väljalaskme aastane vooluhulk 4,153 tuhat m³/a, Nüld 37 kg/a ja Püld 5 kg/a. Välitööde põhjal määratud aastane vooluhulk on oluliselt suurem omaseire raames määratud vooluhulgast, mis viitab, et väljalaskme mõju võib uurimusliku seire puhul olla ülehinnatud.

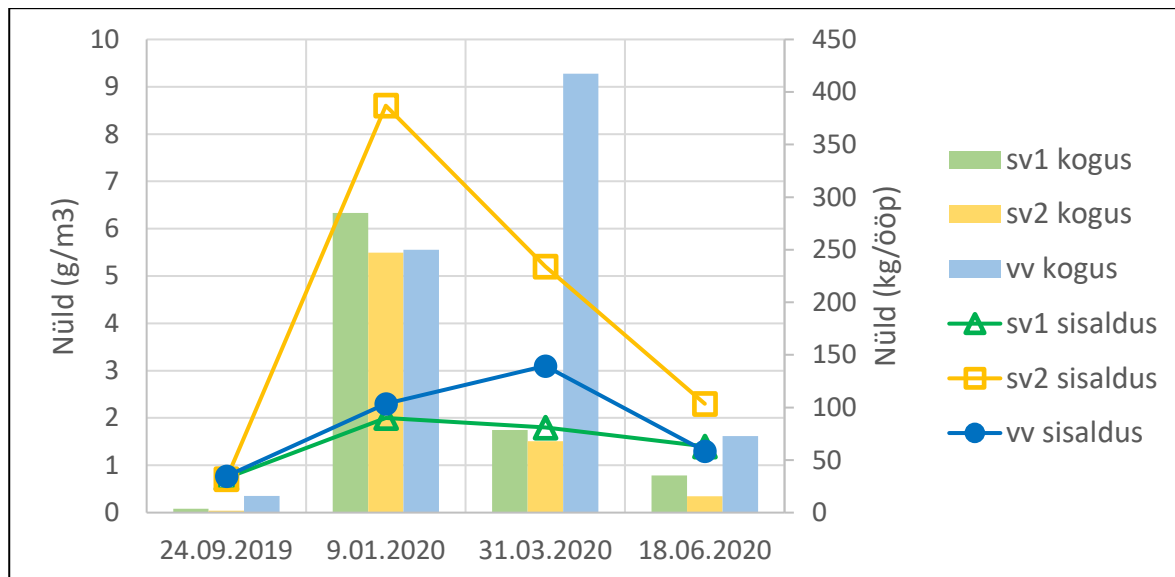
Talvisel seirekorral võeti veeproov ja määrati vooluhulk nii seirepunktis Kaiavere sv2 kui ka sellest ca 300 m allavoolu jäävas seirepunktis Kaiavere sv2A. Mõlema seirepunkti veeproovis oli Nüld sisaldus väga kõrge (vastavalt 8,7 ja 8,6 g/m³). Kaiavere sv2A seirepunktis määratud vooluhulk oli ligi 1,5 korda suurem. Kahe seirepunkti vahelises lõigus suubuvad oja põllumajandusmaid kuivendavad kraavid ja drenaažitorustik. Seiretulemustest järeldub, et põldudelt lisanduv vesi on väga kõrge Nüld sisaldusega.

Kaiavere sv3 ja sv4 seirepunktid asuvad samuti põldude kuivendusega seotud kraavidel. Aastane vooluhulk oli küll väike, kuid esines väga kõrgeid Nüld sisaldusi (10–20 g/m³), millest tulenevalt moodustab kraavidest tulenev koormus veeseire põhjal kokku ca 4% sissevoolude summaarsest Nüld koormusest. Eriti kõrge oli

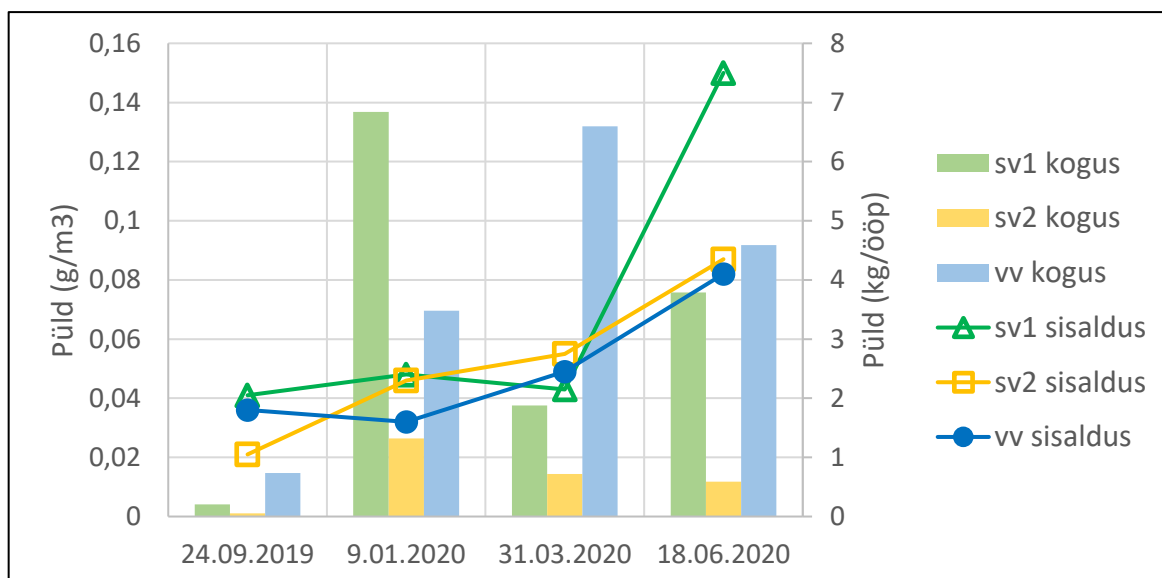
Nüld sisaldus talvisel proovivõtul, mil sademeterohkel perioodil kandub põldudelt kuivenduskraavidesse taimestiku kasvuks kasutamata jäävaid toiteaineid.

Aastane järve sisenev ja väljuv üldfosfori ja üldlämmastiku koormus on lähedased, tulemused ei viita seega suuremahulisele toiteainete kogunemisele järve ega toiteainete vabanemisele põhjasettest.

Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet. Fütoplanktoni jaoks optimaalne on see väärtuse juures 16:1. Sissevoolu aastase Nüld ja Püld koormuse suhe on 44:1 ja väljavoolu puhul 45:1, mis on kõrged näitajad ja viitavad vananevale veekogule. Sellise suhte juures saavad harva domineerivaks toksiine tootvad sinivetikad.



Joonis 49. Nüld sisaldus ja kogus Kaiavere järve seirepunktides.



Joonis 50. Püld sisaldus ja kogus Kaiavere järve seirepunktides.

4.5 Suurselgrootute seisund

Järve loode- ja põhjaosa sobivad litoraali proovi võtmiseks halvasti (on pehmepõhjalised ja/või raskesti ligipääsetavad). Seepärast on ka Kaiavere järve suurselgrootute regulaarne seireala paigutatud järve

kaguossa. Sellega võrreldes võeti 2020. aastal proov sissevooludele kui võimalikele mõjuallikatele lähemalt läänekaldalt, kus samuti leidub kohati liivast põhja (Foto 4, Joonis 51).

Järve seisund regulaarses seirekohas (kaguotsas) on olnud pigem kesine, kuid see on aastate lõikes paranenud (Joonis 51). Amme jõe seisund Kaiavere järvest üles- ja allavoolu on olnud hea või väga hea, välja arvatud järve väljavoolust vahetult allavoolu. Et järv ise on olnud pigem kesises seisundis, siis pole selles ka midagi imelikku. Liati on seisundihinnangu alanemine järvest või paisust allavoolu tavaline nähtus, mistõttu sellistes kohtades jõgede seisundit tavaliselt ei hinnata. Kõlaoja seisundit pole uuritud.

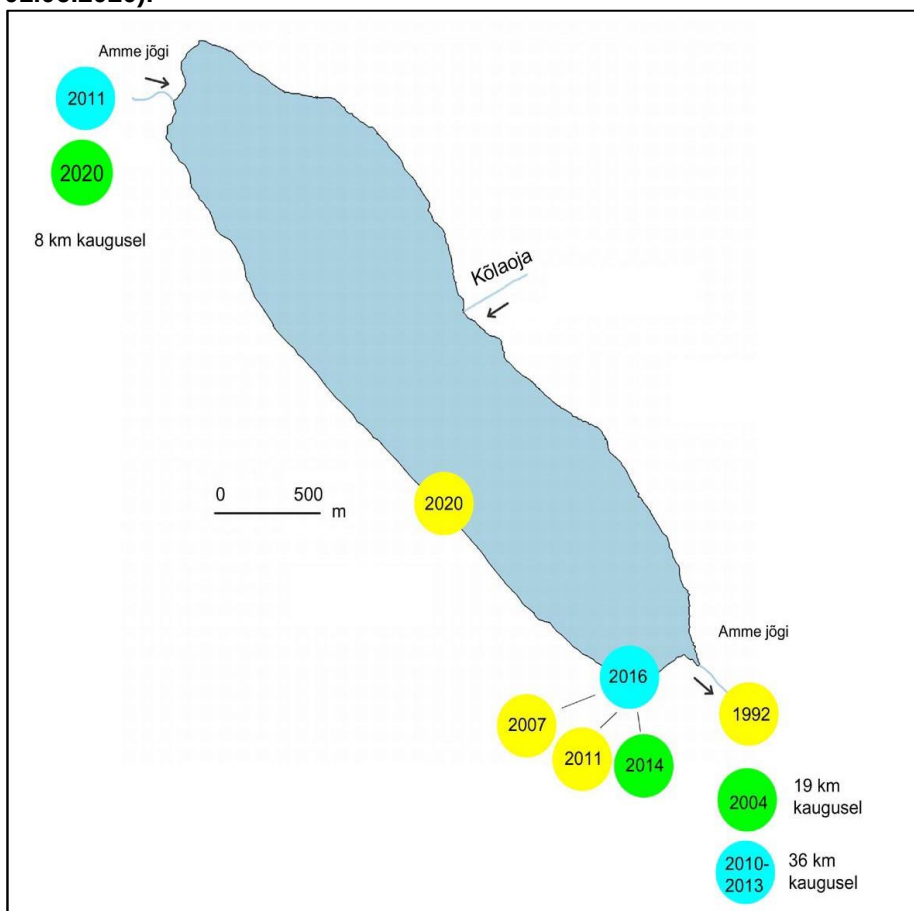
Tabel 24. Kaiavere järve ja Amme jõe suurselgrootute seisund.

Koht	Aeg	Km	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	REFMMQ	EQRMMQ	MESH
Amme jögi ülalpool järve												
Ehavere	20110507	11	31	2,52	6,13	7	16		24	25	0,96	2,58
Ehavere	20200913	13	25	2,89	5,55	4	11		19	25	0,76	2,86
Kaiavere järv												
W kallas	20200601	21,5	19	2,22	4,47		5		11	20	0,55	1,44
SSW kallas	20070523	22,5	15	1,73	4,67		5	4	13	25	0,52	1,15
SSW kallas	20110520	22,5	16	2,51	4,36		4	8	14	25	0,56	1
SSW kallas	20140508	22,5	21	2,61	4,75		6	8	18	25	0,72	1,26
SSW kallas	20160505	22,5	27	2,89	5,37		8	8	24	25	0,96	1,08
Amme jögi allpool järve												
Kaiavere	19920513	23			4,8							2,73
Kaiavere	19921102	23			4,57							2,43
Kauda	20040526	42	32	2,86	6,17	7	13		22	25	0,88	2,45
Kärkna sild	20101001	59	66	4,29	5,89	7	22		24	25	0,96	2,08
Kärkna sild	20110910	59	59	4,26	6,07	6	22		24	25	0,96	2,05
Kärkna sild	20130523	59	47	3,53	5,88	6	19		24	25	0,96	2,05

Tabeli selgituseks: aeg – aaaakpp; Km – proovikoha kaugus jõe lähtest (km); T – taksonirikkus; H' – taksonierisus; ASPT – taksoni keskmine tundlikkus; DSFI – Taani vooluvete fauna indeks; EPT – tundlike taksonite rikkus; A – Rootsi happelisisuindeks; MMQ – suurselgrootute koondseisund; REFMMQ – koondseisundi etalontase; EQRMMQ – koondseisundi ja etalontaseme suhe; MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks; värvused: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund.



Foto 4. Kaiavere järve prooviaala W kaldalt, proov võeti suplusala servast taimestikust (H. Timm, 01.06.2020).



Joonis 51. Kaiavere järve ja Amme jõe suurselgrootute seisund (EQRMMQ).

2020. aastal võetud proov järve läänekaldalt asus peamistele sissevooludele lähemal kui varasemad järve kaguosa proovid. Seepärast võib pealiskaudsel hinnangul tunduda, et sissevoolud ongi seisundi halvenemise põhjuseks. Pigem oli seisund „ülearu“ hea siiski järve kaguosas 2016. aastal ning läänekalda hinnang 2020. aastal näitas tavapäraselt taset. Elupaik ja kogumistingimused olid läänekalda proovialal väga head. Tõenäoliselt ongi Kaiavere järve suurselgrootute tavapärane seisund kehtivate kriteeriumide järgi hea ja kesise piiril. Hea kalajärve asukadena on põhjaloomad tugeva surve all ning ellu jäävad peamiselt vähem tundlikud liigid, kes ühtlasi oskavad end hästi kalade eest varjata. Kesise seisundi otsesed väljundid 2020. aastal olid vähene taksonirikkus, vähene tundlike liikide arv ja siit tulenevalt ka madal taksoni keskmine tundlikkus (Tabel 24).

4.6 Suurtaimestiku ja fütobentose seisund

Järve suurtaimestikku on viimati seiratud 2016. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus. Tol aastal hinnati Kaiavere järv suurtaimede järgi „heasse“ ökoloogilise seisundiklassi kuuluvaks.

2020. aasta juulis uuriti Kaiavere järve suurtaimestikku kolmes punktis, mis paiknesid tõenäolisemalt suurima mõjuga sissevoolude juures järve kagu- (1. punkt), ida- (2. punkt) ja loodeosas (3. punkt). Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuritud punktides on esitatud aruande lisa (vt lisa 7 tabel 3).

1. punktis järve kaguosas (piirneb Vudila mängumaaga) oli Amme jõe väljavoolu juures kaldaveetaimestik vähene ning selget dominantit siin ei eristunud. Levisid tarnad (*Carex spp.*), kuuskhein (*Hippuris vulgaris*), ussilill (*Lysimachia thyrsoflora*), metsvits (*Lysimachia vulgaris*), harilik vesikanep (*Eupatorium cannabinum*) ja konnaosi (*Equisetum fluviatile*). Väljavoolu juurest põhjasaunal liikudes oli taas tegemist roostunud kaldavööndiga, kus domineeris harilik pilliroog (*Phragmites australis*). Ujulehtedega taimestik oli dominandiks kollane vesikupp (*Nuphar lutea*), ohtruselt järgnes väike vesiroos (*Numphaea candida*), vähesel määral leidis ka ujuvat penikeelt (*Potamogeton natans*) ning valget vesiroosi (*Nymphaea alba*). Veesiseses taimestik oli valdavaks räni-kardhein (*Ceratophyllum demersum*) koos sõõr-särjesilmaga (*Ranunculus circinatus*). Järgnesid läik-penikeel (*Potamogeton lucens*), kaelus-penikeel (*Potamogeton perfoliatus*) ja mändvetiktaimed (*Charophyta*). Vähesel määral leidis ka harilikku vesihernest (*Utricularia vulgaris*) ning tähk-vesikuuske (*Myriophyllum spicatum*).

2. punktis järve idaosas (Kõlaoja sissevool) oli kaldaveetaimestikus valdavaks pilliroog, vähesel määral leidis ka järvkaislat (*Schoenoplectus lacustris*) ning ahtalehist hundinuia (*Typha angustifolia*). Ujulehtedega taimestik domineeris sarnaselt eelmisele uurimiskohale kollane vesikupp koos väikese vesiroosiga, roostiku vahel leidis ohtramalt ka konnakilbukat (*Hydrocharis morsus-ranae*) ning ristlemmelt (*Lemna trisulca*). Veesiseses taimestik oli domineerivaks vesikarikas (*Stratiotes aloides*), mis moodustas nii järve põhja kui veepinnale ulatuslikke kogumikke. Ohtramalt levis siin ka räni-kardhein, tähk-vesikuusk ning läik-penikeel. Vähesel määral leiti kanada vesikatku (*Elodea canadensis*) ja harilikku vesihernest.

3. punktis järve loodeosas (Amme jõe sissevool) oli kaldaveetaimestik vahelduv – roostikuga kaetud alad vaheldusid tarnaste kallastega, lisaks leidis ka muid kaldaveetaimi, näiteks harilik kukesaba (*Lythrum salicaria*), harilik vesikanep, metsvits jne. Viimased levisid küll madalatel ohtruse väärtustel. Ujulehtedega taimestik oli mõnevõrra tagasihoidlikum kui eelmises kahes punktis, samas leidis ohtralt ristlemmelt ning

konnakilbukat. Kollase vesikupu ja väikese vesiroosi ohtrused jäid pigem tagasihoidlikuks. Veesiseses taimestikus domineerisid läik- ja kaelus-penikeel, ohtramalt leidus ka mändvetiktaimi ning tähk-vesikuuske.

Kokkuvõtvalt saab öelda, et suurima mõjuga on punkti nr 2 juures paiknev sissevool (Kõlaoja), kuna siin moodustas veesisese taimestiku rohketoitelisi tingimusi eelistav vesikarikas, ohtramalt leidus ujutaimedest ristlemmelt ning ujulehtedega taimedest konnakilbukat. Ka tähk-vesikuusk ning räni-kardhein, mis samuti veesiseses taimestikus ohtramalt esinesid, eelistavad rohketoitelisi tingimusi. Samas punktides 1 ja 3 oli eutrafentseid veetaimi vähe. Punktis nr 3 võis märgata samuti ujutaimedest ristlemmelt ja ujulehtedega taimedest konnakilbukat, kuid vaadeldes kogu taimekooslust tervikuna, ei viita antud kahe liigi esinemine siiski niivõrd selgelt sissevoolu tugevale mõjule, kui punktis nr 2.

2020. a juulis koguti Kaiavere järvest fütobentose proovid kolmest punktist, mis paiknesid tõenäolisemalt suurima mõjuga sissevoolude juures järve kagu- (1. punkt), ida- (2. punkt) ja loodeosas (3. punkt). Kaiavere järve fütobentost on varasemalt uuritud riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus 2016. aastal. Loendusandmed on esitatud aruande lisa (vt lisa 8 tabel 3).

Enim liike leidus 2. proovipunktis (30 liiki), 1. ja 3. proovipunktis oli liike mõnevõrra vähem (vastavalt 19 ja 20). Domineerivaks liigiks oli 1. punktis *Achnanthes minutissimum*, 3. punktis *Cocconeis pediculus* ning 2. punktis selget dominant ei eristunud. Fütobentose indekse järgi ei täheldatud sissevoolude mõjutusi 1. ega 3. proovipunktis (ökoloogilise seisundi hinnangud vastavalt „väga hea” ning „hea”), samas 2. proovipunktis oli sissevoolu mõju tuntav ja fütobentose koondhinnanguks saadi „kesine” (Tabel 25).

Tabel 25. Kaiavere järve ökoloogilise seisundi hinnangud fütobentose indekse järgi.

Punkti nr	IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
1	17,6	73,5	18,7	väga hea
2	11,7	47,8	12,2	kesine
3	15,3	32,5	18,8	hea

4.7 Tulemuste kokkuvõte ja meetmed seisundi parandamiseks

4.7.1 Tulemuste kokkuvõte

Kaardianalüüsil ja veeseirel põhinev Kaiavere järve lämmastiku ja fosfori voo kokkuvõte on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 26).

Tabel 26. Kaiavere järve lämmastiku ja fosfori voog.

			Nüld (kg/a)	Püld (kg/a)
Asustus ja veekasutus				
Ühiskanalisisatsioonita elanikkond (hinnanguliselt siseveekogudesse jõudev)			128	<1
Väljalaskmed			884	77
Corine asustusega seotud maakattetüübid			1 134	180
Loomakasvatuskohad				

PRIA loomakasvatushooned (hinnanguliselt keskkonda jõudev)	27 689–83 066	603–3 017
PRIA loomakasvatusala (karjamaadele jääv)		
Corine karjamaade maakattetüüp	1 909	76
Põllumajandusmaad		
Corine põllumajanduslikud maakattetüübid	82 432	1 394
PRIA põllumassiivid	57 165	1 050
Uuritav veekogum		
Sademetek koormus veepinnale	1 602	59
Veekogude maakattetüüp (Corine)	1 109	76
Kogu valgala		
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs sissevoolude valgala (v.a vahetu valgala)	90 650	1 964
Sissevoolude veeseire	60 865	1 377
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	<i>1,5</i>	<i>1,4</i>
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs vahetul valgala	5 720	165
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs kogu valgala (sh järv)	96 370	2 129
Väljavoolu veeseire	60 413	1 349
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	<i>1,6</i>	<i>1,6</i>

Kaardianalüüsil põhinevates koormuse arvutustes on kasutatud keskmisi ärakande koefitsiente, mistõttu on erinevus võrreldes veeseires tuvastatud koormusega mõistatav.

Maakattetüüpide analüüsi põhjal moodustab järve vahetu valgala lämmastiku koormus 5,9% ja fosfori koormus 7,8% kogu valgala koormusest. Veeseire tulemuste põhjal tuvastati, et vahetul valgala asuvate maaparandussüsteemide alale jäävatel põllumajandusmaadel on oluline mõju kraavide kaudu järve jõudva vee kvaliteedile, kuid võrreldes põhilisest sissvoolust, Amme jõest, tuleneva koormusega on mõju kogu järve veekvaliteedile väheoluline. Küll aga ei ole kord kvartalis tehtava seire põhjal võimalik tuvastada põldudest lähtuva koormuse dünaamikat, mistõttu võib põldude põhjustatud aastane koormus olla alahinnatud.

Veeseire tulemuste põhjal moodustab Amme jõest tulenev Püld koormus 83% ja Nüld koormus 57% järve väljavoolus tuvastatud koormusest. Nüld koormuse puhul on oluliseks ka Kõlaoja kaudu järve jõudev koormus, mis moodustab 42% järve väljavoolus tuvastatud koormusest.

Varasema veeseire ja ka uurimusliku seire tulemuste põhjal on problemaatiliseks Nüld kõrge sisaldus Kaiavere järve vees, mida uurimusliku seire tulemuste põhjal mõjutab nii Amme jõest kui ka Kõlaojast tulenev koormus.

Kõlaoja moodustab eraldi veekogumi, mille valgala uurimusliku seire raames välitõid ette nähtud ei olnud. Kaardianalüüs viitab, et Kõlaoja valgala on tõenäoliselt oluliseks loomakasvatusest ja põllumajandusmaadest tulenev koormus.

Kõlaoja valgala maakasutuse analüüsi põhjal on valgala kõrge põllumajandusmaade osakaal, seejuures eriti kuivendatud põllumajandusmaade osakaal ning tähelepanu tuleb pöörata ka veejuhtme läheduses asuvatele loomakasvatiskohtadele. Kõrge üldlämmastiku sisaldus esines eelkõige talvisel ja kevadisel seirekorral võetud veeproovides, mis viitab taimede kasvuks kasutamata toiteainete intensiivsele ärakandele põllumajandusmaadelt.

Kõlaojast tulenevate toiteainete mõju nähtub ka suurtaimestiku ja fütobentose seisundihinnangust. Kõlaoja suubumiskoha juures moodustas veesisese taimestiku rohketoitelisi tingimusi eelistav vesikarikas, ohtramalt leidus ujutaimedest ristlemmelt ning ujulehtedega taimedest konnakilbukat. Erinevalt teistest Kaiavere järve proovipunktidest saadi Kõlaoja sissevoolu juures asuvas proovipunktis fütobentose koondhinnanguks kesine. Tulemused viitavad seega, et Kõlaoja veekvaliteet mõjutab järve veekvaliteeti määral, mis osutub oluliseks ka elustikule.

Suurselgrootute seisundit hinnati tavalise seirega võrreldes sissevooludele lähemale jäävas seirepunktis kesiseks, mis on kehvem eelnevatel seirekordadel antud hinnangust. Kaiavere järve suurselgrootute tavapärane seisund ongi kehtivate kriteeriumide järgi hea ja kesise piiril ning kesine seisundihinnang ei ole otseselt seostatav sissevoolude mõjuga. Hea kalajärve elustikurühmana on põhjaloomad tugeva surve all ning ellu jäävad peamiselt vähem tundlikud liigid, kes ühtlasi oskavad end hästi kalade eest varjata.

Uurimusliku seire tulemuste põhjal looduslike võrdlustingimuste ja ökoloogilise seisundi hindamiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate ja kvaliteedielementide seisundiklassi piiride ümberhindamist põhjendatuks ei peeta.

Kaiavere settes olevad P kogused on üsna suured (Tabel 27), kuid hinnanguliselt on fosfori kogukoormus settest on vaid 0,04 gP/m²*a. Nii aereeritud kui ka aereerimata keskkonnas eraldub settest fosforit, kuid hapnikuta keskkonnas rohkem. Sette N puhul vähenes inkubatsioonikatsetes aereeritud vees lämmastiku sisaldus, kuid seevastu suurenes aereerimata vees suurusjärgu võrra. Ummuksilejäämise kohta andmed puuduvad.

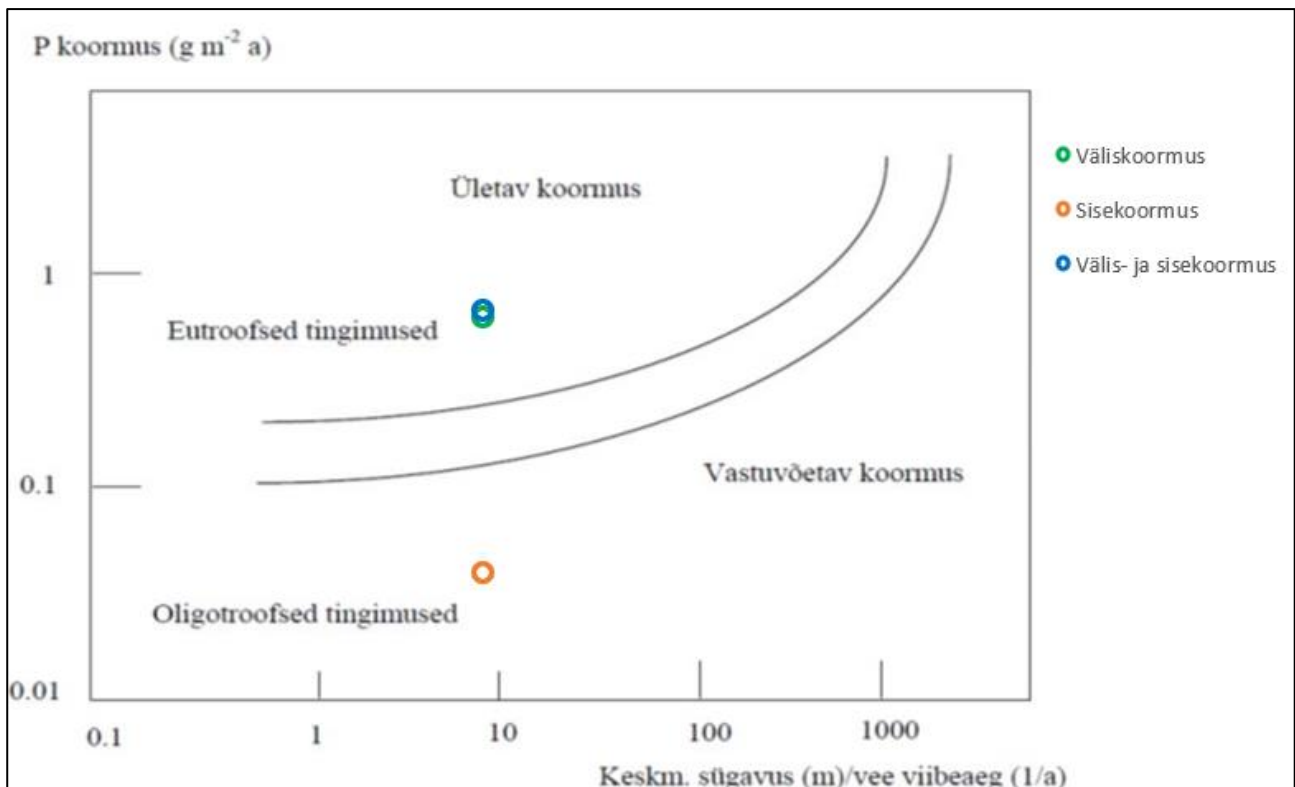
Tabel 27. Kaiavere järve põhjasette fosfori kogus ja veekogusse liikuva voo hinnang.

Püld	
Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	2 598 µg/g
Fosfori foonsisaldus kuivaines	ca 1 200 µg/g
Mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	34,4 t
Sisekoormus (veekogusse liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	0,04 gP/m ² *a

Peamiste sissevoolude veeseire ja vahetu valgala Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvatud koormus on 0,61 gP/m²*a. Väliskoormuse talutavuse hindamiseks kasutatakse Vollenweideri mudelit (1975), mille kohaselt on Kaiavere järve talutava ja talumatu koormuse piiriks 0,25 gP/m²*a (Joonis 52). Sellest võib järeldada, et väliskoormusest tulenev fosfori koormus on suurem järve jaoks talutavast.

Lisaks tuleb nentida, et Kaiavere järve seisundi puhul on problemaatiliseks olnud ka üldlämmastiku sisaldus. Lämmastiku mõju on võrreldes fosforiga Eesti siseveekogudes väiksema tähtsusega. Primaarproduktiooni limiteerib toiteainetest fosfor. Lämmastiku ainevoos on gaasiline faas, mistõttu on keeruline prognoosida

lämmastiku mobiilsust sette ja vee vahel. Lämmastiku tähtsust järvede tervendamismeetodi valikul on käsitletud aruande peatükis 3.3.2.



Joonis 52. Kaiavere järve fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

Kaiavere järve puhul on prioriteetseks Amme jõe sissevoolu kaudu lisanduv toiteainete koormus, mis tuleneb kaardianalüüsi põhjal suurimal määral põllumajandusest ja loomakasvatusest. Lisaks on oluline Kõlaoja kaudu lisanduv toiteainete koormus, mis tuleneb samuti põllumajandusest ja loomakasvatusest.

4.7.2 Võimalike meetmete arutelu

Veeseire tulemuste põhjal mõjutab Amme jõgi oluliselt nii järvele avalduvat Püld kui ka Nüld koormust. Lämmastiku koormuse puhul mängib ka Kõlaojast tulenev koormus olulist rolli. Kaardianalüüsi ja ka üldlämmastiku sisalduse aastase käigu põhjal on tõenäoline, et koormuse põhjuseks on põllumajandusmaade rohkus vooluveekogude valgalal. Uurimusliku seire raames ei olnud ette nähtud välitöid Amme jõe ja Kõlaoja valgalal. Kaardianalüüsi põhjal võib oluliseks pidada eelkõige veejuhtmete vahetus läheduses asuvatest põllumajandusmaadest tulenevat koormust. Meetmete täpsemaks kavandamiseks tuleks Amme jõe ja Kõlaoja valgala täiendavalt uurida, et saada infot, millistes jõelõikudes ja milliste allikatega seotult lämmastiku kontsentratsiooni suurenemine vooluveekogus toimub.

Järgnevalt on nimetatud meetmeid, mille rakendamine Amme jõe ja Kõlaoja valgalal vähendaks Kaiavere järve kanduvat toiteainete koormust, kuid mille efektiivseks rakendamiseks oleks vajalik vooluveekogude valgala koormusallikaid täpsemalt uurida.

- Taimetoiteainete bilansi arvutamine

Meetme eesmärk on tagada, et mullas oleks kättesaadav ainult kasvatatavatele kultuuridele kasvuperioodil vajalik kogus toiteaineid. Tegemist on administratiivse meetmega, mis tähendab põllumajandusettevõtjatele bilansi koostamise kohustuse seadmist ja järelevalve teostamist.

- Toiteainete ärakande vähendamine talvise taimkatte abil

Meetme eesmärk on stabiliseerida mulda taimejuurte ja seeneniidistiku abil ning takistada seeläbi toiteainete ärakannet põllult talvisel ja varakevadisel sademeterohkel perioodil ja lumesulaveega. Ühtlasi algaks kevadine toiteainete omastamine taimede poolt, mis samuti lämmastiku koormust vähendab. Talvise taimkatte tagamiseks on erinevaid võimalusi, näiteks sügiskünni edasilükkamine kevadeni, sobivaks lahenduseks on ka talviljade või haljasväetistaimede kasvatamine.

- Veekaitse nõuete järgimine sõnniku ladustamisel ja väetisena kasutamisel
- Sõnniku laotamise parima võimaliku tehnika kasutamine

Meetme eesmärk on laotada sõnnikut viisil, mis võimaldab taimedel toiteaineid paremini kätte saada ja efektiivselt kasutada. Vedelsõnniku puhul kasutatakse sõnniku otse mulda viimist (injektsioon). Tahesõnniku puhul on oluline kohane mulda kündmine.

- Vooluveekogude äärsete loodusliku taimestikuga puhervööndite rajamine ja laiendamine

Meetme eesmärk on kaldaäärses taimestikus toiteainete sidumine ja erodeeritava materjali kinni pidamine. Olenevalt veejuhtme valgala suuruselt ulatub veeseadusest tulenev veekaitsevöönd 10 m või 1 m kaugusele Eesti topograafia andmekogu põhikaardile kantud veekogu veepiirist (või joonobjektide puhul süvendi servast). Puu- ja põõsarinde raie vähemalt kümne ruutkilomeetri suuruse valgala veejuhtme kaldal on keelatud Keskkonnaameti nõusolekuta, kuid maaparandussüsteemi ehitamiseks ja hoiuks on raie lubatud. Amme jõgi ja Kõlaoja ning neisse suubuvad veejuhtmed on maaparandussüsteemide eesvoolud, mistõttu on veejuhtmete kaldad enamasti vähese taimestikuga. Kaldalähedase puittaimestiku raie ja niitmise piiramine ning loodusliku taimestikuga mittemajandatava ala jätmine vähendab vooluveekogu kaudu järve jõudvat toiteainete ja heljumi koormust.

- Reguleeritud drenaaž

Meetme eesmärk on põhjaveetaseme reguleerimise abil vähendada toiteainete väljakannet kuivendatavalt põllumaalt. Toiteainete ärakanne toimub suures mahus lühikesel kevadisel lumesulaperioodil ja intensiivsete sademete korral. Dreenivee äravoolu reguleerimisega saab kontrollida ja ühtlustada toiteainete ärakannet põllult. Meedet soovitatakse eelkõige nitraatreostuse vähendamiseks.

- Avaveeline tehismärgala/settebassein

Meetme eesmärgiks on heljumi setitamine, toiteainete omastamine ja ka intensiivsete sadude korral vee viibeaja suurendamine. Tegemist on mastaapse meetodiga, millele eelnevalt tuleks välitöödel selgeks teha meetme rakendamise kindel vajadus ja ka tulutoovaim asukoht. Settebasseinide ja tehismärgalade vajalikkuse hindamiseks oleks vaja täiendavaid vooluhulga ja heljumi mõõtmisi eelkõige suurvee perioodil, mil tõenäoliselt suur osa koormusest järve jõuab, ja mitme aasta vältel (et eripäraste põhjal järelduste

tegemist). Seejärel on võimalik täpsemalt hinnata, milliste parameetritega tehismärgala/settebasseini on vaja, et tagada veevoolu piisav aeglustumine heljumi ja seotud toiteainete seadmiseks. Meetme rakendamine võib olla otstarbekas hoopis järve suubuvate vooluveekogude sissevooludel, st neisse suubuvatel veejuhtmetel. Kõige otstarbekamate asukohtade hindamiseks tuleks täiendavalt uurida järvedesse suubuvate vooluveekogude valgala (uurimusliku seire raames ei olnud ettenähtud välitoid Kõlaoja ja Amme jõe valgala).

Kaiavere järve vahetul valgala on põllumajandusmaid, mille äärsetes kraavides tuvastati kõrgeid toiteainete sisaldusi. Kraavidest tulenev koormus on võrreldes Amme jõe ja Kõlaoja kaudu järve kanduva koormusega väike, mistõttu tuleks eelkõige rakendada meetmeid suuremate sissevoolude toiteainete koormuse vähendamiseks. Samas tuleb nentida, et uurimusliku seire mõõtmisajavahel ja seireperiood ei pruukinud anda usaldusväärset hinnangut vahetul valgala asuvate põldude mõju osas.

Järve seisundi hindamisel on füüsikalise-keemilistest kvaliteedinäitajatest mitteheaks olnud üldlämmastiku sisaldus, pH ja läbipaistvus. Uuringu põhjal ei saa anda hinnangut aasta jooksul settest vabaneva lämmastiku koguse kohta. Veeseire tulemuste järgi on järvede sissevoolu ja väljavoolu lämmastiku koormus ja ka vooluhulk lähedane, seega ei viita veeseire lämmastiku lisandumisele põhjasettest. Mittehea seisundi esinemist ei saa otseselt seostada settest vabanevate toiteainetega. Eeltoodust tulenevalt ei ole võimalik hinnata, millise sette koguse eemaldamisel ja millistest veekogumi piirkondadest oleks võimalik saavutada antud veekogumi hea seisund aastaks 2027, 2033, 2045.

Kaiavere järv on madal, polümiktiline, keskmise veekaredusega järv ja selle tervendamiseks pärast väliskoormuse talutavaks saamisel on olemas teatavad meetodid. Põhimõtteliselt on seda tüüpi järvedes üheks võimalikuks meetodiks difuusne aeratsioon (veesamba õhutamine), aga seda sel juhul, kui on teada kas vee sügavamate kihtide või kogu veesamba hüpoksia või anoksia. Polümiktilistes järvedes (segunevad mitmeid kordi aastas) võivad tekkida olukorrad, kus hapnikuvaegus või -puudus tekib. Eestis on sellist olukorda lühiajaliselt kirjeldatud isegi Võrtsjärves, Peipsis, Mäeküla järves jm. Seda meetodit peaks eelkõige rakendada neil kriitilistel ajavahemikel. Lisaks hapnikuga rikastamisele difuusse aeratsiooni käigus võivad lenduda ka mitmed vees lahustunud gaasid (metaan, ammoniaak jm). Biomanipulatsioon on meetod, kus aineringe efektiivsust suurendatakse elustikurühmade vahetamise muutmise teel. Setete eemaldamine kas ilma või koos liigse suurtaimestikuga ja setete töötlus sobivad eelkõige madalatele järvedele. Kuna väliskoormusel on antud uuringu järgi olulisem mõju, siis järve enda tervendamist ja meetodi valikut saab kavandada pärast väliskoormuse minimeerimist. Seejuures on oluline läbi viia sette P fraktsioneerimine mitmest punktist ja vähemalt paari meetri sügavuselt settest. P fraktsioneerimine täpsustab oluliselt settest vabaneva fosfori koormuse hinnangut. P on settes seotud paljudesse sidemetesse ja enamasti jaotatakse need sellistesse üksustesse: nõrgalt seotud - (peamiselt osakeste pinnale absorbeerunud fosfaatne fosfor); raua ja alumiiniumiga seotud ja osaliselt orgaaniline -; kaltsiumiga seotud -; orgaaniline fosfor.

Kõigil neil fraktsioonidel on omased erisugused ökoloogilised mehhanismid, mille käigus kas vabaneb või seotakse fosforit settesse. Näiteks raua ja alumiiniumiga seotud fraktsioon võib fosforit nii siduda kui ka vabastada. Olulised on sette elementaarkoostis, redokspotentsiaal, pH, hapnikusisaldus, elustiku tegevus, hüdroloogiline režiim, sette struktuur jmt. Seega võimaldab P fraktsioneerimine järve sisekoormuse

vähendamise vajadust veendunumalt hinnata ja tervendamiseks vajalikke meetmeid efektiivsemalt kavandada.

Sette uuringute proovivõtukohtade tiheduse valik on keeruline probleem, sest need uuringud on väga tömahukad ning sõltuvad setete kuhjumise dünaamikast ja tusedusest (vertikaalsest ja horisontaalsest jaotusest), koostisest, järve pindalast, batümeetriast, järve kujust. Kõige otstarbekam oleks alustada töid kahest profundaali ruumiliselt võimalikult kaugel paiknevast kohast. Tulemuste erinevuste järgi (P fraktsioonide summa erinevus pealmises 10 cm paksuses kihis rohkem kui 30%) peaks otsustama, kas on tarvilikud lisatööd. Kaiavere järve puhul võib oletada, et vajalik oleks minimaalselt kolm uuringukohta, aga maksimaalselt viis.

4.7.3 Kaiavere järve seisundi parandamise esialgne meetmekava

Kaiavere järve seisundi parandamise esialgne meetmekava põhineb eelneval arutelul, kus on käsitletud võimalikke meetmeid (Tabel 28). Kaiavere järve mittehea seisund on uurimusliku seire põhjal seotud väliskoormusega, mistõttu on esitatud meetmete puhul on tegemist uuringutega, mis on vajalikud sissevoolude kaudu järve jõudva väliskoormuse vähendamise meetmete täpsemaks väljatöötamiseks. Praeguses etapis ei ole võimalik anda hinnangut, mis ajaks on võimalik Kaiavere järves hea seisundi saavutamine.

Tabel 28. Kaiavere järve seisundi parandamise esialgne meetmekava.

Meede	Olulisus	Hinnanguline maksumus	Aeg
Amme jõe valgala uuring ja füüsikalise-keemiliste näitajate seire. Kolme aasta jooksul, vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks täiendav seirekord seireperioodi lõpus (vt ka peatükki 8.1). Veeproovides analüüsida Püld, Nüld, BHT5, ammooniumlämmastik. Proovivõtul mõõta vooluhulk, pH, temperatuur, hapnikusisaldus, elektrijuhtivus.	Vajalik põhiliseks koormusallikaks oleva sissevoolu koormuse vähendamise meetmete väljatöötamiseks.	Ühe seirepunkti puhul on ühekordne proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 200 EUR (koos KM-ga) ¹² . Väljapakutud seireperioodi ja -sageduse korral on ühe seirepunkti proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 6 200 EUR. Kogu uuringu maksumus oleneb vajalike proovivõtukohtade arvust.	Sõltub töö tellimise ajast. Seire tegemine kolme aasta jooksul.
Kõlaoja valgala uuring ja füüsikalise-keemiliste näitajate seire. Kolme aasta jooksul, vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks täiendav seirekord seireperioodi lõpus (vt ka peatükki 8.1). Veeproovides analüüsida Püld, Nüld, BHT5, ammooniumlämmastik. Proovivõtul mõõta vooluhulk, pH, temperatuur, hapnikusisaldus, elektrijuhtivus.	Vajalik oluliseks koormusallikaks oleva sissevoolu koormuse vähendamise meetmete väljatöötamiseks.	Ühe seirepunkti puhul on ühekordne proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 200 EUR (koos KM-ga). Väljapakutud seireperioodi ja -sageduse korral on ühe seirepunkti proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 6 200 EUR. Kogu uuringu maksumus oleneb vajalike proovivõtukohtade arvust.	Sõltub töö tellimise ajast. Seire tegemine kolme aasta jooksul.

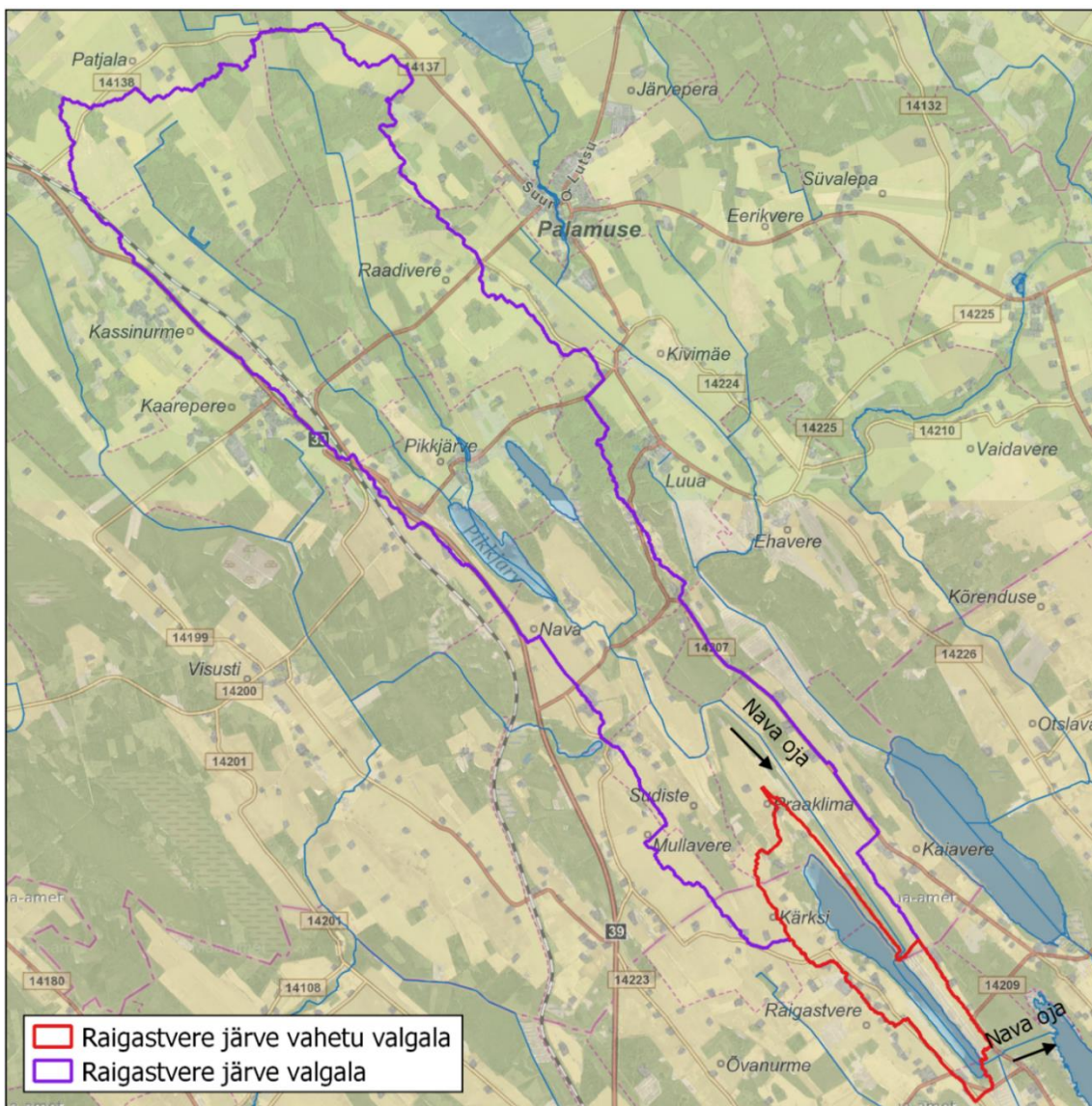
¹² EKUK veeanalüüside hinnad alates 02.02.2020, https://www.klab.ee/wp-content/uploads/2020/09/veeanalyysi_hinnad_2020.pdf.

5. RAIGASTVERE JÄRV

5.1 Pinnaveekogumi omaduste ja seisundi kirjeldus

Kalgiveeline eutroofne (VRD tüüp II) Raigastvere järv (VEE2065000) paikneb Tartu- ja Jõgevamaa piiril Vooremaa lõunaosas. Järv on loode-kagu suunas piklik ja kitsas ning keskmiselt liigestatud kaldajoonega (2,21, kaldajoone pikkus 8,3 km). Järve veepeegli pindala on 112 ha ja suurim sügavus 4,5 m, keskmine 3,2 m. Kaldad on läänes ja kirdes järsud, otstes õõtsikulised ja mudased. Järve veetaset alandati 1956. aasta maaparandustööde tagajärjel 0,5 m. Järve läbib Nava oja (VEE1041500) ja siia suubuvad mõned kraavid, veevahetus järves on keskmine (2,8 korda/a). (Laarmaa et al., 2019)

Geomorfoloogiliselt on oluline järve paiknemine voortevahelises nõos (Joonis 31). Järve vahetu valgala pindala on 397 ha ning kogu valgala, mis hõlmab ka järve suubuva Nava oja osa valgala, pindala on 4 451 ha (Joonis 53). Valgala maakattes domineerivad põld ja mets.



Joonis 53. Raigastvere järv (valgala kontuurid: Maves, 2019; veekogud: EELIS, 25.08.2020; aluskaart: Maa-amet, 26.10.2020).

Füüsikalise-keemiline ja bioloogiline üldiseloostus (Laarmaa et al., 2019; Ott, 2007–2019)

Järve vesi on tavaliselt tumekollast, harvem rohekaskollast värvi ja keskmise läbipaistvusega (1,5 m). Orgaanilise aine sisaldus on kõrge (KHTCr 36 mgO/l). Madaluse tõttu on hapnikuolud järves head. Fosforisisaldus vees on keskmine (Püld 0,036 g/m³), lämmastiksisaldus kõrge (Nüld 1,10 g/m³). Vesi on nõrgalt aluseline (pH 8,5) ja kare (HCO₃ 249 mg/l; E 380 µS/cm). Järve puhverdusvõime indeksi kõrge väärtus (Pu 95,1) viitab heale koormustaluvusele.

Fütoplanktoni koosluses domineerivad ränivetikad ja niitjad sinivetikad. Liikide arv on kõrge (keskmiselt 42 liiki) ja biomass keskmine (5,8 g/m³). Zooplanktoni koosluses domineerivad arvukuselt enamasti keriloomad, harvem aerjalgsed, biomassilt enamasti vesikirbulised. Liigistik on tüüpiline keskmise toitelisusega veekogudele. Liigirikkus (30 liiki), arvukus (1,2 mln is/m³) ja biomass (3,1 g/m³) on kõrged.

Järvest on leitud üle 40 liigi suurtaimi. Kaldavees domineerivad pilliroog, leidub ka ahta- ja laialehist hundinuia ning tarnu. Ujulehtedega taimestikust valdab kollane vesikupp. Mändvetikavaip on viimase poolsajandi jooksul tugevasti kahanenud. Veesisest taimestikust leidub järsult süvenevas järvenõos napilt, on leitud harilikku vesisammalt, räni-kardheina, läik-penikeelt, ruuget mändvetikat.

Suurselgrootutest domineerivad taimedeta avavees surusääsklased, taimestikust surusääsklased, väheharjasussid ja harilik sulgtigu. Kaldaäärsel põhjal on lisaks domineerivatele surusääsklastele arvukamad veel harilik keraskarp, herneskarbid, harilik mudapäevik ja vesilestad. Leidub järve- ja jõekarpe. Jõevähi arvukus järves on kõrge.

Kaladest domineerivad järves särg ja ahven, arvukad on ka viidikas, kiisk ja latikas. Peale nende elutsevad järves haug, koha, roosärg, mudamaim, linask ja rünt. Paljude liikide maimud hoiduvad sisse- ja väljavoolu lähedusse. Väga suuri kalu pole tabatud, suurim koha kaalus 2,4 kg. Varem domineeris järves latikas. Koha toodi Peipsist juba 1880. aastatel. Viimati lasti noori kohasid, hauged ja linaskeid järve 21. sajandi alguses.

Järv on keskkonnaregistris määratletud kui kaitsealuse kalaliigi hink (*Cobitis taenia*) (LK III) leiukoht, viimane kinnitatud vaatlus pärineb aastast 2002 (EELIS, 26.11.2019).

Suurimaks ohuks järve seisundile peetakse valgalalt sissekantavaid toiteaineid (peamiselt põllumajanduslik hajukoormus).

Veekogumi seisund

Raigastvere järve käsitletakse eraldi veekogumina 2065000_1 (Raigastvere järv), mille seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2016. aastal tehtud seire põhjal oli ökoloogilise seisundi mittehea element füüsikalise-keemilised kvaliteedinäitajad (mittehea näitaja Nüld, pH ja vee läbipaistvus Secchi ketta järgi). Mittehea seisundi põhjusena on nimetatud varasem reostus. (Muna et al., 2020)

Järve läbiv Nava oja moodustab eraldi veekogumi 1041500_1 (Nava), mis on põllumajandusest tingitud maakuivenduse tõttu nimetatud tugevasti muudetud veekogumiks. 2019. aasta seisuga on veekogumi ökoloogiline potentsiaal hea. (Muna et al., 2020)

Raigastvere järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 29).

Tabel 29. Raigastvere järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel (Ott, 2007–2019).

	Raigastvere			
	2007	2011	2014	2016
Vee abiootilised omadused	3	3	3	3
Fütoplankton	3	2	2	2
Zooplankton	2	1	-	3
Fütobentos	-	-	-	1
Makrofüüdid	3	2	-	2
Suurselgrootud	2	3	-	1
Kalad		3	-	2
Hüdromorfoloogia	2*	2*	3*	2
Ökoloogiline seisund	3	3	3	2

Tabeli selgituseks: - pole uuritud; * – hinnang vana hüdromorfoloogia meetodika järgi; sinine – väga hea seisund (1); roheline – hea seisund (2); kollane – keskine seisund (3).

5.2 Väliskoormus

5.2.1 Koormusallikad

5.2.1.1 Heitvee, sademevee ja drenaaživee väljalaskmed

Raigastvere järve valgalale (sh järve suubuva Nava oja valgalale) jääb üks keskkonnaregistrisse kantud heitvee väljalask: Pikkjärve (HVL0490330) (EELIS, 28.05.2020). Raigastvere järve suubuvaid ja järve vahetul valgalal asuvaid väljalaske ei ole.

AS-ile Emajõe Veevärk väljastatud keskkonnanaloo L.VV/331691 alusel juhitakse Pikkjärve reoveepuhasti heitvett Rohupõllu kraavi (VEE1041602) (KOTKAS, 20.10.2020). Väljalask asub Pikkjärvest ülesvoolu ja jääb vooluteed mööda 11,2 km kaugusele Raigastvere järvest.

Pikkjärve reoveepuhasti on rajatud 1998. aastal. Reoveepuhastisse juhitakse Pikkjärve küla tihedamalt asustatud alalt kogutav reovesi. Jõgeva valla ÜVKA kohaselt on Pikkjärve küla reoveepuhasti halvas seisukorras ja ei suuda tagada reovee nõuetekohast puhastust. AS-le Emajõe Veevärk väljastatud vee erikasutusloaga üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldust ei limiteerita ning heitvesi vastab loaga määratud nõetele.

Pikkjärve puhasti heitvee kogus oli 2019. aasta andmetel 0,904 tuhat m³/a ja heitveest põhjustatud koormus järgnev: Nüld 8 kg/a, Püld 1 kg/a, BHT7 5 kg/a ja heljum 15 kg/a. Perioodi 2014–2019 keskmine vooluhulk oli lähedane 2019. aasta vooluhulgale, kuid perioodi keskmine Nüld koormus oli ca 1,5 korda ja Püld koormus ca 1,3 korda suurem 2019. aasta koormusest, mis viitab heitvee toiteainete sisalduse vähenemisele.

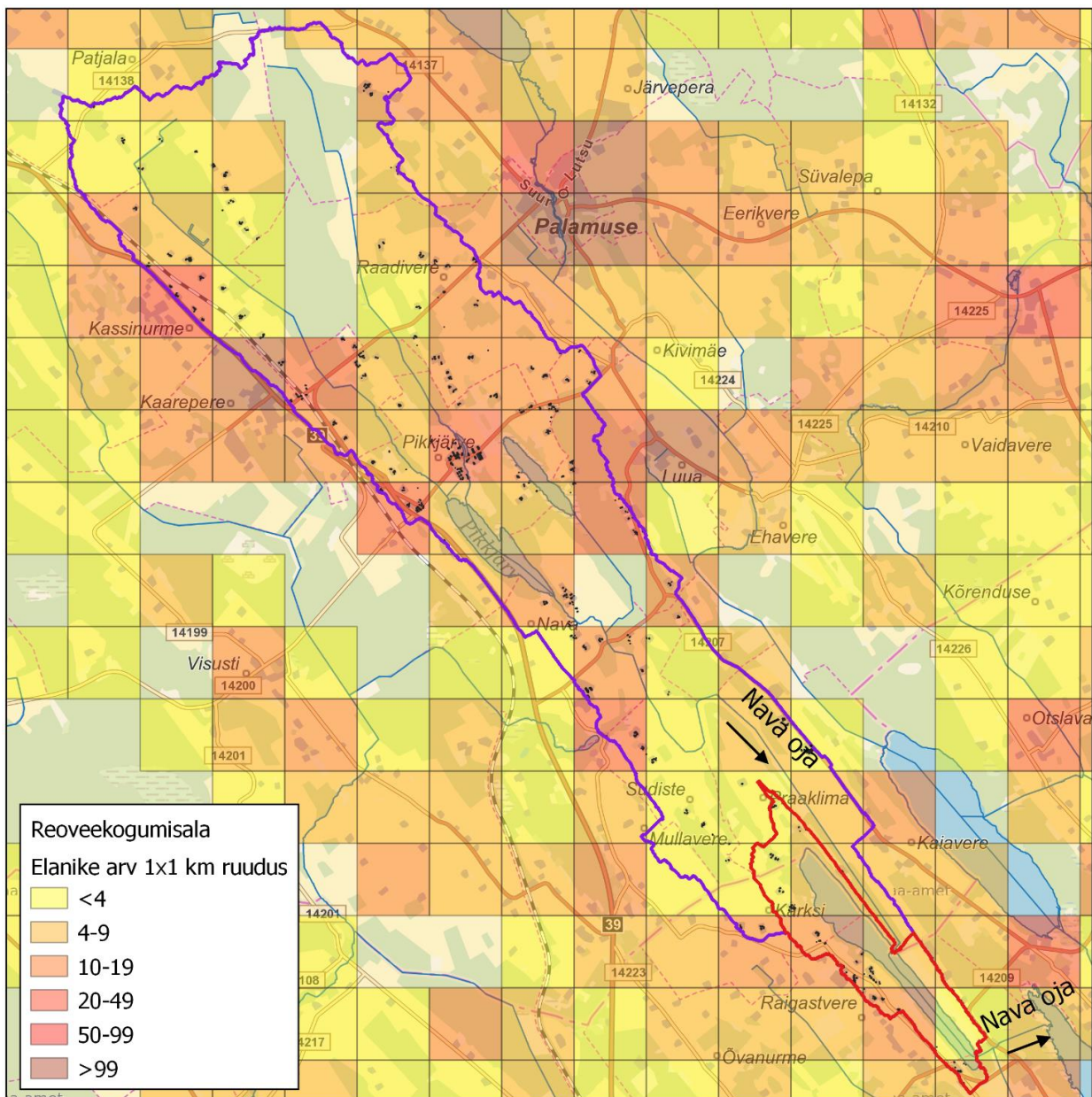
Raigastvere järve valgalal järve põhjaotsast ca 300 m kaugusel on väljastatud ehitusluba vähikasvatuse rajamiseks. Kavas on vähikasvatustiikide rajamine ja vee korduvkasutussüsteemi ehitamine. Vähkide elukeskkonnaks sobilik veerežiim tagatakse puurkaevust pumbatava põhjaveega või eelsoojendustiigist allikaveega ning vajadusel selle töötusega. Vee korduvkasutus tagatakse liivafiltri abil, mille ülesandeks on tiigivees tekkiva hõljuvaine eemaldamine. Ehitusloa väljastamise kooskõlastamisel (29.03.2017 kiri nr 7-

9/17/2014-2) on Keskkonnaamet juhtinud tähelepanu, et juhul, kui võetakse põhjavett rohkem kui 5 m³ ööpäevas või juhitakse heitvett või saasteaineid suublasse, siis on vajalik vee erikasutusluba.

Raigastvere järve vahetul valgalal asub 36 elu- või ühiskondlikku hoonet (Maa-amet, 05.10.2019). Järve idakaldal järvest ca 320 m kaugusel asuvad suvilate piirkonna hooned, mis jäävad Raigastvere järve valgalale vaid väikeses ulatuses. Vahetul valgalal on seega vähe majapidamisi. Majapidamiste heitvee väljalaske vahetul valgalal tuvastatud ei ole.

5.2.1.2 Reoveekogumisalad ja ühiskanaliseerimisala majapidamised

Asustustihedus valgalal on 9,7 inimest/km² (Joonis 54).



Joonis 54. Rahvaarv (ruudustik 1x1 km) Raigastvere järve valgalal (Statistikaamet, 01.01.2019; reoveekogumisalad: EELIS, 28.08.2020; hooned: Maa-amet, ETAK, 05.10.2019; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Raigastvere järve valgatal reoveekogumisasalad ei asu, kuid Pikkjärve küla tihedamalt asustatud osas on olemas ühiskanalisatsioon, millega on ühendatud majapidamistes elab ligi 40 inimest (Jõgeva valla ÜVKA, 2019). Valgatal elab hinnanguliselt ligi 440 inimest, kellest enamik elab ühiskanalisatsiooni ühenduseta majapidamistest. Ühiskanalisatsiooniga ühendamata elanikkonnast (ca 400 inimest) põhjustatud hinnanguline siseveekogudesse jõudev toiteainete koormus on järgnev: Nüld 79,6 kg/a ja Püld 0,078 kg/a.

5.2.1.3 Veevõtt

Marjade kasvatamisega tegelevale ettevõttele OÜ Varimar on väljastatud vee erikasutusluba nr L.VV/332908 (EELIS, 09.12.2019). Loa alusel on lubatud pinnavee võtmine Raigastvere järvest perioodil maist kuni septembri lõpuni kuni 100 m³ ööpäevas (KOTKAS, 20.10.2020).

5.2.1.4 Loomakasvatuskohad

Raigastvere järve valgatal peetakse 59 LÜ (PRIA, 12.09.2020), loomakasvatuse tihedus on 1,3 LÜ/km². Valgatal on kaks loomakasvatukohta, kus peetakse vähemalt 10 LÜ loomi, neist ühes peetakse veiseid ja teises kitsi (Tabel 30, Joonis 55). Loomakasvatuskohad asuvad järvest vähemalt 15 km ülesvoolu.

Järve valgala loomakasvatushoonetes tekkivates väljaheidetes sisalduv toiteainete kogus on 7 253 kgN/a ja 1 573 kgP/a. Loomakasvatushoonetest keskkonda jõudev hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 725–2 176 kg/a ja Püld 16–79 kg/a.

Järve vahetul valgatal PRIA registrisse kantud loomakasvatukohti ei asu.

Tabel 30. Vähemalt 10 loomühikuga loomakasvatuskohad Raigastvere järve valgatal (PRIA, 12.09.2020).

Ehitise reg nr	Ehitise liik	Asukoht	Looma-liik	Tootmissuund	Arv	Loom-ühikud	Kaugus järvest (km)
EE11177	Hoone	Kassinurme küla, Jõgeva vald	Veised	Liha tootmine, aretus ja kasvatus	44	44	16,2
EE26440	Hoone	Raadivere küla, Jõgeva vald	Kitsed	Liha tootmine, piima tootmine	59	12	15,6

5.2.1.5 Maaparandus ja põllumajandusmaa

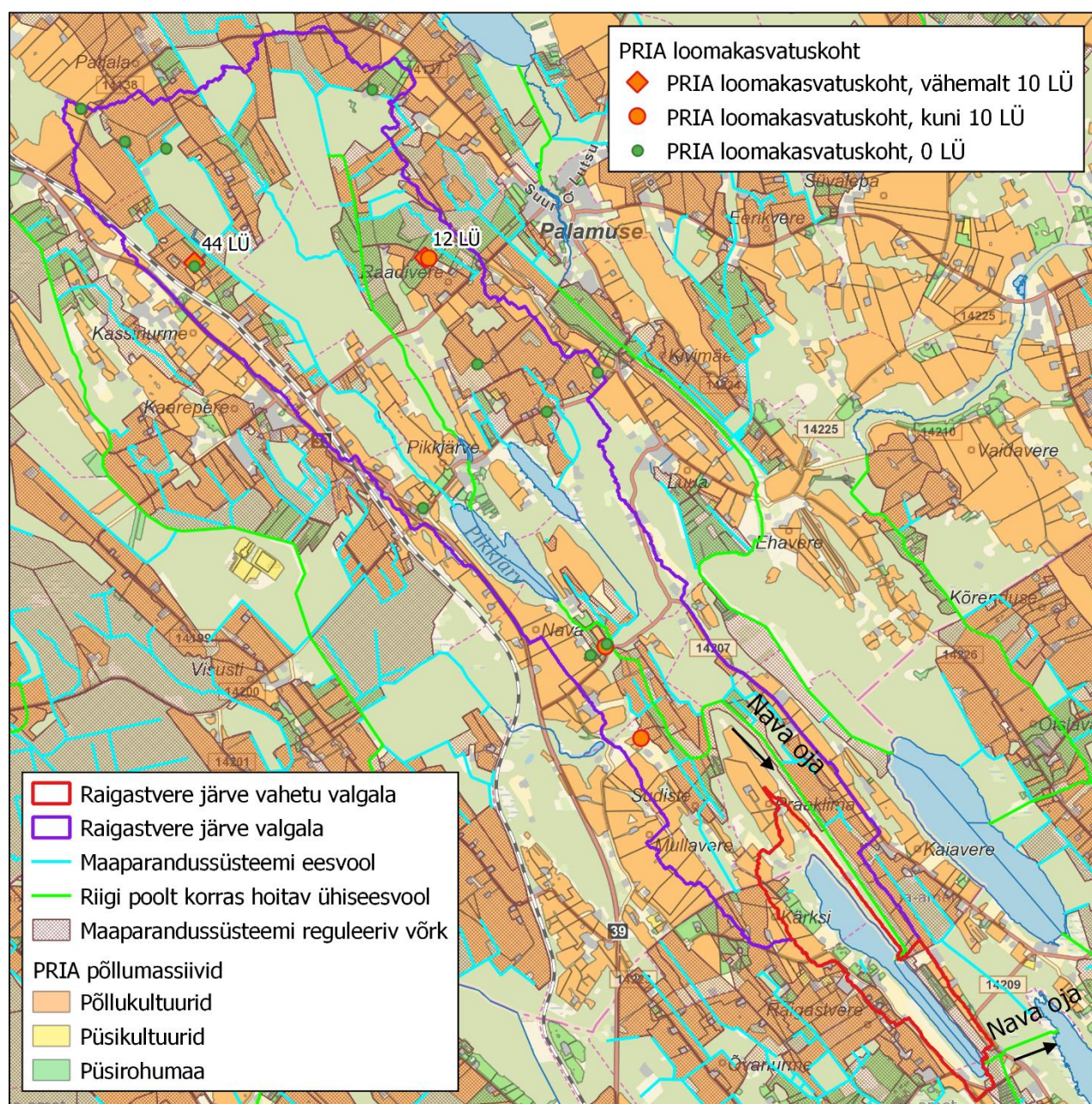
Maaparandussüsteemide reguleeriva võrgustiku ala moodustab Raigastvere järve valgatal 33,6% (1 496 ha) (Joonis 55).

PRIA andmebaasi kantud põllumassiivid moodustavad 41,9% Raigastvere järve valgatal (1 867 ha) (PRIA, 12.09.2020). Põllumassiivide alalt lähtuv potentsiaalne koormus on järgnev: Nüld 27 444 kg/a ja Püld 504 kg/a.

Valgala põllumassiividest 60% asuvad maaparandussüsteemide alal. Nava ojal on kokku neli lõiku, mis kuuluvad riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetellu, sh Nava oja 8,83 km pikkune lõik enne Raigastvere järve suubumist (2104150040000) ning 1,17 km pikkune Raigastvere järve ja Elistvere järve vaheline lõik (2104150020000). (Maa-amet, 05.11.2019)

Raigastvere järve idakaldal asub maaparandussüsteem 2020650000030 (Trooni luht), mille vesi jõuab järve kuue järve suubuva kraavi kaudu. Järve läänekaldal on kaks maaparandussüsteemi, mille eesvool ei suubu järve, kuid suunab vee järve lähedusse. (Maa-amet, 05.11.2019)

Järve vahetul valgalal on püsirohumaad ja põllukultuuride põllumassiivide. Vahetu valgala pindalast 24,9% on hõlmatud PRIA põllumassiividega (99 ha). Vahetu valgala põllumassiivide põhjustatud hinnanguline koormus on: Nüld 1 451 kg/a ja Püld 27 kg/a. Vahetul valgalal moodustab maaparandussüsteemi reguleerivast võrgustikus suure osa maaparandussüsteem 2020650000030 (Trooni luht), mis hõlma PRIA registrisse kantud püsirohumaad ja registrisse kandmata rohumaid.



Joonis 55. Loomakasvatuskohad, põllumassiivid ja maaparandus Raigastvere järve valgalal (loomakasvatuskohad ja põllumassiivid: PRIA, 12.09.2020; maaparandus: EELIS, 21.08.2018; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

5.2.2 Valgala maakatte analüüs

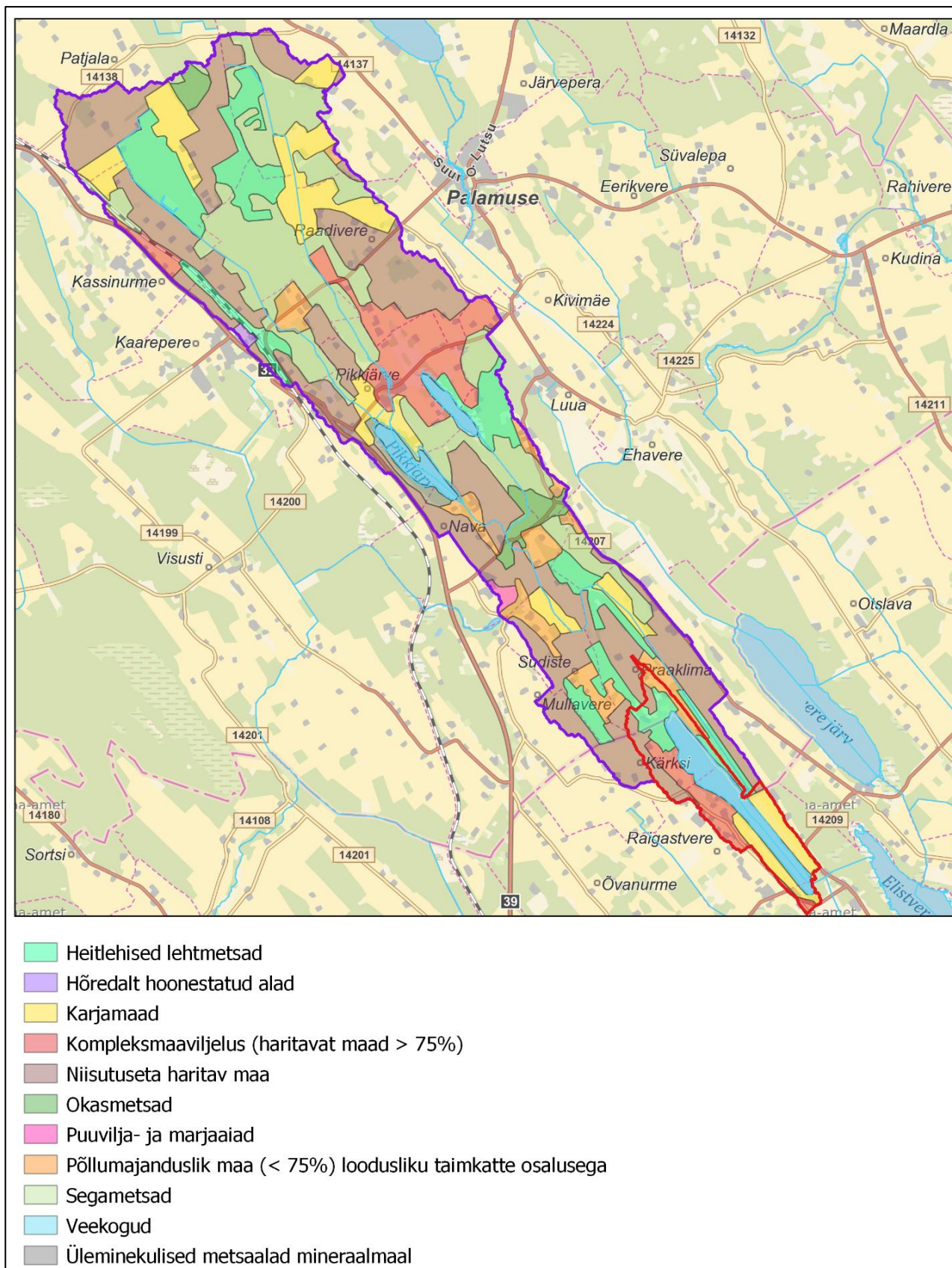
Valgala maakattetüüpide analüüsi põhjal moodustavad 49,0% Raigastvere järve valgalt erinevad põllumajanduslikud maakattetüübid, 35,6% metsaga seotud maakattetüübid, 10,8% karjamaad ja vaid 0,2% asustusega seotud maakate (Joonis 56, Joonis 57). Lämmastiku koormusest 85,5% tuleneb põllumajandusmaadelt ja 9,4% metsamaadelt. Fosfori koormusest 70,7% jõuab järve põllumajanduslikelt maakattetüüpidelt ja 16,1% metsamaadelt. Valgala aastane lämmastiku koormus on hinnanguliselt 45 005 kgN/a ning fosfori koormus 953 kgP/a (Tabel 31). Järve vahetu valgala lämmastiku koormus moodustab 7,4% ja fosfori koormus 9,7% kogu valgala koormusest (Tabel 32).

Tabel 31. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Raigastvere järve valgalt.

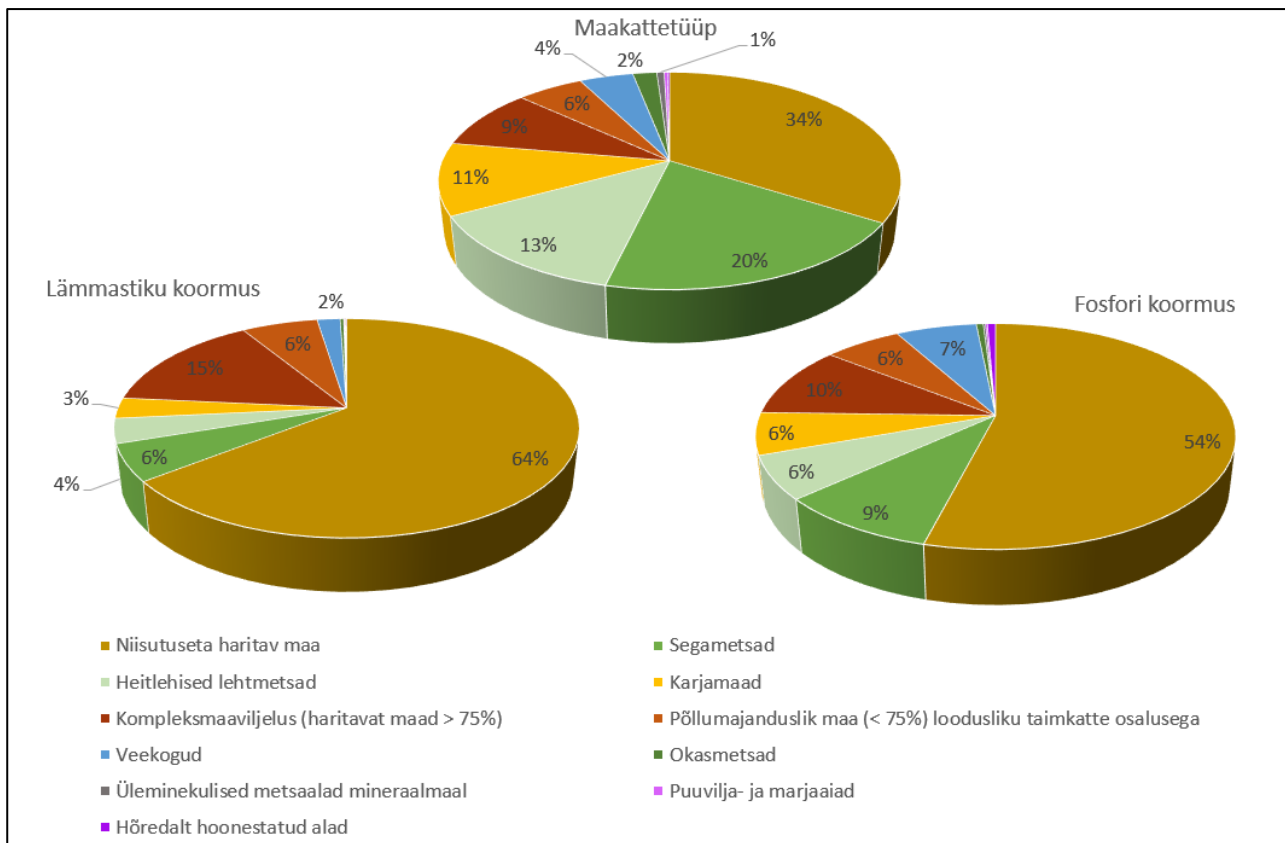
Maakattetüüp	Pindala osakaal	Nüld		Püld	
	%	kg/a	%	kg/a	%
Segametsad	19,7	2 543	5,4	88	9,2
Heitlehised lehtmetsad	13,3	1 712	3,6	59	6,2
Okasmetsad	2,0	134	0,3	5	0,6
Üleminekulised metsaalad mineraalmaal	0,6	41	0,1	2	0,2
<i>Metsamaad</i>	35,6	4 430	9,4	154	16,1
Niisutuseta haritav maa	34,0	30 276	64,4	515	54,0
Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	9,1	6 913	14,7	98	10,2
Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	5,6	2 972	6,3	59	6,2
Puuvilja- ja marjaaiad	0,3	38	0,1	2	0,2
<i>Põllumajandusmaad</i>	49,0	40 199	85,5	673	70,7
Karjamaad	10,8	1 436	3,1	57	6,0
Veekogud	4,5	901	1,9	62	6,5
Hõredalt hoonestatud alad	0,2	40	0,1	6	0,7
Kogu valgala		47 005		953	

Tabel 32. Aastane lämmastiku ja fosfori koormus Raigastvere järve osavalgaladelt.

Osavalgala	Nüld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %	Püld (kg/a)	Osakaal kogu valgala koormusest %
Vahetu valgala	3 474	7,4	92	9,7
Nava oja	43 531	92,6	860	90,3
	47 005		953	



Joonis 56. Maakattetüübid Raigastvere järve valgatal (maakattetüübid: Corine, 12.09.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).



Joonis 57. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Raigastvere järve valgatal.

5.3 Sisekoormus

5.3.1 Veekihi ja settekihi paksus

Raigastvere järv asub kitsas voortevahelises nõos. Järve keskosas Nava oja suubumiskoha läheduses on kitsas ja madalam osa, mis järve kaheks jagab. Järve lõunapoolses osas sügavneb järv kiiresti ja veekihi paksus ulatub ligi 6 meetrini. Järve põhjaosas on järvepõhi laugem.

Peatükis 5.1 esitatud olemasoleval kirjandusel põhinevate andmetega võrreldes on mõõtmistel tuvastatud maksimaalne veekihi paksus suurem.

Nii järve põhja- kui ka lõunaosas tuvastati uurimuslikul seirel ligi 5 m paksuse mudakihi esinemine.

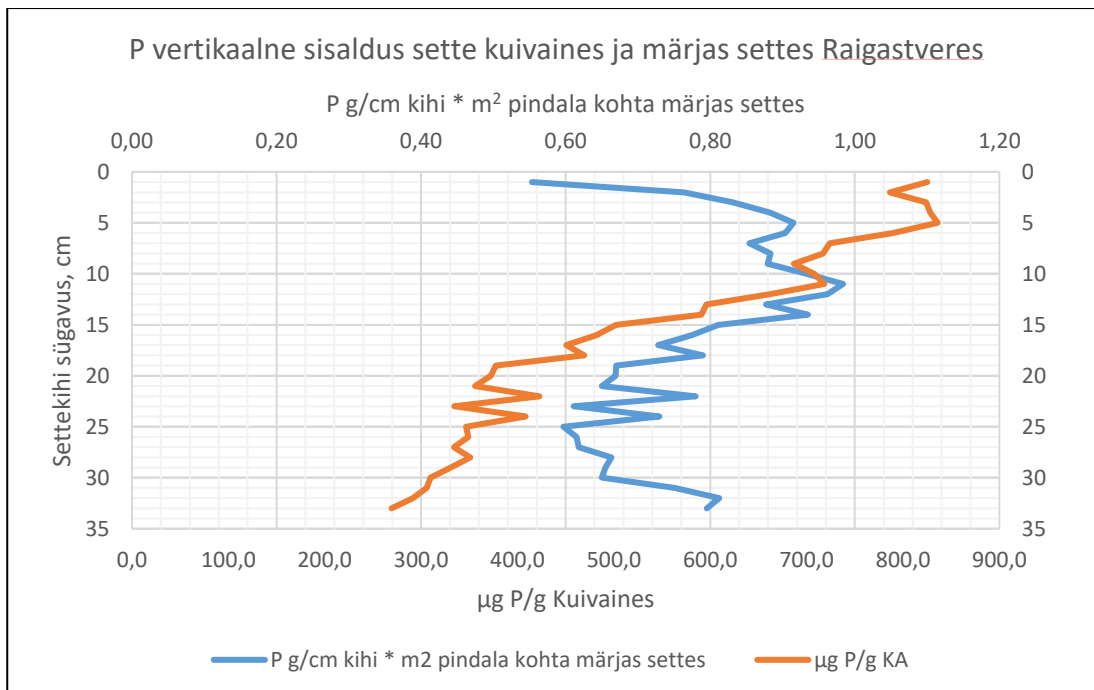
Veekihi ja settekihi paksuse joonis, kus on märgitud ka setteproovi võtmise asukoht, on esitatud aruande lisa (vt lisa 9 lk 4).

Settepakuse mõõtmiste põhjal on Raigastvere järve hinnanguline settekogus 2,30 mln m³.

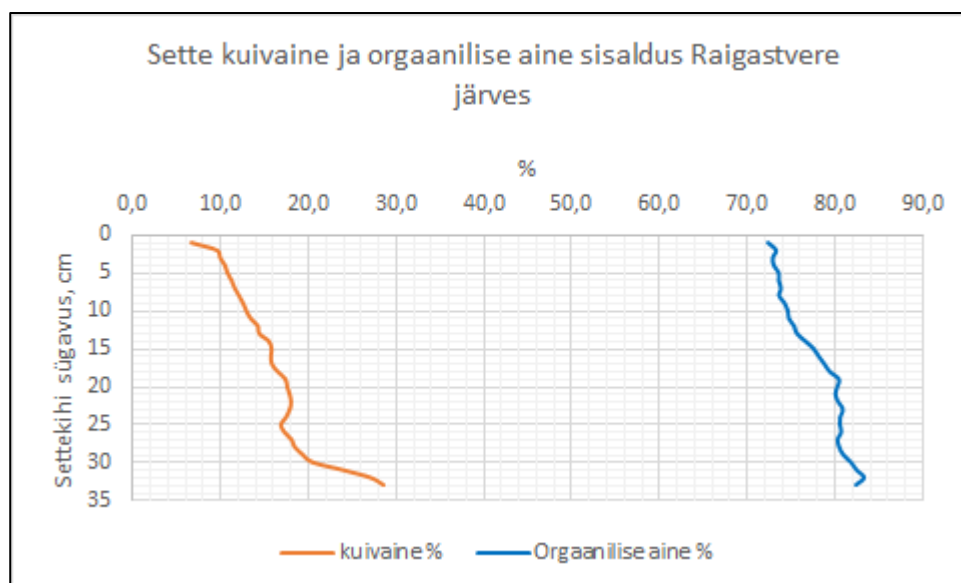
5.3.2 Setete analüüs

Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Raigastvere järve settes olevad P kogused pole suured. Teiste uuritud järvedega võrreldes on need sette pinnakihi väikseimad väärtused. Alates 19 cm sügavusest (ca 350 µgP/KA kohta) on väärtused ligi kolm korda väiksemad kui pinnal (Joonis 58). Raigastvere järve sette orgaanilise aine sisaldus on suur (Joonis 59).

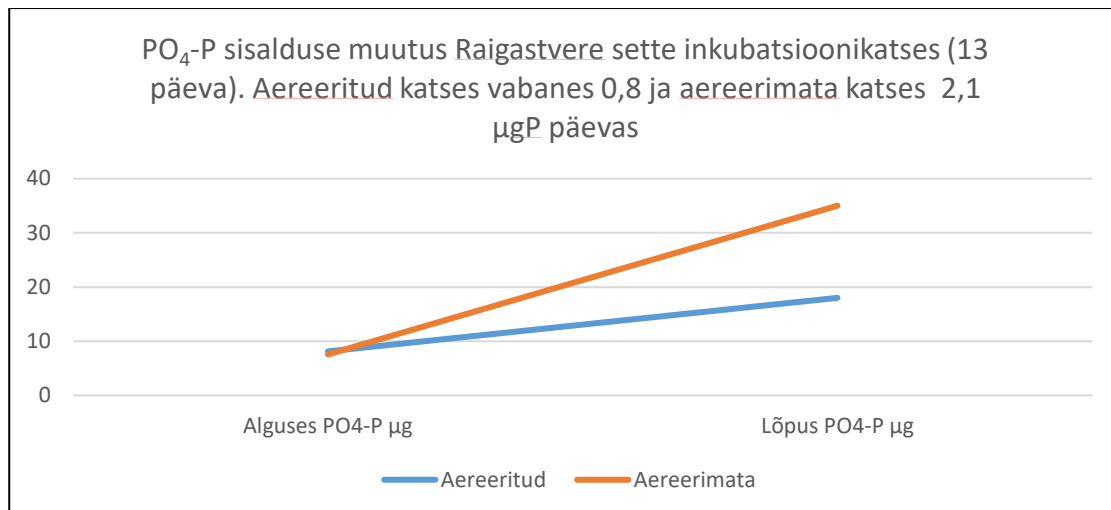


Joonis 58. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Raigastvere järve setteprofiilis (KA – kuivaine).



Joonis 59. Kuivaine ja selles orgaanilise aine sisalduse protsentuaalne jaotus Raigastvere järve sette profiilis.

Aereeritud ja aereerimata keskkonnas eraldub mõlemast settest fosforit, kuid hapnikuta keskkonnas oluliselt rohkem (Joonis 60). Eralduvad kogused on olulised. P eraldumise kogus ja dünaamika sõltub keskkonnatingimuste ja elustiku toimimisest.

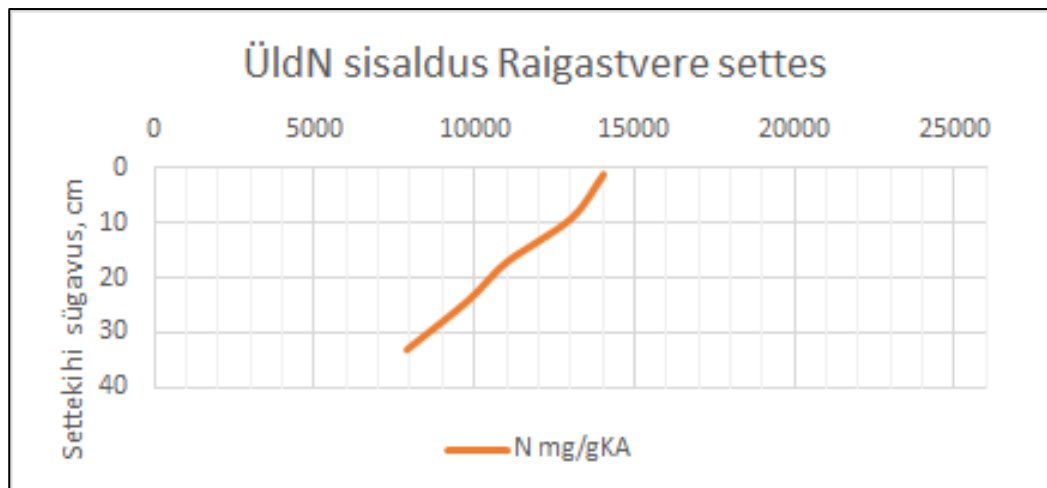


Joonis 60. Fosfaatse fosfori sisalduse muutused Raigastvere järve sette ja selle peal oleva vee inkubatsioonikatses. Katseperioodil aeroobsetes tingimustes vabanes 3,67 mgPO₄-P/m² ja anaeroobsetes 10,04 mgPO₄-P/m².

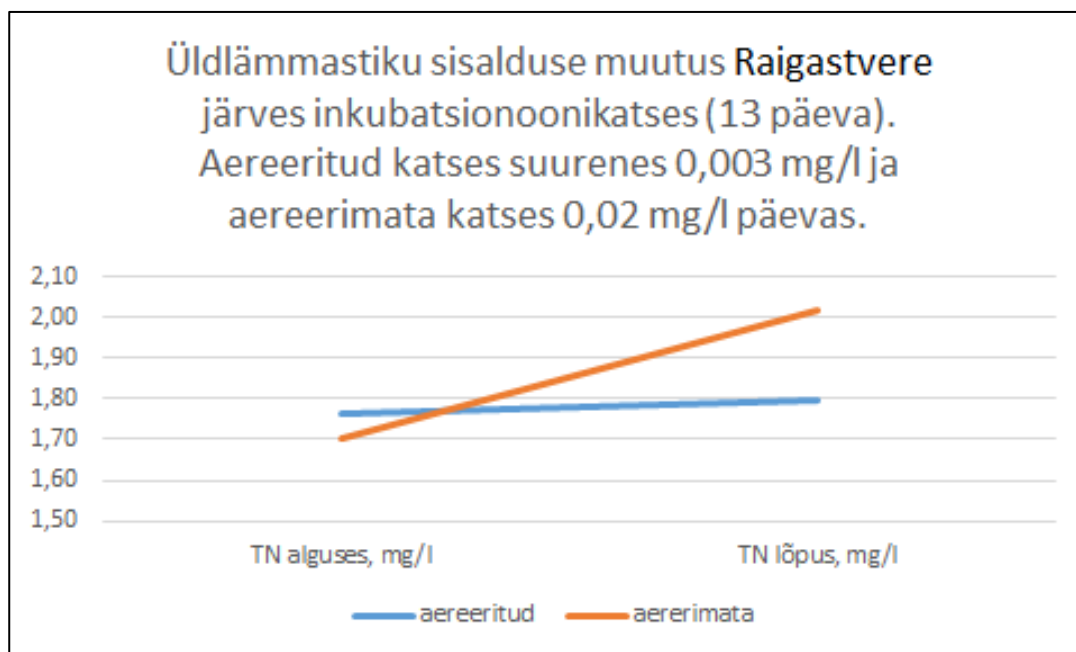
Raigastvere järve sette P koguste arvutamisel on arvestatud Kaiu järve käsitle juures esitatud eeldusi. Kuigi meie uuringus saadi järve uueks maksimaalseks sügavuseks 6 m (varem oli teada 4,5 m), siis ei saa see olla põhjuseks järvetüübi ümberhindamisel ja tegemist on polümiktilise järvega. Dimiktiline oleks järv siis, kui kasvuperioodil kujuneks püsivalt veesambas kolm kihti – epilimnion, metalimnion ja hüpolimnion. Meie senised temperatuuri ja hapnikusisalduse vaatlused aastatel 1976, 1982, 1988, 1996, 2007, 2011, 2014 ja 2016 ei kinnita mitte ühelgi korral kolme veekihi püsivat moodustumist. Kehvemad on olnud hapnikuolud põhjalähedastes kihtides 1976, 1982, 1988 ja 1996. aastal ja vaid ühel korral on vahetult settepinna kohal olnud vähe hapnikku (juuli 1996). Dimiktiliseks saaks taoline järv kujuneda hoopis suurema keskmise sügavuse, väiksema veevahetuse ja teistsuguse kuju korral. Raigastvere järve kohta saadi tulemuseks, et 10 cm paksuses sette kihis mobiilse fosfori varu 6,6 tonni. Arvestades inkubatsioonikatses settest eraldunud fosfori koguseid saab eeldada, et nii madalas järves võib põhimõtteliselt olla anaeroobseid tingimusi ühe kuu vältel aastas. Ummuksilejäämise kohta tegelikud andmed puuduvad. Inkubatsioonikatses settest eraldunud P kogust ei saa lineaarselt suurendada pikema aja peale, sest eraldumine väheneb ajas. Seepärast vähendasime tulemust kolmandiku võrra. Inkubatsioonikatsest tuletatud andmete järgi on kogukoormus settest 0,08 gP/m²*a.

Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus Raigastvere järve sette profiilis on suhteliselt väikeste väärtustega võrreldes teiste järvedega (Joonis 61) ja väärtused vähenevad sügavamates kihtides. Inkubatsioonikatses suurenes õhustatud torus lahustunud üldlämmastiku hulk minimaalselt (Joonis 62) ja õhustamata torus võrreldes teistega keskmiselt.



Joonis 61. Üldlammastiku sisalduse vertikaalne jaotus Raigastvere järve setteprofiilis (KA – kuivaine).



Joonis 62. Üldlammastiku sisalduse muutused Raigastvere järve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses.

5.4 Füüsikalis-keemilised näitajad

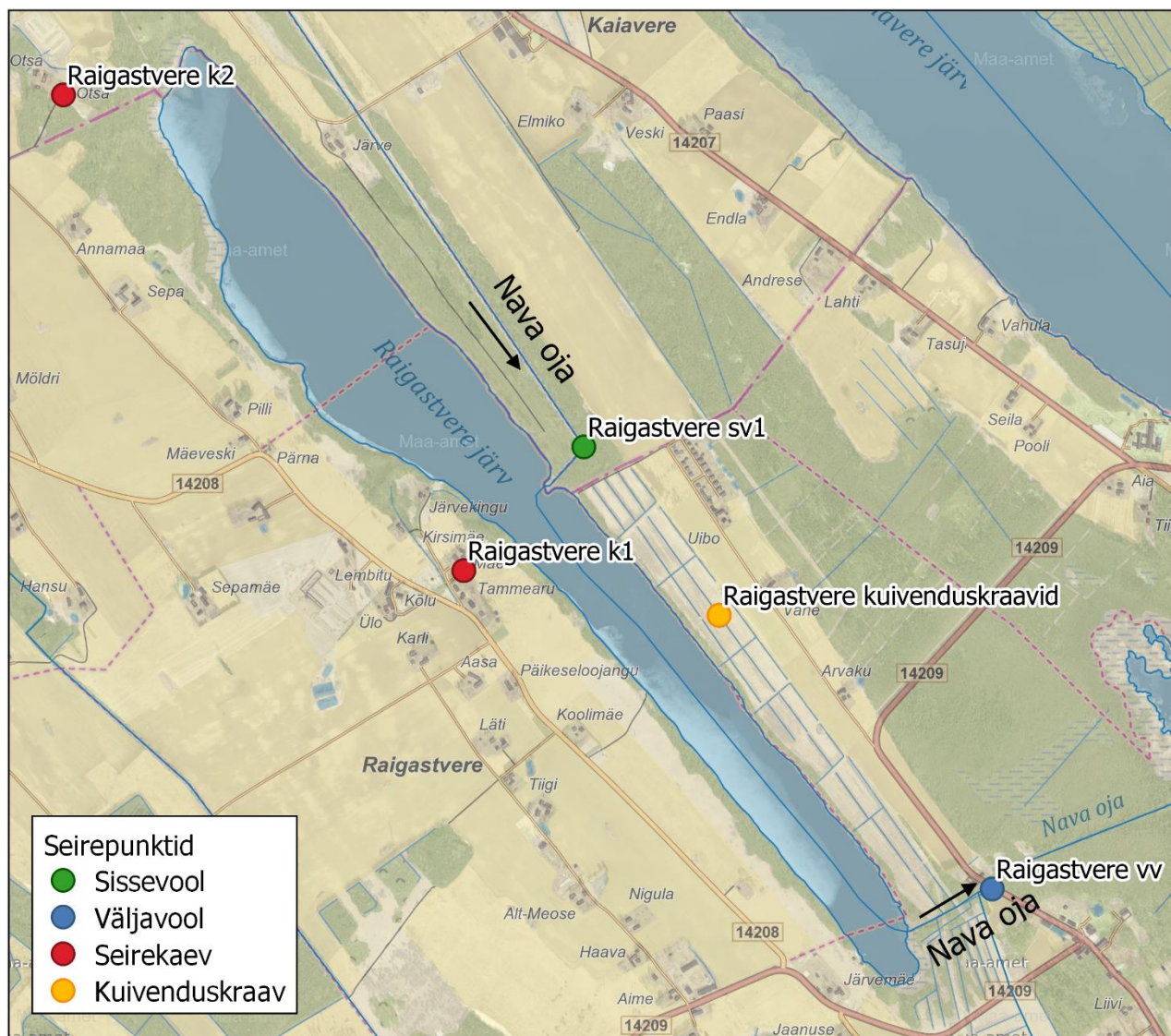
5.4.1 Seirepunktid

Välitöid tehti keskendudes järve vahetule valgalale (Joonis 63).

Raigastvere järvel on üks põhiline sissevool – Nava oja. Järve idakaldal suubub järve kraave, mille puhul on tegemist liigniiske ala kuivenduskraavidena. Ühelgi seirekorral ei tuvastatud kuivenduskraavides vee voolumist. Võimaliku koormuse iseloomustamiseks võeti kuivenduskraavi seirepunktist 2020 I ja II kvartali välitöödel veeproov seisvast veest.

Järve vee iseloomustamiseks võeti veeproov järve väljavoolust.

Põhjavee võimaliku mõju uurimiseks määrati järve vahetul valgalal kaks seirekaevu (Raigastvere k1 ja k2).

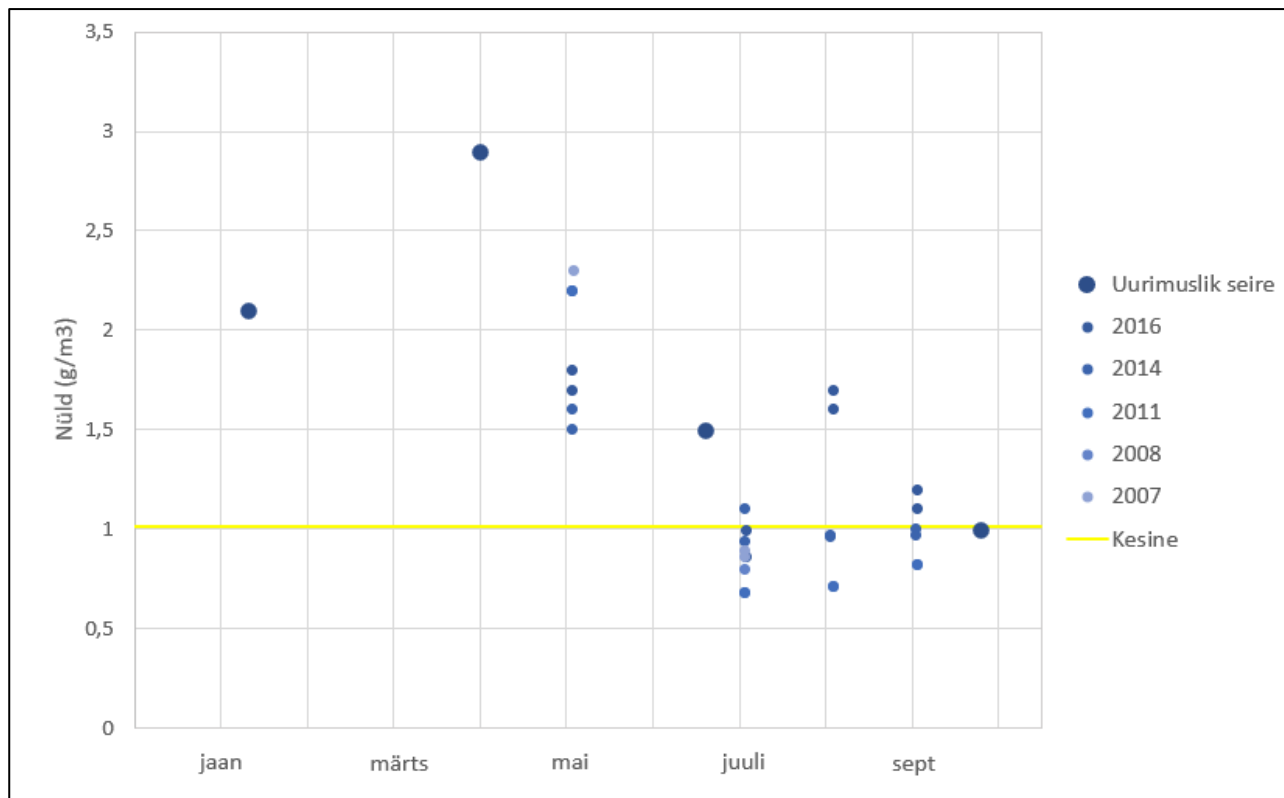


Joonis 63. Seirepunktid Raigastvere järve valgalal (aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

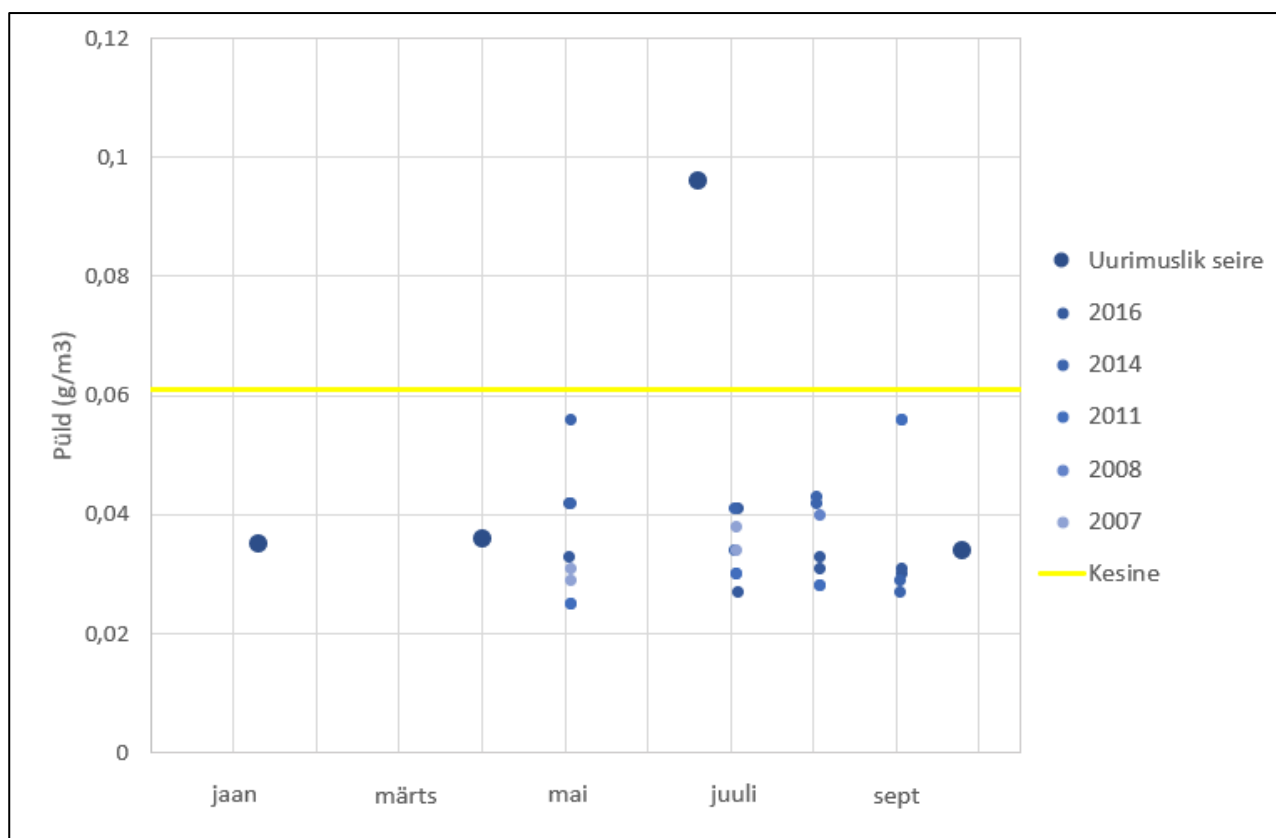
5.4.2 Seire tulemused

Veekogumi seisund järve väljavoolu veeproovide keskmise Püld sisalduse ($0,050 \text{ g/m}^3$) ja pH põhjal on hea, kuid Nüld sisaldus ($1,88 \text{ g/m}^3$) viitab halvale seisundile.

Tavapäraselt tehakse seiret vegetatsiooniperioodil ja varasema seire raames on kõrgeimad Nüld sisaldused määratud maikuus (Joonis 64). Uurimusliku seire raames olid välitööd jaotatud kogu aasta peale ja kõrge Nüld sisaldus tuvastati talvisel ja varakevadisel seirekorral. Tavapärane seire seda perioodi ei iseloomusta. Võrreldes varasema seire raames tuvastatuga on selgelt eristuv suvisel seirekorral määratud kõrge Püld sisaldus (Joonis 65).



Joonis 64. Raigastvere järve Nüld sisaldus (KESE, 22.10.2020).



Joonis 65. Raigastvere järve Püld sisaldus (KESE, 22.10.2020).

Veeseire tulemuste põhjal määrati vooluveekogude kaudu järve jõudev ja järvest väljuv aastane koormus (Tabel 33). Järve sissevoolu seirepunktis olid tingimused vooluhulga määramiseks keerulised. 2019 III kvartali seirekorral vee voolamist ei tuvastatud, väikese seiresageduse tõttu võib see aastase koormuse hinnangut oluliselt mõjutada. Eeltoodust tulenevalt on aastase koormuse hinnangu usaldusväärsus pigem madalam kui keskmine (tase 2,5).

Tabel 33. Raigastvere järve aastane koormus.

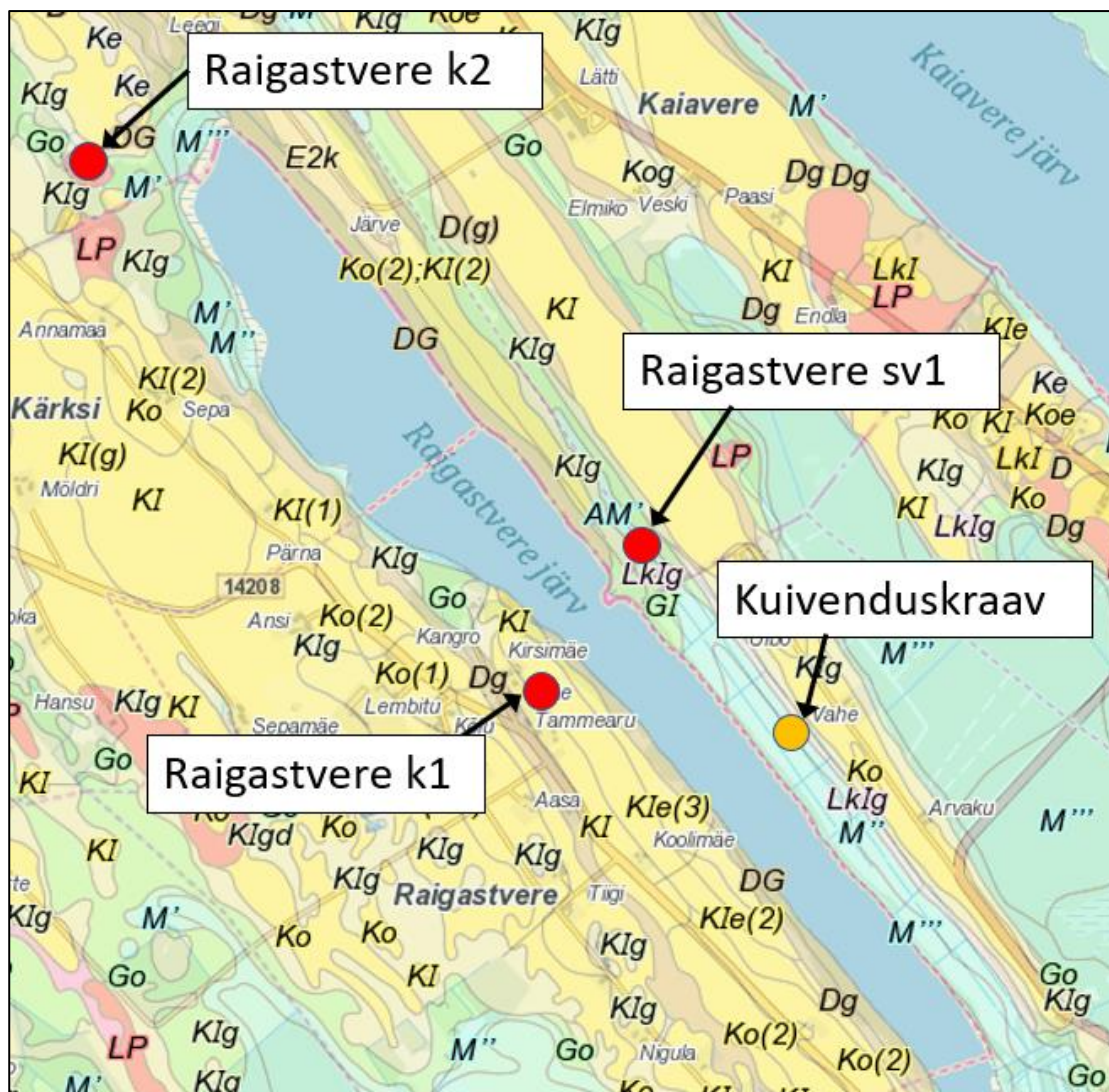
	Q m³/a	tuh	Nüld kg/a	Püld kg/a	BHT7 kgO₂/a	HA kg/aastas	Usaldusväärsuse tase
Raigastvere sv1 (Nava oja)	6 845		22 689	299	11 475	24 670	2,5
Raigastvere vv	16 430		35 880	742	37 175	49 659	
vv-sv	9 585		13 192	443	25 699	24 989	
vv/sv	2,4		1,6	2,5	3,2	2,0	

Arvutatud aastane väljavoolu vooluhulk on sissevoolu vooluhulgast 2,4 korda suurem. Suur vooluhulkade erinevus on osaliselt põhjustatud bilansis arvestamata vee lisandumisest. Järve idakalda kuivendussüsteemi puhul ei tuvastatud välitöödel vee voolamist järve, kuid periooditi võib vee voolamine siiski toimuda. Suurel osal järve vahetust valgalast puuduvad kraavid, mille kaudu vesi järve voolaks ja mida bilansis arvestada saaks. Neilt aladelt jõuab vesi järve pindmise äravooluna. Raigastvere järve piirkonna ligikaudse aasta keskmise äravoolumooduli (Maastik, 2008) järgi järve vahetule valgalale langevate sademete põhjustatud vooluhulk on 1 002 tuh m³, mis moodustab väljavoolus tuvastatud vooluhulgast 6%. Täiendavalt lisandub vett järve vahetul valgalal väljakiilduvast ja järvepõhjast lisanduvast põhjaveest.

Raigastvere järve idakaldal on madalsoomuldadega ala (Joonis 66), kus põhjavesi välja kiildub ja kuhu on rajatud ulatuslik kraavide süsteem ala kuivendamiseks. Ka Nava oja läbib voortevahelist põhjavee väljakiildumise ala. Välitöödel võeti veeproovid Nava ojast ja Raigastvere järve idakalda kraavide süsteemi iseloomustavast seirepunktist. Kuna järve idakaldal valgalale majapidamiste kaeve ei jää, siis võeti põhjaveeproove ühest Raigastvere järve põhjaotsa juures asuvast kaevust ja ühest järve läänekaldal asuvast kaevust.

Ühes uuritud kaevudest (Raigastvere k1) tuvastati kogu aasta vältel väga kõrgeid üldfosfori sisaldusi (2,8–4,1 g/m³). Üldfosfori keskmine sisaldus Raigastvere k1 kaevu vees oli ligi 70 korda suurem järve vett iseloomustavas seirepunktis (Raigastvere vv) tuvastatud keskmisest sisaldusest. Kaevude veeproovides tuvastati ka kõrgeid üldlämmastiku sisaldusi (keskmiselt 2,5 g/m³).

Väljakiilduvat põhjavett iseloomustava nelja seirepunkti (Raigastvere k1, k2, sv1, kuivenduskraav) keskmine üldfosfori sisaldus oli Raigastvere k1 tõttu väga kõrge (Tabel 34). Nimetatud seirepunktide keskmine üldlämmastiku sisaldus (2,35 g/m³) oli 1,25 korda suurem järve väljavoolu seirepunkti keskmisest üldlämmastiku sisaldusest.



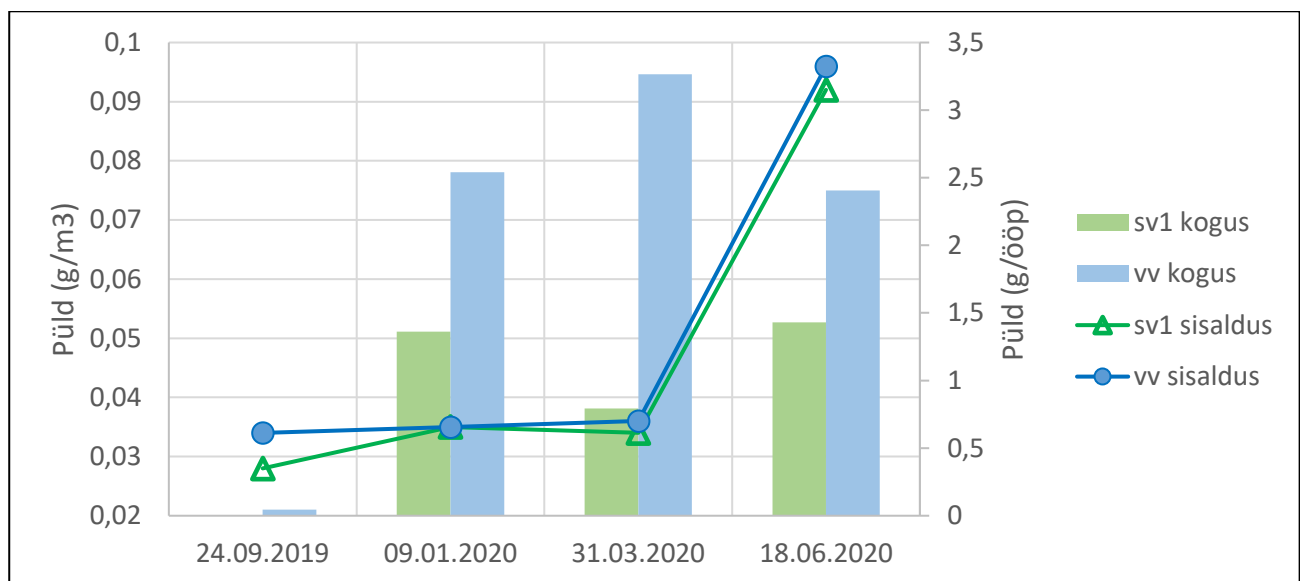
Joonis 66. Põhjaveet iseloomustavate seirepunktide asukoht Raigastvere järve valgala (mullastikukaart: Maa-amet, 18.09.2020).

Tabel 34. Raigastvere järve valgala põhjaveeseire tulemused.

	Püld		Nüld	
	Keskmine	Mediaan	Keskmine	Mediaan
Raigastvere k1 ja k2 (g/m^3)	1,77	1,45	2,50	2,70
Erinevus Raigastvere vv-st (korda)	35,2	40,7	1,3	1,5
Kaiavere ja Raigastvere seirekaevud (g/m^3)	0,99	0,110	2,88	2,50
Erinevus Raigastvere vv-st (korda)	19,7	3,1	1,5	1,4
Raigastvere k1, k2, sv1 ja kuivenduskraav (g/m^3)	1,04	0,084	2,35	2,55
Erinevus Raigastvere vv-st (korda)	20,7	2,4	1,3	1,4
Raigastvere vv (g/m^3)	0,050	0,036	1,88	1,80

Välitööde põhjal arvatud Nava oja aastane vooluhulk moodustab 42% ja järve vahetult valgalt lähtuv hinnanguline vooluhulk 6% järve väljavoolu vooluhulgast. Järve väljavoolus määratud aastasest vooluhulgast võib seega ligi pool moodustada põhjavee juurdevool.

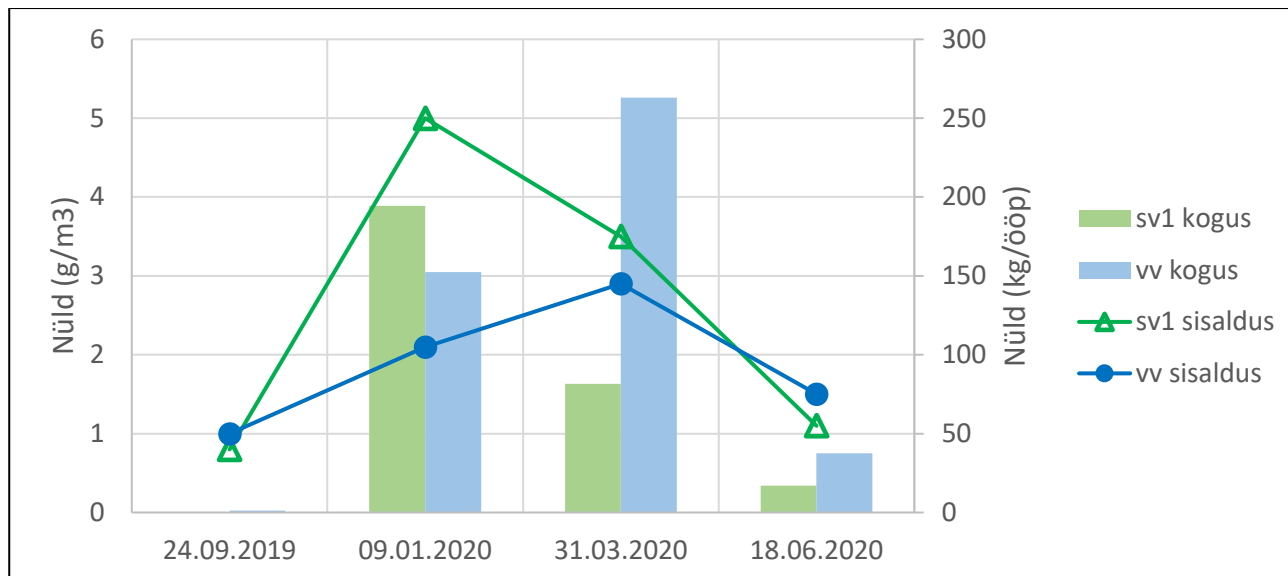
Lisaks väljavoolule on suur erinevus ka sisse- ja väljavoolu toiteainete koormuste puhul. Nava oja kaudu järve jõudev koormus moodustab 63% järve väljavoolus tuvastatud lämmastiku koormusest ja 40% fosfori koormusest. Valgala maakattetüüpide analüüsi põhjal on vahetu valgala aastane lämmastiku koormus hinnanguliselt 3 474 kgN/a ning fosfori koormus 92 kgP/a, mis on ligi 9% veeseires tuvastamata allikatest pärit lämmastiku koormusest ja 12% fosfori koormusest. Ülejäänud ligi 28% Nüld ja 48% Püld koormusest võib olla seotud põhjavee juurdevooluga. Seirekaevudest oli aasta keskmine Nüld sisaldus väiksem seirekaevus Raigastvere k1, kus oli Nüld sisaldus ligi 2,16 g/m³. Aasta keskmine Püld sisaldus oli väiksem seirekaevu Raigastvere k2 puhul, kus aasta keskmine Püld sisaldus oli ligi 0,066 g/m³. Lähtudes seirekaevude veeproovides tuvastatud toiteainete sisaldustest oleks bilansis tuvastamata allikatest pärit aastase vooluhulga 8 600 tuh m³ korral põhjavee juurdevoolust põhjustatud Nüld koormus ligi 18 600 kg/a ja Püld koormus ligi 570 kg/a. Kuigi koormust ei ole otseselt võimalik siduda põhjavee panusega, siis näitlikustab arvutuskäik, et tuvastatud koormus võib olla seotud põhjavee juurdevooluga. Veeseire tulemuste põhjal esinesid kõrged Püld sisaldused just suvisel madalveeperioodil, mil põhjavee juurdevool on määravam (Joonis 65). Bilansi toiteainete kogused on seletatavad vahetult valgalt lisanduva vee ja põhjavee juurdevooluga ning ei viita toiteainete lisandumisele settest.



Joonis 67. Üldfosfori sisaldus ja kogus Raigastvere järve seirepunktides.

Nüld sisalduse puhul oli sissevoolus suurem sisaldus ja koormus talvisel seirekorral ning väljavoolus suurem sisaldus ja koormus kevadel (Joonis 68). See viitab sisse ja väljavoolus tuvastatava koormuse ajalisele nihkele.

Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet. Fütoplanktoni jaoks optimaalne on see väärtuse juures 16:1. Sissevoolu aastase Nüld ja Püld koormuse suhe on 76:1 ja väljavoolu puhul 48:1, mis on kõrged näitajad ja viitavad vananevale veekogule. Omamoodi heaks näitajaks on see, et sellise suhte juures saavad harva domineerivaks toksiine tootvad sinivetikad.



Joonis 68. Üldlämmastiku sisaldus ja kogus Raigastvere järve seirepunktides.

5.5 Suurselgrootute seisund

Järve suurselgrootute seisundit on eri aastatel hinnatud mitmes kohas. 2020. aastal korraldati seda läänekaldal vaatetorni läheduses asuvas lõigus (Foto 5).



Foto 5. Raigastvere järve prooviala W kaldalt (H. Timm, 01.06.2020).

2020. aasta väga hea seisundihinnang (ehkki hea seisundi piiril) (Tabel 35, Joonis 69) oli positiivne üllatus, liiati kui naaberjärves Kaiaveres juhtus samal ajal just vastupidi – seisund oli kehvem kui varem. Raigastvere

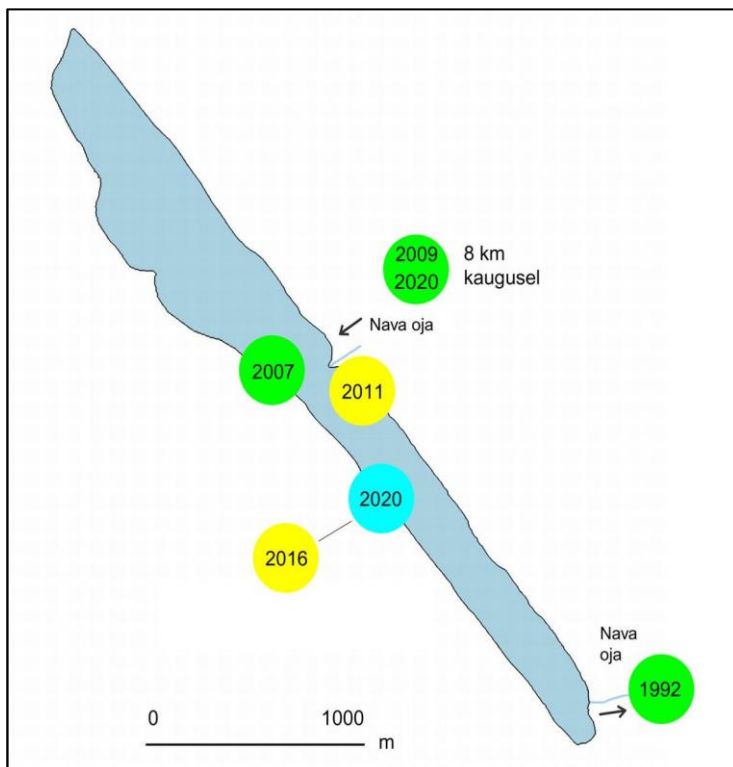
järve proovikoht oli kivise põhjaga, mis pole Eestis setterikastes järvedes tavaline. Kivisel põhjal kehtivad karmimad kriteeriumid kui liivasel või mudasel põhjal.

Arvestades varasemaid uurimistulemusi peaks järve suurselgrootute seisund olema keskeltläbi hea. Läbivoolava Nava oja seisund seda tõenäoliselt oluliselt ei halvenda, ehkki oja ise on tugeva maaparandussurve all.

Tabel 35. Raigastvere järve ja Nava oja suurselgrootute seisund.

Koht	Aeg	Km	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	REFMMQ	EQRMMQ	MESH
Nava oja ülalpool järve												
Nava sild	20090501	9	41	1,11	5,63	6	17	13	19	25	0,76	2,43
Nava sild	20200913	9	23	2,33	5,94	6	10		20	25	0,8	2,5
Raigastvere järv												
NW kallas	20070523	16,5	26	3,35	4,74		5	6	20	25	0,8	1,36
E kallas	20110520	17	20	1,29	4,62		3	4	10	25	0,4	1,26
W kallas	20160505	18	24	1,84	4,83		7	8	17	25	0,68	1,18
W kallas	20200601	18	25	2,81	5,42		8	6	22	25	0,88	1,5
Nava oja allpool järve												
Elistvere	19920513	19			5,00							2,29

Tabeli selgituseks: aeg – aaaaakpp; Km – proovikoha kaugus jõe lähtest (km); T – taksonirikkus; H' – taksonierisus; ASPT – taksoni keskmine tundlikkus; DSFI – Taani vooluvete fauna indeks; EPT – tundlike taksonite rikkus; A – Rootsi happelisusindeks; MMQ – suurselgrootute koondseisund; REFMMQ – koondseisundi etalontase; EQRMMQ – koondseisundi ja etalontaseme suhe; MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks; värvused: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – keskine, oranž – halb seisund.



Joonis 69. Raigastvere järve ja Nava oja suurselgrootute seisund (EQRMMQ).

5.6 Suurtaimestiku ja fütobentose seisund

2020. aasta juulis uuriti järve taimestikku ühes punktis, mis paiknes järve kirdeosas Nava oja sissevoolu juures. Varasemalt on Raigastvere järve taimestikku seiratud 2016. aastal, mil järve ökoloogiline seisund suurtaimestiku näitajate alusel hinnati heaks.

Uuritud alal oli taimestikku osaliselt ka niidetud, sarnaselt 2016. aastale. Niidetud lõigus oli ujulehtedega taimestik vähene, leidus üksikuid kollaseid vesikuppe ning veesiseses taimestikus üksikuid läik-penikeeli. Põhi oli kogu uurimisala ulatuses kaetud hariliku vesisambлага (*Fontinalis antipyretica*). Väljaspool niidetud ala oli taimestik ohtram. Kaldaveetaimestiku moodustas harilik pilliroog koos järvkaisla ning laialehise hundinuiaga. Roostiku ees levis kitsa ribana kollane vesikupp koos väikese vesiroosiga, vähesel määral leidus siin ka lihtjõgitakjat (*Sparganium emersum*). Veesiseses taimestikus oli kõikjal valdavaks harilik vesisammal, ohtruselt järgnesid läik-penikeel, räni-kardhein ja kaelus-penikeel. Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuritud alal on esitatud aruande lisas (vt lisa 7 tabel 4).

Kokkuvõtvalt saab öelda, et kui välja arvata niidetud taimestikuga ala, oli ülejäänud uuritud järveosas tegemist tüüpilise veetaimestikuga, mis sarnanes kogu ülejäänud järve taimestikule. Vesisambla esinemine viitab heale vee läbipaistvusele ning ka kõrged penikeelte ohtrused on pigem positiivne näitaja.

2020. a juulis koguti Raigastvere järvest fütobentose proov ühest punktist, mis paiknes järve kirdeosas Nava oja sissevoolu juures. Raigastvere järve fütobentost on varasemalt uuritud riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus 2016. aastal. Loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8 tabel 4).

Raigastvere järvest leiti kokku 25 liiki bentilisi ränivetikaid, mis on keskmine tulemus. Koosluses domineeris *Achnanthes minutissimum*, arvukamalt esines ka *Encyonopsis subminuta*. Raigastvere järves uuritud punktis näitasid kõik arvutatud fütobentose indeksid head ökoloogilist seisundit. Kui vaadata ka bentiliste ränivetikate liigilist koosseisu, siis saab öelda, et sissevoolu mõju on teataval määral olemas (koosluses esineb arvukamalt väikesemõõtmelisi, kõrget eutroofsust eelistavaid liike), kuid mitte väga oluline (Tabel 36).

Tabel 36. Raigastvere järve ökoloogilise seisundi hinnang fütobentose indeksite järgi.

IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
15,2	46,6	14,1	hea

5.7 Tulemuste kokkuvõte ja meetmed järve seisundi parandamiseks

5.7.1 Tulemuste kokkuvõte

Kaardianalüüsil ja veeseirel põhinev Raigastvere järve lämmastiku ja fosfori voo kokkuvõte on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 37).

Tabel 37. Raigastvere järve lämmastiku ja fosfori voog.

			Nüld (kg/a)	Püld (kg/a)
Asustus ja veekasutus				
Ühiskanalisisatsioonita siseveekogudesse jõudev)	elanikkond	(hinnanguliselt	80	<1

Väljalaskmed	8	1
Corine asustusega seotud maakattetüübid	40	6
Loomakasvatuskohad		
PRIA loomakasvatushooned (hinnanguliselt keskkonda jõudev)	725–2 176	16–79
Corine karjamaade maakattetüüp	1 436	57
Põllumajandusmaad		
Corine põllumajanduslikud maakattetüübid	40 199	673
PRIA põllumassiivid	27 444	504
Uuritav veekogum		
Sademetek koormus veepinnale	723	27
Corine veekogude maakattetüüp	500	34
Kogu valgala		
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs sissevoolude valgala (v.a vahetu valgala)	43 531	860
Sissevoolude veeseire	22 689	299
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	1,9	2,9
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs vahetu valgala (sh järv)	3 474	92
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs kogu valgala (sh järv)	47 005	953
Väljavoolu veeseire	35 880	742
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	1,3	1,3

Kaardianalüüsi põhjal on valgalt tulenev inimtekkeline koormus eelkõige seotud põllumajandusmaadega. Valgala maakattetüüpide analüüs viitab Nava oja kaudu järve jõudva koormuse olulisusele. Analüüsi põhjal moodustab järve vahetu valgala lämmastiku koormus 7% ja fosfori koormus 10% kogu valgala koormusest. Veeseire tulemuste põhjal tuleneb 63% järve lämmastiku koormusest ja 40% fosfori koormusest Nava oja sissevoolust. Järve sissevoolu ja väljavoolu arvutusliku aastase vooluhulga ja toiteainete koguse erinevus viitab, et osa järve väljavoolus tuvastatud vooluhulgast ja koormusest võib olla seotud põhjavee juurdevooluga.

Varasema veeseire ja ka uurimusliku seire tulemuste põhjal on problemaatiliseks järvevee üldlämmastiku kõrge sisaldus, mida mõjutab toiteainete voogude analüüsi põhjal kõige enam Nava oja sissevoolust tulenev koormus. Seda mõjutab omakorda Nava oja valgala kõrge põllumajandusmaade osakaal, seejuures eriti kuivendatud põllumajandusmaade osakaal. Kõrge üldlämmastiku sisaldus esines eelkõige talvisel ja kevadisel seirekorral võetud veeproovides, mis viitab taimede kasvuks kasutamata jäävate toiteainete intensiivsele ärakandele põllumajandusmaadelt.

Füüsikalise-keemiliste näitajate põhjal on veekogumi seisund varasemalt hinnatud mitteheaks ja seda kinnitavad ka uurimusliku seire raames võetud veeproovide analüüsitulemused. Tavapärase seire raames võetakse veeproove vegetatsiooni perioodil, kuid uurimuslik seire kogu aastat hõlmav seireperiood näitlikustas kõrget üldlämmastiku sisalduste tuvastamise kaudu põllumajandusmaade mõju olulisust.

Suurselgrootute ja suurtaimestiku seire põhjal Nava oja veekvaliteedi negatiivset mõju veekogumi seisundile ei tuvastatud ja elustiku näitajad viitasid järve vähemalt heale seisundile. Fütobentose indeksid näitasid samuti head ökoloogilist seisundit. Bentiliste ränivetikate liigilise koosseisu põhjal saab öelda, et sissevoolu mõju on teataval määral olemas, kuid mitte väga oluline.

Uurimusliku seire tulemuse põhjal looduslike võrdlustingimuste ja ökoloogilise seisundi hindamiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate ja kvaliteedielementide seisundiklassi piiride ümberhindamist põhjendatuks ei peeta.

Raigastvere järve settes olevad P kogused pole suured (Tabel 38). Inkubatsioonikatses eraldus nii aereeritud kui ka aereerimata keskkonnas settest fosforit, kuid hapnikuta keskkonnas rohkem. Üldlämmastiku sisaldus on teiste uuritud järvedega võrreldes suhteliselt väike. Inkubatsioonikatses suurenes õhustatud torus lahustunud üldlämmastiku hulk minimaalselt ja õhustamata torus võrreldes teistega keskmiselt. Järve ummuksile jäämise kohta andmed puuduvad.

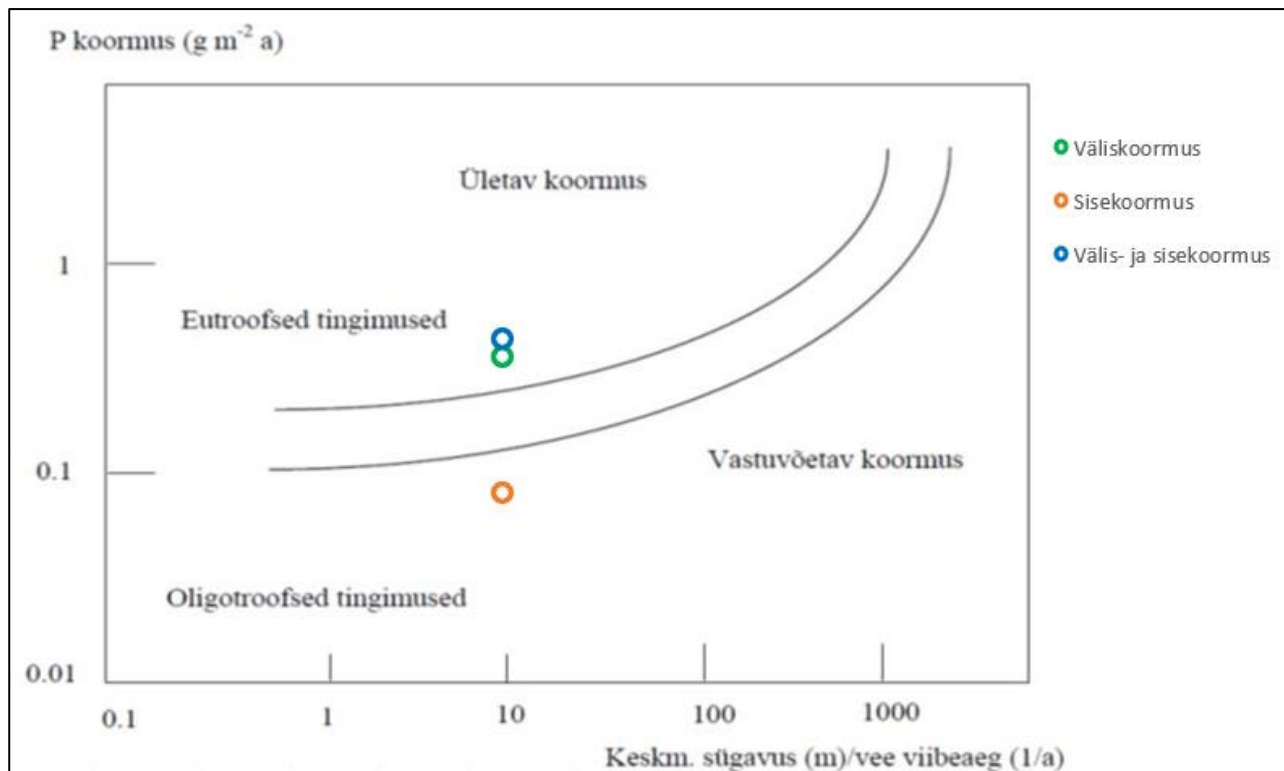
Tabel 38. Raigastvere järve põhjasette fosfori kogus ja veekogusse liikuva voo hinnang.

Püld	
Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	825 µg/g
Fosfori foonsisaldus kuivaines	ca 350 µg/g
Mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	6,6 t
Sisekoormus (veekogusse liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	0,08 gP/m ² *a

Inkubatsioonikatsest tuletatud andmete järgi on kogukoormus settest 0,08 gP/m²*a. Sissevoolu veeseire ja vahetu valgala Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvutatud Püld koormus on 0,63 gP/m²*a (Joonis 70). Väliskoormuse talutavuse hindamiseks kasutatakse Vollenweideri mudelit (1975), mille kohaselt on Raigastvere järve talutava ja talumatu koormuse piiriks ca 0,25 gP/m²*a. Sellest võib järeldada, et väliskoormusest tulenev fosfori koormus on suurem järve jaoks talutavast. Sellele lisandub settest tulenev koormus. Settest tuleneva koormuse osas saab Vollenweideri mudelit pidada vaid indikatiivseks, kuna mudel on välja töötatud väliskoormuse mõju hindamiseks.

Samas tuleb nentida, et Raigastvere järve puhul on füüsikalise-keemiliste näitajate seisundihinnangu põhjal problemaatiliseks olnud eelkõige lämmastiku sisaldus. Lämmastiku mõju on võrreldes fosforiga Eesti siseveekogudes väiksema tähtsusega. Primaarproduktiooni limiteerib toiteainetest fosfor. Lämmastiku ainevoos on gaasiline faas, mistõttu on keeruline prognoosida lämmastiku mobiilsust sette ja vee vahel. Lämmastiku tähtsust järvede tervendamismeetodi valikul on käsitletud aruande peatükis 3.3.2.

Uurimusliku seire tulemuste põhjal tuleb pidada prioriteetseks Nava oja valgalt lähtuvat toiteainete koormust. Teiseks tuleb pidada oluliseks bilansis tuvastamata toiteainete voogu, mis võib olla seotud põhjavee juurdevooluga.



Joonis 70. Raigastvere fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

5.7.2 Arutelu võimalike meetmed üle

Veeseire põhjal tuvastati kaks järve vee füüsikalis-keemilisi näitajaid oluliselt mõjutavat komponenti: Nava oja ja põhjavee sissevool.

Raigastvere järve kogu valgalast katavad maakattetüüpide analüüsi põhjal 49% põllumajandusmaad, millelt tuleneb rohkem kui 70% toiteainete koormusest. Valgalast ligi 42% on PRIA registrisse kantud põllumassiivid, millest 60% on maaparandussüsteemide alal. Uurimusliku seire raames ei olnud ette nähtud välitöid Nava oja valgalal. Uuringu tulemuste põhjal tuleb oluliseks pidada Nava ojast tulenevat väliskoormust. Järve seisundi parandamiseks tuleb seega näha ette meetmeid Nava oja toiteainete koormuse vähendamiseks. Meetmete täpsemaks kavandamiseks tuleks uurida järvest ülesvoolu jäävad Nava oja lõigu valgala, et saada infot, millistes jõelõikudes ja milliste allikatega seotult toimub toiteainete kontsentratsiooni suurenemine Nava ojas.

Järgnevalt on nimetatud meetmeid, mille rakendamine Nava oja valgalal vähendaks Raigastvere järve kanduvat toiteainete koormust, kuid mille efektiivsaks rakendamiseks oleks vajalik oja valgala koormusallikaid täpsemalt uurida.

- Taimetoiteainete bilansi arvutamine

Meetme eesmärk on tagada, et mullas oleks kättesaadav ainult kasvatatavatele kultuuridele kasvuperioodil vajalik kogus toiteaineid. Tegemist on administratiivse meetmega, mis tähendab põllumajandusettevõtjatele bilansi koostamise kohustuse seadmist ja järelevalve teostamist.

- Toiteainete ärakande vähendamine talvise taimkatte abil

Meetme eesmärk on stabiliseerida mulda taimejuurte ja seeneniidistiku abil ning takistada seeläbi toiteainete ärakannet põllult talvisel ja varakevadisel sademeterohkel perioodil ja lumesulaveega. Ühtlasi algaks kevadine toiteainete omastamine taimede poolt, mis samuti lämmastiku koormust vähendab. Talvise taimkatte tagamiseks on erinevaid võimalusi, näiteks sügiskünni edasilükkamine kevadeni, sobivaks lahenduseks on ka talviljade või haljasväetistaimede kasvatamine.

- Veekaitse nõuete järgimine sõnniku ladustamisel ja väetisena kasutamisel
- Sõnniku laotamise parima võimaliku tehnika kasutamine

Meetme eesmärk on laotada sõnnikut viisil, mis võimaldab taimedel toiteaineid paremini kätte saada ja efektiivselt kasutada. Vedelsõnniku puhul kasutatakse sõnniku otse mulda viimist (injektsioon). Tahesõnniku puhul on oluline kohane mulda kündmine.

- Vooluveekogude äärsete loodusliku taimestikuga puhervööndite rajamine ja laiendamine

Meetme eesmärk on kaldaäärses taimestikus toiteainete sidumine ja erodeeritava materjali kinni pidamine. Olenevalt veejuhtme valgala suuruselt ulatub veeseadusest tulenev veekaitsevöönd 10 m või 1 m kaugusele Eesti topograafia andmekogu põhikaardile kantud veekogu veepiirist (või joonobjektide puhul süvendi servast). Puu- ja põõsarinde raie vähemalt kümne ruutkilomeetri suuruse valgala veejuhtme kaldal on keelatud Keskkonnaameti nõusolekuta, kuid maaparandussüsteemi ehitamiseks ja hoiuks on raie lubatud. Nava oja ja paljud sellesse suubuvad veejuhtmed on maaparandussüsteemide eesvoolud, mistõttu on veejuhtmete kaldad enamasti vähese taimestikuga. Raie ja niitmise piiramine ning nn puhervööndite rajamine vähendab vooluveekogu kaudu järve jõudvat toiteainete ja heljumi koormust.

- Reguleeritud drenaaž

Meetme eesmärk on põhjaveetaseme reguleerimise abil vähendada toiteainete väljakannet kuivendatavalt põllumaalt. Toiteainete ärakanne toimub suures mahus lühikesel kevadisel lumesulaperioodil ja intensiivsete sademete korral. Dreenivee äravoolu reguleerimisega saab kontrollida ja ühtlustada toiteainete ärakannet põllult. Meedet soovitatakse eelkõige nitraatreostuse vähendamiseks.

- Avaveeline tehismärgala/settebassein

Meetme eesmärgiks on heljumi setitamine, toiteainete omastamine ja ka intensiivsete sadude korral vee viibeaja suurendamine. Tegemist on mastaapse meetodiga, millele eelnevalt tuleks välitöödel selgeks teha meetme rakendamise kindel vajadus ja ka tulutoovaim asukoht. Settebasseinide ja tehismärgalade vajalikkuse hindamiseks oleks vaja täiendavaid vooluhulga ja heljumi mõõtmisi eelkõige suurvee perioodil, mil tõenäoliselt suur osa koormusest järve jõuab, ja mitme aasta vältel (et eripäraste põhjal järelduste tegemist).. Seejärel on võimalik täpsemalt hinnata, milliste parameetritega tehismärgala/settebasseini on vaja, et tagada veevoolu piisav aeglustumine, et heljum ja seotud toiteained settiksid. Meetme rakendamine võib olla mõistlik hoopis järve suubuvatesse vooluveekogudesse omakorda suubuvatel veejuhtmetel. Kõige otstarbekamate asukohtade hindamiseks tuleks täiendavalt uurida järvedesse suubuvate vooluveekogude valgala (uurimusliku seire raames ei olnud ettenähtud välitöid Nava oja valgala).

Veeseire tulemused viitavad, et bilansis võib olla oluliseks põhjavee juurdevool. Uurimusliku seire raames võeti veeproove valitud seirekaevudest, kuid piirkonna põhjavee toiteainete sisaldus vajab täpsemate järelduste tegemiseks laiemat uurimist. Seejuures on oluliseks põhjavee juurdevoolu võimalike aastaste vooluhulkade väljaselgitamine, kuna vastavaid andmeid Eesti järvede kohta napib.

Järve seisundi hindamisel on füüsikalise-keemilistest kvaliteedinäitajatest mitteheaks olnud üldlämmastiku sisaldus, pH ja läbipaistvus. Uuringute põhjal ei saa veendunult anda hinnangut aasta jooksul settest vabaneva lämmastiku koguse kohta. Veeseire näitab, et järve väljavoolus on aastane lämmastiku koormus suurem kui sissevoolus, kuid suurem on ka vooluhulk, seega ei viita veeseire lämmastiku lisandumisele põhjasettest. Järve sissevoolus tuvastatud üldlämmastiku koormus on suur ning see võib koosmõjus vahetult valgalalt ja põhjaveest lähtuva koormusega olla järve mittehea seisundi põhjuseks. Eeltoodust tulenevalt tuleb pidada oluliseks väliskoormust ning ei ole võimalik hinnata, millise sette koguse eemaldamisel ja millistest veekogumi piirkondadest oleks võimalik saavutada antud veekogumi hea seisund aastaks 2027, 2033, 2045.

Raigastvere järv on madal, polümiktiline, keskmise veekaredusega järv ja selle tervendamiseks pärast väliskoormuse talutavaks saamisel on olemas sellisele järvetüübile sobivad meetodid. Põhimõtteliselt on üheks võimalikuks meetodiks difuusne aeratsioon (veesamba õhutamine), aga seda sel juhul, kui on teada kas vee sügavamate kihtide või kogu veesamba hüpoksia või anoksia. Polümiktilistes järvedes (segunevad mitmeid kordi aastas) võivad tekkida olukorrad, kus hapnikuvaegus või -puudus tekib. Eestis on sellist olukorda lühiajaliselt kirjeldatud isegi Võrtsjärves, Peipsis, Mäeküla järves jm. Seda meetodit peaks eelkõige rakendada neil kriitilistel ajavahemikel. Lisaks hapnikuga rikastamisele difuusse aeratsiooni käigus võivad lenduda ka mitmed vees lahustunud gaasid (metaan, ammoniaak jm). Biomanipulatsioon on meetod, kus aineringe efektiivsust suurendatakse elustikurühmade vahekorra muutmisega. Setete eemaldamine kas ilma või koos liigse suurtaimestikuga ja setete töötlus sobivad eelkõige madalatele järvedele. Kuna väliskoormusel on antud uuringu järgi olulisem mõju, siis järve enda tervendamist ja meetodi valikut saab kavandada pärast väliskoormuse minimeerimist. Seejuures on oluline läbi viia sette P fraktsioneerimine mitmest punktist ja vähemalt paari meetri sügavuselt settest. P fraktsioneerimine täpsustab oluliselt settest vabaneva fosfori koormuse hinnangut. P on settes seotud paljudesse sidemetesse ja enamasti jaotatakse need sellistesse üksustesse: nõrgalt seotud - (peamiselt osakeste pinnale adsorbeerunud fosfaatne fosfor); raua ja alumiiniumiga seotud ja osaliselt orgaaniline -; kaltsiumiga seotud -; orgaaniline fosfor. Kõigil neil fraktsioonidel on omased ökoloogilised mehhanismid, mille käigus kas vabaneb või seotakse fosforit settesse. Näiteks raua ja alumiiniumiga seotud fraktsioon võib fosforit nii siduda kui ka vabastada. Olulised on sette elementaarkoostis, redokspotentsiaal, pH, hapnikusisaldus, elustiku tegevus, hüdroloogiline režiim, sette struktuur jmt. Seega võimaldab P fraktsioneerimine järve sisekoormuse vähendamise vajadust veendunumalt hinnata ja tervendamiseks vajalikke meetmeid efektiivsemalt kavandada.

Sette uuringute proovivõtukohtade tiheduse valik on keeruline probleem, sest need uuringud on väga töömahukad ning sõltuvad setete kuhjumise dünaamikast ja tüsedusest (vertikaalsest ja horisontaalsest jaotusest), koostisest, järve pindalast, batümeetriast, järve kujust. Kõige otstarbekam oleks alustada töid kahest profundaali ruumiliselt võimalikult kaugel paiknevast kohast. Tulemuste erinevuste järgi (P fraktsioonide summa erinevus pealmises 10 cm paksuses kihis rohkem kui 30%) peaks otsustama, kas on tarvilikud

lisatööd. Raigastvere järve puhul võib oletada, et vajalik oleks minimaalselt kolm uuringukohta, aga maksimaalselt viis.

5.7.3 Raigastvere järve seisundi parandamise esialgne meetmekava ja ettepanekud edaspidiseks

Raigastvere seisundi parandamise esialgne meetmekava põhineb eelneval arutelul, kus on käsitletud võimalikke meetmeid (Tabel 39). Uurimusliku seire põhjal on oluliseks väliskoormus. Seisundi parandamise meetmeks on ette nähtud peamise sissevoolu valgala uuringu läbiviimine, mis on vajalik täiendavate meetmete väljatöötamiseks. Praeguses etapis ei ole võimalik anda hinnangut, mis ajaks on võimalik Raigastvere järves hea seisundi saavutamine.

Tabel 39. Raigastvere järve seisundi parandamise esialgne meetmekava.

Meede	Olulisus	Hinnanguline maksumus	Aeg
Nava oja valgala uuring ja füüsikalise-keemilise näitajate seire. Kolme aasta jooksul, vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks täiendav seirekord seireperioodi lõpus (vt ka peatükk 8.1). Veeproovides analüüsida Püld, Nüld, BHT5, ammooniumlämmastik. Proovivõtul mõõta vooluhulk, pH, temperatuur, hapnikusisaldus, elektrijuhtivus.	Vajalik põhiliseks koormusallikaks oleva sissevoolu koormuse vähendamise meetmete väljatöötamiseks.	Ühe seirepunkti puhul on ühekordne proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 200 EUR (koos KM-ga) ¹³ . Väljapakutud seireperioodi ja -sageduse korral on ühe seirepunkti proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 6 200 EUR. Kogu uuringu maksumus oleneb vajalike proovivõtukohtade arvust.	Sõltub töö tellimise ajast. Seire tegemine kolme aasta jooksul.

Ettepanekud

Uurimusliku seire tulemuste põhjal võib Raigastvere järve puhul olla oluliseks põhjaveest tulenev koormus. Ka Terasmaa *et al.* (2015) ja Vainu *et al.* (2019) tööde põhjal võib Raigastvere järve puhul olla oluliseks põhjavee mõju. Põhjavee mõju arvestamist pinnavee seisundi määramisel on käsitletud aruande peatükis 2.2.1 ja 8.2. Põhjavee võimaliku mõju täpsem uurimine oleks Raigastvere järve puhul asjakohane. Uuring selgitaks, kas ja mil määral võib Raigastvere järve mittehea seisund olla seotud põhjavee toiteainete sisaldusega. Arvestades, et põhjavee toiteainete sisalduse vähendamine on keeruline, siis võib mõju tuvastamine olla oluline seisundi eesmärkide pikendamise või leebemate eesmärkide seadmise puhul.

¹³ EKUK veeanalüüside hinnad alates 02.02.2020, https://www.klab.ee/wp-content/uploads/2020/09/veeanalyysi_hinnad_2020.pdf.

6. TAMULA JÄRV

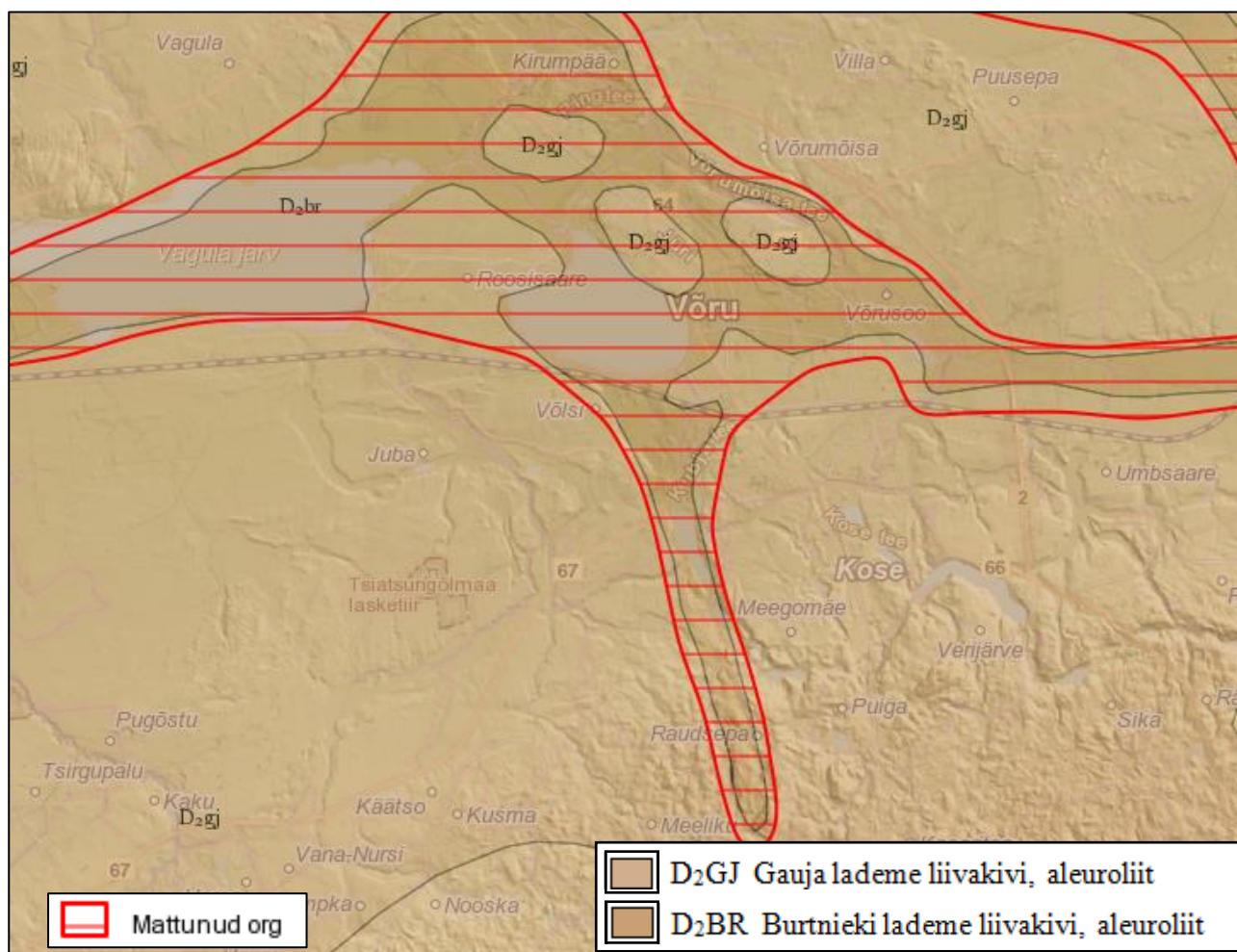
6.1 Pinnaveekogumi omaduste ja seisundi kirjeldus

Karedaveeline eutroofne (VRD tüüp II) Tamula järv (VEE2126200) paikneb Võru linnast läänes Võru-Hargla nõo põhjaosas. Järve veepeegli pindala on 215,9 ha ja kaldajoon (7,2 km) on vähe liigestatud (1,26). Järve maksimaalne sügavus on 7,5 m, keskmine sügavus 4,2 m ning järv süveneb aeglaselt. Kallas on idas liivane (Võru linna all), mujal enamasti mudane. Veevahetus on aeglane (0,5 korda/a), lõunast suubub järve Haraku oja, kagust Niidu ja Veere kraav. Väljavool toimub Vanajõe ja Vahejõe kaudu Võhandu jõkke. (Laarmaa et al., 2019)

Samas on teada olukordi, mil suurvee ajal Võhandu jõgi pressib peale ja vesi hakkab mööda Vanajõe voolama tagasi Tamulasse. Võib esineda ka olukordi, kus nii Vahejõgi kui ka Vanajõgi voolavad Tamulasse. (Alkranel, 2009)

Geomorfoloogiliselt on oluline järve asumine vana vagumuse alal ja Haanja kõrgustiku läheduses (Joonis 71).

Järve valgala, mis hõlmab ka Kubija oja ja Kubija järve valgala, pindala on 2 815 ha (Joonis 72). Valgala maakattes domineerib mets, linna läheduse tõttu leidub vähem põllumaad ja rohkem õueala.



Joonis 71. Geoloogilised tingimused Tamula järve piirkonnas (Maa-amet, 15.10.2020).



Joonis 72. Tamula järv (valgala kontuurid: Maves, 2019; veekogud: EELIS, 18.09.2020; aluskaart: Maaamet, 18.09.2020).

Füüsikalise-keemiline ja bioloogiline üldiseloostus (Laarmaa et al., 2019; Ott, 2007–2019)

Tamula järve vesi on keskmise läbipaistvusega (1,8 m) ja enamasti kollane või rohekaskollane. Vegetatsiooniperioodil on järve pinnakiht enamasti hapnikurikas (kuni 150% O₂), hapnikusisaldus väheneb sügavuse suunas. Orgaanilist ainet leidub vees keskmiselt (KHTCr 28 mgO/l). Vesi on keskmise karedusega (HCO₃ 212 mg/l; E 335 µS/cm) ja nõrgalt aluseline (pH 8,4). Toiteainete sisaldus on pinnakihis keskmine või kõrge (Püld 0,070 g/m³ ja Nüld 0,650 g/m³), põhjakihis tavalisemalt kõrgem. Järve puhverdusvõime indeksi väärtus (Pu 31) viitab keskmisele koormustaluvusele.

Planktonkooslused on liigirikkad – fütoplanktoni liike leidub järves kuni 48, zooplanktoni liike 32. Fütoplanktoni biomass on enamasti keskmine (8,4 g/m³), ent suviti esineb aeg-ajalt veeõitsenguid. Koosluses domineerivad enamasti sini-, räni- või neelvetikad, suplushooajal peamiselt sinivetikad perekonnast *Microcystis* ja *Dolichospermum*. Sinivetikate osakaal ja biomass on aasta-aastalt vähenemas, mis näitab mõningast seisundi paranemist. Zooplanktoni arvukus on kõrge (enamasti 0,8 mln is/m³), ent biomass keskmine (2,3 g/m³). Arvukuselt domineerivad keriloomad, biomassilt vesikirbulised (kiiresti soojeneva vee tõttu). Liigistik on iseloomulik madalale ja eutroofsele veekogule.

Makrofüüte leidub järves 43 liiki. Kaldaveetaimede seas moodustavad pilliroog, järvkaisel ja hundinuiad ühtlase võõndi ümber kogu järve, puududes vaid rannahoonete ja elumajade all. Lisaks leidub madalakasvulisi kaldavee- ja niiskuslembeseid taimi (nt nõelalss, load ja mürtulikas). Ujulehtedega taimede seas domineerib kollane vesikupp ja ujutaimedest leidub paiguti lemleid ja vesiläätse. Veesisese taimestiku moodustavad räni-kardhein, sõõr-särjesilm, penikeeled (kähär ja kaelus-penikeel). Järves on registreeritud sileda kardheina (*Ceratophyllum submersum*) (LK III) leidumine. Aeg-ajalt kasvavad taimede ja kivide pealiskasvuna ka niitrohevetikad.

Järves on registreeritud kaitsealuse taimeliigi väike vesiroos (*Nymphaea candida*) (LK III) ja juurdunud kõrkjas (*Scirpus radicans*) (LK II) leiukoht, mõlema leiukoha viimane kinnitatud vaatlus pärineb aastast 2008 (EELIS, 26.11.2019).

Suurselgrootutest domineerivad järves surusääsklased, väheharjasussid ja kaanid. Järves leidub rändkarpi ning sügavamates kihtides järve-klaasiksääske. Kaldaäärsel liivasel substraadil võib leida lisaks vesilestasid ja pisisõudureid. Jõevähi arvukas on stabiilselt madal.

Kaladest on tavalisemad liigid järves ahven, särg, kiisk, nurg ja viidikas. Lisaks leidub haugi, koha, latikat, linaskit, roosärge, hõbekokre, säinast, turba, teibi ja hinku (*Cobitis taenia*) (LK III). Varasemalt on tabatud ka kokre, angerjat, rühti, luukaritsat ja vingerjat (*Misgurnus fossilis*) (LK III), aga ka jõeforelli ja ojasilmu. Kalakoosluses domineerib viimaste aastate andmetel viidikas, eelmise sajandi lõpus domineerisid aga latikas ja särg.

Järve kaitseks on moodustatud Tamula järve hoiuala (KLO2000080). Järve idakaldast ca 1/3 moodustab Võru linn ning linnas pääseb järvekaldani pea igalt poolt. Idakaldal asuvad ka suplusrand ja hotell, mistõttu on järv suvitajate seas populaarne. Järvel on lubatud sõita mootorsõidukitega, mis madalamates piirkondades aga segab põhjaseteid ja lõhub taimestikku. Ka linnast kogunev sademevesi juhitakse järve.

Veekogumi seisund

Tamula järve käsitletakse eraldi veekogumina 2126200_1 (Tamula järv), mille seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2016. aastal tehtud seire põhjal oli ökoloogilise seisundi mittehea element füüsikalise-keemilised kvaliteedinäitajad (mittehea näitaja Püld, pH ja vee läbipaistvus Secchi ketta järgi) ja suurtaimed (mittehea näitaja mändvetikad, kardhein ja suurtaimestiku ökoloogiline kvaliteedisuhe). Mittehea seisundi põhjus vajab täpsemat uurimist. (Muna *et al.*, 2020)

Tamula järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 40).

Tabel 40. Tamula järve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel (Ott, 2007–2019).

	Tamula		
	2008	2014	2016
Vee abiootilised omadused	3	2,5	3
Fütoplankton	3	3	2
Zooplankton	2	-	3
Fütobentos	-	-	2
Makrofüüdid	4	3	3
Suurselgrootud	3	3	2
Kalad	3	3	2
Hüdromorfoloogia	2*	3	-
Ökoloogiline seisund	3	3	3

Tabeli selgitused: - pole uuritud; * – hinnang vana hüdromorfoloogia meetodika järgi; sinine – väga hea seisund (1); roheline – hea seisund (2); kollane – kesine seisund (3); oranž – halb seisund (4).

6.2 Väliskoormus

6.2.1 Koormusallikad

6.2.1.1 Heitvee, sademevee ja drenaaživee väljalaskmed

Tamula järve valgalale reoveepuhastite ja tööstuste heitvee väljalaske ei jää, kuid alale jääb viis keskkonnaregistrisse kantud sademe- ja drenaaživee väljalasku (Tabel 41, Joonis 73).

Võru Linnavalitsuse keskkonnanaloo nr L.VV/333601 (kehtivusaeg 05.12.2019–...) alusel juhitakse suublatesse tänava-aladelt kogutavat sademeveett. Üks Võru linna sademevee väljalask suubub Tamula järve, üks järve läheduses Tamula paadikanalisse (VEE1003305) ja kaks järve läheduses Niidu kraavi (VEE1003043). Neist kolme puhul läbib vesi enne veekogusse juhtimist õlipüüduuri. (KOTKAS, 21.09.2020)

Valgalal asub ka Lõuna-Eesti Haigla AS filtripesu- ja sademevee väljalask (HVL0861800), mis asub vooluteed pidi ca 5,4 km kaugusel Tamula järvest. Lõuna-Eesti Haigla AS-le väljastatud vee erikasutuse keskkonnanaloo nr L.VV/326048 alusel juhitakse filtripesuks kasutatud vett koos hoonete katustelt koguneva sademeveega tiiki. Lõuna-Eesti Haigla AS 27.11.2019 edastatud info kohaselt filtrite pesuks kemikaale ei kasutata, pesuks kasutatakse tagavaramahutist võetavat puhastatud vett, küll aga sisaldab pesuvesi raua- ja mangaaniühendite jääke. Teedelt ja parkimisaladelt sademeveett tiiki ei juhita. Tiigi väljavool on Lüüste kraavi, mis suundub Kubija

oija ja on läbi Kubija järve ühendatud Tamula järve suubuva Haraku oja. Veekasutusaruannete põhjal oli 2019. aastal heljumi koormus 569 kg/a. Suublasse juhitava vee toiteainete sisaldust loaga reguleeritud ei ole.



Joonis 73. Sademevee väljalaskmed Tamula järve valgatal (EELIS, 25.08.2020, aluskaart: Maa-amet, 18.09.2020).

Tabel 41. Sademevee väljalaskmed Tamula järve valgalal (EELIS, 25.08.2020; KOTKAS, 21.09.2020).

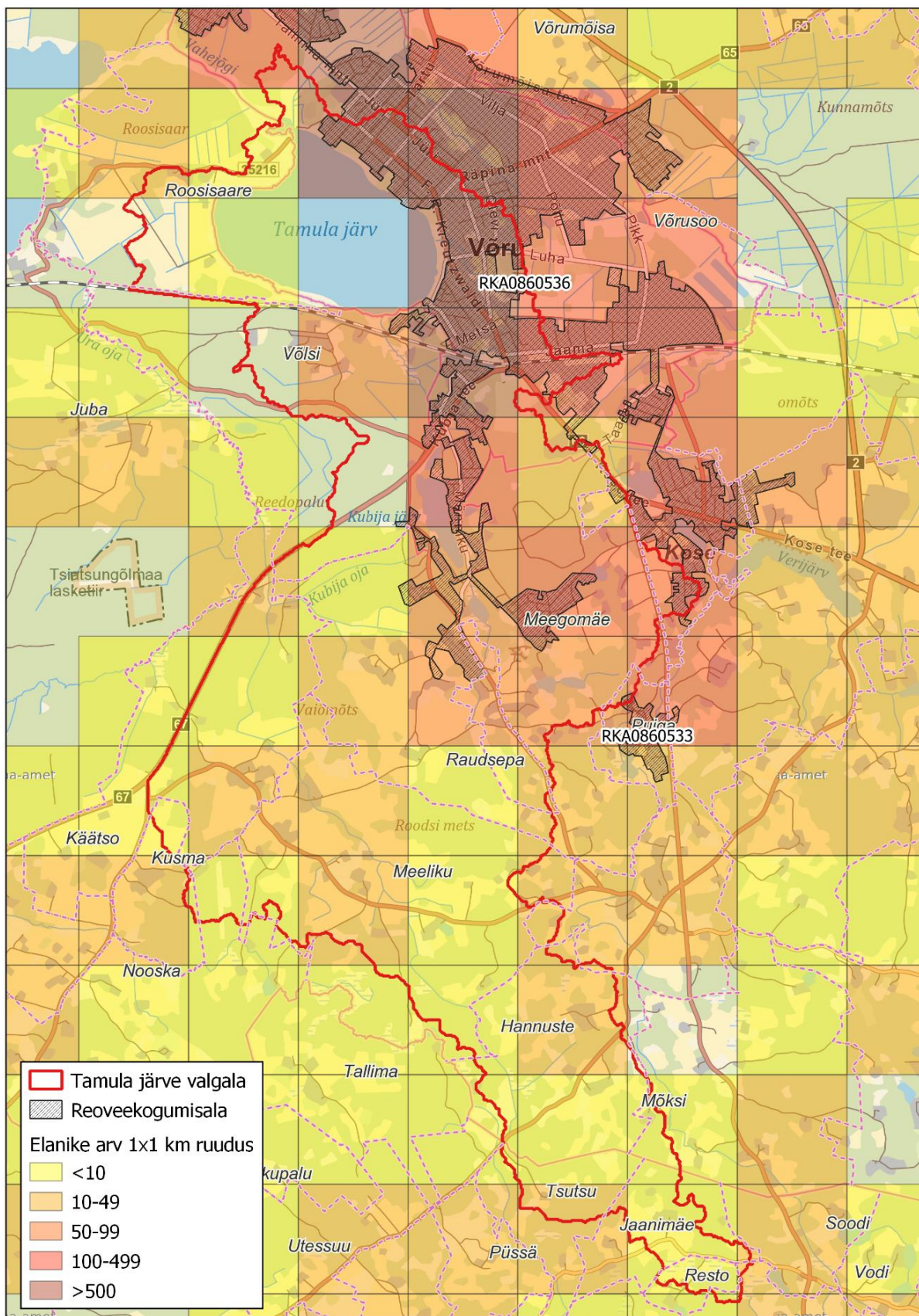
Väljalask	Suubla	Veeluba	Puhasti	Puhasti iseloomustus	Kaugus järvest (km)
Võru linna sademevee väljalask nr 5 HVL7959826	Tamula paadikanal VEE1003305	L.VV/333601 Võru Linnavalitsus	PUH0000249	Õlipüünis	0,015
Võru linna sademevee väljalask nr 7 HVL7959827	Tamula järv VEE2126200	L.VV/333601 Võru Linnavalitsus	PUH0000250	Õlipüünis	-
Võru linna sademevee väljalask nr 27 HVL7959828	Veekogu Niidu kraav VEE1003043	L.VV/333601 Võru Linnavalitsus			0,13
Võru linna sademevee väljalask nr 28 HVL7959829	Veekogu Niidu kraav VEE1003043	L.VV/333601 Võru Linnavalitsus	PUH0000251	Õlipüünis	0,05
Lõuna-Eesti Haigla AS filtripesu- ja sademevesi HVL0861800	Lüüste kraav VEE1004401	L.VV/326048 AS Lõuna-Eesti Haigla			5,4

6.2.1.2 Reoveekogumisalad ja ühiskanaliseerimisvõime majapidamised

Tamula järve idakaldal asub Võru linna tiheasustusala, kus asustustihedus on 837,0 inimest/km² (Statistikaamet, 22.09.2020). Võru linna tihedamalt asustatud ala (suurim asustustihedus 4 057 inimest/km²) jääb osaliselt Tamula järve äärde (Joonis 74). Lisaks on tihedamalt asustatud alasid Tamula järve suubuva Kubija järve ümbruses (Võru linn) ning ka Võlsi ja Meegomäe külas. Osaliselt valgalale jääva tiheasustusala tõttu on valgala keskmine asustustihedus ligi 250 inimest/km². Võru linnast välja jääval valgala osal on asustustihedus ligi 35 inimest/km².

Võru reoveekogumisala (RKA0860536, koormus 20 657 ie) hõlmab järve valgalal Võru linna, linnaäärse Võlsi küla osa ja järvest kaugemal lõunas asuva tihedamalt asustatud Meegomäe küla piirkonna. AS Võru Vesi 2019. aasta veekasutuse aastaaruande kohaselt on Võru linnas 11 859 elanikku, kellest kasutab ühiskanaliseerimist 11 100 elanikku (93,6%) ja kellest ühiskanaliseerimisvõimega liitumise võimalus on veel 350 elanikul. Meegomäe külas on 335 elanikku, kellest kasutab ühiskanaliseerimist 180 elanikku (53,7%) ja kellest ühiskanaliseerimisvõimega liitumise võimalus on veel 120 elanikul. Võlsi külas on 123 elanikku, kellest kasutab ühiskanaliseerimist 48 elanikku (39,0%) ja kellest ühiskanaliseerimisvõimega liitumise võimalus on veel 20 elanikul. Lisaks jääb valgalale väikeses ulatuses Kose aleviku tihedamalt asustatud ala ja reoveekogumisala.

Valgalal elab hinnanguliselt ligi 900 inimest majapidamistes, kus puudub ühiskanaliseerimist ühendus. Ühiskanaliseerimisvõimega ühendamata elanikkonnast põhjustatud hinnanguline siseveekogudesse jõudev toiteainete koormus on järgnev: Nüld 180 kg/a ja Püld 0,177 kg/a.



Joonis 74. Rahvaarv (ruudustik 1x1 km) ja reoveekogumisalad Tamula järve valgatal (rahvaarv: Statistikaamet, 01.01.2019; reoveekogumisalad: EELIS, 25.08.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

AS Võru Vesi edastatud info kohaselt on enamik järve läheduses ja järve suubuvate veejuhtmete läheduses asuvatest hoonetest ühiskanalisatsiooniga liitunud. Tamula järvest ülesvoolu jääva Kubija järve idakaldal on samuti enamik majapidamistest ühiskanalisatsiooniga ühinenud, läänekaldal asuvatele kinnistutele ehitatakse ühiskanalisatsiooni liitumispunktid välja 2020. aastal.

Võru linna puhasti väljalask (HVL0860201) ei jää Tamula järve valgalale, heitvesi juhitakse AS Võru Vesi keskkonnala nr L.VV/325657 alusel järvest allavoolu Vanajõkke (VEE1004603) (EELIS, 21.09.2020). Võru linna ÜVKA-s (2018) on probleemina välja toodud, et vanemate torustikega piirkondades on torustikku pressiva infiltratsioonivee tõttu liigvee osakaal üle 50%. Põuaperioodidel võib amortiseerunud torustike korral toimuda vastupidiselt reovee infiltreerumine pinnasesse. Võru linna ÜVKA-s (2018) on ühiskanalisatsiooniga ühendamata majapidamiste kohta kirjutatud, et reovett kogutakse kogumiskaevudesse või lampkasti, kuid enamikul neist ei ole seinad ja põhi veetihedad ning seetõttu võib reovesi maapinda imbuda. Paljudel on osa reoveest ülevooluna juhitud tänaväärsetesse kraavidesse või veekogusse.

Väljaspool reoveekogumisala on järvele lähimad eluhooned järve läänekaldal Roosisaare külas. Tihedamalt on elamuid Võlsi küla suvilate piirkonnas, kus asub ca 70 eluhoonet. Võru valla ÜVKA kohaselt on suvilate piirkonnas hakatud suvilaid ümber ehitama aastaringseks elamiseks, mistõttu kavas on kanalisatsioonitorustike väljaehitamine ning reovee juhtimine Võru linna ühiskanalisatsioonivõrku. ÜVKA kohaselt on Võlsi külas planeeritavad investeeringud ette nähtud pikaajalises programmis aastatel 2023–2030. AS Võru Vesi on kinnitanud, et ühiskanalisatsiooni rajamine Võlsi külas on jätkuvalt kavas ja tegeletakse vajamineva rahastuse taotlemisega.

Keskkonnainspeksiooni edastatud info kohaselt on viimase viie aasta jooksul esinenud üksikuid kaebusi, mis on seotud reo- ja heitveega ning võivad mõjutada Tamula järve veekvaliteedile. Rohkem on esinenud naftasaadustega seotud kaebusi.

6.2.1.3 Külastuskoormus

Võru linnas asub Tamula järve ääres avalik supluskoht. Terviseameti kogutud andmetel on suplusvee kvaliteet hea. Perioodi 2012–2020 jooksul on ühel korral (2015. aasta juunis) ületatud *Escherichia coli* piirväärtust. 2019. aastal toimusid ranna-ala rekonstrueerimistööd. Välitöödel täheldati ranna-alal tugevaid erosiooni jälgi, mis viitab, et tänavatelt lähtuv sademevesi kannab rannale toodud liiva järve.

Tamula järve supelranna külastuskoormuse hindamisel on asulate suurusest tulenevalt lähtutud analoogiast Verevi järvega. Ligi poole väiksema elanike arvuga Elva linna külje all asuva järve külastuskoormuseks on hinnatud 200 inimest päevas ja suvitusperioodi pikkuseks 100 päeva (EMÜ, 2016). Verevi järve puhul hinnati, et 10% külastajatest reostab järve (uriin, ekskremendid) põhjustades suveperioodil kokku koormuse 4,65 kg lämmastikku ja 0,205 kg fosforit. Arvestades Võru linna elanike arvuga on hinnanguline koormus kaks korda suurem: Nüüd 9,3 kg/a ja Püld 0,41 kg/a.

Tamula järvel on lubatud ka mootorsõidukitega sõitmine, mis põhjustab põhjasete veesambasse paiskamist ja kaldaäärset erosiooni ning mõjutab seeläbi ka toiteainete vabanemist vette. Keskkonnainspeksiooni

edastatud info kohaselt on viimase viie aasta jooksul esinenud 11 kaebust, mis on seotud veesõidukite kihutamisega Tamula järvel.

6.2.1.4 Loomakasvatuskohad

Tamula järve valgalal peetakse ligi 151 LÜ (PRIA, 12.09.2020), loomakasvatuse keskmine tihedus on 5,4 LÜ/km².

Tamula valgalal on neli loomakasvatusala ja kolm loomakasvatushoonet, kus peetakse üle 10 LÜ, neist viies tegevuskohas peetakse veiseid ja kahes lambaid (Tabel 42, Joonis 75).

Valgala loomakasvatukohtades tekkivates väljaheidetes sisalduv toiteainete kogus on 17 388 kgN/a ja 2 594 kgP/a. Loomakasvatusaladel peetavate loomade koormus moodustab sellest ligi 75%. Loomakasvatushoonetes peetavate loomade väljaheidete sõnnikuhoidlates ladustamisel keskkonda jõudev hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 482–1 446 kgN/a ja 6,5–33 kgP/a.

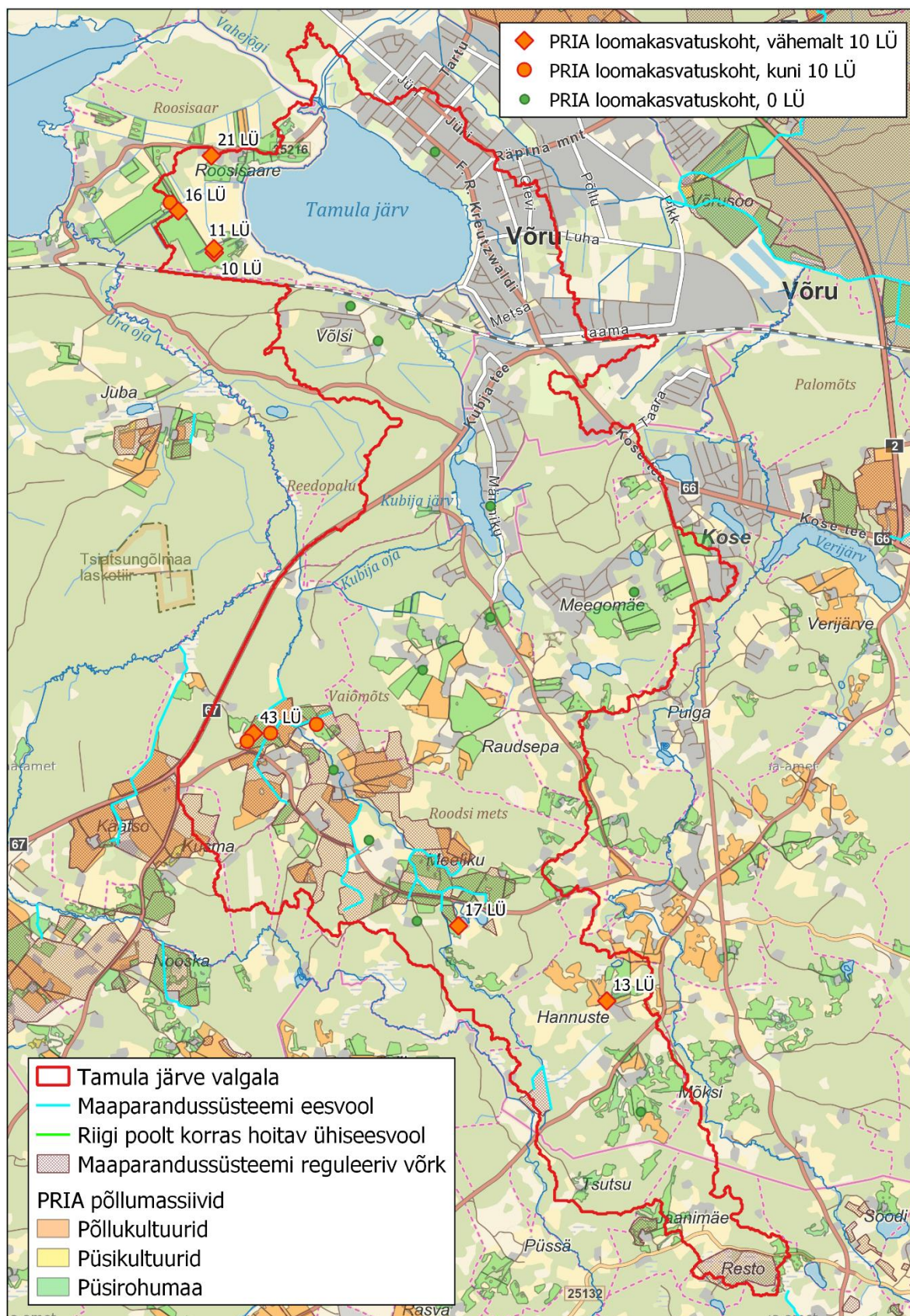
Suurim on loomakasvatuse tihedus üle 10 LÜ-ga loomakasvatukohtade juures Roosisaare külas järve läänekaldal ja Kubija oja kaldal Tamula järvest rohkem kui 6 km ülesvoolu.

Roosisaare külas peetavate karjatatavate loomade väljaheidetes on 180 päevase karjatamise perioodi korral karjamaale jääv toiteainete kogus hinnanguliselt 3 324 kgN/a ja 377,4 kgP/a. Karjamaade ääres kulgevad kraavid, mis suubuvad Tamula järve.

Kubija oja valgalal Käätsa külas asuvad karjamaad vahetult Kubija oja ja sinna suubuvate kraavide kallastel. 180 päevase karjatamise perioodi korral on seal peetavate loomade väljaheidetes sisalduv toiteainete kogus hinnanguliselt 3 822 kgN/a ja 736,9 kgP/a.

Tabel 42. Vähemalt 10 loomühikuga loomakasvatuskohad Tamula järve valgalal (PRIA, 12.09.2020).

Ehitise nr	Ehitise tüüp	Asukoht	Looma-liik	Tootmissuund	Arv	LÜ	Kaugus järvest (km)
EE30548	Hoone	Roosisaare küla	Lambad	Villa tootmine	102	22	0,42
EE36729	Ala	Roosisaare küla	Veised	Liha tootmine	27	17	0,77
EE35445	Ala	Roosisaare küla	Veised	Liha tootmine	17	11	0,42
EE36693	Ala	Roosisaare küla	Veised	Liha tootmine	18	11	0,39
EE31530	Ala	Käätsa küla	Veised	Liha tootmine, aretus ja kasvatus	43	43	6,24
EE25750	Hoone	Meeliku küla	Veised	Liha tootmine	28	17	9,22
EE25594	Hoone	Hannuste küla	Lambad	Villa tootmine	59	14	12,44
			Veised	Liha tootmine	1		



Joonis 75. Loomakasvatuskohad, põllumassiivid ja maaparandus Tamula järve valgalal (loomakasvatuskohad ja põllumassiivid: PRIA, 12.09.2020, maaparandus: EELIS, 21.08.2018; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

6.2.1.5 Maaparandus ja põllumajandusmaad

Maaparandussüsteemide reguleeriva võrguga on kaetud 7,1% Tamula järve valgalast (200 ha) (Joonis 75). Maaparandussüsteemide alad asuvad Kubija oja ääres järvest rohkem kui 5 km ülesvoolu.

PRIA andmebaasi kantud põllumassiivid moodustavad 10,9% Tamula järve valgalast (306 ha) (PRIA, 12.09.2020). Põllumassiividelt lähtuv potentsiaalne koormus on järgnev: Nüld 4 495 kg/a ja Püld 83 kg/a.

Tamula järve valgala põllumassiividest 27% on maaparandussüsteemide alal (83 ha). Järvele lähimad põllumassiivid on järve läänekaldal ja järvest kagus asuvad püsirohumaad, mis ei jää maaparandussüsteemide alale, kuid läänekaldal on kraavide süsteem liigniiske ala kuivendamiseks. Maaparandussüsteemid asuvad Kubija oja ääres, kus on maaparandussüsteemiga osaliselt hõlmatud ka Käätsõ küla loomakasvatustadega seotud püsirohumaad.

6.2.1.6 Jääkeostus ja ohtlikud ettevõtted

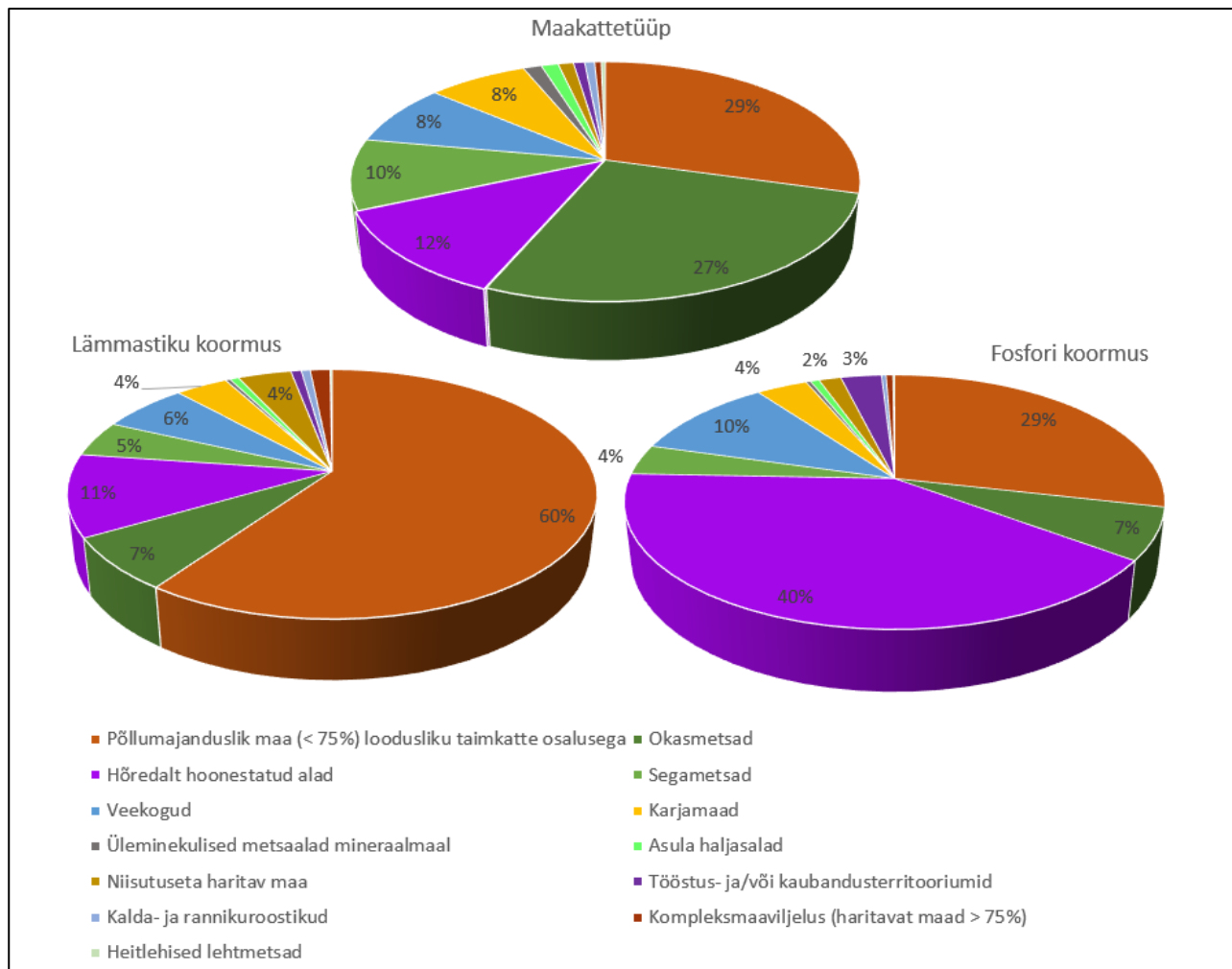
Tamula järve valgalale ei jää jääkreostusobjekte. Valgala piiri lähisel asub jääkreostusobjekt Võru naftaterminal (JRA0000050). EELIS andmebaasi info kohaselt on jääkreostus osaliselt likvideeritud. Masuudimahutite piirkonnas on pinnas naftasaadustega reostunud. Hoidlatel on oht lokaalselt reostada pinnast, põhjavett või pinnavett. (EELIS; 05.10.2020)

Tamula järve valgalale ei jää ohtlikke ettevõtteid. Valgala piiri läheduses asub ohtliku ettevõtte märgitud Alexela AS mobiilne LCNG seade (ID: 72539) (Maa-amet, 01.11.2020).

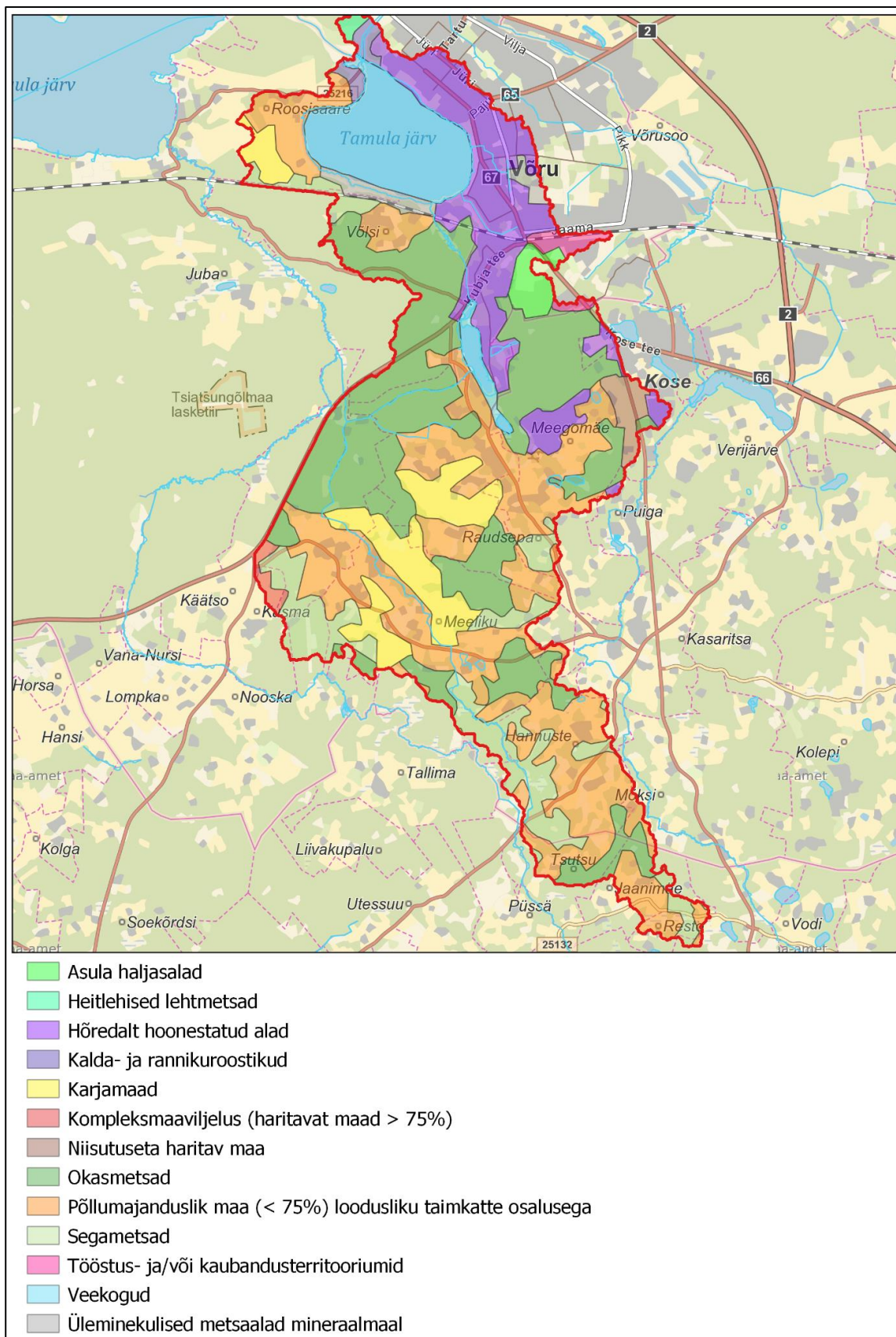
Uurimusliku seire raames ei olnud ette nähtud uurida ohtlike ainete sisaldusi pinnavees. Keskkonnainspeksiooni edastatud andmetel on Tamula järvel ja valgalal ka ohtlike ainete veekeskkonda sattumisega seotud juhtumeid esinenud.

6.2.2 Valgala maakatte analüüs

Tamula järve valgala maakattetüüpide analüüsi põhjal moodustavad 38% Tamula järve valgalast metsaga seotud maakattetüübid, 31% põllumajanduslikud maakattetüübid ja 14% asustusega seotud maakattetüübid (Joonis 76, Joonis 77). Lämmastiku koormusest 65% lähtub põllumajandusmaadelt. Nii metsamaadelt kui ka asustusega seotud maakattetüüpidelt tuleneb ligi 12% lämmastiku koormusest. Fosfori koormusest 44% jõuab järve asustusega seotud maakattetüüpidelt, 31% põllumajandusmaadelt ja 11% metsamaadelt. Valgala aastane lämmastiku koormus on hinnanguliselt 16 641 kg/a ning fosfori koormus 695 kg/a (Tabel 43). Järve ümbritsevalt valgala osalt lähtub 19% lämmastiku koormusest ja 39% fosfori koormusest.



Joonis 76. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Tamula järve valgalal.



Joonis 77. Maakattetüübid Tamula järve valgatal (maakattetüübid: Corine, 12.09.2020; aluskaart: Maaamet, 28.09.2020).

Tabel 43. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Tamula järve valgalal.

Maakattetüüp	Pindala osakaal	Nüld		Püld	
	%	kg/a	%	kg/a	%
Okasmetsad	27,0	1 142	6,9	46	6,6
Segametsad	9,5	777	4,7	27	3,9
Üleminekulised metsaalad mineraalmaal	1,4	59	0,4	2	0,3
Heitlehised lehtmetsad	0,3	25	0,1	1	0,1
<i>Metsamaad</i>	38,3	2 002	12,0	76	10,9
Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	29,4	9 938	59,7	199	28,6
Niisutuseta haritav maa	1,1	646	3,9	11	1,6
Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	0,5	240	1,4	3	0,5
<i>Põllumajandusmaad</i>	31,1	10 824	65,0	213	30,7
Hõredalt hoonestatud alad	11,9	1 775	10,7	281	40,5
Asula haljasalad	1,3	109	0,7	4	0,6
Tööstus- ja/või kaubandusterritooriumid	0,9	127	0,8	20	2,9
<i>Asutuse ja tööstusega seotud maakattetüübid</i>	14,0	2 011	12,1	306	44,0
Veekogud	8,4	1 059	6,4	73	10,5
Karjamaad	7,5	636	3,8	25	3,7
Kalda- ja rannikuroostikud	0,7	109	0,7	2	0,3
Kogu valgalal		16 641		695	

6.3 Sisekoormus

6.3.1 Veekihi ja settekihi paksus

Tamula järv on uuritud järvedest sügavaim. Sügavus on suurim järve keskosas, kus veekihi paksus ulatub ligi 7 meetrini. Mõõtmistulemused on kooskõlas peatükis 6.1 esitatud olemasoleval kirjandusel põhinevate andmetega.

Mudakihi paksus on suure osa uurimusliku seire uuringupunktide puhul üle 4 meetri, ületades paiguti ka 5 meetrit. Üldistatult on mudakiht paksem järve lääneosas.

Peamise sissevoolu (Haraku oja) lähistel oli mudakihi paksus muutlik. Sissevoolu läheduses suubumiskohast läänes tuvastati 4,8 m paksune mudakiht, kuid teiste läheduses asuvate uuringupunktide puhul oli järve põhjas liiv või järvelubi. Järve väljavoolu juures oli tegemist tiheda mudaga ja mudakihi paksus ületas 5 meetrit.

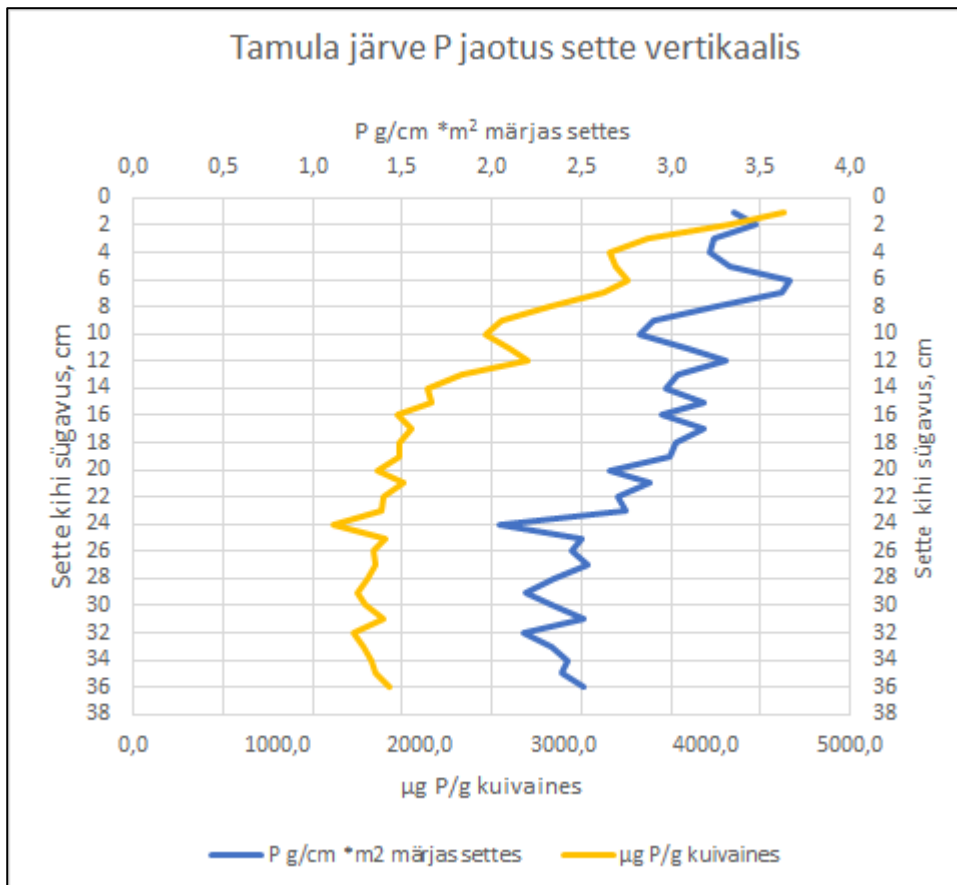
Veekihi ja settekihi paksuse joonis, kus on märgitud ka setteproovi võtmise asukoht, on esitatud aruande lisa (vt lisa 9 lk 5).

Settepaksuse mõõtmiste põhjal on Tamula järve hinnanguline settekogus 6,70 mln m³.

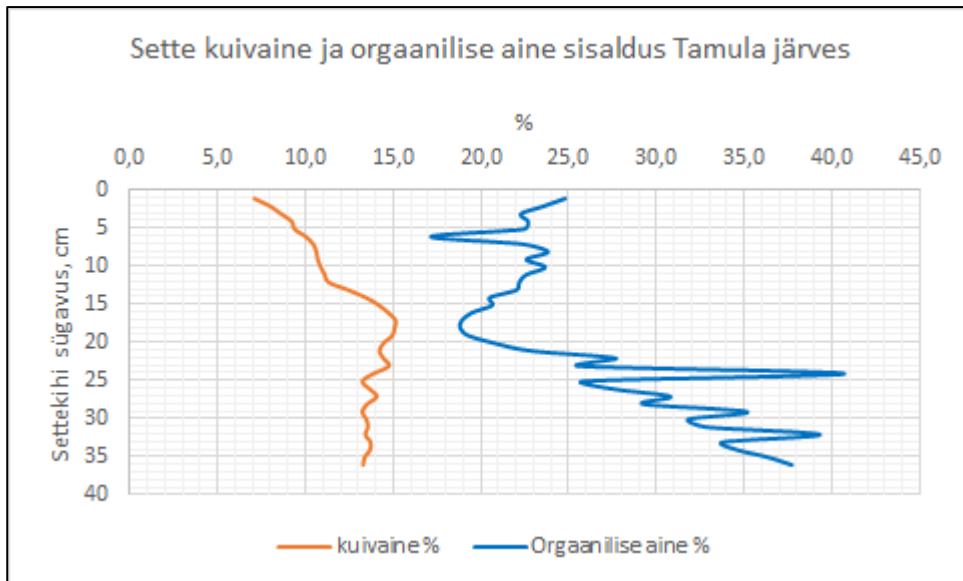
6.3.2 Setete analüüs

Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Tamula settes olevad fosfori kogused on väga suured (Joonis 78). Sügavamates kihtides on P sisaldus väiksem (ca 1 500 µgP/KA kohta) ja seda võiks arvestada tervendamismeetodi valikul. Kui tervendada nt sette eemaldamise teel, siis peab lähtuma P märgkaalust. Asunduste mõju Tamulale on olnud väga suur. See avaldub ka setetes. Orgaanilise aine sisaldused on Tamula järve setteprofiilis suhteliselt väikeste väärtustega (Joonis 79), mis on mõisteta arvestades pindala, sügavust ja avatust tuultele.

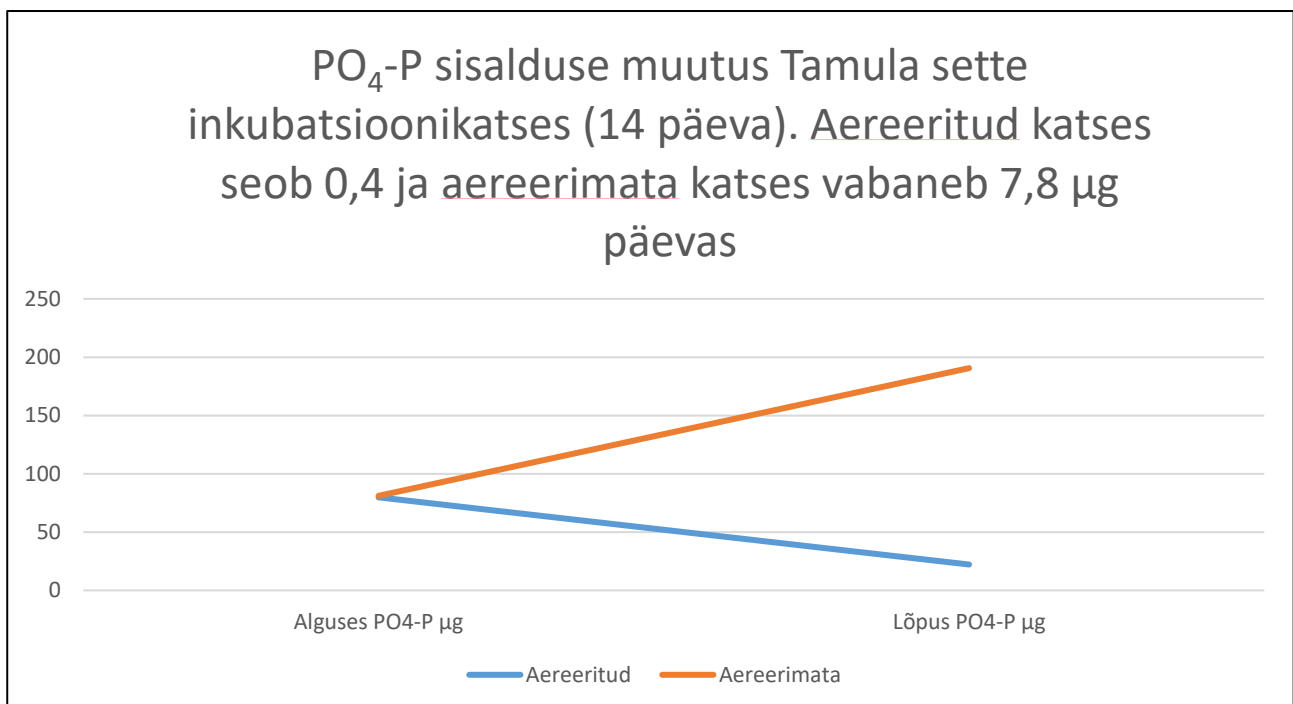


Joonis 78. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Tamula järve setteprofiilis.



Joonis 79. Kuivaine ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Tamula järve setteprofiilis.

Hapnikurikkas keskkonnas on Tamula sete võimeline fosforit siduma, aga seevastu hapnikuta keskkonnas eraldub seda väga palju (Joonis 80). Tamula veesamba hapnikurikkus takistab P leket ja on järve talitluse jaoks väga hea. Kui järv jääb aga ummuksile, siis võib olukord oluliselt halveneda.



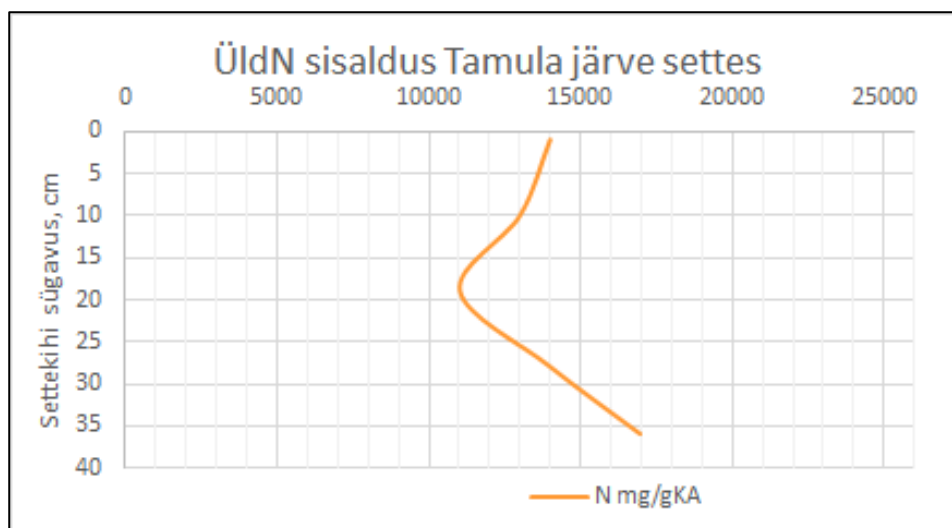
Joonis 80. Fosfaatses fosfori sisalduse muutused Tamula järve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses. Aereeritud katse kestel seoti settesse 21,07 mgP-PO₄/m² ja aereerimata keskkonnas vabanes 40,06 mgP-PO₄/m².

Sette fosfori ja selle mõju arvutamisel lähtuti Kaiu järve juures esitatud eeldustest ning tulemuseks saadi, et Tamula järve 10 cm paksuses sette kihis on mobiilse fosfori varu 49,7 tonni. Arvestades inkubatsioonikatses settest eraldunud fosfori koguseid saab eeldada, et nii madalas järves võib põhimõtteliselt olla anaeroobseid

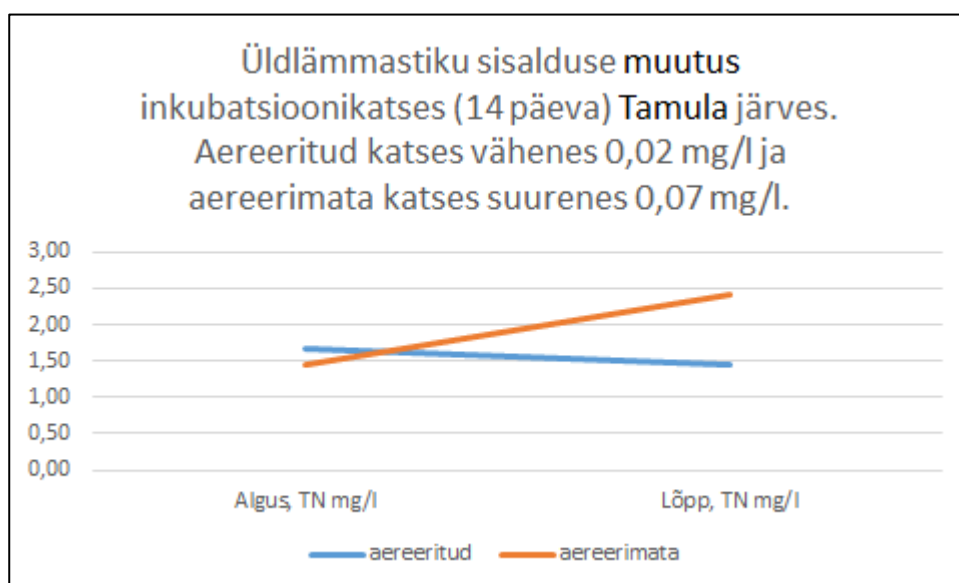
tingimusi lühikese perioodi jooksul. Ummuksilejäämise kohta tegelikud andmed puuduvad, kuid Tamula järv on teistest uuritustest sügavam, veevahetus nõrgem ning kasvuperioodil on dokumenteeritud madalad hapnikusisaldused põhjalähedases veekihi. Inkubatsioonikatses aereeritud settetorus toimus P sidumine ja hapnikuta keskkonnas vastupidi eraldumine. Kuigi sette P kogused on üsna suured, siis sette P sidumisevõime võib olla üks oluline ökoloogiline tegur vältimaks sekundaarreostust. Oluline on ka märkida, et katses sette eraldumine pikema aja jooksul väheneb. Kui Tamula järves hapnikuta keskkonda põhjalähedastes kihtides ei teki, siis sekundaarreostust ei ole.

Üldlämmastik

Kui P sisalduse järgi Tamula järve sete eristus teistest uuritustest, siis üldlämmastiku sisaldused pole suured ja jaotus setteprofiilis (Joonis 81) teistsugune võrreldes fosforiga. Aereeritud inkubatsioonikatses lämmastiku sisaldus isegi vähenes (Joonis 82).



Joonis 81. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Tamula järve setteprofiilis (KA – kuivaine).



Joonis 82. Üldlämmastiku sisalduse muutused Tamula järve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses.

6.4 Füüsikalised-keemilised näitajad

6.4.1 Seirepunktid

Tamula järve valgala hõlmab järve ümbruse ning Haraku oja, Kubija oja ja Kubija järve valgala. Seirepunktid määrati järve sissevooludel ning täiendavalt Haraku oja, Kubija oja ja Kubija järve valgala (Joonis 83).

Tamula järve ümbruses avaldub linnaline koormus järvele sademevee väljalaskude kaudu. Võru linna sademevee väljalask nr 28 puhul välitöödel veevoolu ei tuvastatud. Võru linna sademevee väljalask nr 5 (Tamula sv10) ja Võru linna sademevee väljalask nr 7 (Tamula sv6) puhul oli veeproovi võtmine võimalik vaid sademeterohkel perioodil 2019 IV kvartali välitöödel.

Võru linna sademevee väljalask nr 27 suubub Niidu kraavi ca 130 m kaugusel järvest. Neljal korral võeti veeproov Niidu kraavist enne järvele eelnevat settetiiki (Tamula sv1). 2020 II kvartalis võeti veekvaliteedi võrdluseks veeproov ka settetiigile eelnevast seirepunktist tiigi järvepoolsest otsast (Tamula sv1A), vooluhulga määramine Tamula sv1A seirepunktis võimalik ei olnud.

Linnalise keskkonna (sealhulgas ühiskanaliseerimisega ühendamata majapidamiste reoveekäitluslahenduste ja kõrvalhoonetes (näiteks saunades) tekkiva puhastamata vee kraavidesse juhtimise võimalik mõju) väljendavad Võru linnas asuvate kraavide järve suubumise kohtades asuvad seirepunktid. Veeproovide võtmine oli võimalik seirepunktide Tamula sv1 ja sv2, teises järve suubuvates kraavides vett välitöödel ei tuvastatud.

Loomakasvatuse mõju iseloomustavad järve läänekalda kraavide seirepunktid. Samas on seal oluliseks ka põhjavee mõju. Alal on allikaid ning liigniiske ala kuivendamiseks on rajatud kraavide süsteem.

Järve suubuva Haraku oja, sellest ülesvoolu jääva Kubija järve, Vähkjärve ja Kubija oja valgala võeti veeproove Lõuna-Eesti haigla sademe- ja filtripesuvee väljalasust (Tamula sv3-HVL1).

Kubija oja valgala koormusallikate mõju iseloomustamiseks võeti veeproov Kubija oja suubumiskohast Kubija järve (Tamula sv3-Kubija). Kubija oja valgala asuvate loomakasvatiskohtade mõju uurimiseks võeti 2020 III välitöödel täiendavalt veeproov Kubija ojast Käätsa küla loomakasvatiskohtadest üles- ja allavoolu.

Vähkjärve valgale jääb Meegomäe küla tihedamalt asustatud piirkond, mille võimaliku mõju hindamiseks võeti veeproovid Vähkjärve ja Kubija vahelise kraavi seirepunktist (Tamula sv3-Vähkjärv).

2020 III kvartali välitöödel võeti ka täiendavalt veeproov Kubija järvest allavoolu Haraku oja algusest.



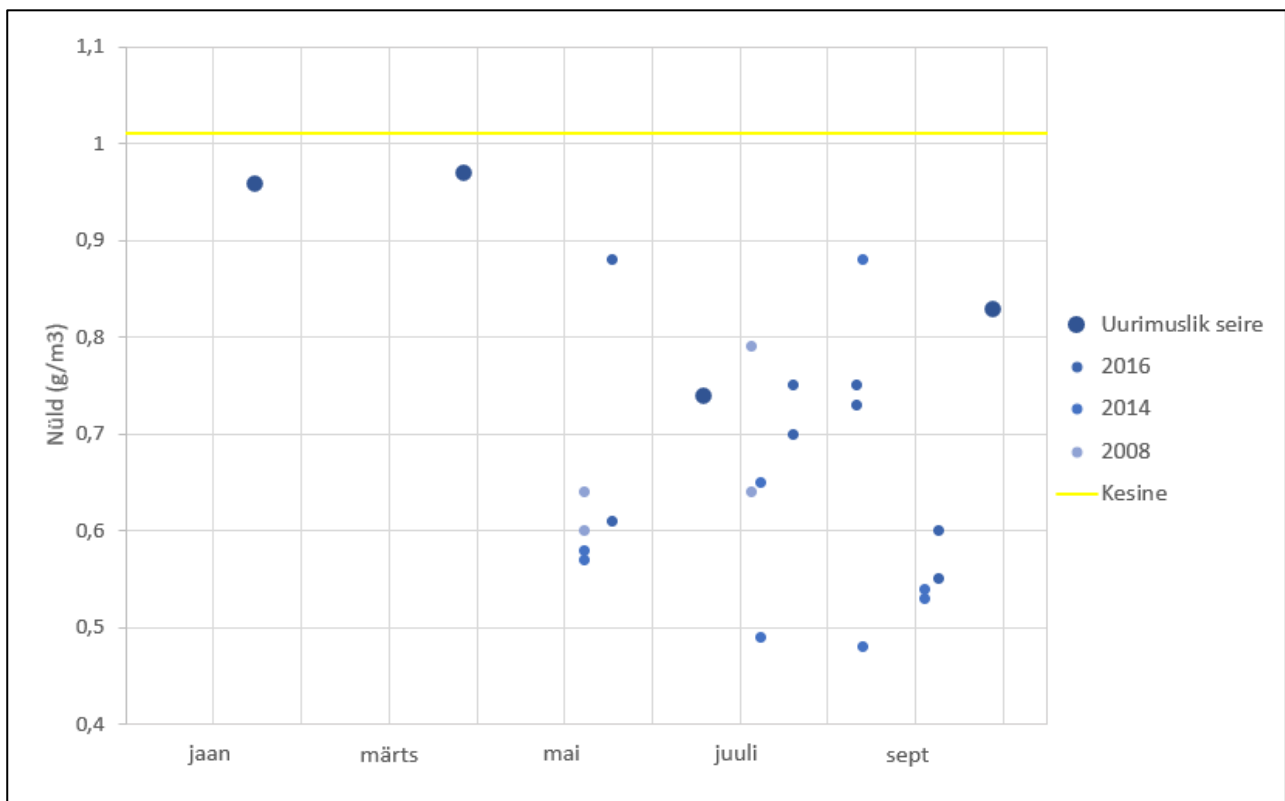
6.4.2 Seiretulemused

Veekogumi seisund järve väljavoolu veeproovide keskmise Nüld sisalduse ($0,88 \text{ g/m}^3$) ja Püld sisalduse ($0,051 \text{ g/m}^3$) põhjal on hea.

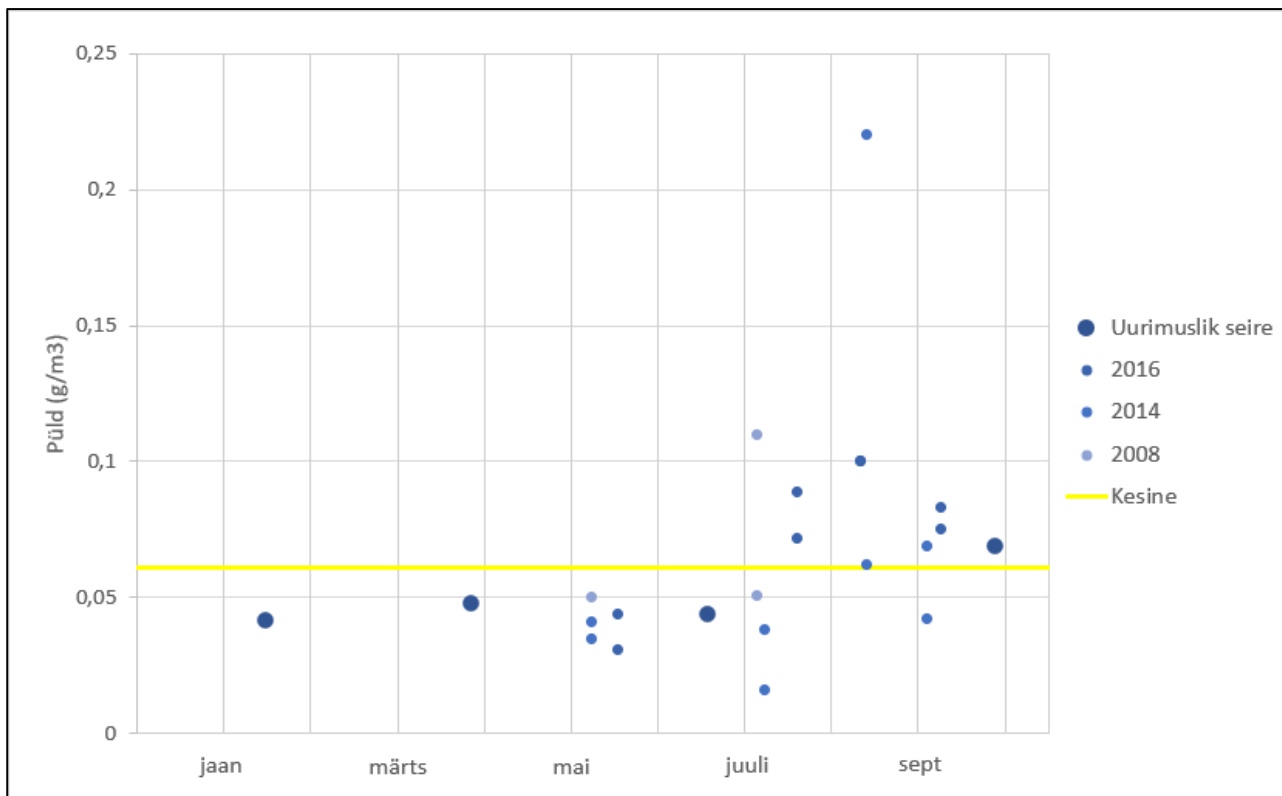
Varasema seire järgi Nüld sisalduse osas probleeme esinenud ei ole. Võrdluses varasema seirega eristub selgelt talvisel ja varakevadelisel ajal võetud uurimusliku seire veeproovides määratud Nüld sisaldus, mis on varasema seire raames tuvastatud väärtustest kõrgem (Joonis 84). Vegetatsiooniperioodil toimuv seire ei iseloomusta seega Nüld suurimate sisalduste esinemist.

Varasema seire järgi on näha, et kõrgemaid Püld väärtusi on esinenud perioodil juuli kuni september. Uurimusliku seire raames võetud veeproovides oli kõrgim sisaldus septembris (Joonis 85). Tavapäraselt tehakse seiret vegetatsiooniperioodil, kuid uurimusliku seire raames olid välitööd jaotatud kogu aasta peale. Kõige kõrgemad Püld sisaldused võisid jääda uurimusliku seire raames tabamata, kuna varasema seire põhjal on kontsentratsioonid kõige kõrgemad suve lõpus, mil uurimusliku seire välitööd ette nähtud ei olnud.

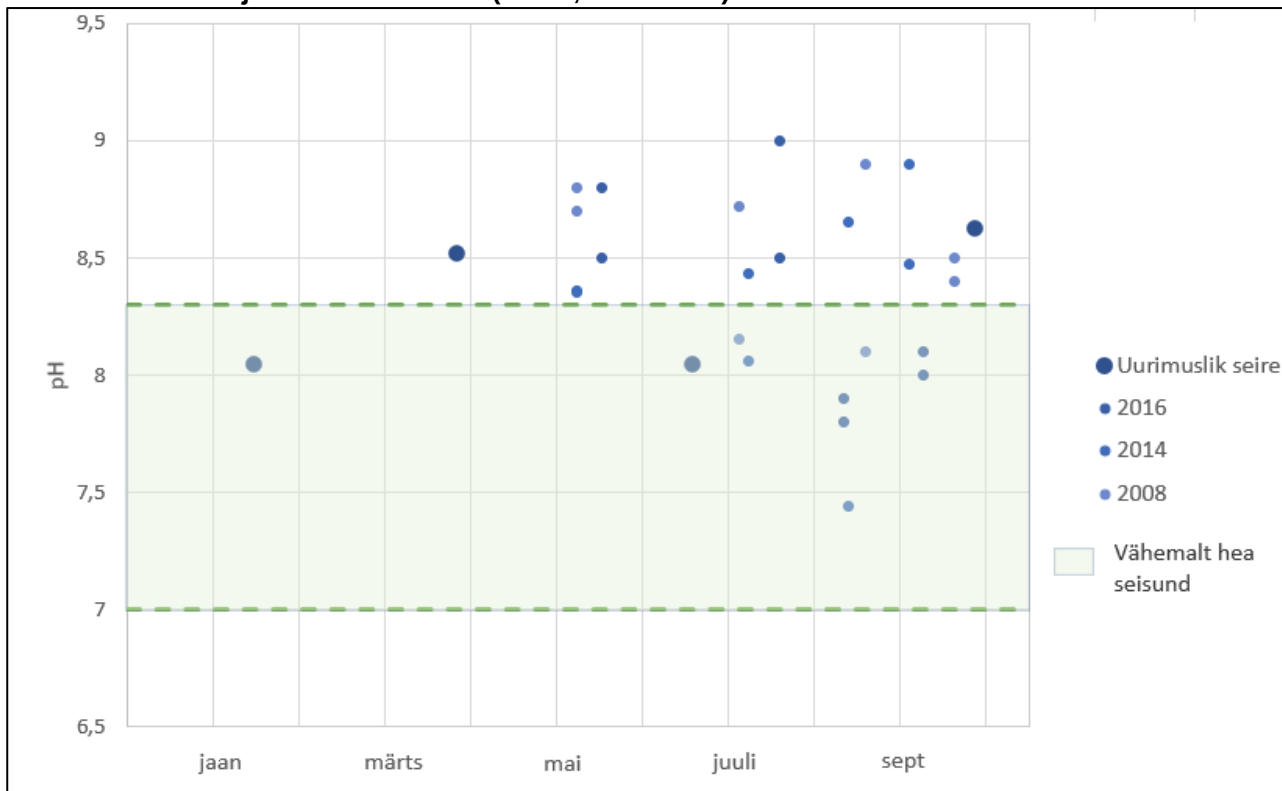
Uurimusliku seire välitöödel määratud pH keskmine väärtus 8,3 viitab kesisele seisundile (Joonis 86). Kõrge pH on ka varasema seire põhjal probleemiks olnud, kõrgeid pH väärtusi on esinenud kogu vegetatsiooni perioodi vältel. Uurimusliku seire raames tuvastati kõrge pH väärtus ja veeõitsengu tunnuseid ka märtsi lõpus toimunud välitöödel.



Joonis 84. Tamula järve Nüld sisaldus (KESE, 19.08.2020).



Joonis 85. Tamula järve Püld sisaldus (KESE, 19.08.2020).



Joonis 86. Tamula järve pH (KESE, 19.08.2020).

Veeproovide analüüsitulemuste ja välitöödel määratud vooluhulkade põhjal hinnati järve sissevoolu ja väljavoolu aastased koormused (Tabel 44). Osadest sissevooludest oli veeproovide võtmine ja vooluhulga

määramine võimalik üksikutel kordadel, mistõttu on aastase koormuse hinnangu usaldusväärsus pigem madalam kui keskmine (tase 3).

Tabel 44. Tamula järve aastane koormus.

	Q tuh m ³ /a	sv%	Nüld kg/a	sv%	Püld kg/a	sv%	BHT5 kgO ₂ /a	sv%	HA kg/a	sv%	Usaldus- väärsuse tase
Tamula sv1	52	1	87	2	4	1	121	1	381	2	2
Tamula sv2	411	8	638	13	22	9	598	7	1498	7	2
Tamula sv3	4 609	86	3 472	72	197	78	7806	87	17 103	84	2
Tamula sv4	121	2	122	3	12	5	139	2	562	3	2
Tamula sv5	11	0	10	0	1	0	15	0	35	0	3
Tamula sv6	1	0	2	0	0	0	2	0	2	0	3
Tamula sv10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
Tamula sv11	145	3	358	7	13	5	277	3	592	3	3
Tamula sv12	35	1	117	2	4	2	35	0	71	0	3
Tamula sv kokku	5 385		4 804		252		8 993		20 245		
Tagasivool Vagulast	4 075		3 515		216		8 356		31 793		
Kokku	9 460		8 319		467		17 349		52 039		
Tamula vv	9 136		8 173		481		19 529		74 702		

Aastase vooluhulga põhjal on selgelt kõige olulisemaks sissevooluks Haraku oja, mis moodustab 86% sissevoolude vooluhulgast. Tamula järvest välja voolava ja Vagula järve poolt Tamula järve tagasi voolava vee hulk on tuletatud (arvutatud) ööpäevastest Tamula järve veetaseme muutustest (Riigi Ilmateenistuse andmed) ja mõõdetud (ja ekstrapoleeritud) sissevooludest. See hinnanguline vooluhulk moodustab 45% väljavoolus vooluhulgast.

Tamula sv10 ja sv6 seirepunktides sademevee väljalaskude veeproovides oli Püld sisaldus 0,1–0,12 g/m³. Tamula sv6 (Võru linna sademevee väljalask nr 7) puhul esines kõrge Nüld sisaldus 2,5 g/m³. Mõlema väljalasu puhul on tegemist väikeste vooluhulkadega, mistõttu on väljalaskmete hinnanguline aastane koormus ebaoluline. Samas tuleb arvestada, et toimunud seire ei iseloomusta vihmaperioodidel järve jõudvat koormust.

Tamula sv1 veeproovides jäi Nüld sisaldus vahemikku 1,3–1,8 g/m³. Püld sisaldus oli 2019 III ja 2019 IV võetud veeproovides tagasihoidlik, kuid oli kõrgem 2020 I ja 2020 II kvartali veeproovis. Viimasel juhul oli Püld sisaldus lausa 0,24 g/m³, mis nii vooluveekogumite kui ka seisuveekogumite puhul väga halvale seisundiklassile viitab.

2020 II kvartalil võrreldi settetiigile eelnevast seirepunktist ja settetiigist järve suudme lähedalt (seirepunkt Tamula sv1A) võetud veeproovide tulemusi. Püld kontsentratsioon oli veeproovides lähedane (vastavalt 0,24 ja 0,27 g/m³), kuid Nüld sisaldus oli suudme lähedusest võetud veeproovis selgelt väiksem (vastavalt 1,7 ja

1,0 g/m³). 2020 II oli kõrge ka BHT5 näitaja, mis oli suudme lähedusest võetud veeproovis suurem (vastavalt 5,1 ja 8,3 mgO₂/l). Samas oli settetiigile eelnevas seirepunktis määratud vooluhulk suhteliselt väike, mistõttu moodustab hinnanguline aastane toiteainete koormus suhteliselt väikese osa summaarsest koormusest.

Linnalise keskkonna, sealhulgas ühiskanalisatsiooniga ühendamata majapidamiste reoveekäitluslahenduste ja kõrvalhoonetes (näiteks saunades) tekkiva puhastamata vee kraavidesse juhtimise võimalikku mõju väljendavad Võru linnas asuvate kraavide järve suubumise kohtades asuvad seirepunktid.

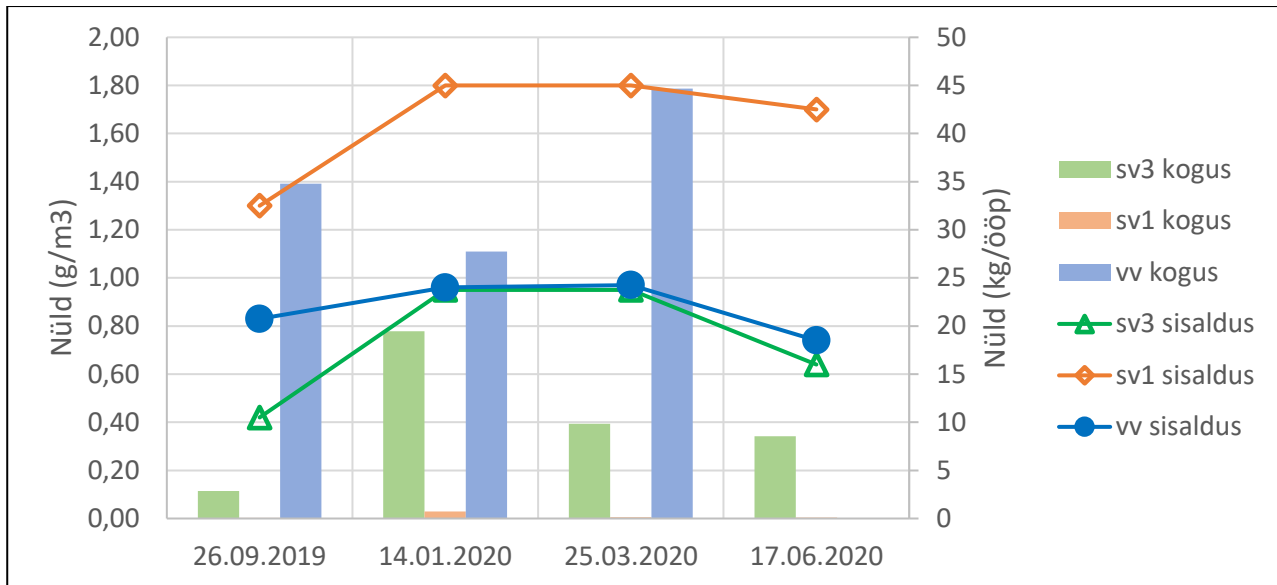
Niidu kraavi (Tamula sv1) kaudu avaldub nii Võru linna sademevee väljalask nr 27 kui ka tänavatelt kraavi koguneva ja sinna suunatava vee mõju. Nagu eelnevalt kirjeldatud määrati seirepunkti 2020 II kvartali veeproovis kõrge toiteainete sisaldus (Joonis 87, Joonis 88). Arvestades, et tegemist oli suvise perioodiga, siis võis kõrgem toiteainete sisaldus olla seotud aiapidamises kasutatavate väetistega. Siiski tuleb nentida, et hinnanguline aastane toiteainete koormus moodustab suhteliselt väikese osa sissevoolude summaarsest koormusest.

Asustuse mõju iseloomustab ka Veerekraav (Tamula sv2), mis enne järve suubumist kulgeb järve Võru linna ja Võlsi küla piiril eramaja hoovide ääres. Kohalike sõnul juhiti kraavi varasemalt ka hoonete reovett, kuid AS Võru Vesi edastatud info kohaselt on enamik kraaviäärseid elamuid praeguseks ühiskanalisatsiooniga ühendatud. Arvestades, et elamute juures on ka kõrvalhooned, siis on võimalik, et kraavi on suunatud kõrvalhoonete vett. Samas tuleb arvestada, et üksikute kõrvalhoonete põhjustatud koormus ei saa olla nii suur, et avalduks mõju järvele. Kohalike sõnul on Veerekraavi varasemalt ka linna poolt puhastatud, kuid kraavi vesi on siiski mudane, kraav kasvab kiirelt täis ja vajab tihti puhastamist. Kraav saab alguse raudteeäärsest soiselt alalt, kogu kraavi ulatuses on reljeef tasane, mistõttu liigub vesi kraavis väga aeglaselt ja veevahetus on aeglane. Piirkonnas on liigniiskuse vähendamiseks rajatud ka tänavate äärde kraave, mis vett järve suunda juhtima peaks, kuid kohalike sõnul vesi kraavides üldjuhul seisab. Veerekraavis täheldati välitöödel toiteaineterohket vett eelistavaid lemlisid, mille püsimine kraavis viitab seisvale veele.

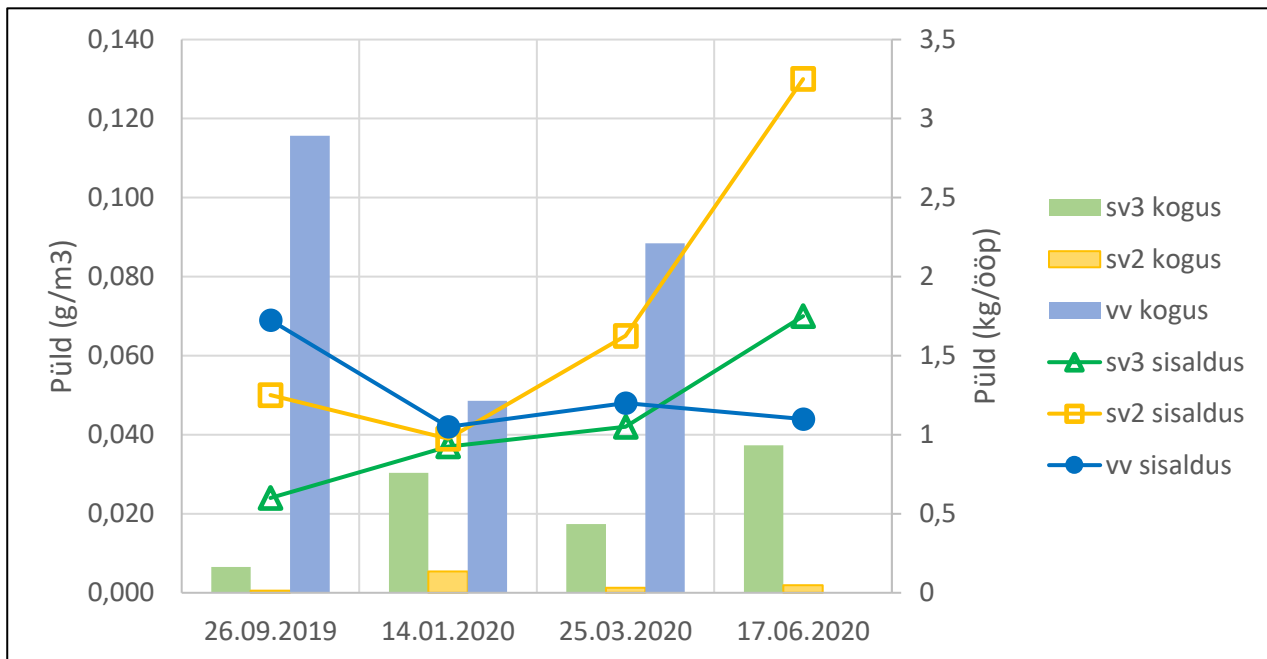
Veerekraavi järve suubumise kohast veidi ülesvoolu on rajatud settetiik, mille väljavoolu lävi peaks takistama järve vee kraavi tungimist ja leevendama piirkonna liigniiskuse probleemi. Kohalike sõnul on järve kõrge veetaseme korral kraavi veetase siiski kõrge. See võib olla seotud järve veetaseme tõusuga, kuid võib olla tingitud ka üldiselt piirkonna põhjavee kõrgest seisust.

Sarnaselt Niidu kraaviga esines kõrgemaid toiteainete sisaldusi ka Veerekraavi 2020 I ja 2020 II kvartali veeproovidest.

Arvestades, et 2020 II oli tegemist suvise kuiva perioodiga, võib kõrge fosfori sisaldus olla seotud põhjaveega. Järve läänekalda seirepunkti Tamula sv4 puhul on tõenäoliselt oluliseks allikate mõju, sellele viitab ka vee madal hapnikusisaldus (2,11–3,31 mgO/l; 16,7–28,6%). Ka teistes läänekalda seirepunktides oli hapnikusisaldus madal, mis viitab põhjavee mõjule.



Joonis 87. Üldlämmastiku sisaldus ja kogus Tamula järve seirepunktides.



Joonis 88. Üldfosfori sisaldus ja kogus Tamula järve seirepunktides.

Veeproovide põhjal oli Tamula sv4 seirepunktis Püld sisaldus kõrge, kontsentratsioon oli madalaim sademeterohkel talvisel perioodil (0,077 g/m³) ja kõrgeim madalveeperioodil suvel (0,12 g/m³). Lähedased Püld kontsentratsioonid esinesid ka seirepunktis Tamula sv11, kus oli võimalik veeproove võtta kolmel korral. Seirepunktis Tamula sv4 oli Nüld sisaldus vahemikus 0,77–1,3 g/m³, kuid Tamula sv11 Nüld sisaldused olid kogu aasta vältel kõrgemad (1,6–2,7 g/m³). Mõlemas proovipunktis esinesid kõrgemad sisaldused talvisel ja kevadisel proovivõtul.

Teistest läänekalda seirepunktides oli proovivõtt võimalik vaid üksikutel kordadel, üldiselt võib öelda, et kõige põhjapoolsema kraavi vee toiteainete sisaldused olid eelpool nimetatutest madalamad ja kuivenduskraavide süsteemi keskmises osas asuvas seirepunktis olid toiteainete kontsentratsioonid kõrgemad.

Sissevoolude Püld ja Nüld koormusest suurima osa moodustab Haraku oja kaudu järve jõudev koormus. Haraku ojas määratud Püld kontsentratsioon jäi vahemikku $0,024\text{--}0,07\text{ g/m}^3$ ja Nüld kontsentratsioon vahemikku $0,42\text{--}0,095\text{ g/m}^3$, mida võib vooluveekogumite puhul pidada vähemalt heale seisundile viitavaks. Seisuveekogumite puhul viitaks toiteainete sisaldused samuti vähemalt heale seisundile, vaid suvine Püld sisaldus $0,07\text{ g/m}^3$ kesisele seisundile.

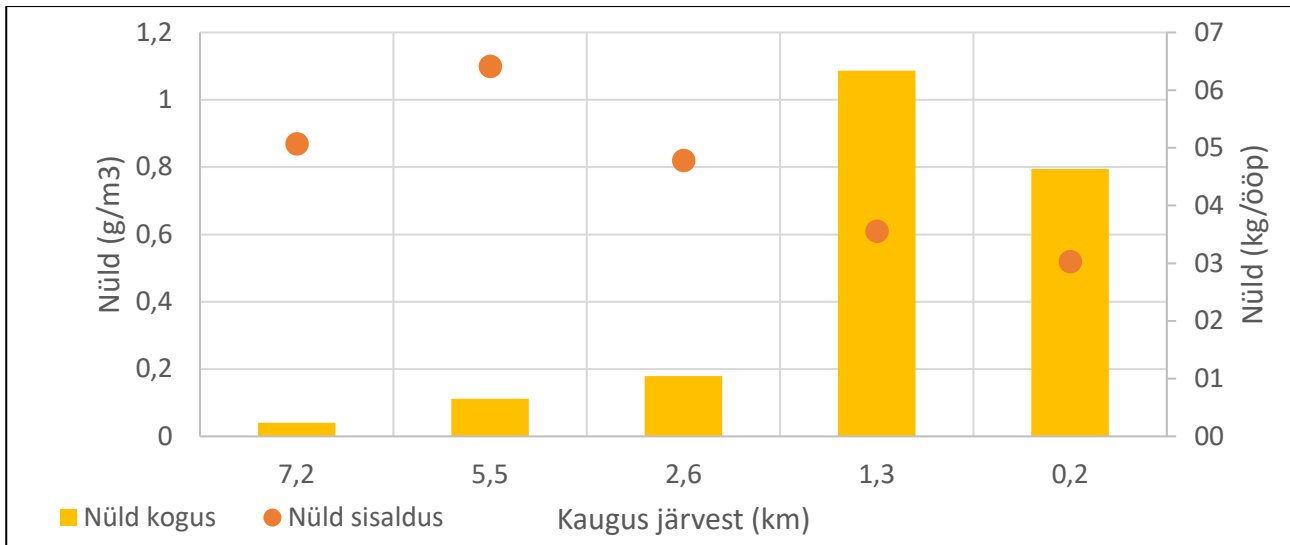
Haraku oja kaudu Tamula järve jõudev koormus oleneb Haraku oja, Kubija järve, Vähkjärve ja Kubija oja ja valgala koormusest ning seejuures on oluliseks seadmine ja toiteainete peetus Kubija järves.

Kubija järvest ülesvoolu asuvas seirepunktis Tamula sv3-Kubija tuvastati kõrgem Püld sisaldus suvisel perioodil ($0,082\text{ g/m}^3$). Nüld sisaldus oli kogu aasta vältel kõrgem Haraku oja seirepunktis tuvastatud sisaldusest. Kubija oja Nüld kogus moodustas enamiku aasta jooksul alla 30% Haraku oja sissevoolus tuvastatud koormusest, kuid 2019 IV kvartali seirekorral oli Kubija oja koormus mõnevõrra isegi kõrgem Haraku oja koormusest. Kubija oja valgalal on loomakasvatusekohti ja põllumajandusmaid ning ühtlasi on oja maaparandussüsteemide eesvooluks, mis tähendab sademete ja liigse niiskuse kiiret ärajuhtimist ka põllumajanduslikelt aladelt. Talvisel seirekorral oli tegemist sademeterohke perioodiga, mil suured Nüld kogused viitavad intensiivsele toiteainete ärakandele põllumajandusmaalt vegetatsiooniperioodi välisel ajal. Suure vooluhulga ja külma perioodi tõttu oli tõenäoliselt ka Kubija järves toimuva peetuse mõju väiksem.

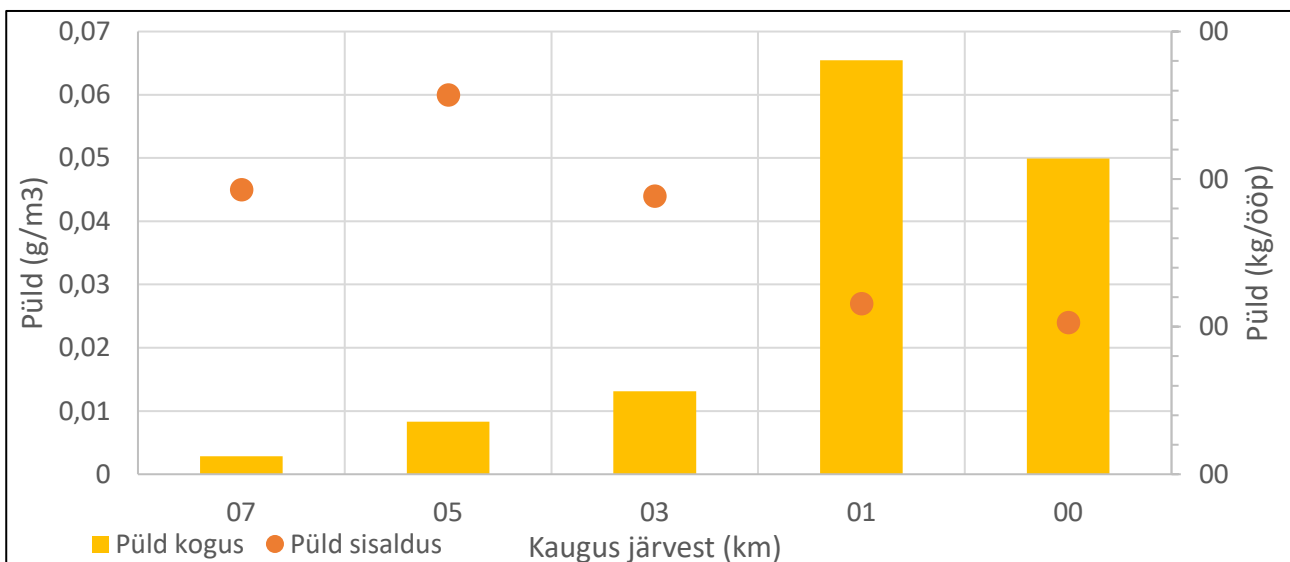
Tamula sv3-Vähkjärv seirepunktis määratud toiteainete kontsentratsioonid oli tagasihoidlikud ja lisanduv koormus oli võrreldes Kubija oja kaudu lisanduva koormusega pigem vähetähtis.

2020 III võeti täiendavaid veeproove Kubija oja valgalal Käätsa küla loomakasvatusekohtades üles- ja allavoolu (vastavalt 7,2 ja 5,5 km kaugusel järvest, seirepunkt Tamula sv3-Lembitu ja Tamula sv3-Võru metskond 82). Loomakasvatusekohtadest allavoolu jäävas proovis oli toiteainete sisaldus ca 1,3 korda suurem ja toiteainete kogus ligi 3 korda suurem. See viitab küll loomakasvatusekohtade mõjule, kuid uuritud jõelõigis lisandunud koormus moodustas vaid 10–15% Haraku oja (seirepunkt Tamula sv3, järvest 0,2 km kaugusel) kaudu Tamula järve jõudvast koormusest. Mõju võib aasta lõikes oluliselt erineda, kuna suvel on loomakasvatusekoormus piirkonnas tõenäoliselt suurem ja talvisel perioodil toimub aktiivsemalt toiteainete ärakanne sademetega.

Täiendaval seirekorral võeti veeproov Kubija ojast Kubija järvest ülesvoolu (kaugus Tamula järvest 2,6 km, seirepunkt Tamula sv3-Kubija) ja Haraku ojast Kubija järvest allavoolu (kaugus Tamula järvest 1,3 km, seirepunkt Tamula sv3-Kuuse tn 5b). Järvest allavoolu jääva seirepunkti veeproovis oli toiteainete sisaldus väiksem, kuid oluliselt suurema vooluhulga tõttu oli fosfori koormus ca 5 ja lämmastiku koormus ca 6 korda suurem (Joonis 89, Joonis 90).



Joonis 89. Üldlämmastiku sisaldus Tamula valgala 2020 III kvartali täiendava seirekorra veeproovides.



Joonis 90. Üldfosfori sisaldus Tamula valgala 2020 III kvartali täiendava seirekorra veeproovides.

Seirepunktis Tamula sv3-HVL1 võetud veeproovides jäi Püld sisaldus vahemikku 2,1–3,8 mg/l ja Nüld sisaldus vahemikku 1,2–4,9 mg/l. Haigla kõrval asuvast tiigist välja voolava vee hulk oli suhteliselt väike, kuid toiteainete suure sisalduse tõttu on hinnanguline aastane Püld koormus märkimisväärne. Hinnatud Püld koormus on ca 1,5 korda suurem Lüüste kraavi Kubija oja suubumise kohast allavoolu asuvast seirepunktist võetud veeproovide põhjal hinnatud aastasest Püld koormusest. Veeproovide põhjal hinnati haigla aastaseks heljumi koormuseks 871 kg/a. Töö käigus ei selgunud, millest on tingitud kõrge toiteainete sisaldus haigla filtripesu- ja sademevee väljalasus. Võimaliku mõjuallikana võib nimetada põhjavett, mida kasutatakse filtrite pesuks. Keskkonnainspektsiooni edastatud info kohaselt ei ole teada haigla reoveekäitlusest tingitud probleeme.

Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet. Fütoplanktoni jaoks optimaalne on see väärtuse juures 16:1. Sissevoolu aastase Nüld ja Püld koormuse suhe on 18:1 ja väljavoolu puhul 17:1, mis on lähedased optimaalsele suhtele.

6.5 Suurselgrootute seisund

Järve suurselgrootute seisundit on eri aastatel hinnatud peamiselt idakaldal, 2020. aastal korraldati seda edelakaldal, mis asus järve suurimale sissevoolule Kubija oja tavapärasest paigast lähemal (Foto 6).



Foto 6. Tamula järve prooviaala SE kaldalt N (H. Timm, 01.06.2020).

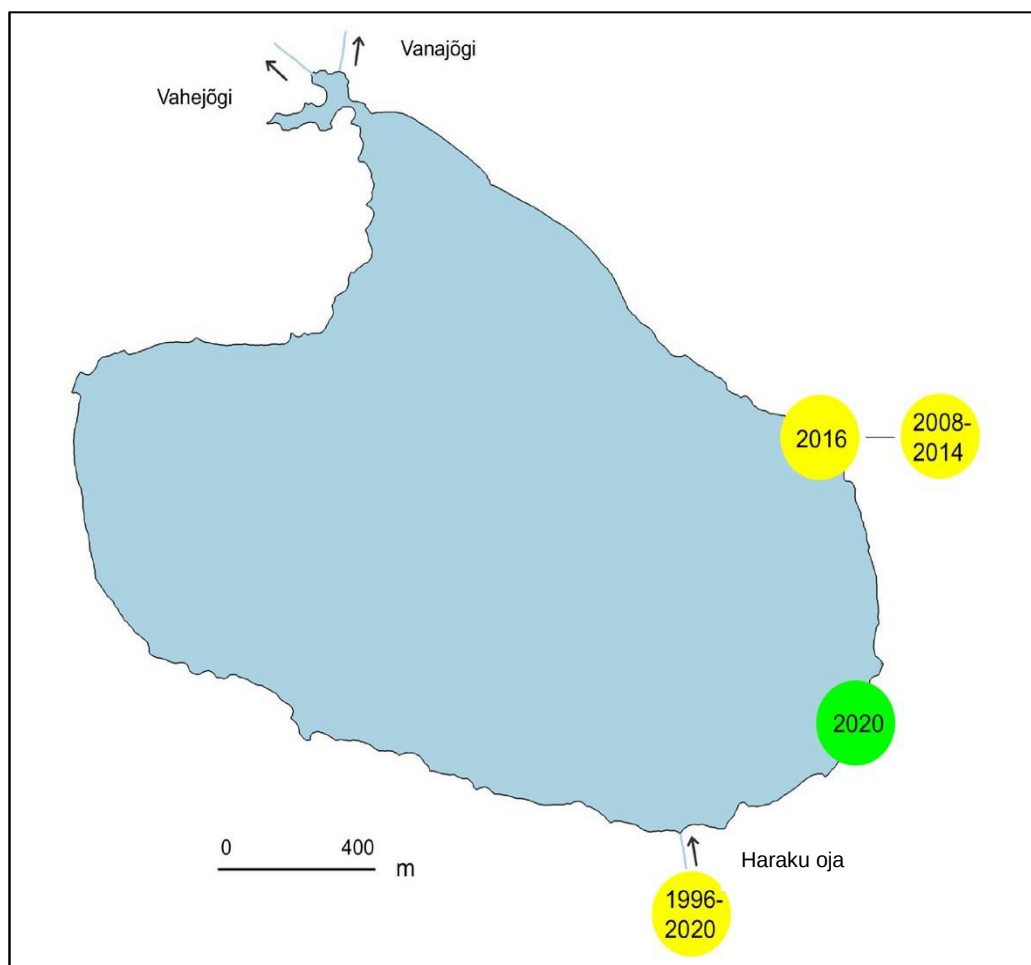
Suurselgrootute seisund on seni järves olnud kesine, kuid oli 2020. aastal hea (Tabel 45, Joonis 91). Mõlemad prooviaalad järves olid liivased, vesi süvenes aeglaselt ja taimestik koosnes peamiselt pilliroost. Pilliroog ja lage liiv koos veetaseme kõikumise tugeva mõjuga pole litoraali loomastikule väga hea elupaik, liiati ei paku see kalade eest kuigi head kaitset. Suurima sissevoolu Haraku oja seisund suurselgrootute järgi on olnud enamasti kesine ja sama nenditi ka 2020. aasta sügisel. Kuivõrd see mõjutab järve seisundit, pole selge.

Ka Tamula järve suurselgrootute tavapärane seisund on kehtivate kriteeriumide järgi hea ja kesise piiril. Hea kalajärve asukadena on põhjaloomad tugeva surve all ning ellu jäävad peamiselt vähem tundlikud liigid, kes ühtlasi oskavad end hästi kalade eest varjata. Kesise seisundi otsesed väljundid on vähene taksonirikkus, vähene tundlike liikide arv ning siit tulenevalt ka madal taksoni keskmine tundlikkus.

Tabel 45. Tamula järve ja Haraku oja suurselgrootute seisund.

Koht	Aeg	Km	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	REFMMQ	EQRMMQ	MESH
Tamula järv												
E kallas	20080507	14	15	2,25	4,27		3	7	12	25	0,48	1,14
E kallas	20110504	14	16	1,93	5,08		5	6	17	25	0,68	1
E kallas	20140423	14	17	3,44	4,54		3	5	13	25	0,52	1,25
E kallas	20160503	14	17	2,27	4,46		4	6	13	25	0,52	1,07
E kallas	20200601	14	22	1,87	4,63		5		15	20	0,75	1
Haraku oja ülalpool järve												
Võlsi	19961107	14			4,30							2,00
Võlsi	19980505	14			4,70							2,09
Võlsi	20000508	14			4,33							2,36
Võlsi	20200913	14	16	2,67	4,79	4	5		14	25	0,56	1,9

Tabeli selgituseks: aeg – aaaakpp; Km – proovikoha kaugus jõe lähtest (km); T – taksonirikkus; H' – taksonierisus; ASPT – taksoni keskmine tundlikkus; DSFI – Taani vooluvete fauna indeks; EPT – tundlike taksonite rikkus; A – Rootsi happelisusindeks; MMQ – suurselgrootute koondseisund; REFMMQ – koondseisundi etalontase; EQRMMQ – koondseisundi ja etalontaseme suhe; MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks; värvid: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – keskine, oranž – halb seisund.



Joonis 91. Tamula järve ja Haraku oja suurselgrootute seisund (EQRMMQ).

6.6 Suurtaimestiku ja fütobentose seisund

2020. aasta juulis uuriti järve taimestikku kolmes punktis, mis paiknesid järve lõuna- (Haraku oja sissevool), lääne- (maaparanduskraavide võrgustik) ja kaguosas (elamurajooni mõju). Varasemalt on järve suurtaimestikku seiratud 2016. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus, mil järve ökoloogiline seisund hinnati suurtaimestiku näitajate alusel kesiseks.

1. punktis järve lõunaosas, Haraku oja sissevoolu juures, oli kaldaveetaimestikus valdavaks pilliroog, vähesel määral leidus ka järvkaislat ning ahtalehist hundinuia. Ujulehtedega taimedest leidus uuritud alal enim kollast vesikuppu, veidi tagasihoidlikumalt ka väikest vesiroosi. Veesiseses taimestikus domineeris sõõr-särjesilm koos räni-kardheinaga, lisaks leidus siin ujuvate mattidena ja pealiskasvuna ka niitrohevetikaid.

2. punktis järve lääneosas, maaparanduskraavide võrgustiku sissevoolu juures, moodustas kaldaveetaimestiku (sarnaselt 1. punktile) pilliroog koos järvkaislaga. Ujulehtedega taimestikus esines lisaks kollasele vesikupule ka vähesel määral konnakilbukat ning ujutaimedest ristlemmelt. Veesiseses taimestikus oli siin valdavaks kaelus-penikeel koos räni-kardheinaga, samas niitrohevetikaid ei esinenud.

3. punktis järve kaguosas, mis piirneb elumajade/suvilate rajooniga, kaldaveetaimestik praktiliselt puudus (tõenäoliselt pideva niitmise või muul moel eemaldamise tõttu), vähesel määral leidus üksnes nõelalssi (*Eleocharis acicularis*) ja konnaosja ning tarnu. Ujulehtedega taimestik oli samuti vähene, enim leidus vesikirburohtu, sedagi üksikute kogumikena ning ristlemmelt. Veesiseses taimestikus oli valdavaks kaelus-penikeel, räni-kardhein, sõõr-särjesilm ja pealiskasvuna ka niitrohevetikaid.

Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuringupunktides on esitatud aruande lisas (vt lisa 7 tabel 5).

Kokkuvõtvalt saab öelda, et sissevoolu suurim mõju ilmnes 1. punktis, kuna siin esines enam kõrgeid toiteainete sisaldusi eelistavaid taimeliike (sõõr-särjesilm, räni-kardhein) ja niitrohevetikaid. Ka 3. punktis oli teatav mõju olemas, kuna siingi esines niitrohevetikatest pealiskasvu ning ohtramalt esines sõõr-särjesilma, ristlemmelt ja räni-kardheina. Samas 2. punktis leidus küll rohketoitelisi tingimusi eelistavaid taimeliike (konnakilbukas ja ristlemmel), kuid nende ohtrused olid madalad ning levik üsna hajutatud. Samuti puudusid antud punktis niitrohevetikad.

2020. a juulis koguti Tamula järvest fütobentose proov kahest punktist, mis paiknesid järve lõuna- (Kubija oja sissevool) ja kaguosas (elamurajooni mõju). Tamula järve fütobentost on varasemalt uuritud 2016. aastal riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus. Loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8 tabel 5).

Tamula järves uuritud proovipunktidest leiti kokku vastavalt 26 ja 25 liiki bentilisi ränivetikaid, mis on keskmine tulemus. 1. punktis oli arvukaim *Staurosirella oldenburgiana*, 2. punktis aga *Achnanthydium minutissimum*. Üldiselt oli liigiline koosseis mõlemas punktis küllaltki sarnane. Tamula järves uuritud punktides oli mõlema puhul fütobentose indeksi ökoloogilise seisundi koondhinnang hea (Tabel 46). Üksnes WAT indeks viitas kesisele ökoloogilisele seisundile, kuid antud indeksi tulemused ei ole alati väikejärvede puhul ka usaldusväärsed, nagu on näidanud senine praktika. Kui vaadata ka bentiliste ränivetikate liigilist koosseisu,

siis saab öelda, et inimõju on teataval määral olemas (mõlemas punktis esineb koosluses arvukamalt väikesemõõtmelisi, kõrget eutroofsust eelistavaid liike), kuid mitte väga oluline.

Tabel 46. Tamula järve ökoloogilise seisundi hinnangud fütobentose indeksite järgi.

Punkti nr	IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
1	15,8	30,6	12,8	hea
2	14,9	38,3	12,8	hea

6.7 Tulemuste kokkuvõte ja meetmed järve tervendamiseks

6.7.1 Tulemuste kokkuvõte

Kaardianalüüsil ja veeseirel põhinev Tamula järve lämmastiku ja fosfori voo kokkuvõte on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 47).

Tabel 47. Tamula järve lämmastiku ja fosfori voog.

	Nüld (kg/a)	Püld (kg/a)
Asustus ja veekasutus		
Ühiskanaliseerimisvõimega elanikkond (hinnanguliselt siseveekogudesse jõudev koormus)	181	<1
Külaskoormus	9	<1
Corine asustusega seotud maakattetüübid	2 011	306
Loomakasvatuskohad		
PRIA loomakasvatushooned (hinnanguliselt keskkonda jõudev koormus)	482–1 446	7–33
PRIA loomakasvatuala (karjamaadele jääv koormus)	12 568	1 943
Corine karjamaade maakattetüüp	636	25
Põllumajandusmaad		
Corine põllumajanduslikud maakattetüübid	10 824	213
PRIA põllumassiivid	4 495	83
Uuritav veekogum		
Sademete koormus veepinnale (EELIS)	1 403	52
Corine veekogude maakattetüüp	972	67
Kogu valgala		
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs valgala (v.a järve ümbritsev valgala osa)	13 463	424
Sissevoolude veeseire	4 804	252
Kaardianalüüs/ sissevoolude seire	2,8	1,7
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs valgala (sh järv)	16 641	695
Väljavoolu veeseire	8 173	481
Kaardianalüüs/seire	2,0	1,4

Corine maakattetüüpide kaardianalüüs valgalal (sh järv)	3 178	271
Sissevoolud ja Vagula järve tagasivool	8 319	467

Tamula järve valgala maakattetüüpide analüüsi põhjal on lämmastiku koormuse puhul kõige olulisemaks Haraku oja ja sellest ülesvoolu jääva valgala osa lämmastiku koormus. Fosfori puhul on kaardianalüüsi põhjal suurem mõju asustusest tuleneval koormusel.

Sissevoolude veeseire põhjal on nii lämmastiku kui ka fosfori puhul ülekaalukalt kõige olulisemaks Haraku oja koormus. Asustuse mõju avaldub pindmise äravoolu ja muutliku vooluhulgaga sissevoolude kaudu ning järve läänekalda kraavides tuvastati veevool vaid üksikutel seirekordadel, mistõttu jääb järve ümbruses asuvatest koormusallikatest tulenev mõju veeseires osaliselt tuvastamata.

Tamula järve suurselgrootute tavapärane seisund on kehtivate kriteeriumide järgi hea ja kesise piiril. 2020. aastal oli seisund hea. Suurima sissevoolu Haraku oja seisund suurselgrootute järgi on olnud enamasti kesine ja sama nenditi ka 2020. aasta sügisel. Kuivõrd see mõjutab järve seisundit, pole selge. Suurtaimestiku seire põhjal saab öelda, et sissevoolu suurim mõju ilmnes Haraku oja sissevoolu juures, kus esines enam kõrgeid toiteainete sisaldusi eelistavaid taimeliike. Ka järve kaguosas oli teatav mõju olemas. Bentiliste ränivetikate liigilise koosseisu põhjal saab öelda, et inimõju on teataval määral olemas, kuid mitte väga oluline.

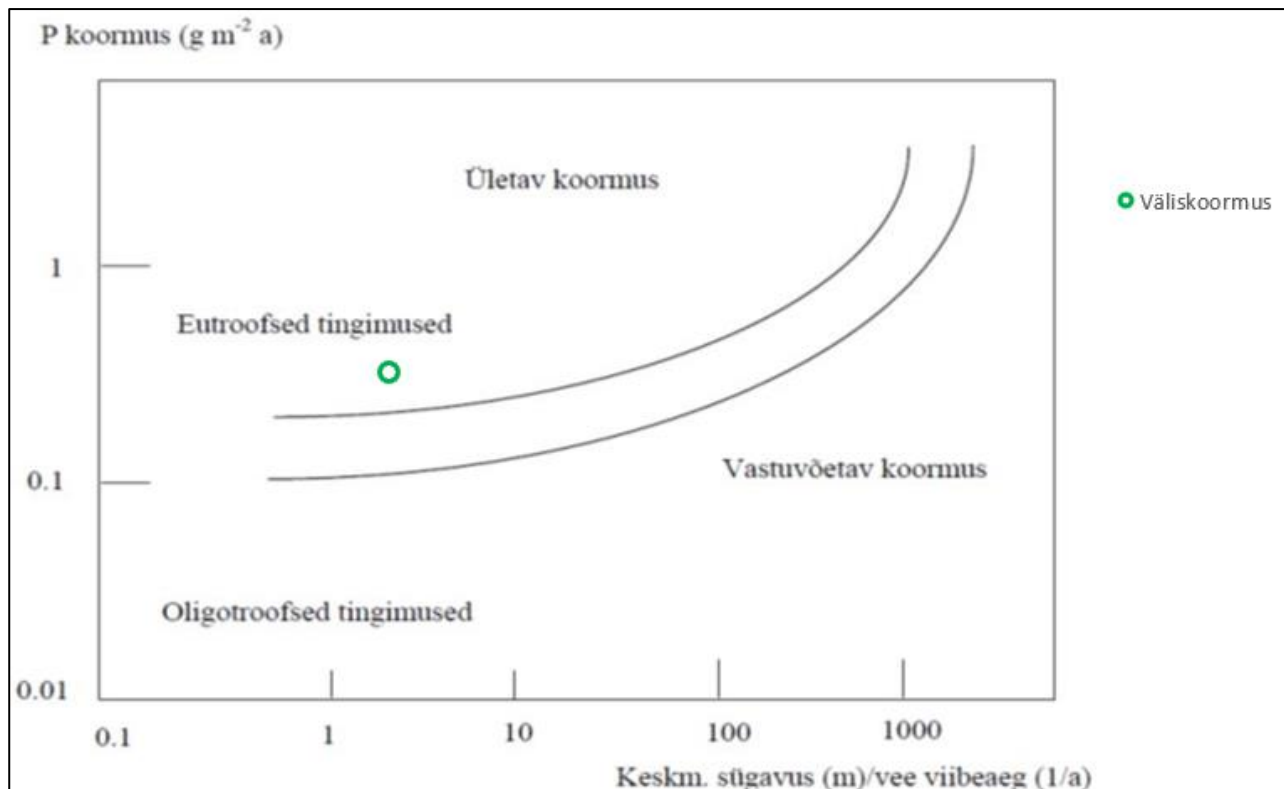
Uurimusliku seire tulemuse põhjal looduslike võrdlustingimuste ja ökoloogilise seisundi hindamiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate ja kvaliteedielementide seisundiklassi piiride ümberhindamist põhjendatuks ei peeta.

Tamula settes olevad fosfori kogused on väga suured (Tabel 48). Hapnikurikkas keskkonnas on Tamula sete võimeline fosforit siduma, aga seevastu hapnikuta keskkonnas eraldub fosforit vette väga palju, mis tähendab, et kui järv jääb aga ummuksile, siis võib olukord oluliselt halveneda. Üldlämmastiku sisaldused pole suured ja aereeritud inkubatsioonikatses lämmastiku sisaldus vees isegi vähenes.

Tabel 48. Tamula järve põhjasette fosfori kogus ja veekogusse liikuva voo hinnang.

	Püld
Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihis	4 533 µg/g
Fosfori foonsisaldus kuivaines	ca 1 500 µg/g
Mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	49,7 t
Sisekoormus (veekogusse liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	-

Sette inkubatsioonikatses tuletatud andmete järgi võib üldistada, et hapnikurikkas keskkonnas sisereostust ei ole. Peamise sissevoolu ja Tamula järve ümbruse valgala osa Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvutatud Püld koormus on 0,32 gP/m²*a. Väliskoormuse talutavuse hindamiseks kasutatakse Vollenweideri mudelit (1975), mille kohaselt on sekundaarreostuse ohu piiriks Tamula järve puhul ca 0,2 gP/m²*a (Joonis 92). Sisekoormus jääb ohupiiri juurde, kuid hinnanguline väliskoormus ja seega ka summaarne koormus ületab talumatu koormuse piiri. Samas saab settest tuleneva koormuse puhul Vollenweideri mudelit pidada siiski vaid indikatiivseks, kuna mudel on välja töötatud väliskoormuse mõju hindamiseks.



Joonis 92. Tamula fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

Tamula järve puhul tuleb oluliseks pidada peamisest sissevoolust tulenevat toiteainete koormust. Asustuse mõju olulisust ei olnud uurimusliku seire tulemuste põhjal võimalik selgelt määratleda. Periooditi võib toimuda veevoolamine Vagula järve suunast Tamula järve, kaasnev toiteainete koormus moodustab hinnatud aastaste koormuste põhjal olulise osa Tamula järve jõudvast koormusest.

6.7.2 Võimalike meetmete arutelu

Fosfori koormuse taluvuse analüüsi kohaselt on väliskoormus talutava ja talumatu piiri läheduses. Arvestades, et tegemist on hinnangulise koormusega, võib tegelik koormus olla talutava koormuse piires, kuid võib seda ka ületada. Tamula järve jõudva väliskoormuse saab jagada lihtsustatult kolmeks: peamine sissevool, idakalda asustus ja läänekalda kuivendus.

Veeseire põhjal on nii fosfori kui ka lämmastiku koormuse osas kõige olulisemaks Haraku oja sissevoolust tulenev koormus.

Haraku oja, Kubija järve ja Kubija oja valgala kaardianalüüsi ja veeseire tulemuste põhjal on oluliseks Kubija järve läheduses ning Kubija järve ja Tamula järve vahelises jõelõigis lisanduv koormus. Kubija järve valgala tuleneb otse järve jõudev koormus tõenäoliselt asustusest (sh ühiskanaliseerimisega majapidamised Kubija järve läänekaldal). Haraku oja valgala on ÜVKA-ga ette nähtud tegevused ühiskanaliseerimise arendamiseks ning Kubija järve läänekaldal oli ühiskanaliseerimisega liitumispunktid 2020. aastal. Hinnangute põhjal on ühiskanaliseerimisega elanikkonnast põhjustatud koormus väike, kuid meede vähendab mõnevõrra Kubija järve läheduses keskkonda jõudvat koormust ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.

Haraku ojasse jõudev koormus võib olla seotud ka Kubija järve sisekoormusega, mida uurimusliku seire töö raames ei uuritud. Uurimusliku seire tulemuste põhjal ei ole võimalik hinnata, mil määral Kubija järve settest vabanev võimalik koormus Tamula järve jõudvat koormust mõjutada võib. Mõju selgitaks Kubija järve sisekoormust käsitlev uuring.

Kubija oja valgalal võib pidada lämmastiku koormuse osas oluliseks loomakasvatust ja põllumajandust, kuna talvisel ja varakevadisel perioodil olid lämmastiku kogused suured ning Kubija oja ja Haraku oja seirepunktide tulemuste võrdluse põhjal ulatus Kubija oja valgalalt tulenev mõju tõenäoliselt ka Tamula järveni. Kubija oja äärsete loomakasvatusalade puhul on oluline neil aladel veekaitse nõuete järgimine ja järelevalve selle üle. Põllumajandusliku koormuse vähendamiseks tuleks rakendada talvist toiteainete ärakannet takistavaid meetmeid nagu toiteainete bilansi arvestamine ja talvise taimestiku hoidmine, et vähendada sademeterohket ja lumesulamise perioodil lämmastiku ärakannet eriti maaparandussüsteemide aladel asuvatelt põllumajandusmaadelt. Meetmed vähendab mõnevõrra koormust Kubija oja ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.

Tamula järve läänekaldal uuritud kraavide süsteemi juures oli mitmel pool näha põhjavee avanemine allikatena, ka mujal järve valgalal on teada allikaid. Geoloogiliste tingimuste põhjal asub Tamula järv ja ka Haraku oja vana vagumuse alal ning ühtlasi Haanja kõrgustiku äärealadel. See viitab, et põhjavee mõju võib avalduda nii järve sissevoolude veekvaliteedile kui ka otseselt järve veekvaliteedile põhjavee juurdevoolu kaudu. Tamula järve piirkonnas ei ole põhjaveeproovides üldlämmastiku ja üldfosforit määratud. Selleks, et selgitada, mil määral võib järve jõudev fosfori koormus olla seotud põhjaveega, tuleks uurida piirkonna põhjavee toiteainete sisaldusi ja jälgida paralleelselt ka pinnavees esinevaid sisaldusi.

Tamula järve läänekaldal asuvate kraavide fosfori koormus moodustab veeseire tulemuste põhjal vaid 6,8% sissevoolude koormusest ja 3,5% väljavoolus tuvastatud koormusest. Enamikes kraavides oli vee voolamine võimalik tuvastada vaid üksikutel kordadel ja võib arvata, et koormuse lisandumise tegelik dünaamika jäi veeseires tuvastamata. Tõenäoliselt on kraavide kaudu lisanduv koormus looduslik ja seotud põhjaveega, kuid arvestades loomakasvatusalade paiknemisega suhteliselt lähedal järvele ja kraavide vahetus läheduses, siis on neil aladel oluline veekaitse nõuete järgimine ja järelevalve selle üle.

Kaardianalüüsi põhjal tuleneb 39% fosfori koormusest Tamula järve ümbruse valgalalt, kus on suur mõju asustusel. Linnast pindmise äravooluna lisanduvat koormust ei ole võimalik veeseire abil tuvastada. Veeseiret oli kogu seireperioodil võimalik teha vaid üksikutes asustuse mõju näitavates kraavides. Uurimusliku seirega ei olnud võimalik tuvastada Tamula järve ümbruse tihedamalt asustatud alade mõju järvele, kuid on siiski asjakohane jätkuvalt tegeleda reovee kogumise ja käitlemise edendamisega. AS Võru Vesi edastatud info kohaselt on järve läheduses ja järve suubuvate kraavide läheduses enamik majapidamised ühiskanalisatsiooniga ühendatud. Väliskoormuse vähendamiseks saab kontrollida ühiskanalisatsiooniga ühendamata majapidamiste reoveekäitluse lahendusi ja soodustada nende majapidamiste ühinemist reoveekogumisalaga. Lisaks saab teostada kontrolli veejuhtmete läheduses asuvate kõrvalhoonete puhastamata vee keskkonda juhtimise üle. Tõenäoliselt ei ole meetmete mõju järve seisundile väga suur, kuid meede vähendab mõnevõrra keskkonda jõudvat koormust ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.

Tamula järve veerežiim on keeruline ja uurimusliku seire raames antud aastase vooluhulga hinnang ei ole kõrge usaldusväärsusega. Võru Linnavalitsuse tellimusel on koostamisel Tamula järve veerežiimi käsitlev üleujutusohu riskide uuring, mis valmib 2021. aasta sügisel. Uurimusliku seire raames on küll välja pakutud esialgne meetmekava, kuid nimetatud uurimistöö võib anda olulist teavet linnast lähtuva sademevee koguste ning selgitada tagasivoolu vooluhulga osakaalu Tamula järve väljavoolul. Uurimistööst tulenevalt võidakse kavandata meetmeid, mis võivad mõjutada järve veerežiimi, vee ja toiteainete bilanssi. Mastaapsemate koormuse vähendamise meetmete kavandamisel tuleks arvestada uurimistöö lõpptulemuste ja selle alusel kavandatavate meetmetega.

Hapnikurikkas keskkonnas settest fosforit veekeskkonda ei vabane, kuid hapnikuta keskkonnas võib fosforit vette vabaneda väga palju. Täpsem info hapnikutingimuste kohta järves puudub, kuid olemasolev info ei viita halbade hapnikutingimuste esinemisele. Mittehea seisund ei pruugi seega olla seotud settest vabaneva fosforiga. Eeltoodust tulenevalt ei ole võimalik hinnata, millise koguse põhjasette eemaldamisel ja millistest veekogumi piirkondadest oleks võimalik saavutada antud veekogumi hea seisund aastaks 2027, 2033, 2045.

Tamula järv on VRD järgi II järvetüüp (kihistumata keskmise vee karedusega). Oluline on suur pindala ja vaatamata püsiva kihistuse puudumisele suhteliselt suur sügavus. Madala järve puhul tulevad tervendamiseks kõne alla setete eemaldamine, setete töötlus, taimede eemaldamine, biomanipulatsioon. Taimede eemaldamine ei oleks Tamula järve puhul efektiivne, sest suure akvatooriumiga järves pole nende roll nii oluline. Tamula on fütoplanktoni, mitte makrofüütide domineerimisega järv. Mõnest kohast taimede eemaldamine võib olla läbiviidav korrastamise, aga mitte tervendamise eesmärgil. Biomanipulatsioon on olnud hea efektiivsusega väiksemates madalates järvedes. Pealegi on meetod suhteliselt lühiajalise efektiga ja peab sageli kordama. Setete eemaldamine on väga töömahukas. Selle meetodi puhul oluline on ka suur maksumus. Setete töötlus oleks kõige efektiivsem, aga selle kasutamine tuleks kõne alla pärast väliskoormuse vähendamist. Sel puhul on tarvilik setete uuring mitmest punktist ja sügavusest. Oluline on sette elementaarne analüüs, toiteainete sisalduse määramine, fosfori fraktsioneerimine.

P fraktsioneerimine täpsustab oluliselt settest vabaneva fosfori koormuse hinnangut. P on settes seotud paljudesse sidemetesse ja enamasti jaotatakse need sellistesse üksustesse: nõrgalt seotud - (peamiselt osakeste pinnale adsorbeerunud fosfaatne fosfor); raua ja alumiiniumiga seotud ja osaliselt orgaaniline -; kaltsiumiga seotud -; orgaaniline fosfor. Kõigil neil fraktsioonidel on omased ökoloogilised mehhanismid, mille käigus kas vabaneb või seotakse fosforit settesse. Näiteks raua ja alumiiniumiga seotud fraktsioon võib fosforit nii siduda kui ka vabastada. Olulised on sette elementaarkoostis, redokspotentsiaal, pH, hapnikusisaldus, elustiku tegevus, hüdroloogiline režiim, sette struktuur jmt. Seega võimaldab P fraktsioneerimine järve sisekoormuse vähendamise vajadust veendunumalt hinnata ja tervendamiseks vajalikke meetmeid efektiivsemalt kavandada.

Sette uuringute proovivõtukohtade tiheduse valik on keeruline probleem, sest need uuringud on väga töömahukad ning sõltuvad setete kuhjumise dünaamikast ja tusedusest (vertikaalsest ja horisontaalsest jaotusest), koostisest, järve pindalast, batümeetriast, järve kujust. Kõige otstarbekam oleks alustada töid kahest profundaali ruumiliselt võimalikult kaugel paiknevast kohast. Tulemuste erinevuste järgi (P fraktsioonide summa erinevus pealmises 10 cm paksuses kihis rohkem kui 30%) peaks otsustama, kas on tarvilikud

lisatööd. Arvestades Tamula järve pindala ja kuju võib oletada, et pärast kahe proovi analüüsi (võimalikult kaugel asuvatest punktidest) tuleks valida kuni seitse hajusalt profundaalis paiknevat proovivõtukohta.

6.7.3 Tamula seisundi parandamise esialgne meetmekava ja ettepanekud

Tamula järve seisundi parandamise esialgne meetmekava põhineb eelneval arutelul, kus on käsitletud võimalikke meetmeid (Tabel 49). Esitatud meetmed toetavad Tamula järve seisundi paranemist või on vajalikud täiendavate meetmete väljatöötamiseks. Praeguses etapis ei ole võimalik anda hinnangut, mis ajaks on võimalik Tamula hea seisundi saavutamine.

Tabel 49. Tamula järve seisundi parandamise esialgne meetmekava.

Meede	Olulisus	Hinnanguline maksumus	Aeg
Võru linnas reovee käitluslahenduste kontroll ja ühiskanalisatsiooniga ühinemise soodustamine.	Meede vähendab mõnevõrra keskkonda jõudvat koormust ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.	Ei ole määratav.	Regulaarne kontroll.
Võlsi külas ühiskanalisatsiooni arendamine.	Meede vähendab mõnevõrra järve läheduses keskkonda jõudvat koormust ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.	375 073 EUR ¹⁴	2023–2030
Tamula järve läänekalda loomakasvatustekohtade veekaitse nõuete järgimise soodustamine ja järelevalve selle üle.	Meede vähendab mõnevõrra keskkonda jõudvat koormust ja toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.	Ei ole määratav.	Regulaarne kontroll.
Kubija järve sisekoormuse uuring	Meede selgitab, kas Haraku oja kaudu Tamula järve jõudev koormus võib tuleneda Kubija järve sisekoormusest ja on aluseks edasiste meetmete väljatöötamisel.	Üks sette puursüdamik 2 700 EUR. Vajalik 3 kohta, kokku 8 100 EUR. Settepaksuse määramise hinnanguline maksumus 2 400 EUR.	Sõltub töö tellimise ajast.
Kubija oja valgalal loomakasvatustekohtade veekaitse nõuete järgimise soodustamine ja järelevalve selle üle.	Meede vähendab mõnevõrra Kubija järve ja selle kaudu Tamula järve jõudvat koormust ning toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.	Ei ole määratav.	Regulaarne kontroll.
Kubija oja põllumajandusmaadel (eriti maaparandussüsteemide alal) talvist toiteainete ärakannet takistavad tegevused.	Meede vähendab mõnevõrra Kubija järve ja selle kaudu Tamula järve jõudvat koormust ning toetab seeläbi Tamula järve seisundi paranemist.	Oleneb koostööst maaomanikega ja valitavatest meetmetest	Oleneb koostööst maaomanikega.

Ettepanekud

¹⁴ Ette nähtud Võru valla ÜVKA pikaajalise programmi investeeringuna.

Terasmaa et al. (2015) ja Vainu et al. (2019) tööde põhjal võib Tamula järve puhul olla oluliseks põhjavee mõju. Uurimusliku seire raames põhjavett ei seiratud, kuid järve läänekalda maaparanduskraavides võis täheldada selle võimalikku mõju. Tamula väljavoolul toimuva tagasivoolamise tõttu ei olnud võimalik määrata järve veebilanssi usaldusväärsusega, mis võimaldaks teha järeldusi võimaliku põhjavee juurdevoolu kohta. Põhjavee mõju arvestamist pinnavee seisundi määramisel on käsitletud aruande peatükis 2.2.1 ja 8.2. Põhjavee võimaliku mõju täpsem uurimine oleks Tamula järve puhul asjakohane. Uuring selgitaks, kas ja mil määral võib Tamula järve mittehea seisund olla seotud põhjavee toiteainete sisaldusega. Arvestades, et põhjavee toiteainete sisalduse vähendamine on keeruline, siis võib mõju tuvastamine olla oluline seisundi eesmärkide pikendamise või leebemate eesmärkide seadmise puhul.

Uurimusliku seire raames on küll välja pakutud esialgne meetmekava, kuid Võru Linnavalitsuse tellimusele koostatav Tamula järve veerežiimi käsitlev ülejutusohu riskide uuringuurimistöö võib anda olulist teavet linnast lähtuva sademevee koguste ning selgitada tagasivoolu vooluhulga osakaalu Tamula järve väljavoolul. Mastaapsemate koormuse vähendamise meetmete kavandamisel tuleks arvestada uurimistöö lõpptulemuste ja selle alusel kavandatavate meetmetega.



Joonis 94. Ähijärv (valgala kontuurid: Maves, 2019; veekogud: EELIS, 25.08.2020; aluskaart: Maa-amet, 01.10.2019).

Füüsikalise-keemiline ja bioloogiline üldiseloostus (Laarmaa et al., 2019; Ott, 2007–2019)

Ähijärve vee värvus on enamasti kollane, kollakasroheline või rohekaskollane ja läbipaistvus on ca 2 m. Madaluse tõttu järv ei kihistu ning erinevused pinna- ja põhjakihi vahel on väheolulised. Hapnikku leidub kogu veesamba ulatuses. Vesi on keskmise karedusega (HCO_3 160 mg/l; E 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ja nõrgalt aluseline (pH 8,3). Fosforisisaldus on madal, lämmastikku on keskmiselt (Püld 0,028 g/m³; Nüld 0,560 g/m³). Orgaanilise aine sisaldus järvevees on madal ($\text{KHT}_{\text{Cr}} < 25 \text{ mgO/l}$). Järve puhverdusvõime indeksi madal väärtus (Pu 12,9) viitab kehvale koormustaluvusele.

Fütoplanktoni koostis on liigirikas (75), ent biomass on enamasti keskmine (4,9 g/m³). Biomassilt on ülekaalus peamiselt sini- ja ränivetikad, veeõitsengud on sagedased ja koostises on siis esindatud ka potentsiaalselt toksilised liigid. Zooplankton on samuti liigirikas (29) ja arvukus on kõrge (0,8 mln is/m³). Biomass on keskmine (2,3 g/m³), enamasti domineerivad arvukuselt keriloomad, biomassilt keriloomad ja vesikirbulised. Oluliselt on vähenenud tundlike liikide osakaal ja järjest enam leidub rohketoiteliste veekogude indikaatorliike.

Taimeliike leidub samuti rikkalikult (70). Kaldavees on ülekaalus pilliroog, mille ohtrus on aastakümnete jooksul suurenenud. Sama saab öelda ka suure tulika ja mürkputke kohta, kuid mitte kalmuse kohta, kelle arvukus on vähenenud. Palju leidub ka järvkaislat ja ahtalehist hundinuia. Kohati võib leida ka konnaosja, soolssi ja soosõnajalga. Ujulehtedega taimestik on püsinud stabiilsena – domineerib kollane vesikupp ja ujuv penikeel, siin-seal leiab ka vesi-kirburohtu ja vesiroose. Veesisene taimestik on omane eutroofsele veekogule, valitsevad kaelus- ja läik-penikeel, vähem leidub harilikku vesisammalt, räni-kardheina, sõõr-särjesilma ja isegi vesikarikat.

Taimedeta aladel domineerivad suurselgrootute seas surusääsklased ja sügavamates kihtides ka järveklaasääsk ning taimestikuga aladel lisaks ka harilik keeristigu. Kaldaäärsel liivasel substraadil on ülekaalus surusääsklased, ent võib tabada ka harilikku mudapäevikut ja pisisõudurit. Järves leidub ka palju jõe- ja järvekarpe. Jõevähi arvukus on olnud stabiilselt madal.

Arvukuselt domineerivad kalastikus särg ja ahven, leidub ka kiiska, roosärge, latikat, mudamaimu, kokre ja linaskit. Vähesel määral leidub ka koha. Eelmisel sajandil elas järves veel ka luts, hink (*Cobitis taenia*) (LK III) ja angerjas. Järvel toimub harrastuslik kalapüük võrkudega, mis mõjutab põhiliselt röövkalade arvukust. Suuri kalu tabatakse harva.

Veekogumi seisund

Ähijärve käsitletakse eraldi veekogumina 2136000_1 (Ähijärv), mille seisund on 2019. aasta seisuga hinnatud kesiseks. Viimati 2019. aastal tehtud seire (v.a suurtaimed) põhjal oli ökoloogilise seisundi mittehea element suurselgrootud põhjaloomad (mittehea näitaja taksonirikkus, Shannoni taksonierisus ja happelisusindeks). 2018. aastal tehtud seire põhjal oli mitteheaks elemendiks suurtaimed (mittehea näitaja taksoni keskmine tundlikkude, vooluvete tundlike taksonite arv, tähtsamad taksonid ohtruse järgi, CHBR, ja suurtaimestiku ökoloogiline kvaliteedisuhe). Mittehea seisundi põhjus on teadmata. (Muna et al., 2020)

Järve peamiseks ohuks seisundile on peetud veetaseme alandamist (20. sajandi I pool; 2 m), mis on põhjustanud toitelisuse suurenemise (Ott, 2007–2019).

Ähijärve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 50).

Tabel 50. Ähijärve ökoloogilise seisundi dünaamika ülevaateseire andmete alusel (Ott, 2007–2019).

Ähijärv	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Hüdrokeemia	2	2	2	2	2	2	2	2	2,5	2,5	2	2
Fütoplankton	2	2	1	2	2	2	2	2	2,5	2	2	2
Zooplankton	2	2	2	2	2	2	-	3	3	2	3	3
Fütobentos	-	-	-	-	-	2	-	1	-	3	-	3
Makrofüüdid	-	-	2	-	-	2	-	-	2,5	-	2,5	
Suurselgrootud	-	-	2	-	1	2	-	3	1	2	3	3
Kalad	-	-	-	2	-	1	-	-	-	3	-	3
Hüdmorfoloogia	1*	1*	1*	2*	2*	1*	1*	2	-	-	-	
Ökoloogiline seisund	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3

Tabeli selgituseks: - pole uuritud; * – hinnang vana hüdmorfoloogia meetodika järgi; sinine – väga hea seisund (1); roheline – hea seisund (2); kollane – keskine seisund (3).

7.2 Väliskoormus

7.2.1 Koormusallikad

7.2.1.1 Heitvee, sademevee ja drenaaživee väljalaskmed

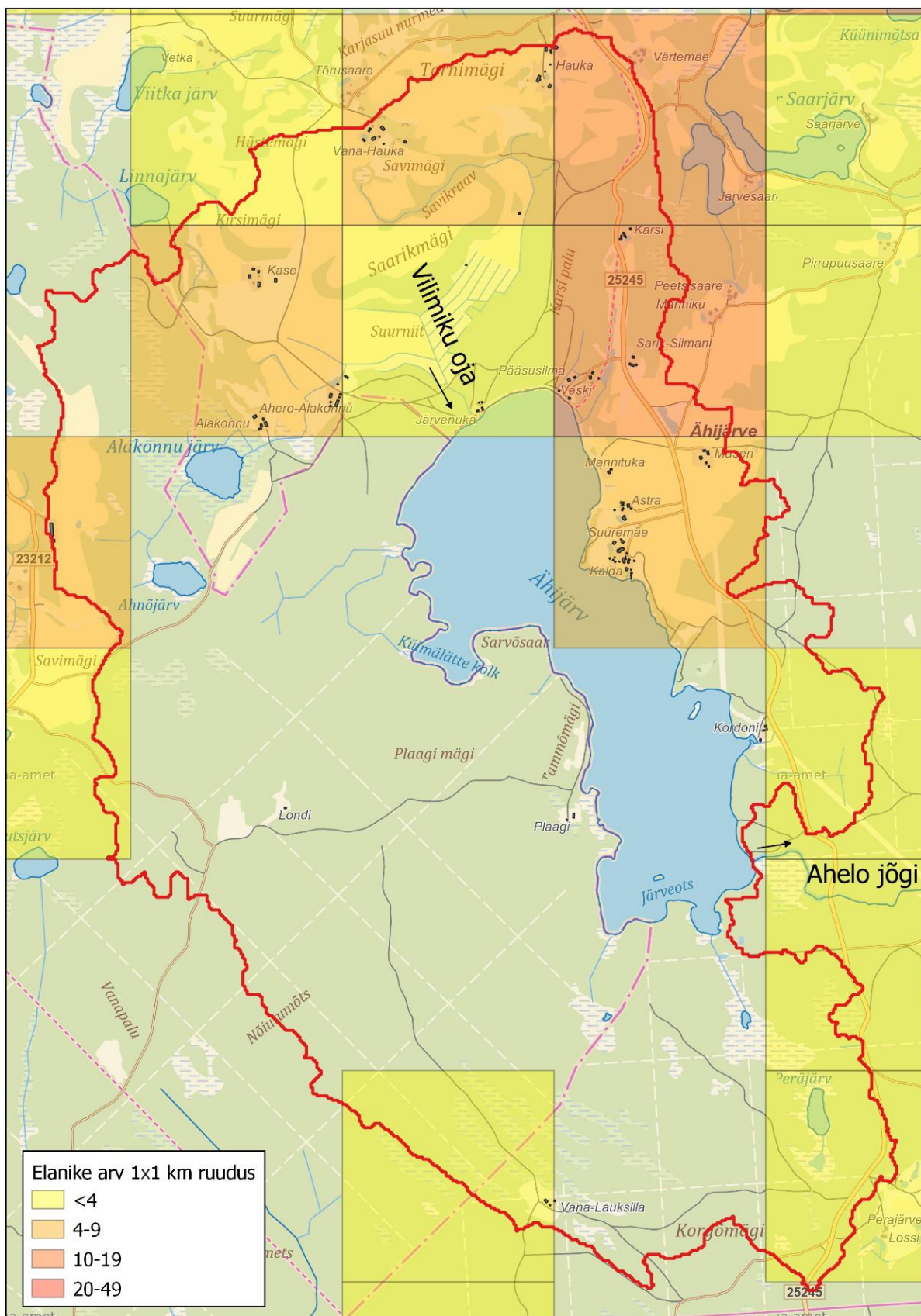
Ähijärve valgatal ei asu ühtegi keskkonnaregistrisse kantud heitvee, sademevee või drenaaživee väljalasku (EELIS, 25.08.2020).

Valgatal asub 22 elu- või ühiskondlikku hoonet (Maa-amet, 05.10.2019), millest kaks on seotud Karula rahvuspargi külastuskeskusega. Järve vahetus läheduses asub hooneid tihedamalt järve idakaldal. Majapidamiste heitvee väljalaskmeid valgatal teada ei ole. Välitöödel tuvastati üks saunavee väljalask järve suubuvasse kraavi, tõenäoliselt esineb valgatal ka teisi kõrvalhoonetega seotud väljalaske. Arvestades, et valgala majapidamiste arv on väike, võib mõju pidada ebaoluliseks.

7.2.1.2 Reoveekogumisalad ja ühiskanaliseatsioonita majapidamised

Ähijärve valgatal reoveekogumisalad ei asu (EELIS, 25.08.2020).

Valgala hinnanguline elanike arv on 30 inimest ja keskmine asustustihedus on 2 inimest/km² (Joonis 95). Asustus on tihedam järvest idas, põhjas ja loodes. Ühiskanaliseatsiooniga ühendamata elanikkonna põhjustatud hinnanguline siseveekogudesse jõudev toiteainete koormus on järgnev: Nüld 6,1 kg/a ja Püld 0,006 kg/a.



Joonis 95. Rahvaarv (ruudustik 1x1 km) Ähijärve valgalal (rahvaarv: Statistikaamet, 01.01.2019; hooned: Maa-amet, ETAK, 05.10.2019; aluskaart: Maa-amet, 29.09.2020).

7.2.1.3 Külastuskoormus

Järve idakaldal asub RMK Karula rahvuspargi külastuskeskus, mille juures on Karula rahvuspargi majutushoone (31 kohta) ja Suuremäe telkimisala. Telkimisalal on lubatud paigaldada kuni 50 (4-kohalist) telki, alal on ka kuivkäimlad ja välipesula puhta joogiveega. Ähijärve ääres asuvad veel RMK Alakonnu, Veski ja Plaagi lõkkekohad, kus on lõkkeasemed, lauad-pingid ja kuivkäimlad, lubatud on telkide paigaldamine. Lisaks kulgevad järve äärt mööda Ähijärve matkarada ja õpperada Ähijärve teerada, Ähijärve läheduses kulgeb veel teisigi RMK radasid.

Ähijärve laste loodusrada ja Suuremäe telkimisala külastatavus on keskmiselt 11 700 külastajat aastas. Karula rahvuspargi külastuskeskuses teavet saanute hulk on keskmiselt 3 500 külastajat aastas. (RMK, 13.10.2020)

Võrreldes populaarsemate RMK puhkealadega on külastatavus tagasihoidlik. Näiteks oli 2019. aastal populaarseimaks puhkealaks Oru park 294 900 külastusega, populaarseimaks kaitsealaks Lahemaa rahvuspark 228 200 külastusega ja populaarseimaks matkarajaks Taevaskodade matkarada 59 400 külastusega. (RMK, 03.03.2020)

Järve põhjakaldal asub Järvenuka puhkemaja, kus pakutakse kahes hoones majutusvõimalust kuni kümnele inimesele. Puhkemajade juures on olemas kuivkäimla, kuid majades on ka vesiklosetid ja reovesi suunatakse regulaarselt tühjendatavasse kogumismahutisse. Majutusteenust pakutakse suvisel perioodil mai kuni september. 2019. aastal oli ligi 100 ööbimist.

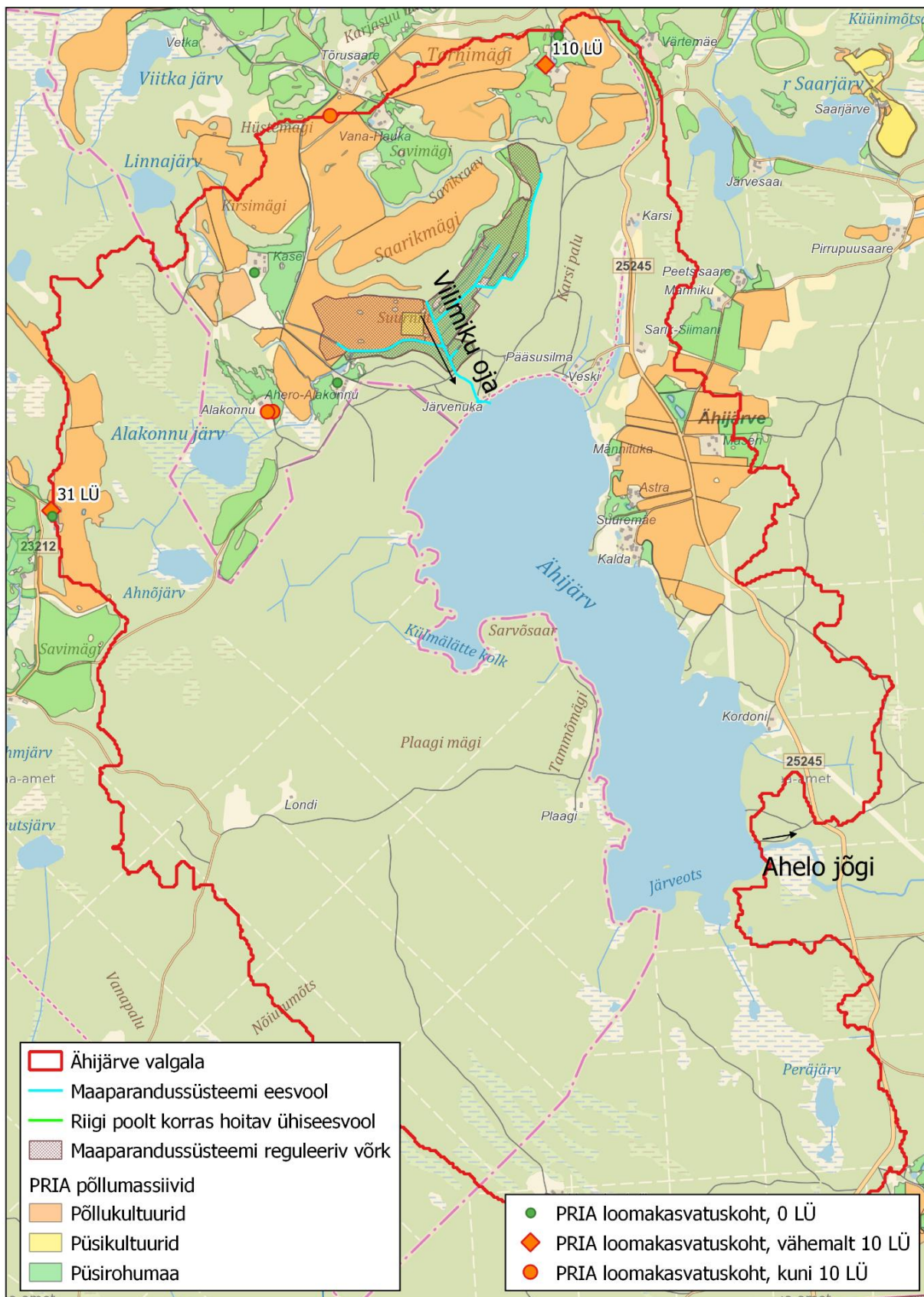
Kui arvestada iga külastusega (ca 15 300 külastust) seotud koormuseks ühe inimese poolt põhjustatud päevase koormuse, siis on külastustest tingitud hinnanguline siseveekogudesse jõudev toiteainete koormus on järgnev: Nüld 8,4 kg/a ja Püld 0,008 kg/a.

7.2.1.4 Loomakasvatuskohad

Ähijärve valgalal peetakse hinnanguliselt 153 LÜ (PRIA, 12.09.2020), loomakasvatuse tihedus on 10 LÜ/km². Valgalal on kaks loomakasvatustukohta, kus peetakse vähemalt 10 LÜ, neist ühes peetakse lambaid ja ühes veiseid (Tabel 51, Joonis 96). Uurimusliku seire vahearuandes kajastatud 04.11.2019 seisu kohaselt peeti valgalal hinnanguliselt 225 LÜ, oluliselt on vähenenud Rebasemõisa küla tegevuskohas EE18167 peetavate lammaste arv (521-lt 148-le).

Valgala loomakasvatustukohtades tekkivates väljaheidetes sisalduvate toiteainete kogus on hinnanguliselt 18 585 kgN/a ja 4 003 kgP/a. Sellest ligi 95% moodustab loomakasvatustushoonetes ja ligi 5% loomakasvatusaladel peetavate loomade koormus. Loomakasvatustushoonetest keskkonda jõudev hinnanguline koormus on järgnev: Nüld 1 765–5 294 kg/a ja Püld 38–190 kg/a.

Loomakasvatustukohad asuvad järvest põhjas ja loodes. Loomakasvatustukohtadele lähimad vooluveekogud on kraavid, mis on järvega ühendatud Vilimikuoja kaudu. Ortofotode ja kaldaerofotode põhjal on valgalal asuvad loomakasvatustukohad korrastatud ning puuduvad selged reostuse leviku märgid.



Joonis 96. Loomakasvatuskohad, põllumassiivid ja maaparandus Ähijärve valgalal (loomakasvatuskohad ja põllumassiivid: PRIA, 12.09.2020, maaparandus: EELIS, 21.08.2018; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

Tabel 51. Vähemalt 10 loomühikuga loomakasvatuskohad Ähijärve valgalal (PRIA, 12.09.2020).

Ehitise nr	Ehitise liik	Asukoht	Looma-liik	Tootmissuund	Arv	Loom-ühikud	Kaugus järveni (km)
EE18167	Hoone	Rebasemõisa küla, Valga vald	Lambad	Liha tootmine, aretus ja kasvatus	148	31	2,8
EE16578	Hoone	Mähkli küla, Antsla vald	Veised	Piima tootmine	110	110	2,1

7.2.1.5 Maaparandus ja põllumajandusmaa

Valgalal asub maaparandussüsteem 9021360000010 (Ähijärve), mille reguleeriva võrgu maa-ala pindala on 31,4 ha ja eesvoolu pikkus on 2,39 km (Maa-amet, 04.11.2019). Maaparandussüsteemi ala katab 2% järve valgalast. Maaparandussüsteemi eesvooluks oleva Vilimikuoja (ka Alakonnu oja) suubumiskoht on järve põhjatipus.

PRIA registrisse kantud põllumassiivid asuvad järvest põhjas ja idas ning moodustavad valgalast 14,7% (228 ha) (PRIA, 12.09.2020). Põllumassiivides 12,5% (28 ha) on maaparandussüsteemi reguleeriva võrgu alal. Järvest põhjas asuvate põllumaade läheduses asuvad kraavid on järvega ühendatud maaparandussüsteemi eesvooluks oleva Vilimikuoja kaudu.

Järvest idas on järvele lähemal asuvaid põllumassiive, mille läheduses ei ole veejuhtmeid. Nende põllumajandusmaade mõju jõuab järveni pindmise äravoolu kaudu. Kaks järvest kirdesse jäävat põllumassiivi asuvad järve suubuva kraavi läheduses ja võivad selle kaudu järve veekvaliteeti mõjutada.

Põllumassiividelt lähtuv potentsiaalne koormus on järgnev: Nüld 3 345 kg/a ja Püld 61 kg/a.

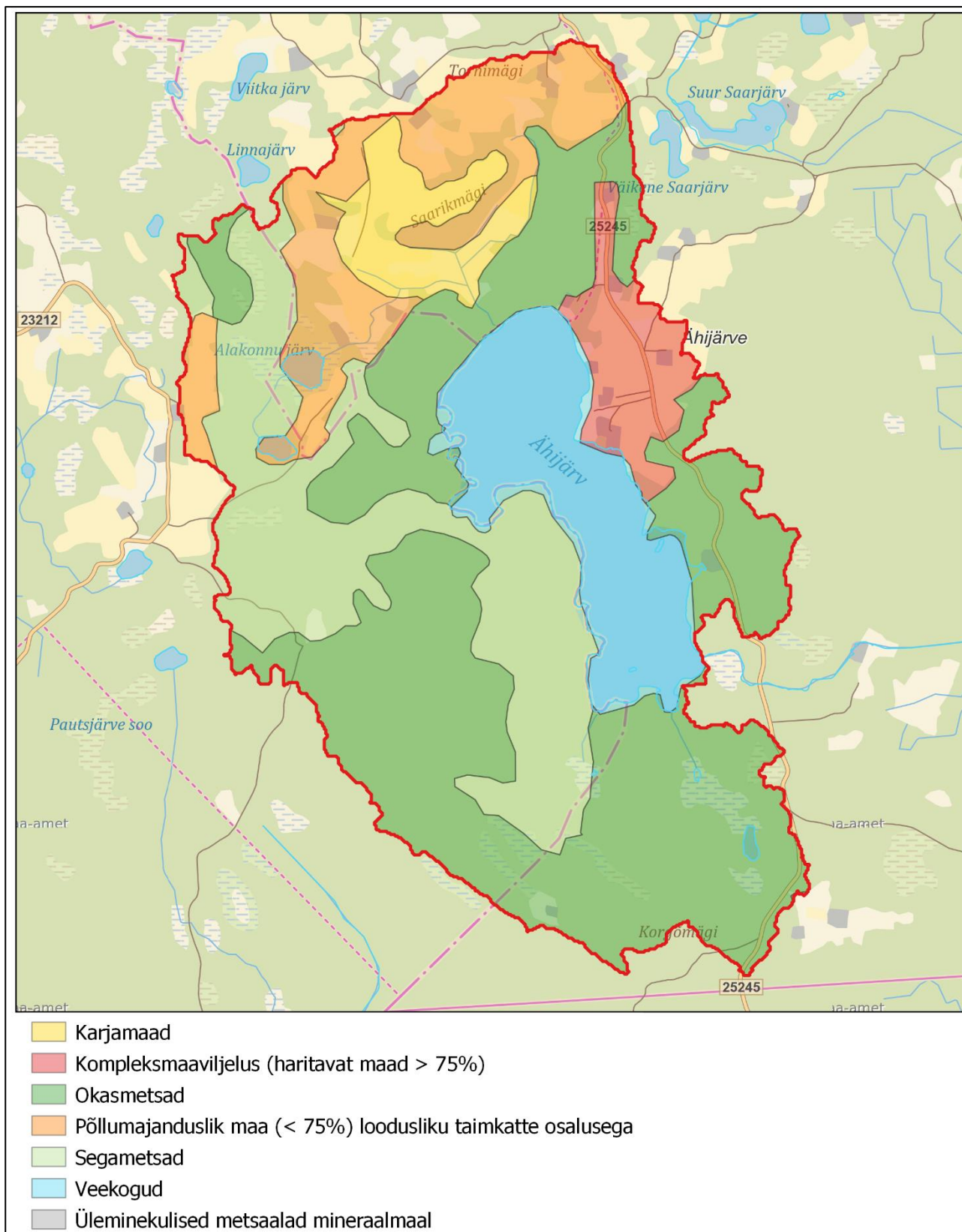
7.2.2 Valgala maakatte analüüs

Valgala maakattetüüpide analüüsi põhjal moodustavad 64,6% Ähijärve valgalast erinevad metsaga seotud maakattetüübid, 17,8% erinevad põllumajanduslikud maakattetüübid ja 5% karjamaad (Joonis 97, Joonis 98).

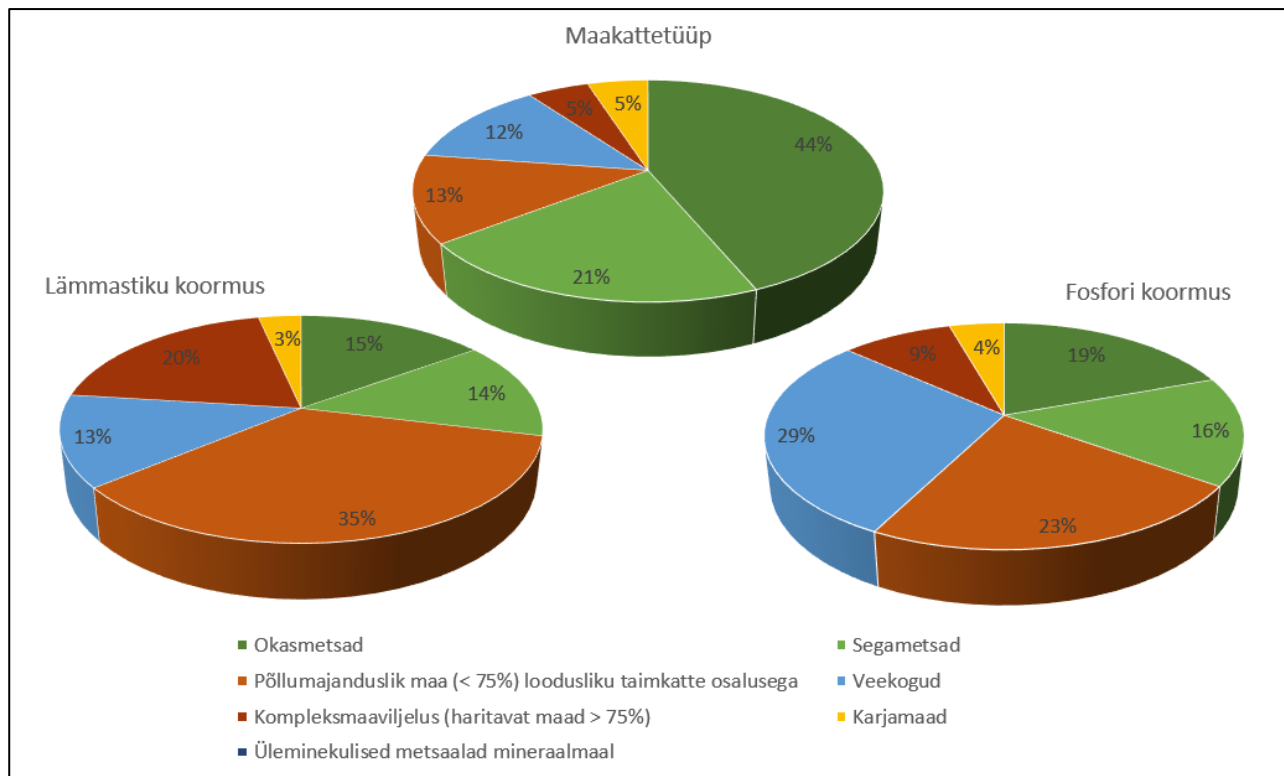
Lämmastiku koormusest 54,7% tuleneb põllumajandusmaadelt ja 28,9% metsamaadelt. 38,5% lämmastiku koormusest jõuab järve Vilimikuoja valgala põllumajandusmaadelt ja karjamaadelt, kus on osaliselt ka maaparandussüsteemi ala. Lämmastiku koormusest 19,6% jõuab järve idakalda põllumaadelt pindmise äravoolu ja järvest kirdes asuvate kraavide kaudu.

Järve jõudvast fosfori koormusest 34,9% lähtub metsamaadelt ja 31,7% erinevatelt põllumajanduslikelt maakattetüüpidelt. Vilimikuoja valgala põllumajandusmaadelt ja karjamaadelt tuleneb 27,1% fosfori koormusest.

Valgala aastane lämmastiku koormus on hinnanguliselt 6 745 kgN/a ja fosfori koormus 208 kgP/a (Tabel 52).



Joonis 97. Maakattetüübid Ähijärve valgalal (maakattetüübid: Corine, 12.09.2020; aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).



Joonis 98. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Ähijärve valgalal.

Tabel 52. Maakattetüübid ning vastav lämmastiku ja fosfori koormus Ähijärve valgalal.

Maakattetüüp	Pindala osakaal		Nüld		Püld	
	%		kg/a	%	kg/a	%
Okasmetsad	43,7		1 011	15,0	40	19,4
Segametsad	20,9		936	13,9	32	15,5
Üleminekulised metsaalad mineraalmaal	0,0		0	0,0	0	0,0
<i>Metsamaad</i>	64,6		1 947	28,9	73	34,9
Põllumajanduslik maa (< 75%) loodusliku taimkatte osalusega	12,8		2 366	35,1	47	22,7
Kompleksmaaviljelus (haritavat maad > 75%)	5,0		1 323	19,6	19	9,0
<i>Põllumajandusmaad</i>	17,8		3 690	54,7	66	31,7
Veekogud	12,6		878	13,0	61	29,0
Karjamaad	5,0		230	3,4	9	4,4
Kogu valgala			6 745		208	

7.3 Sisekoormus

7.3.1 Veekihi ja settekihi paksus

Ähijärve sügavus on suurim järve põhjapoolses osas, kus veekihi paksus on kuni 5,8 m. Järve põhjakaldal peamise sissevoolu (Vilimikuoja) suubumiskoha lähistel on näha madalam ala. Mitmes kohas järve erinevates piirkondades tuvastati veealuseid künkaid.

Mõõtmistulemused on kooskõlas peatükis 7.1 esitatud olemasoleval kirjandusel põhinevate andmetega.

Mudakihi paksus on muutlik, üle 5 m paksust mudakihti esines paiguti järve eri piirkondades. Järve kitsamas osas määrati mudakihi paksuseks 8,8 m. Peamise sissevoolu lähistel määrati mudakihi paksuseks 2,7 m.

Veekihi ja settekihi paksuse joonis, kus on märgitud ka setteproovi võtmise asukoht, on esitatud aruande lisa (vt lisa 9 lk 6).

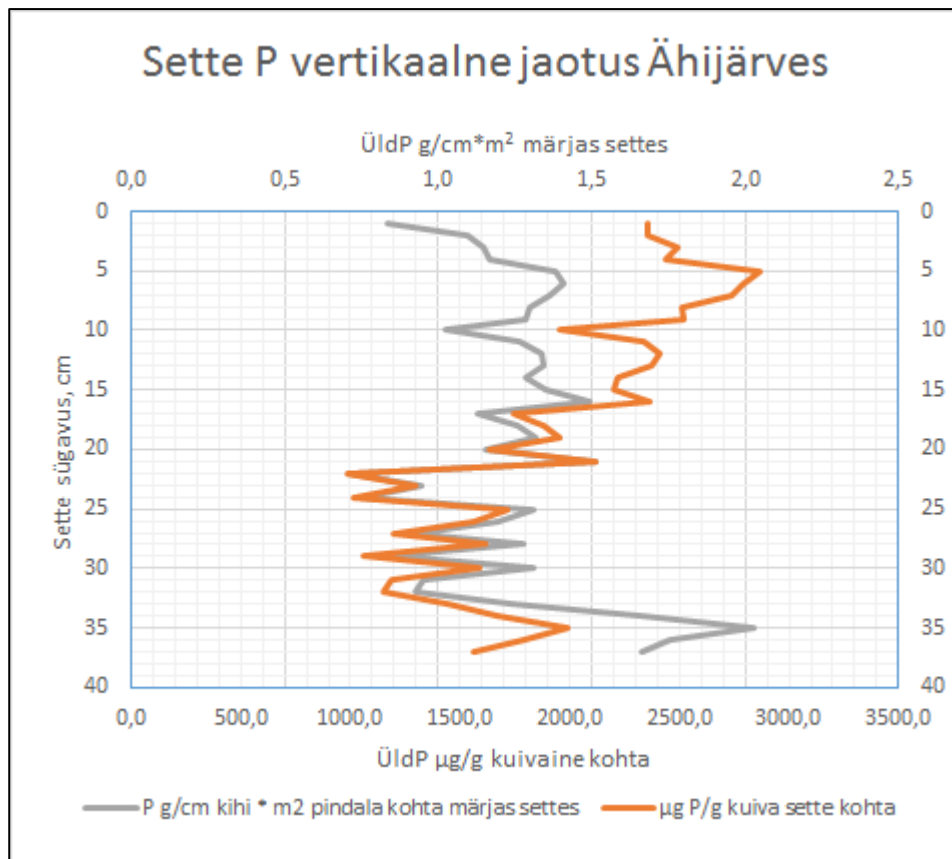
Settepaksuse mõõtmiste põhjal on Ähijärve hinnanguline settekogus 3,06 mln m³.

7.3.2 Setete analüüs

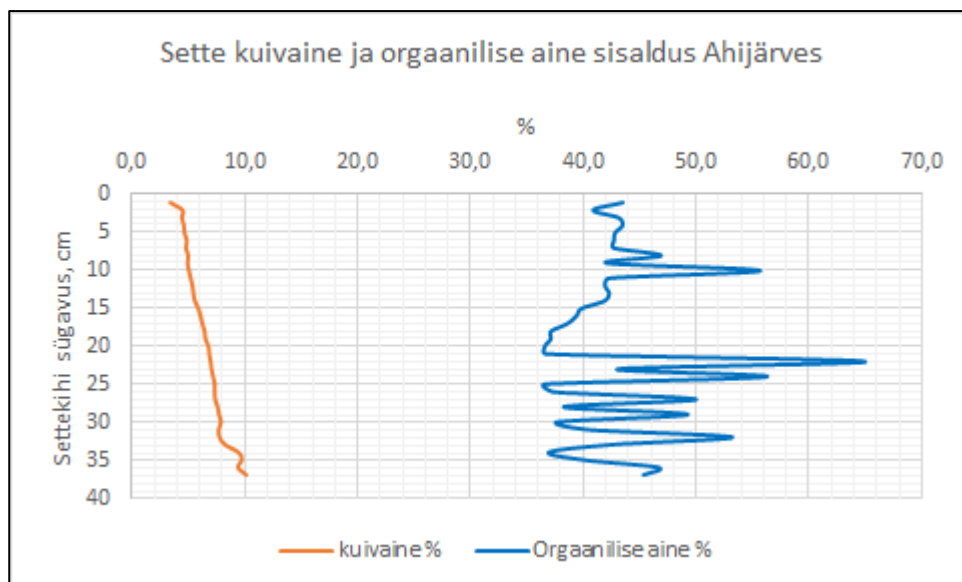
Üldfosfor, kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus

Ähijärve settes olevad P kogused on üsna suured, kuid kui arvestada, et kuivaine sisaldus oli pinnal väike, siis võib pidada P kogust keskmiseks. Sügavamates kihtides on kogused väiksemad (ca 1300 µgP/KA kohta) (Joonis 99). Sette kuivaine sisaldus suureneb sette profiilis ühtlaselt, orgaanilise aine sisaldus on üle keskmise (Joonis 100).

Ähijärve sete on pinnal väga vedel, aga alates 35 cm ja sügavamal mõjutab P kogust juba mineraalne sete, mis pole reostus. See settekiht fosfori aineriingis ei osale.



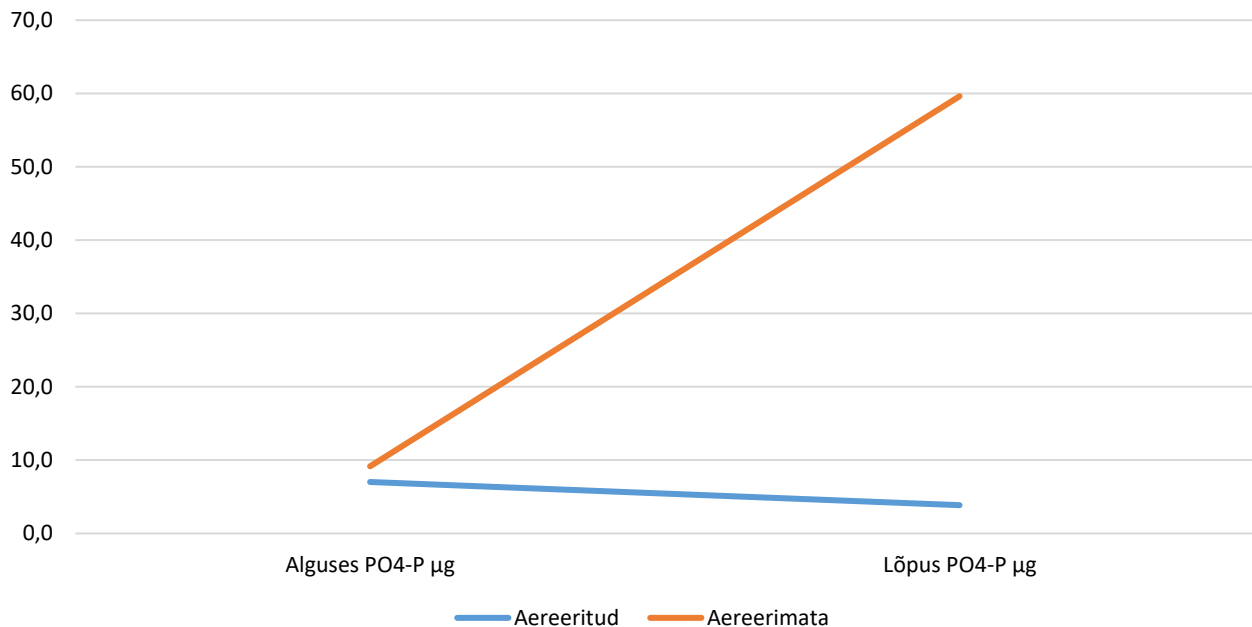
Joonis 99. Üldfosfori sisalduse vertikaalne jaotus Ähijärve setteprofiilis.



Joonis 100. Kuivaine ja selles orgaanilise aine protsentuaalne jaotus Ähijärve setteprofiilis.

Hapnikurikas keskkonnas on Ähijärve sete võimeline fosforit siduma (Joonis 101). Hapnikuta vees seevastu lahustub P vette, aga mitte väga palju. Kuna hapnikuolud Ähijärve veesambas on seni head, siis see takistab P leket ja on järve talitlusele väga hea.

PO₄-P sisalduse muutus Ähijärve sette inkubatsioonikatses (20 päeva). Aereeritud katses seoti 0,16 ja aereerimata katses vabanes 2,5µgP päevas

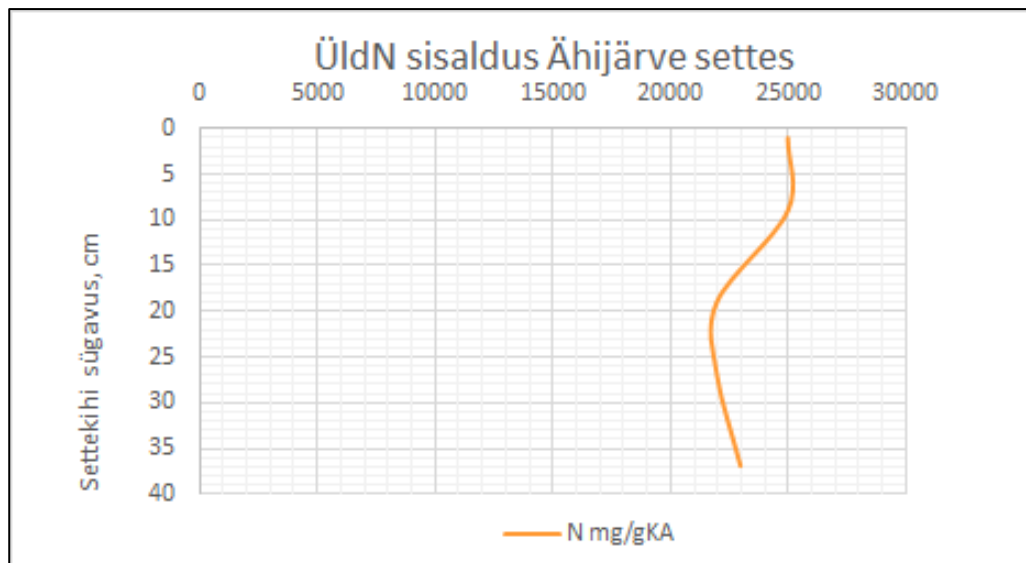


Joonis 101. Fosfaatse fosfori sisalduse muutused Ähijärve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses. Katse kestel aereerimata keskkonnas vabanes 18,5 mgP-PO₄/m² ja aereeritud keskkonnas seoti 1,2 mgP-PO₄/m².

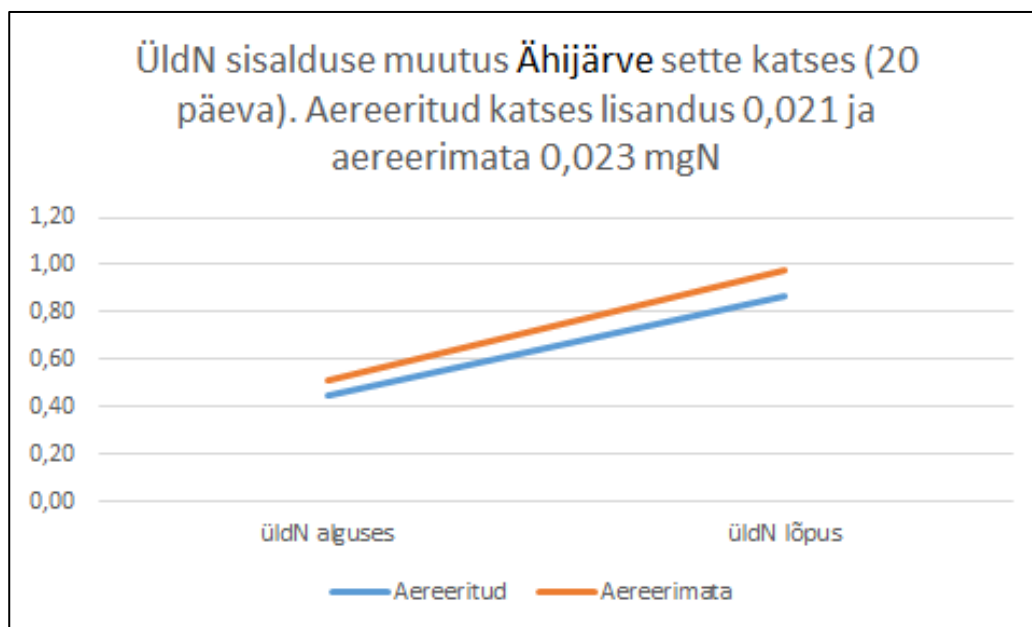
Settest potentsiaalset P kogust arvutades lähtuti käesoleva aruande Kaiu järve juures kirjeldatud eeldustest. Ähijärve 10 cm paksuses sette kihis on mobiilse fosfori varu 15,4 tonni. Arvestades inkubatsioonikatses settest eraldunud fosfori koguseid saab eeldada, et nii madalas järves võib põhimõtteliselt olla anaeroobseid tingimusi ühe kuu vältel aastas. Ummuksilejäämise kohta tegelikud andmed puuduvad. Inkubatsiooni õhutatud katses seoti fosforit settesse ja hapnikuta keskkonnas see vabanes. Sette P sidumisvõime on ökoloogilise seisundi säilitamiseks või parandamiseks oluline ökoloogiline mehhanism. Inkubatsioonikatsesest tuletatud andmete järgi on kogukoormus settest 0,01 gP/m²*a. See arvutus näitab, et kui sügavamates veekihtides on hea aereeritus, siis takistab see P leket vette.

Üldlämmastik

Üldlämmastiku sisaldus on Ähijärve settes uuritud järvedest suurim ja setteprofiilis suhteliselt ühtlane (Joonis 102). Sette lämmastiksisalduse järgi on suuri üldistusi sekundaarreostuse kohta siiski teha keeruline. Inkubatsioonikatses suurenes nii õhutatud kui ka õhutamata torus N sisaldus (Joonis 103).



Joonis 102. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne jaotus Ähijärve setteprofiilis.



Joonis 103. Üldlämmastiku sisalduse vertikaalne muutus Ähijärve sette kohal oleva vee inkubatsioonikatses.

7.4 Füüsikalised-keemilised näitajad

7.4.1 Seirepunktid

Seirepunktide määramisele eelnenud kaardianalüüsi ja paikvaatluste põhjal ei tuvastatud Ähijärve valgalal koormusallikaid, mis järve seisundit oluliselt mõjutada võiks ja mida oleks võimalik veeseire abil lähemalt uurida. Seirepunktid määrati järve suubuvatel veejuhtmetel (Joonis 104).

Ähijärve lõunakaldal on metsane piirkond, kus esineb küngaste vahelisi soiseid alasid ja väikeseid seisuveekogusid, mis on kraavide kaudu Ähijärvega ühendatud. Liigniiskel alal on järve suubuvatele kraavidele ligipääsemine keeruline ning tingimused ei ole sobivad veeproovide võtmiseks ja voolukiiruse

määramiseks. Arvestades, et tegemist on metsase alaga, kus ei ole teada antropogeenseid koormusallikaid, siis lõunakalda kraavide suubumiskohtades seirepunkte ei määratud.

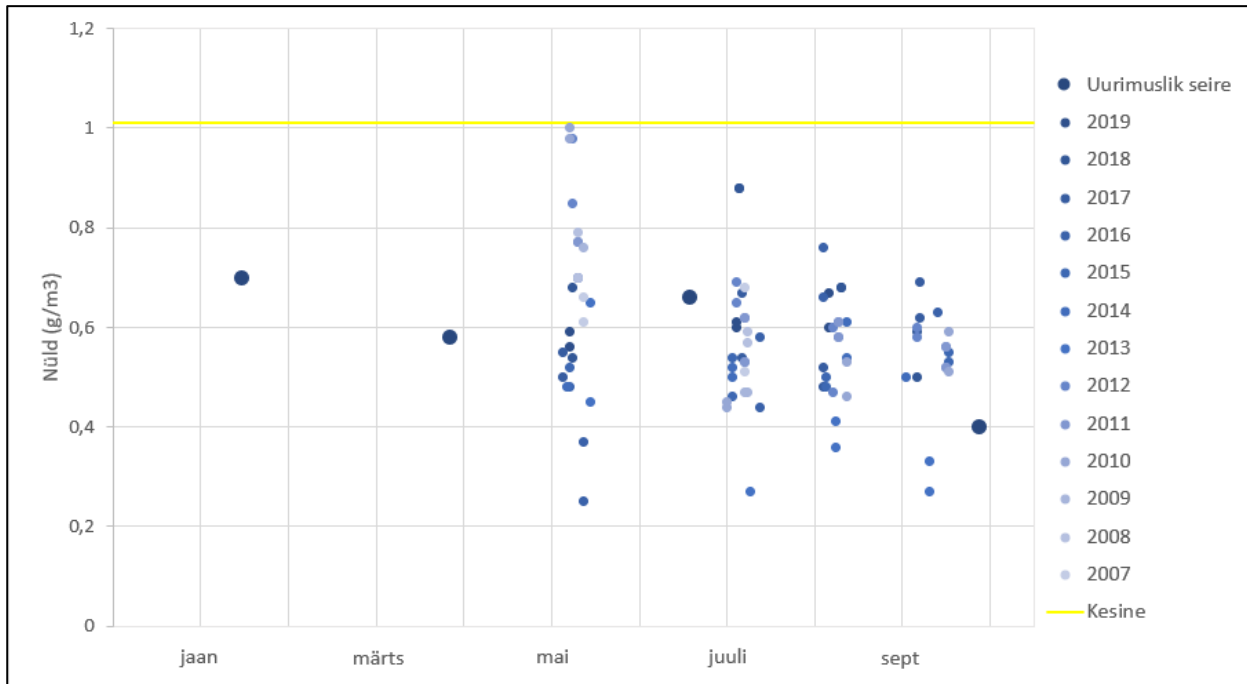
Kogu aasta vältel oli proovivõtmine võimalik vaid järve peamisest sissevoolust – Vilimikuoja (Ähijärv sv1). Teistes sissevooludes tuvastati vee voolamine vaid üksikutel seirekordadel.



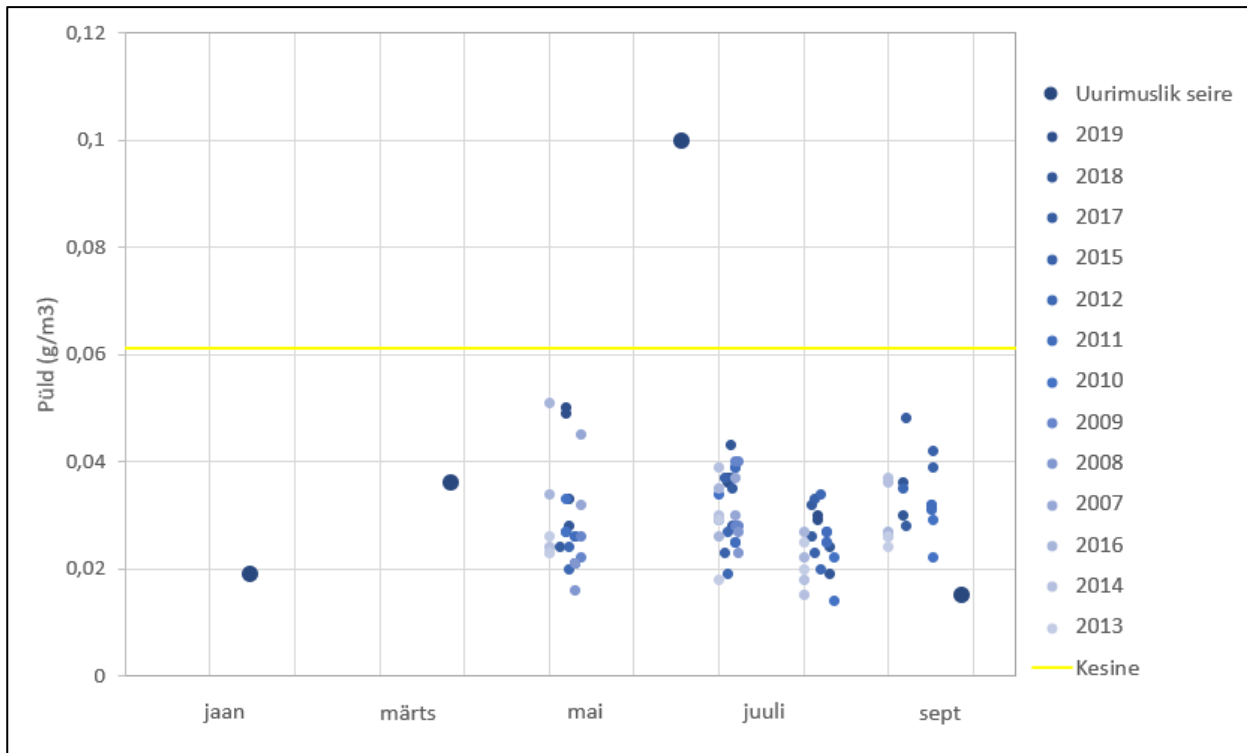
Joonis 104. Seirepunktid Ähijärve valgatal (aluskaart: Maa-amet, 28.09.2020).

7.4.2 Seiretulemused

Veekogumi seisund järve väljavoolu veeproovide keskmise Nüld sisalduse ($0,585 \text{ g/m}^3$) ja Püld sisalduse ($0,043 \text{ g/m}^3$) põhjal on hea. Sügisesel perioodil määratud toiteainete sisaldused olid varasemaga võrreldes pigem tagasihoidlikud (Joonis 105, Joonis 106). Võrreldes varasema seire raames tuvastatuga on selgelt eristuv suvisel seirekorral määratud kõrge Püld sisaldus (Joonis 106).

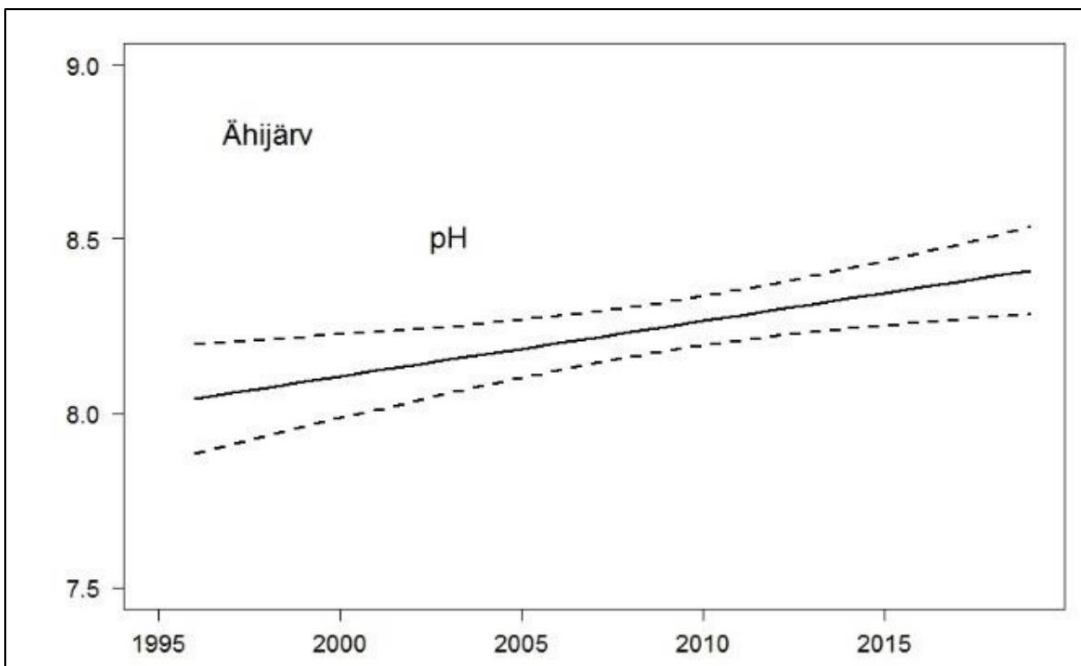


Joonis 105. Ähijärve Nüld sisaldus (KESE, 19.08.2020).

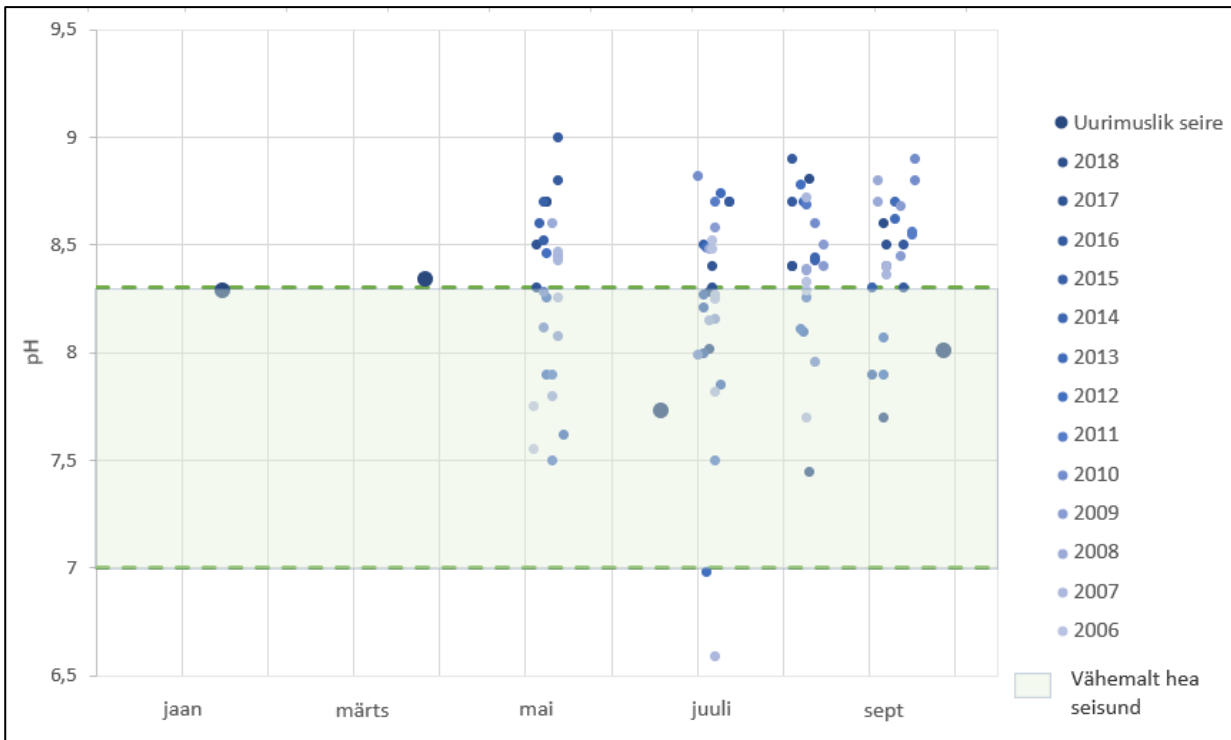


Joonis 106. Ähijärve Püld sisaldus (KESE, 19.08.2020).

Varasema seire põhjal on 2010–2017 perioodi keskmine pH olnud 8,36, mis viitab kesisele seisundile (EMÜ, 2018). Vaatlusperioodi 1996–2017 puhul on näha pH kasvutrend (Joonis 107). Uurimusliku seire raames tuvastatud pH väärtused on võrreldes varasema seire raames tuvastatud suviste ja sügiseste väärtustega madalamad (Joonis 108). Aastane keskmine pH on 8,1, mis on madalam viimaste aastate keskmistest. Samas tuleb arvestada seireperioodide erinevusega. Järvevee pH võis olla kõrgem hiliskevadel ja varasuvel, mil uurimusliku seire vältitoid ette nähtud ei olnud.



Joonis 107. Ähijärve pH aegrida 1996–2019 (EMÜ, 2019).



Joonis 108. Ähijärve pH (KESE, 19.08.2020).

Veeproovide analüüsitulemuste ja välitöödel määratud vooluhulkade põhjal hinnati järve sissevoolu ja väljavoolu aastased koormused (Tabel 53). Väiksematest sissevooludest oli veeproovide võtmine ja vooluhulga määramine võimalik üksikudel kordadel, mistõttu on aastase koormuse hinnangu usaldusväärsus madal.

Tabel 53. Ähijärve aastane koormus.

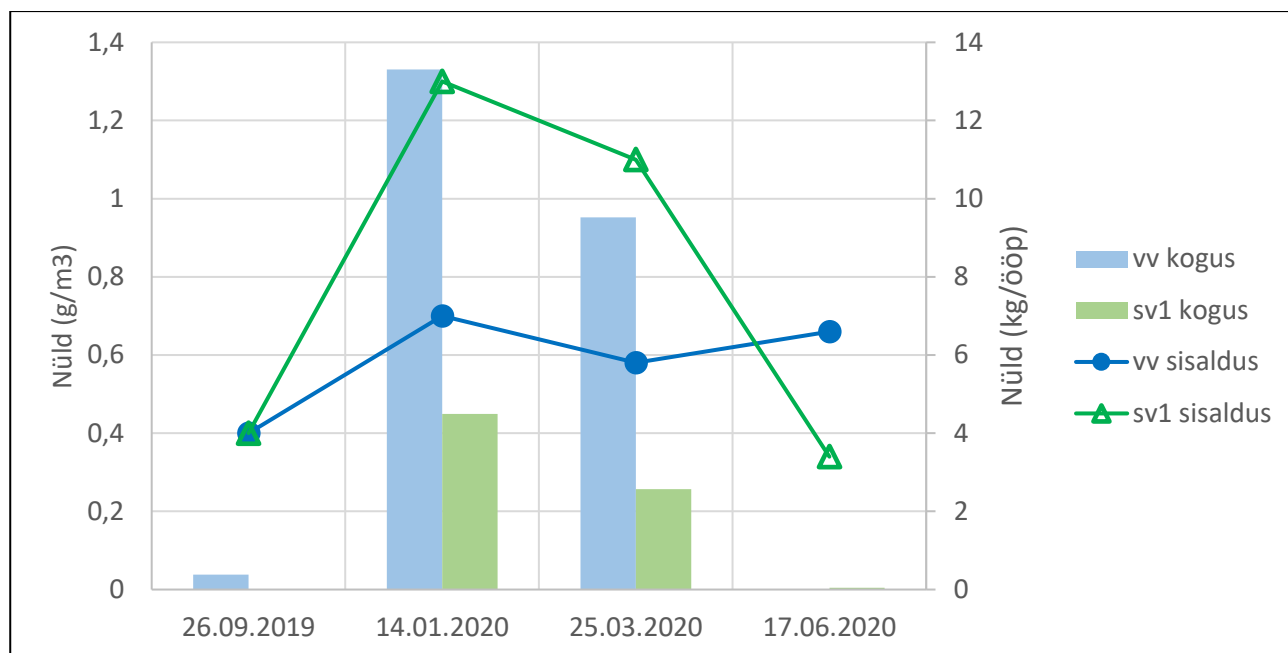
	Q tuh m³/a	sv%	Nüld kg/a	sv%	Püld kg/a	sv%	BHT5 kgO₂/a	sv %	HA kg/aas tas	sv%	Usaldus- väärsuse tase
Ähijärve sv1 (Vilimiku- oja)	510	97	528	98	22	92	795	97	2 358	94	2
Ähijärve sv2	9	2	8	1	1	6	16	2	125	5	3
Ähijärve sv3	3	1	2	0	0	2	4	0	18	1	3
Ähijärve sv4	2	0	1	0	0	1	3	0	15	1	3
Ähijärve sv5	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3
Ähijärve sv kokku	524	100	540	100	24	100	818	100	2 518	100	
Ähijärve vv	3 089		1 899		95		6 013		14 771		
vv-sv	2 565		1 359		72		5 195		12 253		
vv/sv	5,9		3,5		4,0		7,4		5,9		

Uurimusliku seire tulemuste põhjal arvatud aastase koormuse järgi on ülekaalukalt kõige olulisemaks sissevooluks Vilimikuoja, mille vooluhulk moodustab 97% aastasest summaarsest sissevoolust (Tabel 53). Teistes kraavides tuvastati vee voolamine vaid üksikudel kordadel, mil vooluhulgad olid väga väikesed. Vilimikuoja toiteainete koormus moodustas ka enamiku uuritud sissevoolude kaudu järve jõudvast toiteainete koormusest.

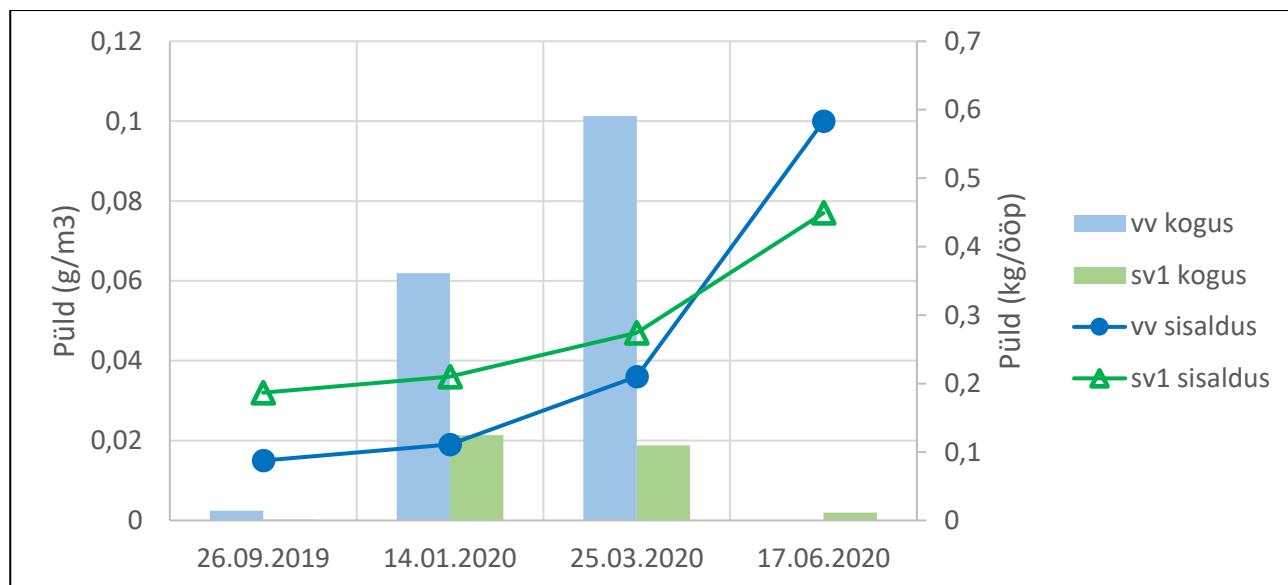
Vilimikuoja toiteainete sisaldused olid enamasti kõrgemad kui väljavoolus tuvastatud sisaldused (Joonis 109, Joonis 110).

Suvisel seirekorral, mil väljavoolu vooluhulk oli väga väike, olid toiteainete sisaldused väljavoolus suuremad. Sissevooludes tuvastatud aastane summaarne vooluhulk moodustab 17% väljavoolu vooluhulgast. Ähijärve piirkonna ligikaudse aasta keskmise äravoolumooduli (Maastik, 2008) järgi on järve veepinnale langevate sademete põhjustatud vooluhulk 462 tuh m³, mis moodustab järve väljavoolus tuvastatud vooluhulgast 15%. Sissevoolu ja väljavoolu vooluhulkade suur erinevus on suuresti tingitud sellest, et Ähijärve lõunakaldal suubuvatel kraavidel ei olnud veeproovide võtmine ja vooluhulga määramine võimalik. Järvest lõunas ja ka läänes on tegemist metsase alaga, mille liigniiskust väljendab madalsoomuldade levik (Joonis 111). Liigniiskel kaldaalal lisandub järve vett ka nii, et puuduvad otsesed sissevoolukraavid, mida bilansis arvesse võtta. Aasta

keskmise äravoolumooduli põhjal on valgala hinnanguline vooluhulk ligi 3 900 m³, mis on lähedane järve väljavoolu seire põhjal arvatatud vooluhulgale.



Joonis 109. Üldlämmastiku sisaldus ja kogus Ähijärve seirepunktides.



Joonis 110. Üldfosfori sisaldus ja kogus Ähijärve seirepunktides.

Teadaolevatest sissevooludest lisanduva vooluhulga ja koormuse põhjal arvatatud Püld kontsentratsioon on 0,045 g/m³. Teadmata allikatest pärineva vooluhulga ja koormuse põhjal arvatatud kontsentratsioon on 0,028 g/m³. Vastav Nüld kontsentratsioon on sissevoolude puhul 1,03 g/m³ ja teadmata allikatest pärineva vee puhul 0,053 g/m³. Vooluveekogude loodusliku foonivee üldfosfori sisaldus on reeglina väiksem kui 0,10 g/m³ olles valdavalt alla 0,05 g/m³ (Loigu & Iital, 2007). Valdavalt loodusmaastikega valglate jõgede üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon on 1,1 g/m³ (Loigu & Iital, 2007). Perioodi 2014–2017 sademete seire põhjal on üldfosfori keskmine sisaldus 0,04 g/m³ ja üldlämmastiku sisaldus 0,98 g/m³. Toiteainete

[illegible]

Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet. Fütoplanktoni jaoks optimaalne on see väärtuse juures 16:1. Sissevoolu aastase Nüld ja Püld koormuse suhe on 23:1 ja väljavoolu puhul 20:1, mis on suhteliselt lähedal optimaalsele suhtele. Lämmastiku rohkus on pigem positiivne, kuna see piirab toksiine tootvate sinivetikate domineerivaks saamist.

Seisund on idakaldal varieerunud kesisest väga heani, kuid viimastel aastatel pigem halvenenud (Tabel 54). 2020. aastal oli seisund hea, mis näitab, et järve põhjakalda sissevoolude lokaalne mõju suurselgrootutele on tühine. Välja voolavas Ahelo jões on seisund olnud isegi väga hea (tõsi, kaugel allpool järve; ülalpool pole

seada hinnatud). Ähijärve sissevoolud on liiga väikesed selleks, et hinnata nende seisundit selgrootute järgi. Esialgu puudub selleks asjakohane meetodika.



Foto 7. Ähijärve proovia N kaldalt (H. Timm, 01.06.2020).

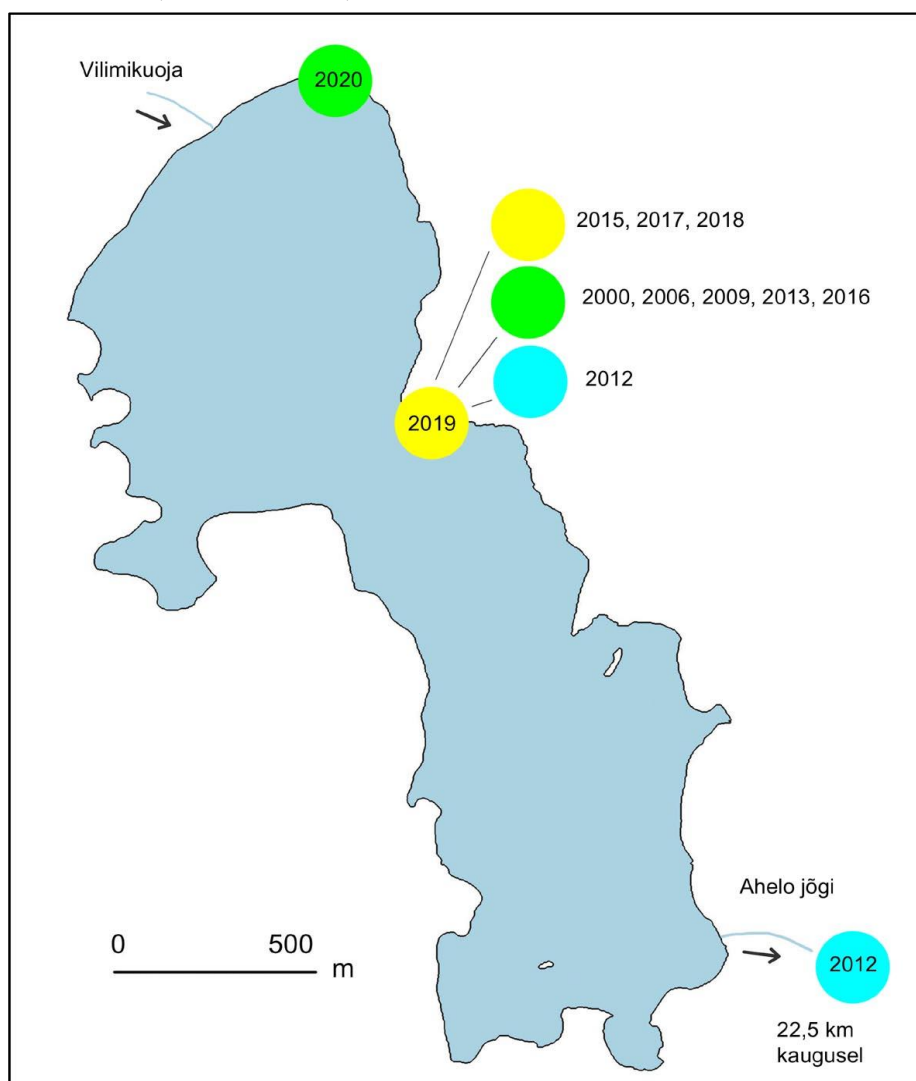
Suurselgrootute kesist seisundit väljendavad samad mured, mis teisteski samalaadsetes järvedes: madal taksonirikkus, tundlike taksonite vähesus ning sellest tulenev madal taksoni keskmine tundlikkus. Ähijärve litoraali iseloomustab ka kõrge surusääsklaste vastsete protsent kõigist isenditest, mis viib sageli alla taksonierisuse. Kõik see võib olla kaudselt tingitud inim mõjust, kuid on suuresti põhjustatud ka looduslikest oludest (hea kalajärv, aeglaselt süvenev liivane põhi).

Tabel 54. Ähijärve ja Ahelo jõe suurselgrootute seisund.

Koht	Aeg	Km	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	REFMMQ	EQRMMQ	MESH
Ähijärv												
N kallas	20200601	2,5	19	2,07	5		8	6	19	25	0,76	1,38
ENE kallas	20000515	3,5	32	1	5,15		10	7	20	25	0,8	1,24
ENE kallas	20060502	3,5	21	3,04	5,13		8	5	18	25	0,72	1,50
ENE kallas	20090502	3,5	22	2,03	5,53		8	4	20	25	0,8	1,57
ENE kallas	20120429	3,5	29	2,31	5,30		11	7	25	25	1	1,15
ENE kallas	20130507	3,5	25	1,56	5,29		11	5	21	25	0,84	1,13

ENE kallas	20150504	3,5	19	0,93	4,64		5	5	10	25	0,4	1,24
ENE kallas	20160503	3,5	25	1,27	5,68		12	6	21	25	0,84	1,08
ENE kallas	20170502	3,5	21	1,19	4,82		7	5	14	25	0,56	1,56
ENE kallas	20180425	3,5	19	0,85	4,47		6	6	10	25	0,4	1,47
E kallas	20190501	3,5	21	1,16	5,72		8	5	13	20	0,65	1,26
Ahelo jõgi allpool järve												
Uskuna sild	20120910	24	40	2,85	6,10	7	17		25	25	1	2,48

Tabeli selgituseks: aeg – aaaaakpp; Km – proovikoha kaugus jõe lähtest (km); T – taksonirikkus; H' – taksonierisus; ASPT – taksoni keskmine tundlikkus; DSFI – Taani vooluvete fauna indeks; EPT – tundlike taksonite rikkus; A – Rootsi happelisisindeks; MMQ – suurselgrootute koondseisund; REFMMQ – koondseisundi etalontase; EQRMMQ – koondseisundi ja etalontase suhe; MESH – hüdro-morfoloogiat iseloomustav indeks; värvused: sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund.



Joonis 112. Ähijärve ning Ahelo jõe suurselgrootute seisund (EQRMMQ).

7.6 Suurtaimestiku ja fütobentose seisund

2020. aasta juulis uuriti järve taimestikku ühes punktis järve põhjaosas Vilimikuoja sissevoolu juures. Varasemalt on Ähijärve taimestikku seiratud 2018. aasta riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus, mil järve ökoloogiline seisund hinnati suurtaimestiku näitajate alusel kesiseks.

Uuritud alal oli valdavaks roostik, mille moodustas harilik pilliroog. Mõnevõrra leidis roostiku vahel ka tarnaseid lõike ning soo- ja nõelalssi. Ujulehtedega taimestikus oli uuritud alal valdavaks kollane vesikupp koos väikese vesiroosiga, ujutaimed uuritud alal puudusid. Veesiseses taimestikus oli valdavaks läik-penikeel, ohtruselt järgnesid sõõr-särjesilm, kanada vesikat ja kaelus-penikeel. Vähesel määral leidis ka vesikarikat ja harilikku vesihernest. Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus uuritud alal on esitatud aruande lisas (vt lisa 7 tabel 6).

Kokkuvõtvalt saab öelda, et uuritud ala veetaimestik sarnanes kogu ülejäänud järve veetaimestikule ja kõrgeenenud ohtruste väärtustel eutrafentseid liike ei leitud. Vähesel määral esines veesiseses taimestikus küll sõõr-särjesilma, vesikarikat ja harilikku vesihernest, kuid liikide levik oli hajutatud ja dominante nende seas ei leidunud.

2020. a juulis koguti Ähijärvest fütobentose proov ühest punktist järve põhjaosas Viimikuoja sissevoolu juures. Ähijärve fütobentost on varasemalt uuritud 2019. aasta riikliku väikejärvede hüdrobioloogilise seire käigus. Loendusandmed on esitatud aruande lisas (vt lisa 8 tabel 6).

Ähijärvest leiti kokku 28 liiki bentilisi ränivetikaid, mis on üsna kõrge tulemus. Domineeris *Pseudostaurosira brevistriata*, teiste liikide loendustulemused jäid tagasihoidlikeks. Arvutatud ränivetikaindeksi ökoloogilise seisundi koondhinnang Ähijärves oli hea (Tabel 55). Vaadates ka bentiliste ränivetikate liigilist koosseisu, siis teatav sissevoolu mõju on olemas (koosluses on valdavad väikesemõõtmelised, kõrgemat toitelisust eelistavad liigid), kuid väheoluline.

Tabel 55. Ähijärve ökoloogilise seisundi hinnang fütobentose indeksite järgi.

IPS	100-TDI	WAT	Punkti koondhinnang
13,1	56,8	12,5	hea

7.7 Tulemuste kokkuvõte ja meetmed järve seisundi parandamiseks

7.7.1 Tulemuste kokkuvõte

Kaardianalüüsil ja veeseirel põhinev Tamula järve lämmastiku ja fosfori voo kokkuvõte on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 56).

Tabel 56. Ähijärve lämmastiku ja fosfori voog.

			Nüld (kg/a)	Püld (kg/a)
Asustus ja veekasutus				
Ühiskanalisatsioonita siseveekogudesse jõudev)	elanikkond	(hinnanguliselt	6	<1
Külastuskoormus			8	<1
Loomakasvatuskohad				

PRIA loomakasvatushooned (hinnanguliselt keskkonda jõudev)	1 765–5 294	38–190
PRIA loomakasvatusala (karjamaadele jääv)	938	211
Corine karjamaade maakattetüüp	230	9
Põllumajandusmaad		
Corine põllumajanduslikud maakattetüübid	3 690	66
PRIA põllumassiivid	3 345	61
Uuritav veekogum		
Sademetek koormus veepinnale	1 190	44
Corine veekogude maakattetüüp	878	61
Kogu valgala		
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs valgalal (v.a järv)	5 866	148
Sissevoolude veeseire (seirepunkte ei olnud järve valgala lääne- ja lõunaosas)	540	24
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	10,9	6,2
Corine maakattetüüpide kaardianalüüs valgalal (sh järv)	6 745	208
Väljavoolu veeseire	1 899	95
<i>Kaardianalüüs/seire</i>	3,6	2,2

Kaardianalüüsil põhinevates koormuse arvutustes on kasutatud keskmisi ärakande koefitsiente. Ähijärve valgalal on madala intensiivsusega põllumajanduslik tegevus, mille põhjustatud koormus on tõenäoliselt oluliselt väiksem keskmise põllumajandusliku tootmisega kaasnevast koormusest. Kaardianalüüsil põhinev koormuse arvutus hindab seega Ähijärve valgalalt lähtuvat põllumajandusliku koormust üle. Lisaks tuleb arvestada, et välitööd toimusid vaid neljal korral, mistõttu ei väljenda veeseire tulemused hästi koormuse dünaamikat ja periooditi võis järve jõudev koormus olla suurem kui uurimusliku seire käigus tuvastati. Lisaks on veeseire tulemused mõjutatud ka aasta eripäradest nagu jääkatte puudumine ja vähene lumikate.

Kaardianalüüsi põhjal on valgalalt tulenev inimtekkeline koormus eelkõige seotud põllumajandusmaadega ja loomakasvatusest potentsiaalselt keskkonda jõudva koormusega. Järve sissevoolude vooluhulk on väike ja nende kaudu lisanduv toiteainete koormus tagasihoidlik. Uurimusliku seire tulemuste põhjal ei tuvastatud veekogumi seisundit mõjutavaid valgalalt veekogumisse jõudvaid märkimisväärsed inimtekkelisi ainevooge (fosfor, lämmastik, BHT₅ ja heljuvaine). Selgelt prioriteetseid toiteainete vooge ei ole võimalik uurimusliku seire tulemuste põhjal määrata. Veeseire tulemuste põhjal arvatud vooluhulkade ja toiteainete koormuste bilanss ei viita oluliste tuvastamata koormusallikate esinemisele ega toiteainete vabanemisele settest. Veekogumi väljavoolu füüsikalise-keemiliste näitajate seire põhjal saaks seisuveekogumi seisundit hinnata heaks.

Uurimusliku seire tulemuse põhjal looduslike võrdlustingimuste ja ökoloogilise seisundi hindamiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate ja kvaliteedielementide seisundiklassi piiride ümberhindamist põhjendatuks ei peeta.

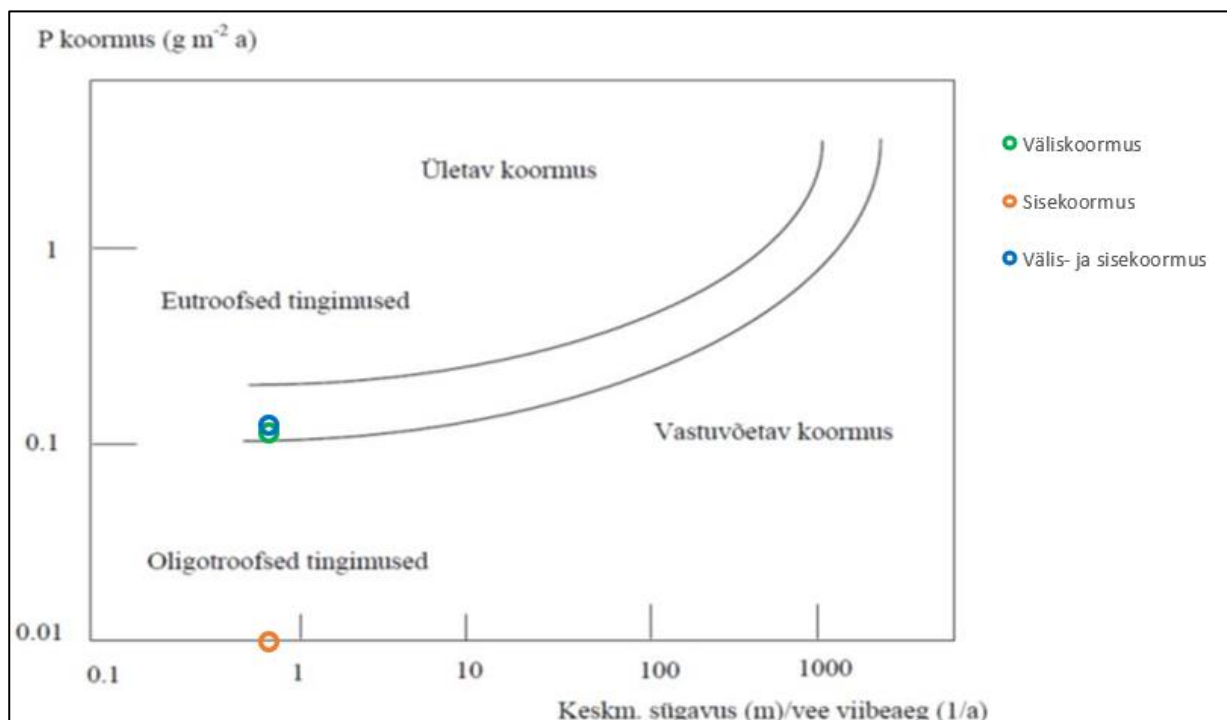
Vilimikuoja sissevoolu läheduses tehtud suurselgrootute seire ei tuvastanud sissevoolu lokaalset mõju suurselgrootutele. Järve suurselgrootute kesine seisund võib olla kaudselt tingitud inim mõjudest, kuid on suuresti põhjustatud ka looduslikest oludest (hea kalajärv, aeglaselt süvenev liivane põhi). Suurtaimestiku seire põhjal saab öelda, et Vilimikuoja läheduses uuritud ala veetaimestik sarnanes kogu ülejäänud järve veetaimestikule ja kõrgeenenud ohtruste väärtustel eutrafentseid liike ei leitud. Bentiliste ränivetikate liigilise koosseisu põhjal on teatav sissevoolu mõju olemas, kuid see on väheoluline.

Ähijärve setete P kogust võib pidada keskmiseks (Tabel 57). P vabanemist settest takistavad head hapnikuolud järve veesambas. Üldlammastiku sisaldus Ähijärve settes on praeguse töö raames uuritud järvedest suurim, kuid sette lammastikusisalduse järgi on suuri üldistusi sekundaarreostuse kohta siiski teha keeruline.

Tabel 57. Ähijärve põhjasette fosfori kogus ning veekogusse liikuva voo hinnang.

Püld	
Fosfori sisaldus kuivaines pinnakihi	2 355 µg/g
Fosfori foonsisaldus kuivaines	ca 1 300 µg/g
Mobiilse fosfori kogus 10 cm paksuses kihis	15,4 t
Sisekoormus (veekogusse liikuv suurim iga-aastane toiteainete kogus)	-

Inkubatsioonikatsest tuletatud andmete järgi on kogukoormus settest 0,01 gP/m²*a. Corine maakattetüüpide kaardianalüüsi järgi arvatud Püld koormus on 0,11 gP/m²*a (Joonis 113). Väliskoormuse talutavuse hindamiseks kasutatakse Vollenweideri mudelit (1975), mille kohaselt on sekundaarreostuse ohu piiriks Ähijärve puhul ca 0,2 gP/m²*a. Hinnanguline väliskoormus on talumatu koormuse piirist väiksem ja ka settest tuleneva koormuse lisamisel on koormus järvele talutav.



Joonis 113. Ähijärve fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

7.7.2 Arutelu võimalike meetmed üle

Uurimusliku seire käigus uuritavad näitajad ja seire sagedus ei võimaldanud välja selgitada järve mittehea seisundi põhjuseid. Valgalalt lähtuvaid olulisi koormusallikaid ega toiteainete vabanemist setetest ei tuvastatud. Eeltoodust tulenevalt ei ole võimalik hinnata, millise koguse põhjasette eemaldamisel ja millistest veekogumi piirkondadest oleks võimalik saavutada antud veekogumi hea seisund aastaks 2027, 2033, 2045.

Ähijärve veetaseme on reguleeritud Ahelo jõel järvest ca 500 m allavoolu jääva lagunenenud paisutusrajatise ja teetruubiga. Ähijärve puhul on teada veetaseme alandamist 20. sajandi I poolel (2 m), kuid ajalooliste veetasemete osas on segadust ja tõenäoliselt on veetaset muudetud mitmel korral. Järve veetaseme muutmise ja muutumise osas on segadust, kuid uurimusliku seire välitöödel tehtud vaatluste põhjal on veetaseme aastane kõikumine märgatav. Veetaseme jälgimine võib selgitada seoseid veemahu, füüsikalise-keemiliste näitajate ja ka elustiku seisundi vahel. Veetaseme jälgimiseks oleks võimalik paigaldada pidevmõõtmisteks automaatne mõõtmisseade.

Veetaseme alanemine toob kaasa järve ruumala ja pindala vähenemise. Kaasnevad olulised muutused järve hapnikurežiimis ja sete/vesi piirpinnal toimuvates redoksprotsessides, settimistsoonide asukohtades, erosioonilisel teel sissekantava materjali kogustes ja koostises. Toimub varem kuhjunud materjali ümbersetamise, samuti pääsevad aineringsse tagasi erinevad toiteained ning mõju ökosüsteemile võib olla väga suur. (Terasmaa *et al.*, 2015)

Lagunenud paisutusrajatise säilinud konstruktsioonid on kehvast seisust ja võivad lagunemise korral põhjustada järve veetaseme languse, mis järve seisundit halvendaks. Selleks, et vältida veetaseme ootamatut langust tuleks näha ette paisutusrajatise rekonstrueerimine.

Arvestades veetaseme muutuse võimalikku mõju järve seisundile tuleb ette näha paisutusrajatise konstruktsioonide rekonstrueerimine. Projekteerimise käigus teha selgeks veetaseme tõstmise võimalikkus. Seejuures tuleb arvestada ka kaldajoone maakasutusega, et vältida muuhulgas täiendavate toiteainete voogude järve kandumist.

Paisutusrajatise rekonstrueerimine võimaldab veetaseme säilimist ja seeläbi eeldatavalt ka praeguse seisundi säilimist. Kui projekteerimise käigus selgub, et veetaseme tõstmine on võimalik, siis võib järve veemahu suurenemise abil seisund paraneda.

Praeguse uuringu põhjal ei ole mittehea seisund põhjustatud füüsikalise-keemilistest näitajatest, kuid Vollenweideri mudeli põhjal on koormus järve jaoks siiski suhteliselt kõrge. Selleks, et aastast koormust täpsemalt hinnata, tuleks sisse- ja väljavoolu füüsikalise-keemilisi näitajaid määrata vähemalt kümnel korral aastas, täiendav seireproovi tuleks võtta seireperioodi lõpus (samas kuus kui seireperioodi algus). See võimaldab täpsema bilansi koostamist ja elustiku seisundiga seotuste väljaselgitamist. Mittehea ökoloogilise seisundi peamiseks näitajateks Ähijärves on kõige rohkem kalda-ala elupaikade asukad – taimed, suurselgrootud ja fütobentos. On loogiline, et kallastel veetaseme kõikumine ja alanemisel setete mineraliseerumine, uute elupaikade moodustamine, on oluline mõjutegur vee elustiku rühmadele. Väliskoormuse senisest täpsem selgitamine annab vastuse, kas Ähijärve puhul piisab veetaseme tõstmisest või peab rohkem tähelepanu pöörama väliskoormusele või peab arvestama mõlemaid faktoreid.

7.7.3 Ähijärve seisundi parandamise esialgne meetmekava ja ettepanekud edasiseks

Ähijärve seisundi parandamise esialgne meetmekava põhineb eelneval arutelul, kus on käsitletud võimalikke meetmeid (Tabel 58). Esialgne meetmekava sisaldab meetmeid, mida võib tehtud uurimusliku seire põhjal pidada selgelt vajalikuks järve seisundi parandamiseks. Esitatud meetmed on vajalikud täiendavate meetmete väljatöötamiseks, mistõttu ei ole võimalik anda hinnangut, mis ajaks on võimalik Ähijärves hea seisundi saavutamine.

Tabel 58. Ähijärve seisundi parandamise esialgne meetmekava.

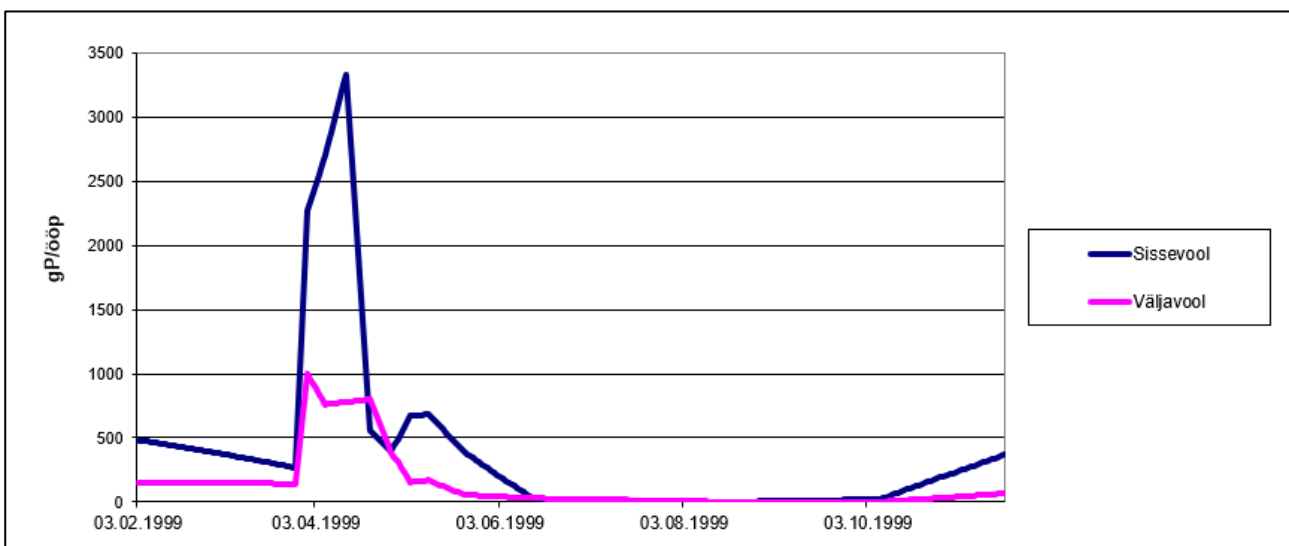
Meede	Olulisus	Rakendusuuringute vajadus	Hinnanguline maksumus	Aeg
Paisutusrajatise rekonstrueerimine. Võimalusel veetaseme tõstmine.	Seisundi säilitamiseks on täiendavast seirest hoolimata oluline veetaseme hoidmine.	Projekteerimise käigus tuleb teha selgeks veetaseme tõstmise võimalikkus ja sellest tulenevalt otsustada kas ja mis ulatuses veetaset tõsta.	Rekonstrueerimise hinnanguline maksumus 100 000 EUR.	Sõltub töö tellimise ajast.
Peamise sissevoolu ja väljavoolu täiendav füüsikalise-keemiliste näitajate seire. Kolme aasta jooksul, vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks täiendav seirekord seireperioodi lõpus (vt ka peatükki 8.1). Veeproovides analüüsida Püld, Nüld, BHT5, ammoniumlämmastik. Proovivõtul mõõta vooluhulk, pH, temperatuur, hapnikusisaldus, elektrijuhtivus. Seire raames veetaseme mõõtmine või automaatse pidevmõõtmiste anduri paigaldamine.	Vajalik mittehea seisundi põhjuste väljaselgitamiseks.		Ühe seirepunkti puhul on ühekordne proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 200 EUR (koos KM-ga) ¹⁵ . Väljapakutud seireperioodi ja -sageduse korral on ühe seirepunkti proovivõtmise ja analüüside maksumus ca 6 200 EUR. Kogu uuringu maksumus oleneb vajalike proovivõtukohtade arvust. Veetaseme mõõtmisseadme hinnanguline maksumus 5 000 EUR.	Sõltub töö tellimise ajast. Seire tegemine kolme aasta jooksul.

¹⁵ EKUK veeanalüüside hinnad alates 02.02.2020, https://www.klab.ee/wp-content/uploads/2020/09/veeanalyysi_hinnad_2020.pdf.

8. TÖÖ JÄRELDUSED JA ETTEPANEKUD EDASISEKS

8.1 Uurimusliku seire periood ja sagedus

Uurimusliku seire raames oli veeseire perioodiks üks aasta ja sageduseks kord kvartalis. Tavapärast füüsikalis-keemiliste näitajate seiret tehakse vaid vegetatsiooniperioodil, mille vältel toimub seire suurema sagedusega. Uurimusliku seire tulemused ei ole seetõttu ühegi järve puhul otseselt võrreldavad tavapärase seire tulemustega. Tavapärase seire tulemustega võrreldavust mõjutab ka seirekoha erinevus, kuna uurimusliku seire raames võeti järvevee iseloomustamiseks veeproovid järve väljavoolust. Näiteks oli Jõemõisa-Kaiu järvestiku keskmine Püld sisaldus küll heale seisundiklassile vastav, kuid kaks vegetatsiooniperioodil tehtud analüüsi viitasid kesisele seisundile ja tõenäoliselt oleks tavapärase seire puhul aasta keskmine samuti kesisele seisundile viidanud. Seiresagedus kord kvartalis võimaldab tuvastada üldisemaid tendentse, kuid toiteainete voogude täpsem dünaamika jääb siiski selgusetuks. Näiteks võib madala seiresageduse tõttu jääda tabamata suurvee periood, mil järve kandub suur osa aastasest toiteainete koormusest (vt näidet Neitsijärve P koormuse kohta, Joonis 114) või tabatakse ekstreemne olukord, mille näitajaid aastase koormuse arvutamisel madala seiresageduse tõttu pikale perioodile omistatakse.



Joonis 114. P koormuse dünaamika Neitsijärves 289 päeva jooksul 1999. a. P koormus on 0,9 g/m². 19 päeva jooksul kevadel 49% P kogukoormusest (Prede jt., 1999).

Seireperiood üks aasta väljendab toiteainete voogude aastast käiku, milles võiks välja joonistuda aastaegade ja ilmastikuga seotud muutused (näiteks suurveeperioodi mõju). Arvestades toimuvaid kliimaatilisi muutusi võib esineda väga eriolulisi aastaid, mistõttu võib aastane seireperiood anda üsnagi moonutatud pildi pikaajsest aastate keskmisest toiteainete voogudest. Soojad talved ja lumikatte puudumine mõjutavad oluliselt talviseid ja kevadisi vooluhulki. Soojemate talvede esinemine vähendab jääkatte tekkimise tõenäosust ja jääkatte kestust, mis mõjutab järvede vee hapnikusisaldust. Toiteainete vabanemine settest on tugevalt seotud järve veesamba hapnikutingimustega. Jääkatte esinemisel võib järv jääda ummuksisse ja aereerimata keskkonnas võivad tekkida soodsad olud toiteainete vabanemiseks settest. Praegune uuringuaasta oli ilmastiku poolest eriline, kuna lumikate sisuliselt puudus ja järved ei jäätunud. Seega ei kajasta praeguse uurimusliku seire tulemused olusid, mis on mitme järve setteproovide inkubatsioonikatsete põhjal toiteainete settest

vabanemiseks soodsad. Samas tuleb ära märkida, et kui kliimamuutuste tõttu järvede ummuksisse jäämine väheneb, siis võib see üldiselt mõjuda positiivselt järvede seisundile selles mõttes, et oksüdeerivad tingimused on veesambas paremad. Ka vegetatsiooniperioodi pikkus oleneb kliimaatilistest muutustest, toiteainete kasutamine järve elustiku poolt võib seega aastate lõikes erineda. Soojal kevadel on elustik aktiivne juba märtsis, seda näitlikustas kevadistel välitöödel tuvastatud veeõitseng Tamula järves. Samas võib sooja sügise korral veeõitsenguid esineda ka oktoobris. Lisaks oleneb temperatuuri tingimustest ning kuivaperioodide esinemisest ja kestusest põhjavee juurdevool, mis on tavapäraselt määravam suvisel madalveeperioodil, kuid võib olenevalt tingimustest aastati oluliselt erineda. Üksikul aastal tehtud seire võib kiirenenud kliimamuutuste tõttu näitlikustada eripäraseid tingimusi, mis varasema seire käigus ilmnenud probleemide põhjuste osas selgust ei anna.

Uurimusliku seire tulemuste usaldusväärsust parandaks vee abiootiliste näitajate seireperioodi pikendamine ja seire sageduse suurendamine. Aastase koormuse hinnangu usaldusväärsuse taset oleks võimalik parandada tehes tihedamalt mõõtmisi eriti suurvee perioodil, mil suur osa toiteainete koormusest järve kandub. Koormuste dünaamika tuvastamine on eriti oluline põhjuste väljaselgitamisel, kuna võimaldab luua selgemaid seoseid koormusallikatega toimuvate muutuste (nagu ilmastikuolud) ja järve kanduvate toiteainete koormuste vahel. Usaldusväärsemate aastase koormuse hinnangute saamiseks võiks seireperioodiks olla kolm aastat, seiresageduseks vähemalt kümme seirekorda aastas, lisaks täiendav seirekord seireperioodi lõpus. Suurvee perioodidel, mis on oletatavasti kaks korda aastas, võiks olla vaatlused kummaski kaks korda.

Praeguse uurimusliku seire töö kogemuse põhjal tuleks seireandmete ja seisundihinnangute võrdlemisel, aastate eriilmelisust arvestades, kasutada üldise taustainfona ka kliimaatilisi tingimusi kajastavate näitajate nagu temperatuuri, sademete hulga või jõgede vooluhulga andmeid.

8.2 Põhjavee võimalik mõju

Tavapäraselt ei käsitleta pinnavee seisundi hindamisel põhjalikult põhjavee võimalikku mõju. On teada, et olenevalt järvetüübist võib põhjavee juurdevool olla intensiivne ja seda eriti suvisel madalveeperioodil. Samas puudub piisav informatsioon põhjavee juurdevoolu vooluhulkade ja ka oluliste näitajate, üldlämmastiku ning üldfosfori, sisalduse kohta.

Kaiavere ja Raigastvere järvede puhul on tegemist voortevaheliste järvedega, mille ääres on mullastiku andmete põhjal näha põhjavee väljakiildumisala. Põhjavee seire andmeid üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste kohta on vähe, mistõttu on põhjavee võimaliku mõju hindamine keeruline.

Vooluhulkade bilansi põhjal esineb lisaks sissevooludele ja vahetu valgala sademete äravoolule tuvastamata lisakomponente, mis võivad olla seotud just põhjavee juurdevooluga.

2015. aastal on Terasmaa *et al.* (2015) poolt tehtud töö „Põhjaveekogumi veest sõltuvad ökosüsteemid, nende seisundi hindamise kriteeriumid ja seirevõrk“, mis käsitles põhjaveekogumite veest sõltuvate seisuveekogumite määratlemist. Vainu *et al.* (2019) ajakohastas varasemalt koostatud kontseptuaalsed mudeleid vastavalt lisandunud teabele. Põhjavee võimalik mõju seisu- ja vooluveekogudele vajab edasist uurimist ja seda koostöös pinnaveekogumite seisundite hindamisega.

8.3 Seisuveekogude sissevoolude seisund

Seisuveekogumite seisundit mõjutavad neisse suubuvad sissevoolud, mille kaudu võib järve jõuda olulisel määral toiteainete koormust. Toiteainete koormuse mõju voolu- ja seisuveekogudes on erinev. Vooluveekogudes liiguvad toiteained osaliselt vooluveekogust koos veega läbi nii, et toiteained ei jõuta ära kasutada. Seisuveekogudes on vee liikumine aeglasem ja elustikul on aega toiteaineid tarbida, mistõttu on koormuse mõju seisuveekogudes olulisem. Sellega on mingil määral arvestatud ka seisundiklasside piiride määramisel. Näiteks on vooluveekogumite (tüüp V1A, V1A-KaVo, V2A ja V3A; V1B, V1B-KaVo, V2B ja V3B) kesise seisundiklassi Nüld vahemik 3,1–6,0 g/m³ ja seisuveekogude (tüüp S1, S2) kesise seisundiklassi Nüld vahemik 1,01–1,50 g/m³.

Voolu- ja seisuveekogude ökoloogilise seisundi hindamise klassifikatsioonid põhinevad eelkõige vastavatele elupaigatüüpidele, milles peetakse esmatähtsaks elustikku ja vähemtähtsaks abiootilisi vee omadusi. Muude põhjuste hulgas on oluline rõhutada, et viimatinimetatud annavad teavet lühikese ajaperioodi kohta. Elustiku näitajad seevastu kannavad endas informatsiooni pikema aja kohta ja kehtib reegel, mida pikem organismide elutsüklil, seda pikemat perioodi vastav rühm iseloomustab. Kasutatavad abiootika näitajad on voolu- ja seisuveekogudes kas samad või sarnased. Biootiliste näitajate juures on erinevus suurem. Mõlemad hinnangu süsteemid on välja töötatud ja harmoniseeritud VRD interkalibreerimise protsessis peamiselt aastatel 2003–2011 ja selles kasutati mitmeid meetodeid. Töörühmad koosnesid enamasti erinevatest inimestest, vooluveekogudes ühed ja seisuveekogudes teised. Arusaadavalt lähtuti seisukohast, et nt toitesoolade kontsentratsioonide piirnormid on vooluveekogudes leebemad. Nende omavahelisele vastavusele ei pööratud suurt tähelepanu, ei võrreldud kvaliteediklasside vastavust, nt kas hea kvaliteediklassi abiootika vooluveekogude näitajate väärtused on kooskõlas seisuveekogude omadega. Ökoloogilised mehhanismid vee-ökosüsteemides on keerukad ja otsest seost vooluveekogude ja seisuveekogude abiootika hinnangutega võib olla ei saagi teha. Sellele vaatamata on otstarbekas vastav teaduslik analüüs planeerida riiklikust seirest tihedamate vaatlustega. Neil kordadel võiksid olla ka elustiku vaatlused, mis võimaldaksid paremini seletada ökoloogilisi mehhanisme.

8.4 Reguleeritud järvede seisundi määramine

Kõikide uuritud järvede puhul tuleb ära märkida, et järvede väljavoolu juures on veetasel mõjutavad rajatised. Jõemõisa-Kaiu järvestiku ja Raigastvere järve väljavoolu juures on maanteevõre, mille konstruktsioonid järve veetasel mõjutavad. Kaiavere järve väljavoolul jaguneb vesi kahte harusse, millest ühe puhul jõuab vesi kalakasvanduse tiikidesse, kust väljavool on ülevooluga reguleeritud, ning teisel harul Amme jõel mõjutab veevoolu ahang ja sellest allavoolu jääva maanteevõre konstruktsioonid. Tamula järve väljavoolu puhul mängib olulist rolli Vahejõe ja Vanajõe puhastamine, mis väljavoolu järvest kiirendab. Ähijärve väljavoolust allavoolu asub lagunenud paisutusrajatis, mis järve veetasel hoiab.

Pinnaveekogumite seisundi hindamisel käsitletakse uuritud järvesid looduslike veekogumitena, kuid inimõju avaldub järvele ka veetaseme muutuste kaudu. Veeseaduse § 28 kohaselt kasutatakse maismaa seisuveekogumi ökoloogilise seisundiklassi määramisel bioloogilisi kvaliteedielemente ja füüsikalis-keemilisi üldtingimusi, mida toetavad vesikonnaspetsiifiliste saasteainete sisaldus ja hüdro-morfoloogilised

kvaliteedielemendid. Hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide hindamine ja veetaset mõjutavate teguritega arvestamine seisundi hindamisel on oluline ka uuritud järvede puhul.

Hüdro-morfoloogilist seiret tehakse vastavalt metoodikale, mis põhineb EL testitud hindamismeetoditel, mida on kohandatud Eesti tingimustele (Ott, 2014). Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamiseks hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide alusel kasutatakse erinevaid hüdroloogilisi ja morfoloogilisi näitajaid:

- hüdroloogilised kvaliteedielemendid: veetase, veevahetus/vee viibeaeg, sisse- ja väljavoolud (märgitakse inimtegevuse mõjutuste esinemine). Määratakse veekogu kasutusala ning veekogu tüüp (looduslik või muudetud);
- morfoloogilised kvaliteedielemendid: kaldavööndi seisund, kalda struktuur, järvepõhja vaheldumine, järve põhja struktuur, setted ja aluspõhi.

Hüdroloogiliste näitajate seiret tehakse metoodika kohaselt üks kord iga kuue aasta järel. Seire käigus märgitakse üles esinev veetase. Seda võib teha näiteks ekspertarvamusele tuginedes visuaalsete märkide põhjal (vaadates kaldaveetaimestiku või kõrge veetaseme märki) või mõõtes veetaset mõõdulati või muu fikseeritud vahendiga. Ühekordse vaatluse alusel veetaseme aastase kõikumise kohta seisundi hinnangut anda ei ole võimalik. Seire käigus märgitakse üles ka paisude, tammide vms esinemine olulisematel sisse- ja väljavooludel, et saada lisateavet veetaseme võimalike muutuste kohta inimtegevuse tagajärjel. Veevahetuse ja ühenduse kohta põhjaveega välitõid ei teostata, vaid esitatakse ülevaade võimaluse korral ning andmete olemasolul kirjanduse ning olemasolevate seireandmete põhjal.

2019. aasta seisuga on hüdro-morfoloogiline seisund Kaiavere järve ja Ähijärve puhul hinnatud heaks ning Raigastvere ja Tamula järve puhul kesiseks, kusjuures kõigi järvede hüdroloogiliste näitajate hinnang oli hea (Muna *et al.*, 2020). Hea seisund viitab hüdroloogiliste näitajate nõrgale mõjule (muutused 15%) (Ott, 2014).

Seire ja seisundi hindamise käigus kogutud infot veetaseme ja selle muutmise kohta on seega vähe. Ühekordsete mõõtmiste põhjal ei ole võimalik öelda, kas määratud veetase on veekogu seisundi seisukohtalt tavapärane või piisav veetase. Veetaseme sagedasem jälgimine võimaldaks arvestada veetaseme muutusi teiste parameetrite alusel tehtavate seisundihinnangute korral. Järve jaoks piisava ja sobiva veetaseme selgitamine võimaldaks jälgida, et inimtegevusest põhjustatud veetaseme muutused ei ohustaks järves seisundit.

Veeseaduse kohaselt on veekogu paisutamine tegevus, millega tõstetakse vooluveekogusse ehitatud ehitisega (edaspidi pais) vooluveekogu looduslikku veetaset rohkem kui 0,3 m. Keskkonnaluba on üldiselt vajalik paisutamiseks, kui vooluveekogu looduslikku veetaset tõstetakse kuni üks meeter. Paisutuse likvideerimine või veekogu veetaseme alandamine tasemeni, milleks veeluba ei ole enam vaja, toimub veekeskkonnariskiga tegevuse registreeringu alusel. Kui rajatav paisutus jääb alla 1 m, siis nõue veekeskkonnariskiga tegevuse registreeringu taotlemiseks puudub. Täpsem info järvede veetaseme kohta ja järvede normaalse veetaseme fikseerimine Keskkonnaregistris võimaldab selliste tegevuse võimalikku mõju

paremini hinnata ning arvestada sellega ka ajutiste veetaseme muutuste puhul (näiteks sildade ja teetruupidega seotud ehitustegevus).

Uuritud järvede veetaset mõjutavad neist allavoolu jäävatel vooluveekogudel asuvad rajatised ja sealsed tegurid mitte seisuveekogumi enda hürdomorfoloogilised omadused, mistõttu ei vastaks järvede TMV-ks määramine veeseaduse § 55 korrale. Veetaseme info jälgimine järvede normaalse veetaseme fikseerimine Keskkonnaregistris annaks siiski lisainfot seisundi hindamisel määratavate näitajate kohta ja aitaks vältida seisundit ohustavaid veetaseme kõikumisi, mis mittehead seisundit põhjustada võivad. Samas tuleb nentida, et see ei võimalda parandada järvede hetke seisundit.

8.5 Looduslikult vananevate järvede seisund

Veekogumite seisundi hindamine toimub selge raamistiku põhjal vastavalt keskkonnaministri 16.04.2020 määrusele nr 19. Looduslikud veekogud ja ka inimese poolt muudetud veekogud võivad olla väga eriliimelised ning eripärasid arvestava kõikehõlmava raamistiku loomine on mõeldamatu.

Järvede mittehea seisund võib olla tingitud ka looduslikest tingimustest. Kaiu järve veepeegli pindala on pika aja jooksul järk-järgult vähenenud ja järve endistest aladest tekkinud liigniiske ala on suurenenud. Järve madaldumine ja kinnikasvamine on tõenäoliselt suuremalt jaolt looduslik protsess, kuna järve valgatal (ja ka järve suubuva Kääpa jõe valgatal) on oluliseks metsamaade osakaal ja teadaolevalt ei esine valgatal intensiivset inimõju. Järvede loomuliku madaldumise ja kinnikasvamisega seotud muutused mõjutavad negatiivselt seisundi hindamisel määratavaid näitajaid, mistõttu jäävad järve suuremas osas looduslikest teguritest tingitult mitteheasse seisundisse. Seisundiklasside määramise metoodikas selles osas muudatuste tegemine ei ole põhjendatud, kuna sellise juhul saab järve seisundid nimetada küll looduslikuks, kuid sellest hoolimata ei saa seisundit nimetada heaks.

VRD artikkel 4 lõike 4 kohaselt võib veekogumite hea seisundi saavutamiseks kindlaksmääratud tähtaegu pikendada, kui looduslikud tingimused ei võimalda veekogu seisundi parandamist tähtajaks. Kehtivas Ida-Eesti veemajanduskavas ongi uurimusliku seire käigus uuritud järvede (v.a Ähijärv) puhul hea seisundi tähtaega pikendatud nimetades põhjuseks looduslikud tingimused. VRD artikkel 4 sätestab, et tähtaegu võib pikendada veekogu eesmärkide järkjärguliseks saavutamiseks, tingimusel, et veekogu seisundis ei toimu edasist halvenemist.

VRD artikkel 4 lõike 5 kohaselt võivad liikmesriigid seada eesmärgiks saavutada konkreetsete veekogude jaoks leebemad keskkonnavalased eesmärgid, kui on kindlaks tehtud, et nende looduslik seisund on selline, et nende eesmärkide saavutamine oleks võimatu või ebaproportsionaalselt kulukas. Ühtlasi peavad olema täidetud VRD-s nimetatud tingimused, muu hulgas peavad liikmesriigid tagama pinnavee puhul parima võimaliku ökoloogilise ja keemilise seisundi saavutamise, võttes arvesse mõju, mida inimtegevuse või reostuse iseloomu tõttu ei oleks olnud võimalik ära hoida, vastava veekogu seisundis ei toimu edasist halvenemist; leebemate keskkonnavalaste eesmärkide kehtestamine ja selle põhjendused tuleb konkreetselt esitada vesikonna majandamiskavas ja need eesmärgid vaadatakse iga kuue aasta järel üle.

9. KASUTATUD MATERJALID

Andmebaasid:

Corine kaardirakendus: <http://corine.keskkonnaagentuur.ee/> (viimati vaadatud 24.10.2020, andmete referentsaasta 2012).

EELIS (Eesti Looduse Infosüsteem-Keskkonnaregister) : Keskkonnaagentuur (viimati vaadatud, 01.11.2020).

Keskkonnaameti dokumendiregister: <https://adr.envir.ee/default.aspx>.

Keskkonnaotsuste infosüsteem (KOTKAS): <https://kotkas.envir.ee/> (viimati vaadatud 20.10.2020).

Keskkonnaseire infosüsteem (KESE): <https://kese.envir.ee/kese/welcome.action> (viimati vaadatud 22.10.2020).

Maa-ameti Geoportaal: <http://geoportaal.maaamet.ee/>.

Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti (PRIA) kaardirakendus: <https://kls.pria.ee/kaart/> (andmed seisuga 12.09.2020).

Riigi Ilmateenistus: <https://www.ilmateenistus.ee/ilm/ilmavaatlused/vaatlusandmed/> (viimati vaadatud, 30.10.2020)

Statistikaamet, avasta statistikat: <https://www.stat.ee/et/avasta-statistikat/piirkonnad/vorumaa/voru-linn> (viimati vaadatud 22.09.2020).

Statistikaameti kaardirakendus: <https://estat.stat.ee/StatistikaKaart/VKR> (viimati vaadatud 22.10.2020, andmed seisuga 01.01.2019).

Terviseamet: <http://vtiav.sm.ee/> (viimati vaadatud 20.11.2019).

Õigusaktid, eeskirjad, arengukavad jmt:

„Eri tüüpi sõnniku toitaainesalduse arvutuslikud väärtused, põllumajandusloomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid ja sõnnikuhoidla mahu arvutamise metoodika“, maaeluministri 30.09.2019 määrus nr 73.

Jõgeva valla ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava 2019–2030, kinnitatud Jõgeva Vallavolikogu 26.06.2019 määrusega nr 93.

„Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“, keskkonnaministri 28.07.2009 määrus nr 44.

„Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“, keskkonnaministri 16.04.2020 määrus nr 19.

„Proovivõtumeetodid“, keskkonnaministri 03.10.2019 määrus nr 49.

Riigi poolt korras hoitavate ühiseesvoolude loetelu, Vabariigi Valitsuse 01.11.2018 korraldus nr 274.

Tartu valla ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava 2019–2031, Keskkonnalahendused OÜ, 2019.

Veemajanduskavad 2015–2021, kinnitatud Vabariigi Valitsuse protokollilise otsusega 07.01.2016.

Veepoliitika raamdirektiiv, 2002, Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EU. Keskkonnaministeerium, Tallinn.

Veeseadus, vastu võetud 30.01.2019.

„Vesikonna veeseireprogrammi sisu, veeseireprogrammi koostamise põhimõtted, meetodid ja metoodika ning rakendamise nõuded“, keskkonnaministri 01.09.2019 määrus nr 35.

Võru linna ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava aastateks 2018–2030, kinnitatud Võru Linnavolikogu 13.06.2018 määrusega nr 102018, kehtivuse lõpp: 30.09.2019.

Võru valla ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava 2019–2030, kinnitatud Võru Vallavolikogu 16.01.2019 määrusega nr 58.

Muud allikad:

Alkranel, 2009. Võru maakonnas asuvate Tamula ja Vagula järvedevahelise kanali korrastamise vee-erikasutusloa taotluse keskkonnamõju hindamine.

Altoja, K., Kovtun-Kante A., Trepp K., Ojamäe K., Truuma, I., Korsjukov, M. (koostajad), 2019. Eesti pinnaveekogumite seisundi 2018. aasta ajakohastatud vahehindang. Keskkonnaagentuur, Keskkonnaministeerium.

Andresson, M., Truuma, I., Ojamäe K. (koostajad), 2018. Seletuskiri veemajanduskomisjonile Eesti pinnaveekogumite seisundi 2017.a ajakohastatud vahehindangu kohta. Keskkonnaagentuur, Keskkonnaministeerium.

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

AS Maves, 2019. Vesikonna tunnuste analüüs (töö nr 18115).

Austin, E.R., Lee, G. F., 1973. Nitrogen release from lake sediments. Water pollution control federation. Washington D.C. Vol. 45.5. pp. 870-879.

Björk, S. 2014. Limnological methods for environmental rehabilitation. The fine art of restoring aquatic ecosystems. Schweizerbart Science Publishers. 381 pp.

Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. Third Edition. Taylor ja Francis Group. 591 pp.

Coste in CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon aF. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 pp.

EKUK veeanalüüside hinnad alates 02.02.2020, https://www.klab.ee/wp-content/uploads/2020/09/veeanalyysi_hinnad_2020.pdf (viimati vaadatud, 03.12.2020).

EMÜ, 2016. Verevi järv. Meetmekava.

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.

Galuzo, M., 2000. Setete osatähtsus Neitsijärve ökosüsteemis ning võimalused järve noorendamiseks. Lõputöö Tartu Ülikooli Zooloogia ja Hüdrobioloogia Instituudi arhiivis. 60 lk.

Grasshoff, K. (ed.), 1976. Methods of Seawater Analysis. Weinheim - New-York.

Heinsalu, A., 1994. Harku järve eutrofeerumise kujunemine, põhjasetete reostus, fosfori sisekoormus ja järve tervendamise võimalused. Dissertationes Geologicae Universitatis Tartuensis. MSc. Thesis. 84 pp.

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

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

Kelly, M. G., Whitton, B. A., 1995. A new diatom index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology 7: 433-444.

Keskkonnaministeerium, AS Maves, 2006. Hajukoormuse hindamine alamvesikonniti ühtse arvustusmudeli abil.

Kisand, A., 2005. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi. Hydrobiologia 547: 33 – 39.

Kisand, A., 2008. Sediment phosphorus forms and their role in lake ecosystems. A thesis for applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Tartu. Estonian University of Life Sciences. 101 pp.

Kisand, A., Nõges, P., 2003. Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus macrophyte dominated shallow lakes: importance of oxygen conditions. Hydrobiologia 506: 129 – 133.

Kisand, A., Übner, M., 2012. Rannikulõugaste setted ja nende biokeemiline iseloomustus. Kog.: Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas. Arengulugu, geoloogia ja hüdroloogia, elustik ning looduskaitse väärtus. Natureship. lk. 28-33.

Koroleff, F., 1982. Total and organic nitrogen. In: K. Grasshoff (ed.). Methods of Seawater Analysis. Verlag Chemie, 162-168.

Kruusement, K., Punning, J.-M., 2000. Distribution of phosphorus in the sediment core of hypertrophic Lake Ruusmäe and some palaeoecological conclusions. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology 49:163-176.

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

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

Loigu, E. & Iital, A., 2007. Hajureostuse koormuse andmete täpsustamine. Tallinna Tehnikaülikool.

Loigu, E., Iital, A., Pahcel, K., Leisk, Ü., 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvähendite kaadmiumi reostusohu hindamine. Tallinna Tehnikaülikool.

Loigu, E., Piirimäe, K., Iital, A., Pachel, K., 2012. Piiriveekogude loodusliku ja inimtekkelise koormuse arvutamine Eesti territooriumilt. Tallinna Tehnikaülikool.

Maastik, A., 2008. Hüdroloogia ja hüdromeetria. 32 lk.

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

Muna M., Kovtun-Kante A., Trepp K., Ojamäe K., Mikomägi, A., Korsjukov, M. (koostajad), 2020. Eesti pinnaveekogumite seisundi 2019. aasta ajakohastatud vahehindang. Keskkonnaagentuur, Keskkonnaministeerium.

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

Nõges, P., Kisand, A., 1999. Forms and mobility of sediment phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). International Review of Hydrobiology, 84(3): 255 – 270.

Ott, I. (toim.), 2006. Endla järve kompleksne hüdrobioloogiline uuring. Riikliku Looduskaitsekeskuse Jõgeva-Tartu regiooniga sõlmitud lepingulise töö aruanne. Eesti Maaülikool. 67 lk.

Ott, I. (toim.), 2007. Saadjärve limnoloogilised uurimused II. Riikliku Looduskaitsekeskuse Jõgeva-Tartu regiooniga sõlmitud lepingulise uurimistöö aruanne. Eesti Maaülikool. 67 lk.

Ott, I. (vast.), 2006. Kõstrejärve setete analüüsi läbiviimine ning järveseisundi parandamise tegevuskava väljatöötamine. Riikliku Looduskaitsekeskuse Põlva-Valga-Võru regiooniga sõlmitud lepingulise uurimistöö aruanne. 21 lk.

Ott, I. (vast.), 2011. Eesti väikejärvede hüdrobioloogiline seire. Lepingulise uuringu aruanne. Tellija Keskkonnaagentuur. 183 lk.

Ott, I. (vast.), 2014. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamine hüdromorfoloogiliste kvaliteedielementide alusel.

Ott, I. (vast.), Väikejärvede hüdrobioloogilise seire lõpparuanded 2007–2019. Eesti Maaülikool. Käsikirjad EMÜ PKI Hüdrobioloogia ja Kalanduse õppetoolis.

- Ott, I., Kõiv, T., 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Estonian small lakes: Special features and changes. Tallinn, 128 lk. (pp).
- Ott, I., Timm, H., Rakko, A., Mäemets, H., Kübar, K., Tammert, H., Laas, A., Tambets, M., Järvet, A., Kübar, R., 2006. Viljandi järv - kas looduslik või oluliselt muudetud? Kog.: Sammul. M. (toim.) Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat. 76-93.
- Palusalu, M., 2020. Lõuna-Eesti jääajajärgese taimkatte õietolmupõhine kvantitatiivne rekonstrueerimine ja tulemuste sõltuvus järve valikust. Magistritöö Eesti Maaülikooli PKI hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool. 79 lk.
- Paul, W., Hamilton, D. 2008. Sediment removal as restoration measure for the campus lakes. CBER report 84. University of Waikato. 22 pp.
- Prede, M., Ott, I., Kisand, A., Laugaste, R., Mäemets, H., Timm, H., Järvalt, A., Kirt, E., Oja, T. 1999. Otepää järve maastik eile, täna ja homme. A. Maastik (toim.). Tacis. Phare. 24 lk.
- RMK, 03.03.2020. „RMK pakutavaid metsapuhkuse võimalusi kasutati mullu 2,6 miljonit korda“, <https://www.rmkk.ee/organisatsioon/pressiruum/uudised/uudised-2020/rmk-pakutavaid-metsapuhkuse-voimalusi-kasutati-mullu-2-6-miljonit-korda> (viimati vaadatud, 24.10.2020)
- RMK, 13.10.2020. Küllastajaseire RMK-s. Jõemõisa lõkkekoht, Ähijärve laste loodusrada, Karula rahvusparki keskus.
- Saar, K., Ott, I., 2013. Rannajärvede tervendamise probleemid Võõla mere näitel. XII Eesti Ökoloogiakonverents, Tartu, 18-19 oktoober 2013.
- Skriver, J., Friberg, N., Kirkegaard, J., 2000. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1822-1830.
- Standard ATV-DVWK-A 131E, 2000. Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants.
- Tamre, R. (koostaja), 2006. Eesti järvede nimestik: looduslikud ja tehisjärved. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 165 lk.
- Terasmaa, J., Vainu, M., Lode, E., Pajula, R., Raukas, A., 2015. Põhjaveekogumi veest sõltuvad ökosüsteemid, nende seisundi hindamise kriteeriumid ja seirevõrk. Tallinna Ülikool.
- 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.
- 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.
- Uri, U. (juh.) 2020. Põlva järve veekeskkonnale avalduva koormuse uurimine ja Põlva järve tervendamiskava koostamine. Uuringu aruanne. Töö täitja Kobras AS. Tellija Põlva Vallavalitsus. 47 lk.

Vainu, M., Koit, O., Lode, E., Ploompuu, T., Terasmaa, J., Ravis, R., 2019. Põhjaveekogumite seosed maismaaökosüsteemide ja pinnaveekogudega, hüdrogeoloogilised mudelid ning seirevõrgu kujundamine. Tallinna Ülikool.

Wang, W. W., Jiang, X., Zheng, B. H., Chen, J. Y., Zhao, L., Zhang, B., Wang, S.H. 2018. Composition, mineralization potential and release risk of nitrogen in the sediments of Keluke Lake, a Tibetan Plateau freshwater lake in China. Royal Society Open Science 5: 180612.

Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: Cheremisinoff P. N. (ed). Encyclopedia of Environmental Control Technology, 4. Hazardous Waste Containment and Treatment, Gulf Publishing Company, Houston, 251-284.

Vollenweider, R. A., 1975. Input – output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweizerische Zeitschrift für Hydrobiologie, 37, 53-84.

10. LISAD

Lisa 1. Tehniline kirjeldus

Lisa 2. 23.09.2019 koosoleku protokoll

Lisa 3. Järvede uurimuslik seire 2019–2020 vahearuanne

Lisa 4. Seirepunktid

Lisa 5. Veeproovide analüüsitulemused

Lisa 6. Sissevoolude mõjust järvede litoraali suurselgrootutele

Lisa 7. Suurtaimede ohtrused ja levikusügavus

Lisa 8. Bentiliste ränivetikate loendusandmed

Lisa 9. Veekihi ja settekihi paksus