

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



Toetab Keskkonnainvesteeringute
Keskus

Limnoloogilised uuringud Kahala järve tervendamiseks

I. Ott

Projekti vastutav täitja

TARTU

2014

Sisukord

1	Sissejuhatus	4
2	Materjal ja meetodid.....	5
2.1	Järve hüdrokeemia	5
2.2	Fütoplankton	6
2.3	Suurtaimed	9
2.4	Zooplankton	10
2.5	Suurselgrootud	10
2.6	Kalastik	13
2.7	Valgla	14
2.8	Kahala järve koormustaluvus	15
2.9	Kahala järve sete	16
2.9.1	Sette- ja veeproovide kogumine	16
2.9.2	Laboratoorsed analüüsid	17
2.9.3	Sette keemilised parameetrid	17
2.9.4	Settefosfori fraksioneerimine	17
2.10	Fütobentos	18
3	Tulemused	21
3.1	Varasemate andmete limnoloogiline analüüs, seisundi dünaamika selgitamine	21
3.1.1	Hüdrokeemia	21
3.1.2	Fütoplankton	22
3.1.3	Suurtaimed	23
3.1.4	Zooplankton.....	25
3.1.5	Suurselgrootud	25
3.1.6	Kalastik	26
3.1.7	Valgala.....	26
3.2	Kahala järve koormustaluvuse hinnang.....	27
3.3	Sete	32
3.3.1	Sette keemiline koostis	32
3.3.2	Fraktsioonid	37
3.3.3	Inkubatsioonikatse	40
3.4	Fütobentos	41
4	Ettepanekud	44
5	Kasutatud kirjandus	45

6	Lisad.....	50
---	------------	----

1 Sissejuhatus

Järvede tervendamiseks on vaja tunda igakülgsest kogu ökosüsteemi ja ainete bilanssi. Kui 2013. a. uurisime sise- ja väliskoormust, siis varasemalt on EMÜ PKI Limnoloogiakeskus uurinud pika aja jooksul elustikku ja vee omadusi - 1953, 1972, 1976, 1977, 1981, 2008. 2013. a. olid lisaks plaanis fütobentose vaatlused. Fütobentos on ökoloogiline kasvuvorm, mis katab kilena, ka limase kihina tahkeid substraate, olgu need kivid, pehmed setted, taimed jmt. Taksonoomiliselt on selle rühma liigiline koosseis mitmekesine, kuid enamasti uuritakse ränivetikaid, nende liike ja arvukust. See on üks rühm, mille järgi hinnatakse veekogu ökoloogilist kvaliteeti. Kahala järves võiks fütobentost senist ökoloogilise seisundi hinnangut oluliselt täiendada, sest taimed on sageli paksult epifüütoniga kaetud (epifüüton – taimedel kasvav mikroskoopiliste organismide kogum).

Järvede tervendamisteks peab teadma morfomeetriat; hüdroloogiat; vee omadusi; elustiku koosseisu ja rühmade arvukust; setete түsedust ja jaotust, setete kvaliteeti, järve ainerige ainete välis- ja sisebilanssi. Praeguseks ajaks on Kahala järve kohta vajalik teave peaaegu olemas. Jätkata tuleb väliskoormuse ja fütobentose vaatlusi. Hetkel saaks asuda tervendamismeetodi valikule, mis eeldab rahastajate, veeinseneride, looduskaitse ametnike, kohaliku omavalitsuse, limnoloogide, geoloogide, maaomanike, kohalike entusiastide, vesiehitusfirmade koostööd ja ka avalikustamist.

EMÜ PKI Limnoloogiakeskusest võtsid selles töös osa prof. Ingmar Ott, MSc. Katrin Saar ja PhD. Anu Kisand, BSc. Maili Lehtpuu, PhD. Sirje Vilbaste. Vooluveekogude vaatlusi tegi Erki Vister (Saprofert OÜ), setete proove aitasid koguda Eesti Geoloogiakeskuse töötajad. Vee keemilisi omadusi sisse- ja väljavooludes analüüsis AS Tallinna Vesi Laborid. Töös on kasutatud limnoloogiakeskuse varasemaid töid, millest võtsid osa PhD Henn Timm, MSc. Anu Palm, MSc. Teet Krause, PhD Arvo Tuvikene, MSc. Aimar Rakko, MSc. Kaidi Kübar, MSc. Katrit Karus, PhD. Tõnu Feldmann, Prof. Valdo Kuusemets, PhD. Aini Lindpere, Henno Starast, Msc. Kairi Maileht.

2 Materjal ja meetodid

2.1 Järve hüdrokeemia

Järvel uuriti pindmist veekihti. Kohapeal määrati 4 korda aastas (mai, juuli, august, september) järgmised parameetrid: vee värvus, läbipaistvus (Lp), temperatuur, vees lahustunud hapnik, pH, aluselisisus (HCO_3^-), elektrijuhtivus (E) ja lahustunud ainete sisaldus (TDS). Veeproovid koguti 2 korda aastas (mai, juuli) ning analüüsiti OÜ Tartu Keskkonnauuringute laboris.

Vee läbipaistvus mõõdeti valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m.

Vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus (O_2), küllastusprosent ($\text{O}_2\%$), lahustunud ainete üldsisaldus (TDS) ja vee elektrijuhtivus (E) määrati multisensoriga YSI – 6600.

Vee pH määrati elektromeetriselt. Mõõtmise absoluutviga oli 0,05 pH ühikut.

Permanganaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel KMnO_4 lahusega (Žizn'..., 1959). Määramise viga oli oksüdeeritavuse 0-10 mg O/l korral kuni 0,1 mg O/l, üle 10 mg O/l korral kuni 1 mg O/l.

Üldfosfor ja ortofosfaadid määrati kolorimeetriselt askorbiinhappe ja molübdatreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff *et al.*, 1981). Üld-P määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga oli 5%.

Nitraatioon määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd-kolonnis) kolorimeetriselt (543 nm) sulfanüülamiidi ja n-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidiga. Nitritioon määrati F. Koroleffi meetodil (Koroleff, 1982). NO_3^- määramise täpsus oli 2%.

Üldlämmastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO_3^- määrati UV spektrofotomeetriselt. Analüüsi mõõtemääramatus oli 0,03 mg N/l.

Ammooniumioon määrati kolorimeetriselt indofenoolsinisega Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Määramise relatiivne viga oli 5,5%.

Üldaluselisisus (HCO_3^-) määrati tiitrimisel soolhappega (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise absoluutne viga oli 0,03 mg-ekv/l.

Kaltsiumiooni sisaldus määrati tiitrimisel triloon B lahusega mureksiidindikaatori juuresolekul (Fresenko, 1955). Määramise suhteline viga oli 4 %.

Vee karedus (kaltsium- ja magneesiumioonide summa) määrati tiitrimisel triloon B lahusega ET-00 indikaatori juuresolekul (Žizn'..., 1959). Määramise suhteline viga oli 4%.

Magneesiumiooni sisaldus leiti arvutuslikult, lahutades kaltsium- ja magneesiumioonide summast kaltsiumiooni.

Kloriidioon määrati merkurimeetriselt (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise suhteline viga oli 4%.

Järve keemilise seisundi käsitlemisel kasutati nii OÜ Tartu Keskkonnauuringute labori kui ka EMÜ PKI limnoloogiakeskuse veeanalüüsi andmeid.

Vee orgaanilise aine ja mineraalne sisalduse hindamisel juhinduti H. Simmi (1975) poolt Eesti pinnavee vee keemilise koostise võrdlevaks iseloomustamiseks esitatud piirväärtustest. Vee värvuse, samuti kollase aine sisalduse järgi saab kaudselt hinnata orgaanilise aine päritolu. Teatavasti on vee roheline värvus tingitud fütoplanktonist (autohtoonne orgaaniline aine), kollakas, pruunikas ja punakas toon peamiselt huumusainetest (allohtoonne orgaaniline aine). Pinnavee üldfosfori, üldlämmastiku, hapniku protsendi ning vee läbipaistvuse hindamisel võeti aluseks A. Miliuse jt. (1987) poolt statistiliselt väljatöötatud piirväärtused. Vee pH hindamiseks kasutati Czerny (1960) skaalat.

Järve tüüp ja veekvaliteet hinnati tabeli 2.1.1 kohaselt. Iga järve kohta koostati veekvaliteedi hinnang hüdrokeemiliste kvaliteedinäitajate (Lp, pH, üld-N, üld-P) põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (2002). Järve tüübi ja veekvaliteedi hindamiseks kasutati parameetri (kvaliteedinäitaja) aritmeetilist keskmist veesambas.

Tabel 2.1.1. Kvaliteedipiirid hüdrokeemiliste tunnuste järgi (Nõges, Ott, 2003 järgi)

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Tüüp II – madal, keskmise karedusega järv						
pH		7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 või 6-<7	<6 või >9
Üldfosfor	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	m	>3	2-3	1-<2	<1	<1

2.2 Fütoplankton

Proovid võeti järve avaveest. Kvantitatiivsed proovid võeti van Dorni batomeetriga ja fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus). Sellest 3-25 ml sadestati loenduskambris ja loendati invertmikroskoobi abil (Nikon Eclipse Ti) sõltuvalt rakkude

suurusest suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja 10 x 10. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu; erikaaluks võeti 1.

Kvalitatiivsed proovid koguti koonilise planktonvõrguga (võrgusilma läbimõõt 20 mikromeetrit). Tavaliselt on võrguproovis rohkem suurte mõõtmatega vetikaid, näiteks sinivetikakolooniaid, mis batomeetriproovi alati ei satugi; viimastes on aga täielikumalt esindatud nanoplankton, s.o. väga väikeste mõõtmatega vormid, mis produktsioonis on tähtsal kohal ja põhjustavad suurte rakkudega võrreldes kõrgemat klorofüllisisaldust.

Fütoplanktoni hinnangus kasutatakse tabelis 2.2.1. esitatud väärtusi.

Pigmentide: klorofüll (Chla, Chlb, Chlc), feopigmentide (Pheo) ja karotinoidide (Car) sisaldus määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Üldtuntud G. Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitatakse siin modifitseeritud kujul (Ott, Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

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

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

Ühetaolisus *J* (*evenness*; Pielou, 1975 järgi) arvutatakse liigierisuindeksi kaudu. Väärtused on 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi. Ühetaolisuse indeksi väärtused on kõikide tüüpide kvaliteedi klassides samasugused. *J* väheneb võrdeliselt ökoloogilise seisundi halvenemisega. *J* arvutamisel kasutatakse Shannoni liigierisust (*H'*) ja teoreetilist liigierisust (*Hmax*). Teoreetiline liigierisus on biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel: $J = H'/H'_{max}$. Mida suurem *J* väärtus, seda parem ökoloogiline seisund.

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja ksantofüütide) biomassid. Biomassi (tabel 2.2.2) kasutati V. Kõvaski ja A. Miliuse (1982) kriteeriume, kuid veidi muudetud kujul, arvesse võttes enda uurimistulemusi Eesti väikejärvedel. Liikide arv ei

kasva lineaarselt koos troofsusega, seetõttu ei saa siin kohaldada hulga hinnangut koos troofsuse hinnanguga (tabel 2.2.2). Biomasside puhul on toodud keskmised, mitte maksimaalväärtused, mis vee õitsemise puhul võivad olla kümneid kordi suuremad.

Tabel 2.2.1. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid I. A - liigilise koosseisu arvukus on enam-vähem võrdne, pole võimalik eristada kindlaid dominante; B - arvukuses domineerivad 3-5 liiki (>80%); C - üks liik domineerib arvukuses (>80%); D - domineerivad tsüanobakterite perekondade *Microcystis*, *Woronichinia*, *Anabaena*, *Radiocystis*, *Plankothrix*, *Limnothrix*, *Aphanizomenon* esindajad või rohevetikad *Chlorococcales* ning Chl *a* sisaldus on >20 mg/m³.

* - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Tüübi nr.	Kvaliteedi-klass	Chl <i>a</i> , µg/l	Fütoplanktoni kooslus*	Fütoplanktoni koondindeks	Ühetaolisuus (J)
2	väga hea	<10	A	<3,5	0,81-1
2	hea	10-20	A	3,5-6	0,61-0,80
2	kesine	20-30	B	>6-9	0,41-0,60
2	halb	30-50	C	>9	0,21-0,40
2	väga halb	>50	D	>9	0-0,20

Tabel 2.2.2. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid II

Parameeter	Ühik	Madal,	Keskmine,	Kõrge,	Ülikõrge,
		oligotroofne	mesotroofne	eutroofne	hüpertroofne
Biomass	g/m ³	< 3	3-15	15-30	> 30
Liikide arv loendusproovis		< 20	21-40	41-60	> 61 **

2.3 Suurtaimed

Kogu kaldajoone ulatuses uuriti järve ja iga 200-500 meetri tagant tehti transekte, et välja selgitada veetaimestiku vööndilisust ja sügavuslevi. Töövahendiks oli taimekonks mõõtudega nõõri otsas. Lisaks sellele koostati välitöödel taimestikuskeemid, mis varasematega võrreldes peegeldavad liigilise koosseisu ja liikide asukoha muutusi. Määrati veetaimestiku koosseis ja ohtrus, mille hinnangud on antud skaalas 1-5. See skaala on sarnane Braun-Blanquet omaga:

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

Tähtsamate taksonite all peetakse silmas olulisemaid veetaimerühmi (veesisesed taimed, ujulehtedega taimed ja ujutaimed), mis on järjestatud osatähtsuse alusel. Võrdusmärgid viitavad taksonite võrdsele ohtrusele, komaga eraldatud taksonid on eelnevaist väiksema ohtrusega.

Kasutatud on järgmisi lühendeid:

Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Elo – vesikatk (*Elodea*) Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Str – vesikarikas (*Stratiotes*); Utr – vesiherned (*Utricularia*); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Lem – ujutaimed: lemled ja vesilääts (*Lemna*, *Spirodela*); Nu, Nym – ujulehtedega taimed: Nu – vesikupud (*Nuphar*) ja Nym – vesiroosid (*Nymphaea*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*); Lob – vesilobeelia (*Lobelia dortmanna*); Iso – järv-lahnarohi (*Isoetes lacustris*).

Liikide ohtruse hinnangud on antud eraldi kaldaveetaimede, ujulehtedega ja ujutaimede ning veesiseste taimede jaoks. Kui klassipiiridena on kasutatud võrdväärsete indikaatorliikide ohtrusi, siis rohkem kui ühe indikaatorliigi samaaegsel esinemisel järves on antud suurema suhtelise ohtrusega liigi väärtus. Niitrohevetikate rohkus on antud eraldi, sest nad võivad katta ka järve põhja ja veesiseseid taimi. Rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemate erinevuste taga võib olla ka erinevate uurijate isikupära.

Tulemuste tabelis on antud araabia numbrites kvaliteedinäitaja väärtus (1-5 palli, seletus eespool) ja selle järel rooma numbrites kvaliteedinäitajale: I – väga hea, II – hea, III – keskine, IV – halb, V – väga halb.

Üldise hinnangu andmisel lähtuti ka varasemate uurimisaastate andmetest. Järve suurtaimestiku koondhinnang määrati veetaimede erinevate kvaliteedinäitajate alusel. Koondhinnangu määramisel arvestati kõiki näitajaid, kusjuures kuni 1/3 neist võis näidata koondhinnangust madalamat kvaliteeti.

2.4 Zooplankton

Zooplanktoni näitajate alusel hinnati järvede seisundit skaalas väga hea – hea – kesine – halb – väga halb. Hinnangu andmisel lähtuti järgmistest näitajatest, mis kõik on seisundiga pöördvõrdelised (hinnangut alandavad):

- monodominantide (vähemalt 60% rühma arvukusest) esinemine zooplanktoni rühmades;
- keriloomaliikide *Keratella tecta* ja/või *Pompholyx sulcata* esinemine;
- keriloomade domineerimine arvukuses;
- keriloomade domineerimine biomassis, v. a. liigi *Asplanchna priodonta* domineerimise korral;
- väike zooplanktoni kogubiomassi / koguarvukuse suhe (keskmine kaal) – kui arvukus on kõrge ja biomass kõrge;
- väikesemõõtmeliste liikide domineerimine koorikloomade rühmades (aerjalgsed, vesikirbulised);
- koorikloomade liikide arv < 8 ;
- liigilise koosseisu vaesumine võrreldes varasemate aastatega.

2.5 Suurselgrootud

Järve madalaveelistes osades (litoraalis) püüti suurselgrootuid nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (European..., 1994). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk. Järvest võeti üks liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud jala- või (pehmel põhjal) tõmbeproovist ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov üritati igas järves võtta võimalikult mitmekesine kõigist erinevatest elupaikadest (peale vedela muda).

Jalaproov seisneb jalaga põhjasette segamises vertikaalselt asetatud kahva ees ning järgnevas järsus kahvatõmbes madalal segatud ala kohal. Soiste kallastega järvedes, kus jalaproove võtta ei saanud, asendati need vertikaalsete kahvatõmmetega õõtsikserval, püüdes katta

samasugust pindala nagu jalaproovide puhul. Proovi sügavuseks loeti sellistel juhtudel 0,33 m ja üksikproov koosnes 3 tõmbest. Iga üksikproov kattis seega 1 m pikkuse osa (0,25 m²) järvepõhjast või -servast. Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviaala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku (kui neid oli). Selleks kasutati vajaduse järgi nii jalaproove, kahvatõmbeid taimestikust kui käsitsi noppimist (näiteks taimedelt, suurtelt okstelt või kividelt).

Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Kahvaproovide loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust. Kasutatud määrajate loetelu asub viidatud kirjanduse nimestiku lõpus.

Bioseisundi iseloomustamiseks (Tabel 2.5.1.) hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt. 1983), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmesiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988) ning Rootsi happelisusindeks (Johnson 1999). Taksonirikkus, H' , ASPT ja EPT on seisundiga võrdelised, happelisusindeks aga happelisustasemega pöördvõrdeline. Peale selle hinnati alati ka keskmine isendite arv ruutmeetril (arvukus). Arvukust ning taksonierisust hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude keskkonnaindeksite ning taksonirikkuse puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Happelisusindeksi algseks ülesandeks oli hinnata happevihmade mõju veekogudele. Et Eestis happevihmadel olulist mõju ei ole, looduslikult aga leidub väga erineva happelisustasemega veekogusid, ei näita happelisusindeksi headusvahemikud sageli mitte inimese põhjustatud nihet kvaliteedis, vaid tüübisisest varieerumist. Et pehmeveelistel järvedel on eutrofeerumise käigus kalduvus karedaveelisemaks muutuda, jäeti happelisusindeks siiski üheks kvaliteeti kirjeldavaks indeksiks.

Tabel 2.5.1. Suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele 2006. a. seisuga. Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - keskine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv. * - pole arvestatud olukorda, kui liiga paljude taksonite (märgatavalt üle R taseme) esinemine näitab järve ülemäärast eutrofeerumist

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P	või	B	n
--------	--------------	---	---	---	---	---	-----	---	---

Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21	31
Taksonirikkus	keskmise karedusega, liiv ja/või kivid	27	>24	22-24	16-21	<16	19
Taksonirikkus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	16,5	>15	13-15	10-12	<10	4
EPT	keskmise karedusega, liiv ja kivid	9	>8	7-8	5-6	<5	19
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4	31
EPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	6,5	>6	5-6	4	4	4
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8	31
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1	12
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6	7
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1	4
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4	43
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8	7
ASPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4	4
A	keskmise karedusega, liiv ja taimed	7	>6	6	4-5	<4	43
A	keskmise karedusega, kivid	8	>7	6	5	<5	7
A	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	9	>8	7-8	5-6	<5	4

Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (keskpärane) 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. Summa 23-25 tähistas kokkuvõttes väga head, 18-22 head, 10-17 keskpärast, 6-9 halba ja 0-5 väga halba seisundit.

Kui kasutada sai ainult nelja indeksit, siis on vastavad vahemikud 18-20 (väga hea), 14-17 (hea), 8-13 (kesine), 6-7 (halb) ja <6 (väga halb).

2.6 Kalastik

Kahala järve kalastikku analüüsis kolleeg A. Tuvikene. Uurimisaja alguseks valiti juuli lõpp, mil kõik kevadel ja suvel kudevad kalad (sealhulgas ka portsjonkudejad) on juba kudenud, samasuvised vastsed koorunud ning maimudeks kujunenud. Kalade liikumist ei määra seega kudemiseelne või selleaegne käitumismuster, vaid enamasti toiduotsing. Samuti jaotuvad kalad veekogus ühtlasemalt. Oktoobri lõpuks (seoses veetemperatuuri olulise langusega) kalade liikumisaktiivsus langeb, mis avaldub püügitulemustes, seda eriti veetemperatuuri langusel alla 10 °C. Rootsi ja Soome, ka mõned Mandri-Euroopa riigid seiravad kalastikku 15. juulist 15. septembrini. Eestis on sügisestest temperatuuridest sõltuvalt pikendatud välitöid oktoobrini.

Püük toimus standardselt, Nordic-tüüpi multisektsioonsete nakkevõrkudega (uppuvat tüüpi võrgud: Euroopa standard EVS-EN 14757:2005; ujuvat tüüpi võrgud sellest standardist madalama kõrgusega - 1,5 m). Taustaandmete saamiseks, eriti röövkalaliikide suuremate isendite kohta, kasutati täiendavalt ühesuguse silmasuurusega jõhvist (tamiilist) nakkevõrke (vahemikus 30 – 70 mm sõlmest sõlmeni). Püüti nii litoraali kui avavee erinevatest veekihtidest, arvestades vee sügavust ja hapnikuolusid järve põhjalähedastes veekihtides. Kui oli teada anoksia või hüpoksia esinemisest mingis piirkonnas, hoiduti seal püüdmast. Kasutati uppuvaid ja ujuvaid 30 m pikkusi sektsioonvõrke, tavaliselt sõltuvalt järve pindalast vähemalt 5. Mõnedes veekogudes mõjutas püügipiirkondade valikut madal veeseis, rohke taimestik, vette langenud puud jmt. takistused. Standardses püügipiirkonnas peaks olema vähemalt 1,8 m sügavune vesi, millest tingitult otsitigi esimene võimalik püügiala. Võrgud olid püügil 12 tundi, tavaliselt asetati nad järve õhtul kella 18 ja 20 vahel.

Kalad analüüsiti värselt iga võrgu ja võrgusilma kohta eraldi, mõõtes igal isendil täispikkuse (mm) ja massi (täpsus 0.1 g). Andmereal sisestati andmebaasi, mille alusel hinnati igast järvest püütud kalaliikide arv, iga kalaliigi isendite arv, iga kalaliigi isendite kogumass, kalade keskmine arv iga võrgu kohta (NPUE – *number per unit effort*), kalade keskmine mass iga võrgu kohta (WPUE – *weight per unit effort*). Lisaks fikseeriti veekogu ja ilmastikku

iseloomustavad parameetrid: järve pindala ja suurim sügavus, sademed, pilvisus, tuule suund ja kiirus, lainetus.

Ahvenlaste puhul koguti igast järvest seeria lõpuskaaneluid erinevate vanusrühmade esindajatelt, määramaks nende pikkus-vanuselist struktuuri populatsioonis. Röövkalade puhul tehti täielik toiduanalüüs (Bagenal, 1978 järgi). Tabelis 2.6.1. on esitatud uuritud järvede üldandmed, limnoloogiline tüüp ja tüüp Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõuete järgi, samuti püügipiirkonna koordinaadid ning seirel kasutatud Nordic-tüüpi seirevõrkude arv.

Tabel 2.6.1. Kahala järve kalastiku seiret iseloomustavad arvparameetrid

Järv	Püügi kuupäev	Sektsioon võrkude arv	Seirepiirkonna koordinaadid	Järve pindala, ha	Limn. Tüüp	VRD-tüüp	Suurim sügavus, m
Kahala	28.07.2004	6	59*29'2"N;025*31'55"E	345,6	KM	2	3

2.7 Valgla

Valgla analüüsi lähteülesanne oli hinnata seiratavate järvede valgla maakasutust (% valgla pindalast), inimasustuse tihedust, vee viibeaja ja reostuskoormust (haju- ja punktreostus) andmebaaside ja välivaatluste (punktreostuse puhul) abil.

Kahala valgla piiri määramisel kasutati aluskaardina Keskkonnaministeeriumi ITK poolt koostatud digitaalset valglate kaarti, mida täpsustati Eesti põhikaardi, Eesti baaskaardi, Eesti katastri kaardi ja olemasolevate topograafiliste kaartide analüüsi abil. Valgla piiri eraldamisel lähtuti pinnareljeefist, mis ei pruugi alati vastata järve põhjavee valglale.

Järve valgla kõlvikuline analüüs on tehtud Eesti põhikaardi alusel, kõlvikute tüübid põhinevad põhikaardil eraldatud üksustele. Valglal asuvate lautade ja põllumajandusmaade kasutatavuse intensiivsuse määramiseks kasutati PRIA vastavaid andmekihte. Rahvastiku suurust ja tihedust hinnati valdade andmete põhjal. Kogu GIS analüüs teostati MapInfo Professional 9.5 abil.

2.8 Kahala järve koormustaluvus

Ajavahemikul 21. Dets. 2012. – 2. jaan. 2014 on mõõdetud Kahala järve sisse- ja väljavoolu selgitamiseks hüdroloogilist režiimi, eriti aga koormusi, vee- ja ainebilanssi, koormustaluvust. See on osa limnoloogilistest töödest, mis annaksid vastuse, kas Kahala järve on vaja tervendada ja kui seda teha, siis millised võiksid olla moodused olukorra parandamiseks.

Vooluhulkade mõõtmisel arvestati A. Maastiku (2006) koostatud vooluhulkade hindamise meetoditega ja kasutati ujukmeetodit pistelise sagedusega. Suurvee perioodidel võeti proove tihedamalt. Parema tulemuse saamiseks peaks vaatlusi jätkama kalenderaasta jooksul.

Vee omadusi analüüsiti seitsmel korral ja vooluhulki mõõdeti kuueteistkümmel korral. Vooluhulkadest ja mõõdetud ainete kontsentratsioonidest transponeeriti koormused kogu vaatlusperioodi kohta päevade kaupa. Sissevooluks oli Oldoja (järvest idakagus) ja väljavooluks Kahala (mõnes kirjandusallikas ka Oldoja nimena) oja (järvest edelas; joonis 2.8.1). Kahala järve väljavool on paisuga reguleeritav. 15. aprillist kuni 12. maini oli lüüs avatud. Mitmed kraavid, mis paiknevad ümber järve on sageli ajutised, väga väikeste vooluhulkadega ja jäeti arvutustest välja. Arvestatud ei ole ka võimalike põhjaallikate mõjuga. Kuna järv on pehme- ja karedaveelise vahepealne, siis arvatavasti ei saa olla põhjaallikate osakaal veebilansis kuigi suur.



Joonis 2.8.1. Kahala järve ümbruse kaart (Maa-ameti geoportaal).

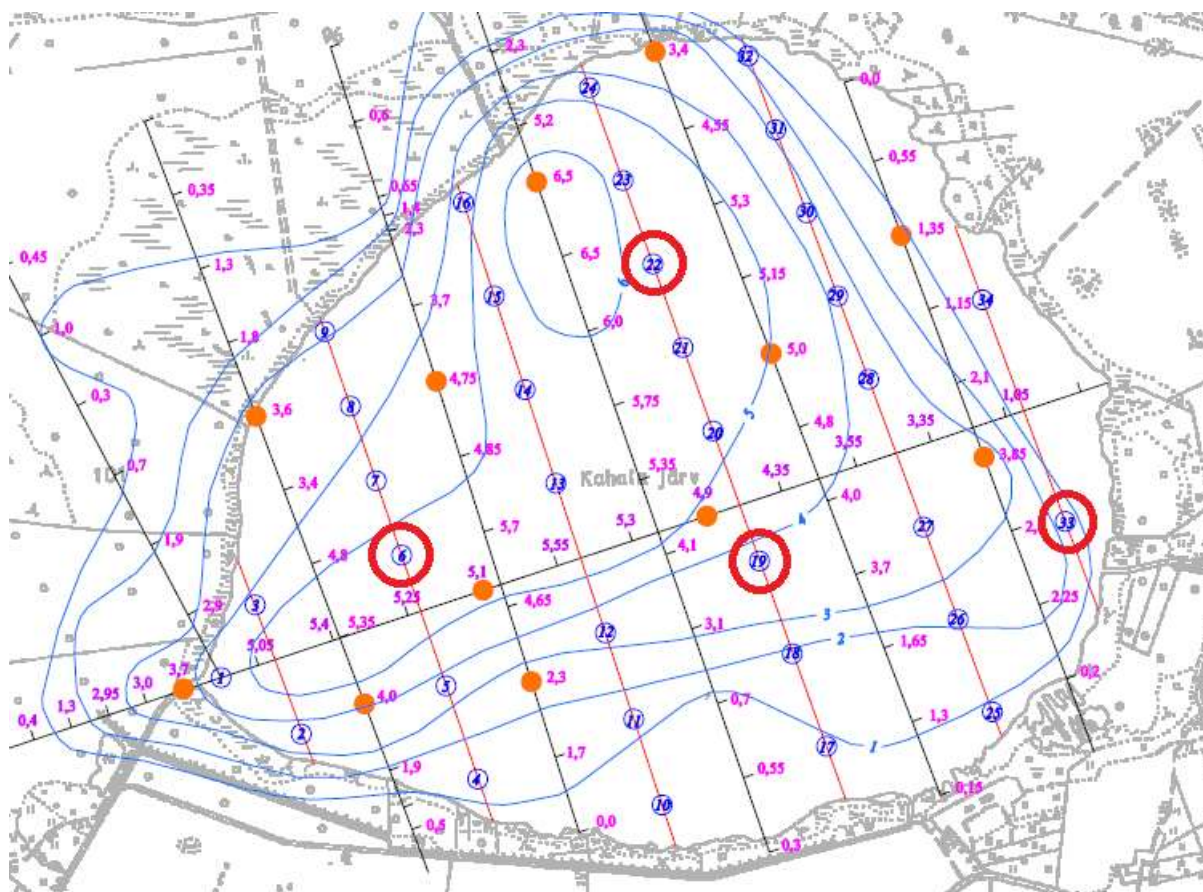
Vee omadustest mõõdeti biokeemilist hapnikutarvet (BHT_7), üldlämmastikku, üldfosforit, fosfaate, ammoniumi, nitraate ja nitritit. Kõik need näitajad iseloomustavad koormust järvele

ja järvevee omadusi. Ühendite kogused ja vahekorrad annavad ülevaate võimalikust reostusest.

2.9 Kahala järve sete

2.9.1 Sette- ja veeproovide kogumine

Kahala järvest koguti laboratoorsete analüüside tarbeks sette- ja veeproovid neljast proovipunktist: 6, 19, 22, 33 (joonis 2.9.1.1).



Joonis 2.9.1.1. Sette laboratoorseteks uuringuteks valitud proovipunktid (märgitud punaste ringidega) Kahala järvel (OÜ Eesti Geoloogiakeskuse kaart).

Setteroovide kogumiseks kasutati Willner-tüüpi settepuuri, mille abil saadi 70 mm läbimõõduga 3-35 cm paksused sette vertikaalproovid koos sette pinna kohal oleva veekihiga. Kokku koguti Kahala järve neljast proovipunktist kuus settepuursüdamikku, mida kasutati sette keemilise koostise määramiseks ja inkubatsioonikatseteks. Gravitatsiooniline settepuur (Willner-tüüpi puur) võimaldab uurida ainult pindmiseid settekihte. Seega sügavamal lasuvate

settekihtide fosforisisalduse määramiseks kogusime OÜ Eesti Geoloogiakeskuse geoloogide abil igast proovipunktist turbapuuriga umbes 20 cm paksuse settekihi proovid.

Lisaks koguti igast proovipunktist ka veeproov, et määrata järvevee fosfaatioonide sisaldus.

2.9.2 Laboratoorsed analüüsid

Sette keemilise koostamise määramiseks lõigustati sete 5 cm paksusteks kihtideks (v.a. proovipunktis 19, kus õnnestus koguda tiheda veesisese taimestiku tõttu ainult 3 cm paksune settekiht). Sete säilitati kuni analüüside läbiviimiseni 4 °C juures pimedas (külmikus), et hoida ära muutusi sette keemilises koostises.

Settefosfori fraktsioneerimiseks ja keemilise koostise määramiseks kasutati igast proovipunktist ühte settepuursüdamikku ning fosforilekke inkubatsioonikatseteks punktist 22 kogutud kahte settepuursüdamikku.

2.9.3 Sette keemilised parameetrid

Laboratoorsete analüüside käigus määrati settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja terrigeense aine sisaldus. Kuivaine sisaldus määrati kuivatamiseelse- ja järgse kaalutise vahena pärast kuumutamist 105 °C juures 24 h jooksul. Orgaanilise aine sisaldus määrati samuti kaalukaona õhkkuiva sette põletamisel 550°C juures 4 tunni jooksul. CaCO₃ sisaldus määrati 550 °C juures põletatud sette edasisel kuumutamisel 950 °C juures 2 tunni jooksul: tekkinud kaalukadu omistati karbonaatidest eraldunud süsihappegaasi kaalule, mille järgi arvutati karbonaatide sisaldus, kokkuleppeliselt väljendades seda kaltsiumkarbonaadina (Heiri et al., 2001). Terrigeense aine sisaldus leiti, kui lahutati õhkkuiva sette kaalust orgaanilise aine ning kaltsiumkarbonaatide kaal.

2.9.4 Settefosfori fraktsioneerimine

Järvesetetes esineb fosfor erinevates keemilistes vormides ehk nn. fraktsioonides. Fosforifraktsioonide levinuimaks määramise meetodiks on keemiline ekstraheerimine, mille käigus lisatakse settele erinevaid lahuseid ja eemaldatakse erinevad fosforivormid (tabel 2.9.4.1). Fraktsioone määrati pindmisest kuni 30 cm sügavustest settekihtides, kasutades Psenner *et al.* (1984) fraktsioneerimisskeemi modifitseeringut (Hupfer *et al.*, 1995). Fosforikontsentratsioonid igas lahuses määrati spektrofotomeetriliselt Murphy ja Riley (1962) molübdeensinise värvusreaktsiooni meetodil.

Tabel 2.9.4.1. Fosfori fraktsioonid vastavalt Psenner et al. (1984) skeemile (modifitseeritud

Hupfer *et al.*, 1995 poolt).

Fraktsioon	Lühend	Seletus
NH ₄ Cl-SRP	Labiilne-P	labiilne, nõrgalt seotud ja kergesti vabaneb fosfor
BD-SRP	Fe-P	rauaühenditega seotud fosfor
NaOH-SRP	Al-P	alumiiniumiga seotud fosfor
NaOH-NRP	Org-P	orgaanilise ainega seotud fosfor
HCl-TP	Ca-P	peamiselt kaltsiumühenditega seotud fosfor
Residual-P	Jääk-P	orgaaniline ja raskestilahustuv fosforifraktsioon

Sügavamate kihtide sette üldfosfori sisaldus määrati pärast õhkkuiva sette persulfaatset oksüdeerimist 121 °C juures samuti vastavalt modifitseeritud Psenner *et al.* (1984) meetodil (Hupfer *et al.*, 1995).

2.9.4.1 Inkubatsioonikatsed

Fosfori inkubatsioonikatsedeks kasutati kahte proovipunkti nr. 22 kogutud settepuursüdamikku. Settest vette lekkiva fosfori koguse määramiseks inkubeeriti ühte settetoru 21 päeva ning teist 70 päeva pimedas 4°C juures (külmikus). Selleks, et hinnata kui palju fosforit vabaneb inkubatsiooni jooksul, määrati enne ja pärast katseperioodi sette kohal olevas vees lahustunud fosfaatioonide sisaldus spektrofotomeetriliselt molübdeensinise meetodil (Murphy & Riley, 1962). Fosfori dünaamika hindamiseks inkubatsiooniperioodi jooksul teostati ka vahemõõtmised 7. ja 14. päeval samal meetodil.

Hindamaks algseisu järves, määrati fosfaatioonide sisaldus kogutud veeproovides. Enne fosfaatioonide sisalduse spektrofotomeetrilist määramist (Murphy & Riley, 1962) filtreeriti vesi läbi 0,45 µm poorisuurusega filtri.

2.10 Fütobentos

Kahala seisundit hinnati kolme ränivetikaindeksi järgi, mida kasutatakse Eesti vooluvete ökoloogilise seisundi hindamisel (Timm & Vilbaste 2010):

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

Kasutatud meetodika on kooskõlas Euroopa Liidu standarditega fütobentose kasutamise kohta vooluvete seisundi hindamisel: CEN (2003). Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946: 2003. Comité European

de Normalisation, Geneva. CEN (2004). Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters. EN 14407:2004. Comité European de Normalisation, Geneva.

Bentiliste ränivetikate proovid koguti 2013. a. juulis ja augustis. Eelistatud substraadiks olid väikesed kivid ca 0,5 m sügavuselt veest. Üks proov koosnes vähemalt 5 erinevalt veest korjatud kivilt. Kividelt eemaldati ränivetikad tugevalt hambaharjaga hõõrudes. Seda tehti nii hambaharjaga pestes, kui käte vahel pigistades. Kahala uurimisaeg ja substraat, millelt bentilised ränivetikad koguti, on esitatud tabelis 2.10.1

Saadud heljum fikseeriti etanooli lahusega (ca 70%). Laboratooriumis töödeldi proove H₂O₂-ga (30%-line), et eemaldada orgaaniline aine. Seejärel lisati HCl, et vabaneda kaltsiumkarbonaatidest ning seejärel pesti korduvalt destilleeritud veega proove vahepeal tsentrifuugides, kuni vabaneti happe ja vesinikperoksiidi jääkidest.

Saadud suspensioonist, mis sisaldas puhtaid vetikate ränipantsereid, valmistati püsipreparaadid. Selleks kasutati spetsiaalset vaiku "Naphrax". Igast proovist määrati ja loendati vähemalt 400 ränivetika raku süstemaatiline kuuluvus. Kasutatud määrajate loetelu asub viidatud kirjanduse nimestiku lõpus. Dominandiks loeti takson, mille suhteline arvukus on >25%, subdominandiks (arvukaks) on takson, mille suhteline arvukus on >10% (Timm & Vilbaste 2010).

Tabel 2.10.1. Kahala järve uurimisaeg ja substraat, millelt bentilised ränivetikad koguti

Järv	Tüüp	Aasta	Substraat
Kahala	II	2013	kivid

Indeksite arvutamiseks kasutati tarkvara OMNIDIA (Lecointe jt., 1993) uusimat versiooni, mis arvestab ränivetikate liigilist koosseisu ja liikide suhtelist arvukust ning erinevate liikide tundlikkust reostuse suhtes. IPS ja WAT indeksid arvutatakse programmi poolt skaalasse 1-20 ja TDI indeks skaalasse 1-100. Kuna erinevalt kahest esimesest indeksist, mis on positiivses korrelatsioonis seisundiga (mida kõrgem indeksi väärtus, seda parem on proovikoha ökoloogiline kvaliteet), näitab TDI olukorra paranemist indeksi väärtuse kahanedes, on viimati mainitud indeks ümber arvutatud suuruseks (100-TDI).

Hinnangu andmisel seirepunkti ökoloogilisele seisundile lähtuti kehtivatest piirväärtustest, mis on toodud tabelis 2.10.2.

Tabel 2.10.2. Looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioon vastavalt fütobentose seisundi näitajale (Timm & Vilbaste 2010).

Indeks	Vahemik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
IPS	18,2-0	>15,5	15,5->12,0	12,0->9,5	9,5-6,9	<6,9
IPS ÖKS = IPS /18,2	1-0	>0,85	0,85->0,65	0,65->0,52	0,52-0,34	<0,34
WAT	18,7-0	>15,9	15,9->12,4	12,4->9,7	9,7-7,1	<7,1
WAT ÖKS = WAT /18,7	1-0	>0,85	0,85 – >0,66	0,66->0,52	0,52- 0,38	<0,38
TDI	35-100	<48	48-<61	61-<75	75-<87	87-100
100 - TDI	65-0	>52	52->39	39->25	25-13	<13
TDI ÖKS = (100-TDI)/65	1-0	>0,8	0,8->0,6	0,6->0,4	0,4-0,2	<0,2

Lõplik hinnang seirepunkti ökoloogilisele kvaliteedile antakse fütobentose puhul kolme indeksi hinnangu keskmise arvutamise teel.

3 Tulemused

3.1 Varasemate andmete limnoloogiline analüüs, seisundi dünaamika selgitamine

Praeguse nimetusega asutus, Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskus, on uurinud Kahala järve 1953, 1972, 1976, 1977, 1981, 2008. a. Tsitaat viimasest uurimusest:

“Kahala järve seisund oli mitme elemendi näitajate alusel hea, sellest ka koondhinnang. Keemilised näitajad, vahetu kaldatsooni hinnang olid aga kesised. Selle järve puhul on arvestamata jäänud väga oluline elustikurühm, perifüüton. Eestis pole palju järvi, kus see rühm oleks väga oluline. Nende domineerimine näitab, et nii suurtaimedest kui ka fütoplanktonist jääb palju biogeene üle. Sellised veekogud on enamasti madalad, seisva veega, kus toiteainete küllus suurendab kõikide esmasprodutsentide hulka ja selle kaudu ka orgaanilise aine tähtsust aineringes. Sellised järved maastuvad kiiresti.”

Probleemid Kahala järvega on ammusid. Aare Mäemets (1977) nimetab iga-aastaseid veeõitsenguid ja talviseid ummuksilejäämisi. Kahala järv paikneb juba enne jääaega olemas olnud karstisüvikus. Sellised veekogud on tahes-tahmtata kiiresti vananemas. Kuigi elustik on rikkalik, kipuvad prevaleerima tolerantid liigid, mis viitavad seisundi halvenemisele. Ka kalastik on vaesunud, paremini elavad raskeid tingimusi kõige paremini taluvad koger ja hõbekoger. Samas on nende liikide mõju ökosüsteemile negatiivne suure bioturbatsiooni tõttu (setete üleskeeramine, mis lisab toitesooli vette). Selliste liikide domineerimisel on vesi tavalisest sogasem ja fütoplanktonirikas. Sellega kaasneb üleüldine eutrofeerumine.

EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi peavad kõik >50 ha suurused järved olema vähemalt heas seisundis 2015. a. ja mis seda ei saavata, peavad vähemasti arenema paremuse suunas. Kahala järve olukord vajab parandamist. Seejuures ei ole mõtet korrastamisel, vaid tuleb ette võtta tervendamine. Esimene nimetatud termin tähendab tegevust, mis oluliselt ei paranda ökoloogilist seisundit, teine aga aitab järvel pärast tegevust ise seisundit säilitada. Samas on tervendamine hoopis põhjalikum, keerukam ja kallim tegevus. See nõuab ka väga põhjalikke eeltöid ja –uurimuid.

3.1.1 Hüdrokeemia

Järve vett analüüsiti 1953. a. (Simm, 1955; Eesti järved, 1968), viimati 2008. a. maist septembrini. Vesi oli kollane kuni tumekollane ning põhjani läbipaistev, 1,2-1,5 m. Kollase

aine sisaldus oli suhteliselt väike, 5-5,4 mg/l, kuid orgaanilise aine sisaldus kõrge. COD_{Cr} oli 39-66 mg O/l (1953. a. 40 mg O/l). Vesi oli nõrgalt aluseline kuni aluseline (pH 8,6-9,4) ning hapnikuga pidevalt üleküllastunud, 106-134%. COD_{Cr}, vee pH ja O₂% olid kõrged, eriti suvel. Eeltoodust järeldub, et järves toimuva intensiivse fotosünteesi tõttu on valdavaks autohtoonne orgaaniline aine.

Üldfosfori sisaldus varieerus 0,022-0,033 mg P/l. Fosfaatioone leiti 0,002-0,005 mg P/l. Üld-N oli küllaltki kõrge, 1,1-1,2 mg N/l. NO₃ leiti 0,01-0,02 mg N/l. NH₄⁺ oli palju, 0,054-0,059 mg N/l.

Vee aluselisis oli keskmine, HCO₃⁻ 1,2-1,9 mg-ekv/l, 1953. a. ainult 0,39 mg-ekv/l. Seega on aastate jooksul vee aluselisis suurenenud. Vee elektrijuhtivus oli keskmine, 186-272 µS/cm. Lahustunud aineid sisaldas vesi juulis 135 mg/l.

Kahala järv on madal, kihistumata, keskmise karedusega, heledaveeline, VRD tüüp II. Üld-P sisaldus (0,019 mg P/l) vastas 2008. a. väga hea, üld-N (1,15 mg N/l) kesise kvaliteedi nõuetele. Intensiivse fotosünteesi tõttu oli vee pH (keskmine 8,9) sedavõrd kõrge, et järve veekvaliteet tuleb hinnata halvaks. Seda kinnitab ka vee kõrge üleküllastus hapnikuga vegetatsiooniperioodil. Ka NH₄⁺ kõrge sisaldus näitab järve halba keemilist seisundit.

3.1.2 Fütoplankton

Fütoplanktoni liikide arv oli kõrge, Chla hulk ning biomass olid madalad kõigil kolmel proovivõtu korral (tabel 3.1.2.1.). FKI oli mais keskmine, juulis kõrge, augustis ülikõrge. Fütoplanktoni rühmade osas esinesid kõrgeima biomassi väärtusega mais sinivetikad, juulis sini- ja koldvetikad, augustis sini- ja neelvetikad. Liikidest moodustasid mais kõrgeima biomassi sinivetikas *Aphanocapsa delicatissima*, juulis sinivetikas *Microcystis botrys* ja koldvetikas *Uroglana* sp., augustis *M. botrys* ja neelvetikas *Rhodomonas* sp. Biomassi osas dominant või dominantide rühm puudus (>80 % kogu FPL).

Tabel 3.1.2.1. Kahala järve fütoplanktoni andmed 2008. a.

Parameeter	19.05.2008			16.07.2008			27.08.2008		
Kiht	Pind			Pind			Pind		
Horisont, m	0,5			0,5			0,5		
Chla, mg/m ³	2,5			4,7			4,8		
Biomass,	2,4			1,8			1,2		

g/m ³									
Liike proovis	34			33			36		
FKI	5,2			6,2			9,6		
J (ühetaolisus)	0,6			0,62			0,55		
Värvus	kollane			kollane			kollane		

Makrofüüdi järve kohta olid fütoplanktoni biomass ning FKI üsna kõrged. Järv on planktoni poolest rikas olnud aga juba varem. 1950. aastatel toimusid iga-aastased veeõitsengud, mida põhjustas sinivetikas *Gloeotrichia echinulata*. 2008. aastal seda liiki loendusproovis ei leitud. Lisaks on õitsenguid põhjustanud ka teised sinivetikad (*Microcystis aeruginosa*, *M. flos-aquae*). 1970. aastatel oli *G. echinulata* planktonist kadunud ning domineerisid väiksemõõtmelised sinivetikad (*Chroococcus minutus*, *C. limneticus*). Fütoplanktoni biomassi seisukohast vaadatuna on järve seisund varasemaga võrreldes parananud, FKI osas aga jäänud samaks. Aeg-ajal võib järv jääda talvel ummuksile (2002. a.).

EL Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt oli järve seisundi hinnang fütoplanktoni keskmistatud näitajate osas järgmine: Chla- väga hea; FKI- hea; fütoplanktoni kooslus (FPK)- väga hea, ühetaolisuse indeks (J)- kesine.

3.1.3 Suurtaimed

Keskmise karedusega, madal kihistumata järv. Taimestikku on varem uuritud aastatel 1953, 1972 ja 1977. Kahala järves täheldati 2008. aastal 48 liiki makrofüüte - 35 liiki kaldavee-, 3 liiki ujulehtedega, 4 liiki uju- ja 6 liiki veesiseseid taimi.

Kaldaveetaimestik oli liigirikas, domineerisid võrdse ohtrusega harilik pilliroog (*Phragmites australis*) ja ahtalehine hundinui (*Typha angustifolia*). Ei täheldatud väikeseviljast jõgitakjat (*Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*), mida 1977. aastal esines 3 palli väärtuses. Kui varasematel uurimisaastatel domineeris ujulehtedega taimede hulgas ujuv penikeel (*Potamogeton natans*), siis 2008. aastaks oli tema ohtrus 3 palli võrra langenud. Ujulehtedega taimestik oli üldse vähene - esines üksikuid kollase vesikupu (*Nuphar lutea*) ja vesi-kirburohu (*Polygonum amphibium*) kogumikke. Ujutaimede ohtrus on võrreldes varasemaga 1-2 palli

väärtuses langenud. Kõige rohkem leidus järves veesisest taimestikku, mis kattis suurt osa järvepõhjast. Veesisesest taimestikust domineerisid mändvetiktaimed (*Chara* spp.) ohtrusega 5. Nende arvukus on võrreldes 1970. aastatega tõusnud. Siis oli mändvetiktaimi, kanada vesikatku (*Elodea canadensis*) ja tähk-vesikuuske (*Myriophyllum spicatum*) võrdsel hulgal ohtrusega 4. Nüüdseks oli tähk-vesikuuse ja kanada vesikatku ohtrus oluliselt langenud.

Järve seisund II tüübi alusel oli suurtaimede põhjal 1977. aastal kesine, 2008. aastal hea (tabel 3.1.3.1.). Seda võib heaks pidada ujutaimede, ogaterava penikeele (*Potamogeton friesii*) jt. biogeene vajavate elodeiidide tunduva vähenemise ja mändvetikate rohkuse tõttu. Kuid järve mudastumine, kallaste soostumine ja lämmastiku kõrgete sisaldusedega seotud bioloogilised protsessid ei viita mingil juhul järve heale tulevikule.

Tabel 3.1.3.1. Kahala järve seisundi hinnang suurtaimede alusel

Näitaja/aasta	1977	2008	Kommentaariid
Tähtsamad taksonid ohtruse järjekorras	Char=Elo=Myr=Pot, Lem: III	Char, Ran=Lem=Myr=Pot:II	1977 – kõik ohtrusega 4; 2008 – Char ohtrusega 5, teised ohtrusega 2
<i>Potamogeton perfoliatus</i> või <i>P. lucens</i> ohtrus	3:II	2:II	<i>Potamogeton lucens</i> pole järve uurimisel kunagi täheldatud
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus	4:II	5:II	
Kardheina või ujutaimede ohtrus	3:III	2:II	Kardheina pole järve uurimisel kunagi täheldatud
Suurte niitvetikate rohkus	-	0:I	1977 – puudub info

Koondhinnang	III: kesine	II:hea	1977- kesine, kuna rohkem uju- ja ujulehtedega taimi ja muid eutrafente.
--------------	-------------	--------	--

3.1.4 Zooplankton

Zooplanktoni järgi oli Kahala järve seisund hea. Arvukus oli suur ja biomass kõrge (16. juulil vastavalt $311 \cdot 10^3$ is./m³ ja 0,5 g/m³). Leiti 13 liiki, sh. 9 liiki koorikloomi. Arvukuselt ja biomassilt domineerisid aerjalgsed (77,2% kogu arvukusest ja 91,4% biomassist). Arvukusest andsid suure osa vastsed (90,4% rühma arvukusest). Nii aerjalgsete (täiskasvanud isendite hulgas) kui vesikirbuliste hulgas domineerisid suuremõõtmelised liigid – aerjalgsete hulgas *Eudiaptomus gracilis* (6,1% rühma arvukusest) ja vesikirbuliste seas *Diaphanosoma brachyurum* (66,4% rühma arvukusest). Keriloomade hulgas oli monodominandiksliik *Polyarthra* sp. (89,2% rühma arvukusest).

Kahala järve zooplanktonit teadaolevalt varem uuritud ei ole. Järves on Eesti väikejärvedele suhteliselt harvaesinev zooplanktoni liigiline koosseis, nt aerjalgsete hulgas leiti *Cyclops* sp., vesikirbuliste hulgas *Acroperus harpae*. Mitu vesikirbuliste liiki esines proovis väga vähearvukalt (*Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Acroperus harpae* ja *Leptodora kindti* määrati vaid kvalitatiivse analüüsi käigus). Seetõttu on soovitatav järve zooplanktonit edaspidi põhjalikumalt uurida.

3.1.5 Suurselgrootud

Järv on karedaveeline. Proov võeti idaosast, proovikohas oli põhjas paeplaadid koos liiva ja kruusaga. Arvukusest moodustasid 42 % habesääsklaste vastsed (*Ceratopogonidae*). Taksonirikkus (15) oli liivasepõhjalise alatüübi kohta madal. Taksonierisus (2,75) ületas väga hea seisundi piiri, muud tunnused olid head (taksonirikkus 23, taksoni keskmine tundlikkus ASPT 5,28, EPT 7, happelisustase 8). Kokkuvõttes oli hinnang järvele 5 indeksi põhjal seega hea.

3.1.6 Kalastik

2004. a. 28. juulil viidi kalade katsepüük läbi A. Tuvikese juhtimisel. Tabati 6 kalaliiki - ahvenlastest ahven, karpkalalastest särg, koger, hõbekoger ja linask; $TW_A: TW_K = 0,2$. Lisaks saadi veel ka haugi. Nordic-tüüpi seirevõrkude ($n = 6$) saak (WPUE 904,8 g; NPUE 16,7 isendit) oli Eesti eutroofsete väikejärvede keskmisest madalam, RAI (0,1498) iseloomustas eutroofset taset, KI (0,85) pigem suurt lepiskalade ülekaalu. Simpsoni D indeksi alusel oli kalade liigirikkus keskmine (Simpsoni $D_n = 3,4$; Simpsoni $D_w = 2,5$). Litofiilsed kalaliigid puudusid, litofütofiilseid liike oli üks. Arvukaim karpkalalane oli Kahala järves koger. Katsepüügi piirkonnas oli isendi keskmine kaal 54,3 g. Kuigi Kahala on rannikumerega seotud järv, ei sattunud katsepüüki ogaliklasi.

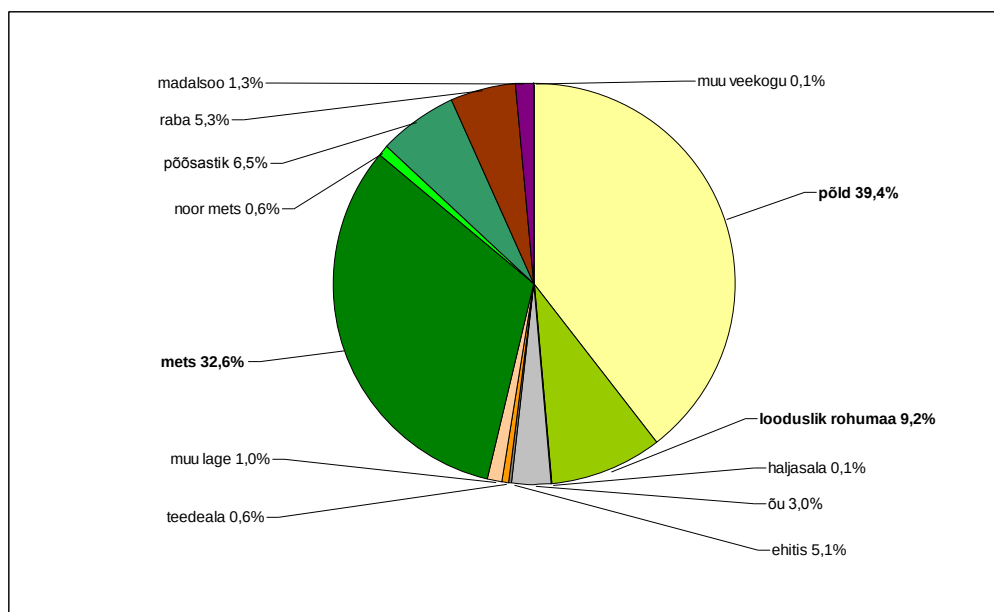
3.1.7 Valgala

Kahala järve suurus on 345,6 ha (Eesti järvede nimestik, 2006), valgla pindala 1300,1 ha. Kahala järve suubuvad Oldoja ja mitmed väiksemad kraavid, järvest voolab välja samuti Oldoja. Järve veevahetus toimub 1,3 korda aastas (Loopmann, 1984).

Kahala järve valgla asub Harju lavamaa idaosas väljaulatuvas sopistuses, paelava kulutusnõo soo- ja põhimoreensetetes. Järve kalda lääneosas asub Kahala soo, kaldad on pehmed ja mudased, järve põhjas asuvad muda ja sapropeel (Arold, 2005, Loopmann, 1984).

Valgla kõlvikulises koosseisus domineerib põld, mis katab 512,2 ha ehk 39,4% valgla pindalast. Kõlvikute osakaalus järgnevad mets (424,4 ha, 32,6%) ja looduslik rohumaa (119,3 ha, 9,2%) (joonised 3.1.7.1 ja 3.1.7.2).

Kahala järv asub intensiivse inimtegevuse piirkonnas. Järve läänekaldal asub soo, ülejäänud kallastel on peamiselt põllumaad, mis ulatuvad praktiliselt kaldapiirini. Järve veetaset on reguleeritud. Kuigi järve valgla on suhteliselt väike, asub siin 9 lauta, kus asub vastavalt 219 veist, 112 veist, 315 lammast, 123 lammast, 20 lammast, 12 lammast, 2 veist, 1 veis, 1 veis ja 2 lammast. Suuremaid asulaid valglal ei asu, siia jäävad aga mitmed eraldi asetsevad talud. Kokkuvõttes on inimõju järvele suur.



Joonis 3.1.7.1. Kahala järve valgla maakatte protsentuaalne jaotumine



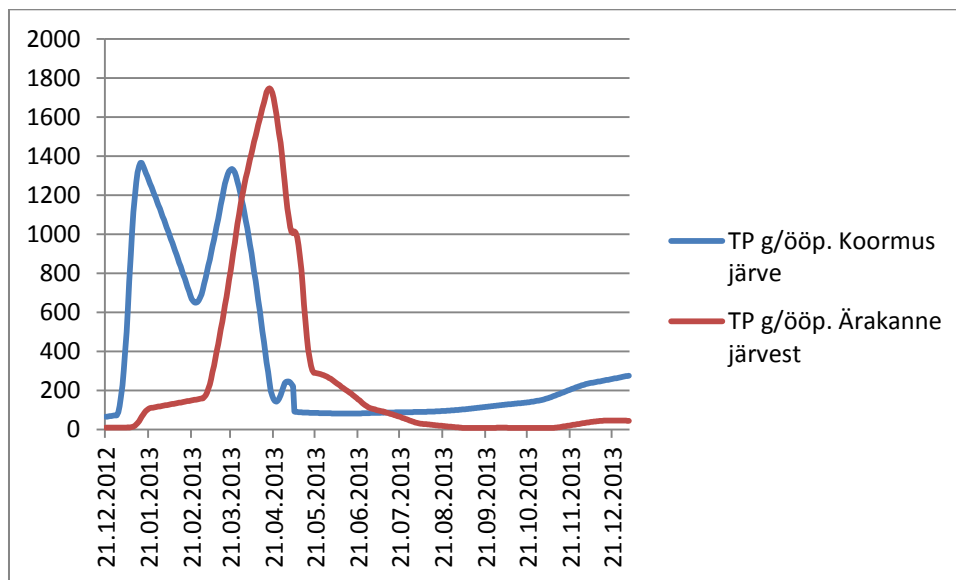
Joonis 3.1.7.2. Kahala järve valgla (väljavõte Eesti põhikaardilt)

— valgla piir

3.2 Kahala järve koormustaluvuse hinnang

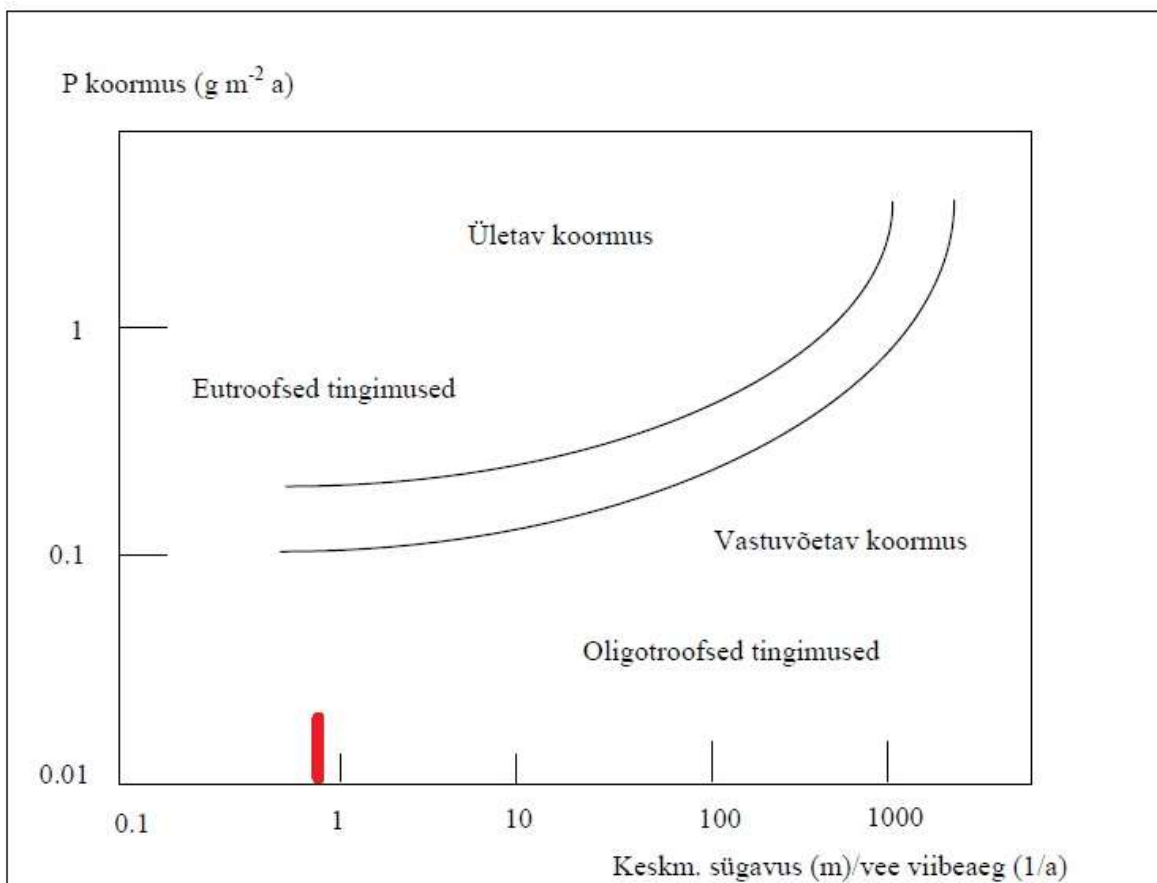
Järvedes on enamasti limiteerivaks toitelemendiks fosfor ja seetõttu pööratakse enam tähelepanu just selle koormusele. Reostuse hindamine järvedele vooluveekogude

kontsentratsioonide järgi võib olla eksitav, kui ei arvestata vooluhulki pikema aja jooksul. See tähendab ka seda, et vead hüdrokeemilistes analüüsides on vähemtähtsad, kui vead veebilansi koostamisel. Seepärast ongi oluline vaadelda hüdroloogilist režiimi kalenderaasta jooksul (Cooke et al., 2005). Kahala kohta P koormus sissevooludest ja ärakanne järvest on esitatud joonisel 3.2.1.



Joonis 3.2.1. Üldfosfori (TP g/ööp.) koormus Kahala järve ja ärakanne ajavahemikul 21. detsembrist 2012. – 2013. aasta jaanuar 14.

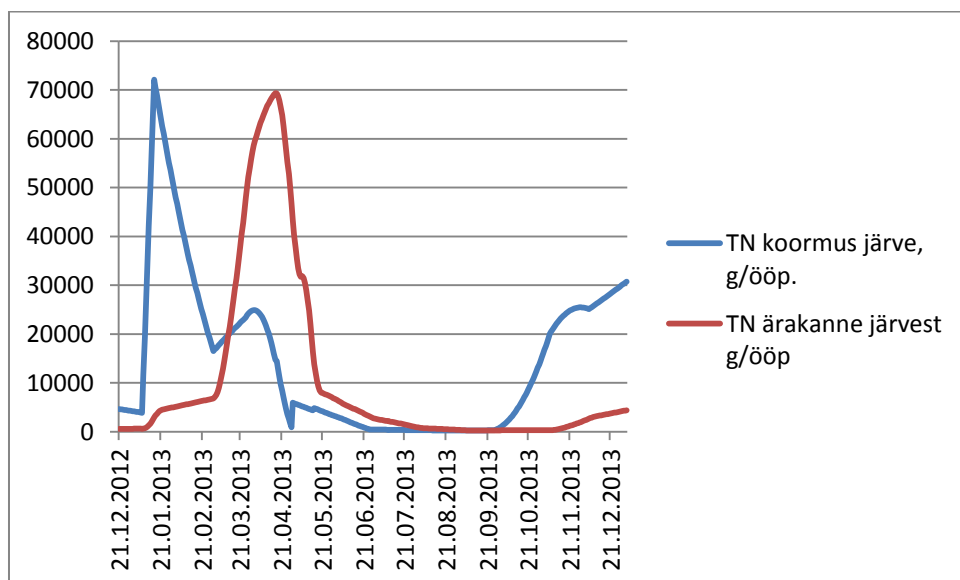
Koormus on kõikuvate väärtustega, mis sõltus oluliselt vee vooluhulga dünaamikast. Ainebilansi arvutamiseks oleks vaja teada ka väljavoolu P koguseid. Viimast arvestades saame antud ajavahemikul positiivse P bilansi - järve koguneb $0,01 \text{ gP/m}^2$, mis on väike väärtus. P koormusest saame Vollenweideri mudeli abil tuletada järve koormustaluvuse võttes arvesse ka viibeaja ja keskmise sügavuse (Joonis 3.2.2.). Mida suurem sügavus ja intensiivsem veevahetus, seda suurem on ka koormustaluvus. Kahala on väga madal ja veevahetus suhteliselt nõrk. Nendele nõrkadele eeldustele vaatamata on koormus praegu talutaval tasemel.



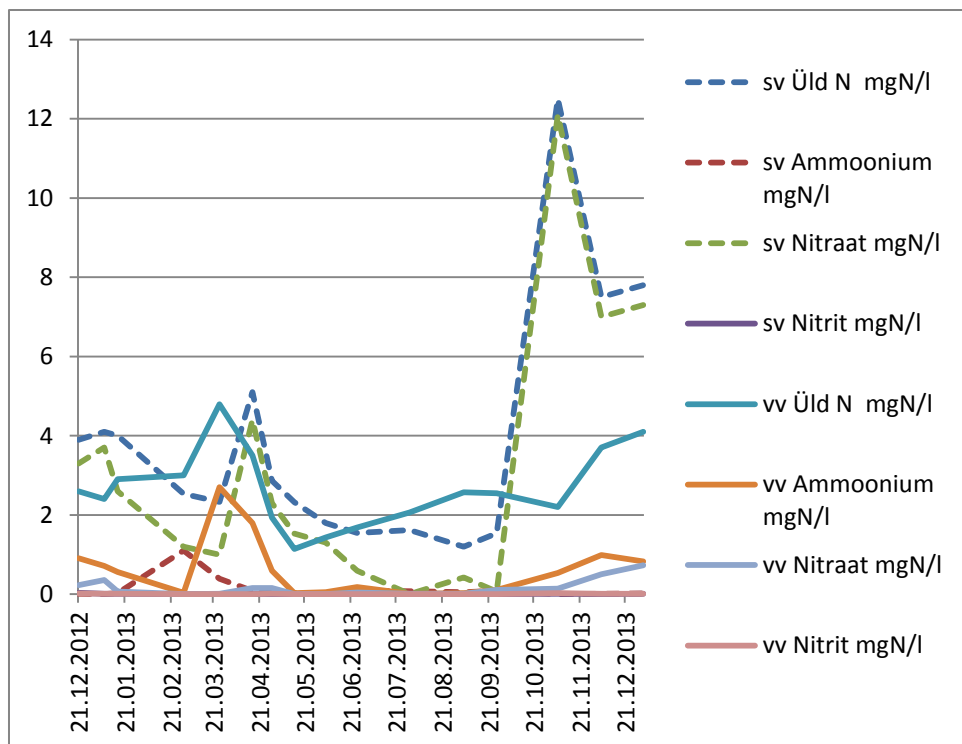
Joonis 3.2.2.. Kahala järve koormustaluvus Vollenweideri mudeli (1975) alusel (punane joon).

Koostasime ainebilansi ka lämmastiku kohta (Joonis 3.2.3.), mille ajaline dünaamika on sarnane fosfori omale. Mõlema toitesoola sisse- ja väljavoolu väärtuste dünaamikas on ajaline nihe – esmalt kasvavad väärtused sissevoolus ja siis väljavoolus. Elustiku areng järves sõltub ressursside kogusest, kättesaadavusest ja ilmast. Lämmastiku puhul on bilanss positiivne, mis tähendab, et uuritud perioodil järv talletab seda elementi (koormus $1,54 \text{ g N/m}^2$, väljakanne $1,14 \text{ g N/m}^2$, järv talletab $0,405 \text{ g N/m}^2$). Ökoloogiliselt peetakse oluliseks N:P suhet ja normaalne on see väärtuse juures 16:1. Praegusel juhul on sissevoolus suhe 30:1 ja väljavoolus 40:1, mis on päris suur viidates vananevale veekogule. Omamoodi heaks näitajaks on see, et sellise suhte juures saavad harva domineerivaks toksiine tootvad sinivetikad. Klimkaite jt. (1990) on klassifitseerinud järvede mineraalse lämmastiku koormuse järgi ja selle alusel on üld-N koormus $0,405 \text{ g N/m}^2$ väike, kui arvestada lämmastiku mineraalset komponenti ja bilanssi, siis seda enam on N akumulatsioon sissevooludest tühine. Lämmastikuvormide vahekorrad ning biokeemiline hapnikutarve näitavad ummuksilejäämise

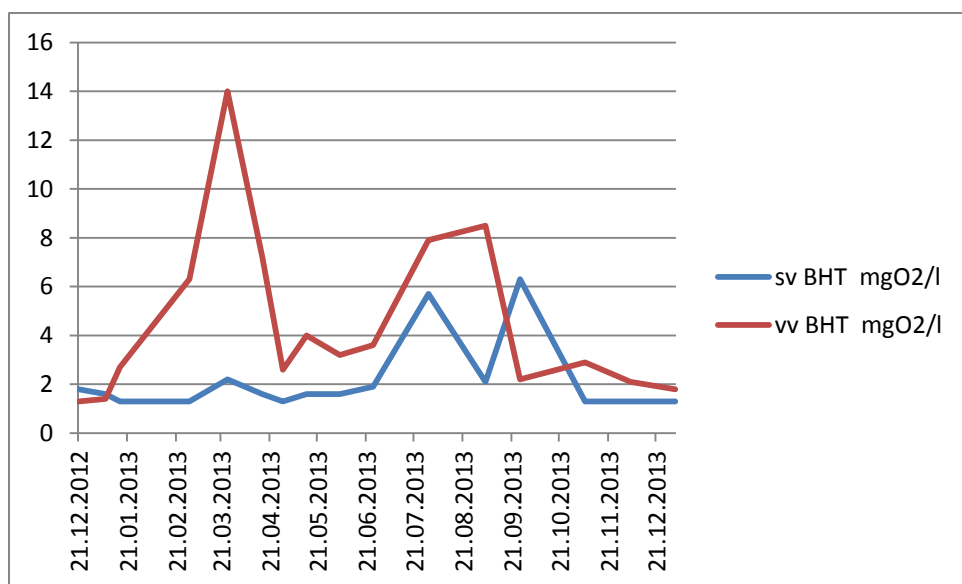
aega järves – märts (joonised 3.2.4. ja 3.2.5.; Lisa 6.5). Ammooniumi kuhjumine sellel ajal on anaeroobsete tingimuste indikaatoriks. Ammooniumi nii suurte koguste juures tekib ka suhteliselt suur kogus sama ühendi molekulaarset vormi, st ammoniaaki, mis on elustikule, sh kaladele otseseks mürgiks. Märtsis on vee omadused järves (väljavoolus) halvimad nii lämmastiku (maksimaalne 4790 mg/m^3 , mis on üle kahe korra kõrgem halva ja väga halva kvaliteediklassi piirist), fosfori (maks. 100 mg /m^3 – väga halb kvaliteedi klass) kui ka biokeemilise hapnikutarve alusel (maks. 14 mg O/l , ca kolm korda rohkem, kui normaalne). Ummuksilejäämise perioodil on orgaanilise aine lagundamine anaeroobses keskkonnas, jääkained kuhjuvad ja mürgitavad elustiku. Vee omaduste dünaamika järgi saab teha järeldusi kogu järve ökosüsteemi funktsioneerimise kohta uuritud ajavahemikul. Üldiselt on tegemist ebastabiilse ökosüsteemiga. Sellest annavad tunnistust ummuksilejäämised, pH suur kõikumine (suurim väärtus väljavoolus ja ilmselt ka järves 9,3, mis on väga halb väärtus), kohatised väga suured toitesoolade kontsentratsioonid, lämmastikuvormidest ammooniumi domineerimine enamuse aastast jne.



Joonis 3.2.3. Kahala järve lämmastikubilanss sisse- ja väljavoolust ajavahemikul 21.12.12-2.01.14.



Joonis 3.2.4. Lämmastikuvormide dünaamika Kahala järve sisse (sv)- ja väljavoolus (vv).

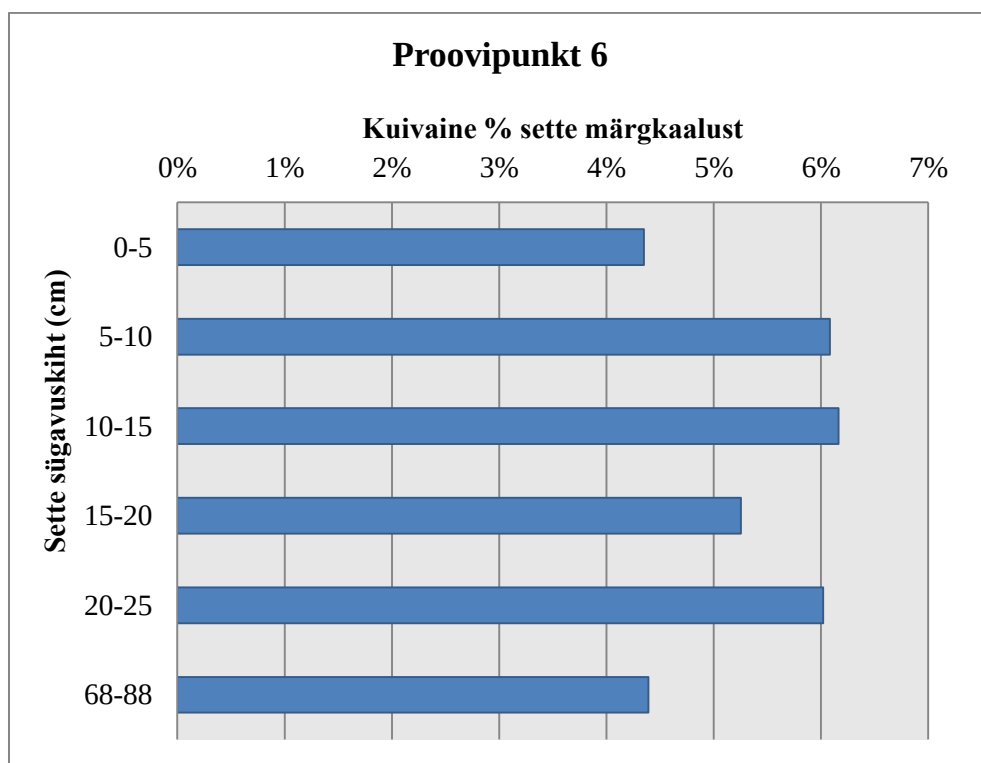


Joonis 3.2.5. Biokeemilise hapnikutarve (BHT) dünaamika Kahala järve sisse (sv)- ja väljavoolus (vv).

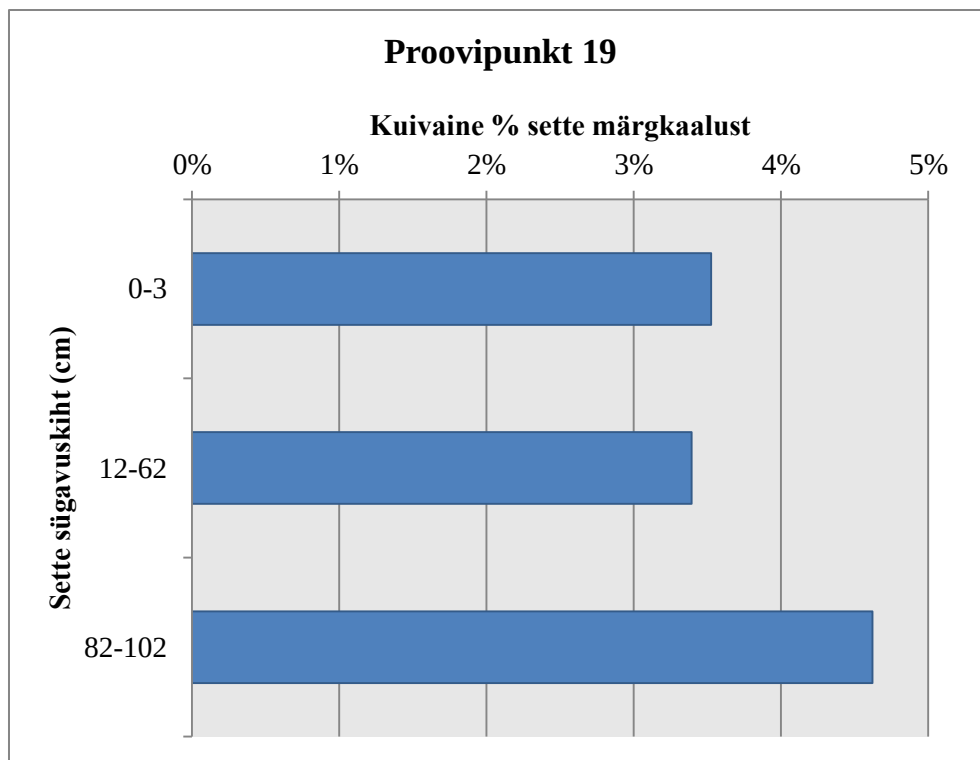
3.3 Sete

3.3.1 Sette keemiline koostis

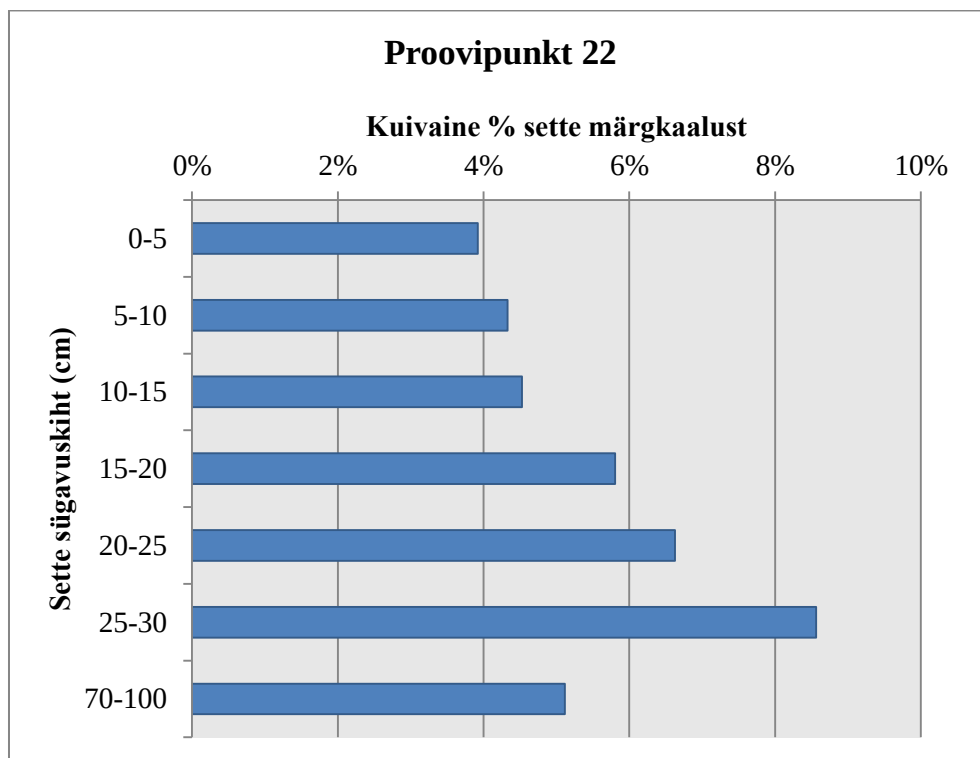
Kuivainesisaldus Kahala järve settes oli madal ja jäi kõikides proovipunktides vahemikku 3,53-8,56 % sette märgkaalust (joonis 3.3.1.1-3.3.1.4). Enamus proovipunktides kuivainesisaldus ei suurenenud sügavuse suurenedes, vaid kõikus mõne protsendi piires (v.a. proovipunktis nr. 22). Üldjoontes oli Kahala järve sete väga veerikas ning sellest tulenevalt olid ka kuivainesisaldused madalad (Lisa).



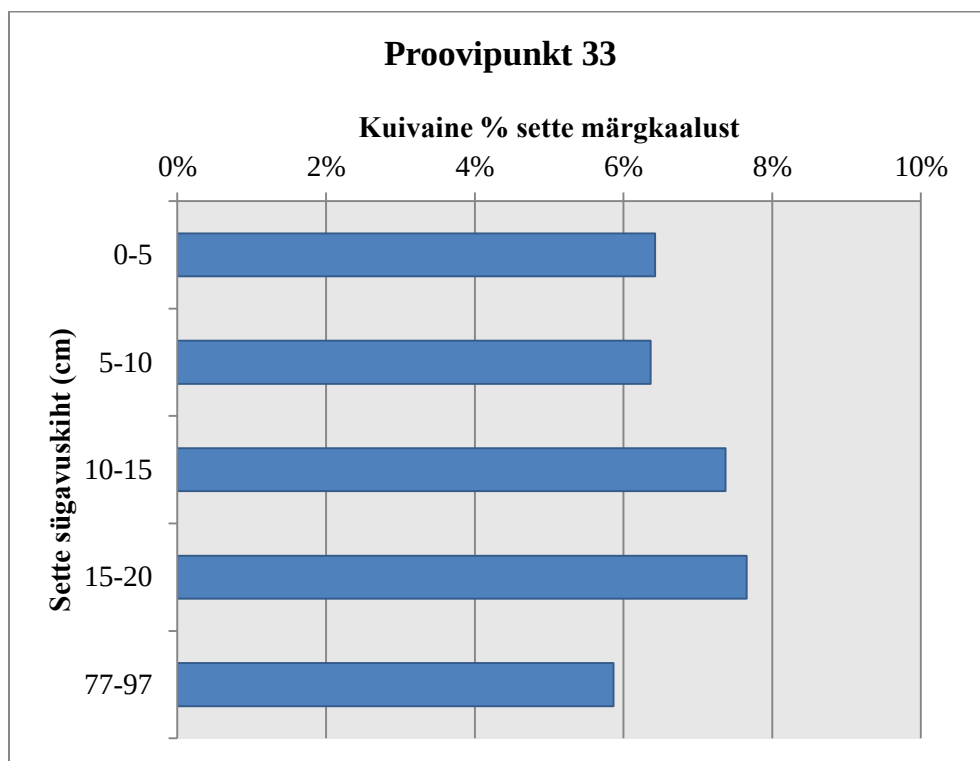
Joonis 3.3.1.1. Kahala järve proovipunkti nr. 6 sette kuivainesisaldus.



Joonis 3.3.1.2. Kahala järve proovipunkti nr. 19 sette kuivainesisaldus.

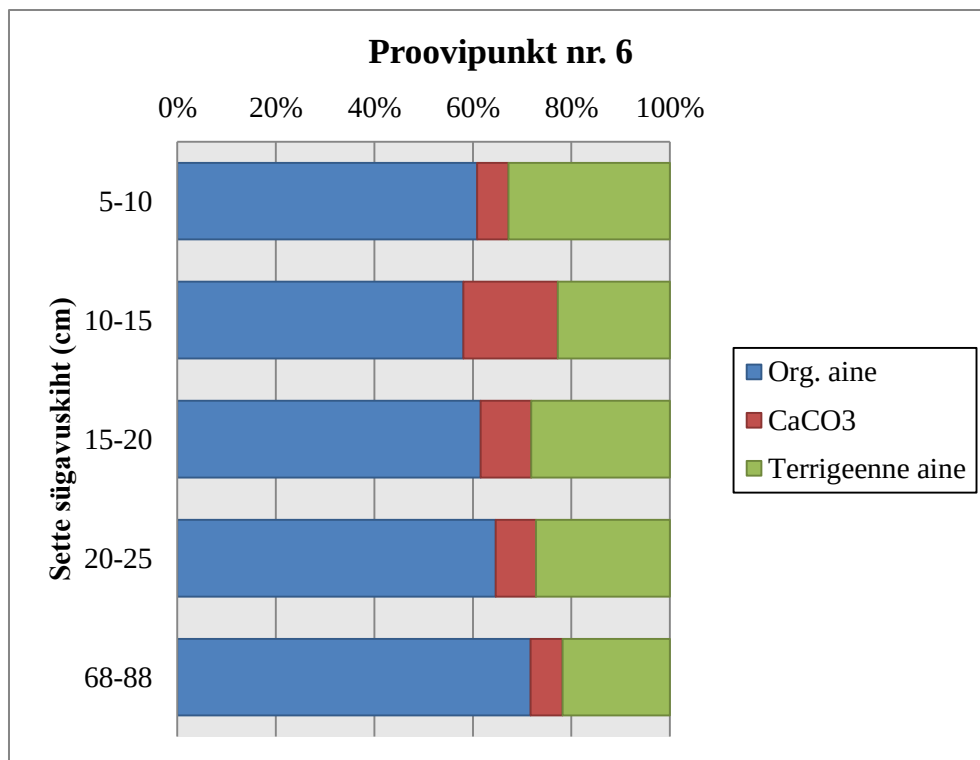


Joonis 3.3.1.3. Kahala järve proovipunkti nr. 22 sette kuivainesisaldus.

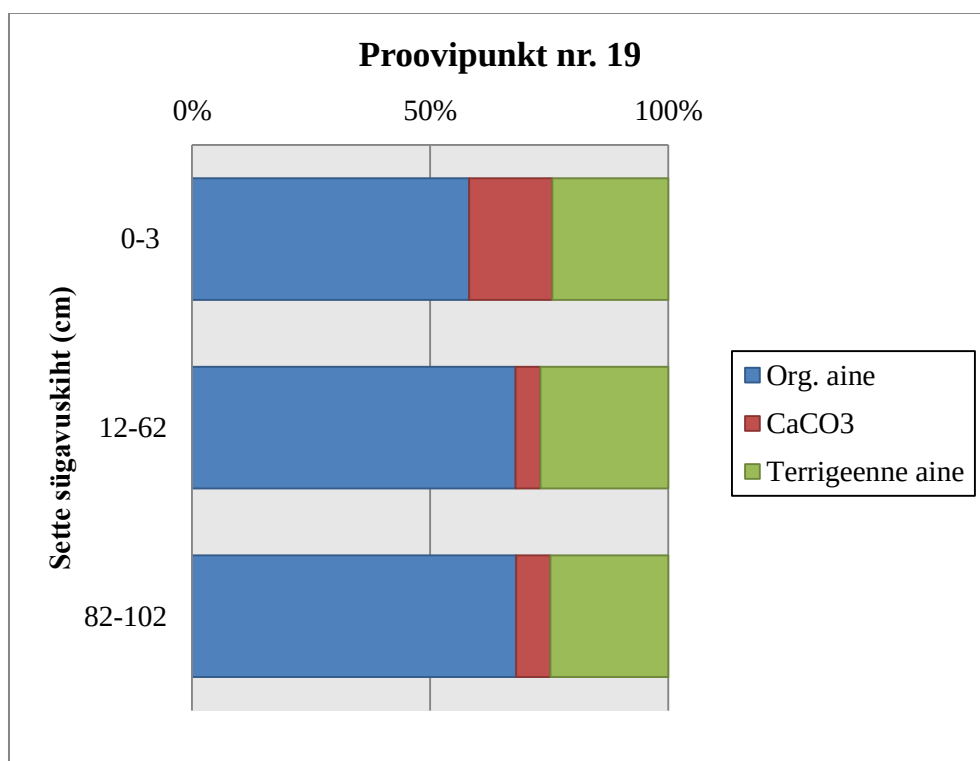


Joonis 3.3.1.4. Kahala järve proovipunkti nr. 33 sette kuivainesisaldus.

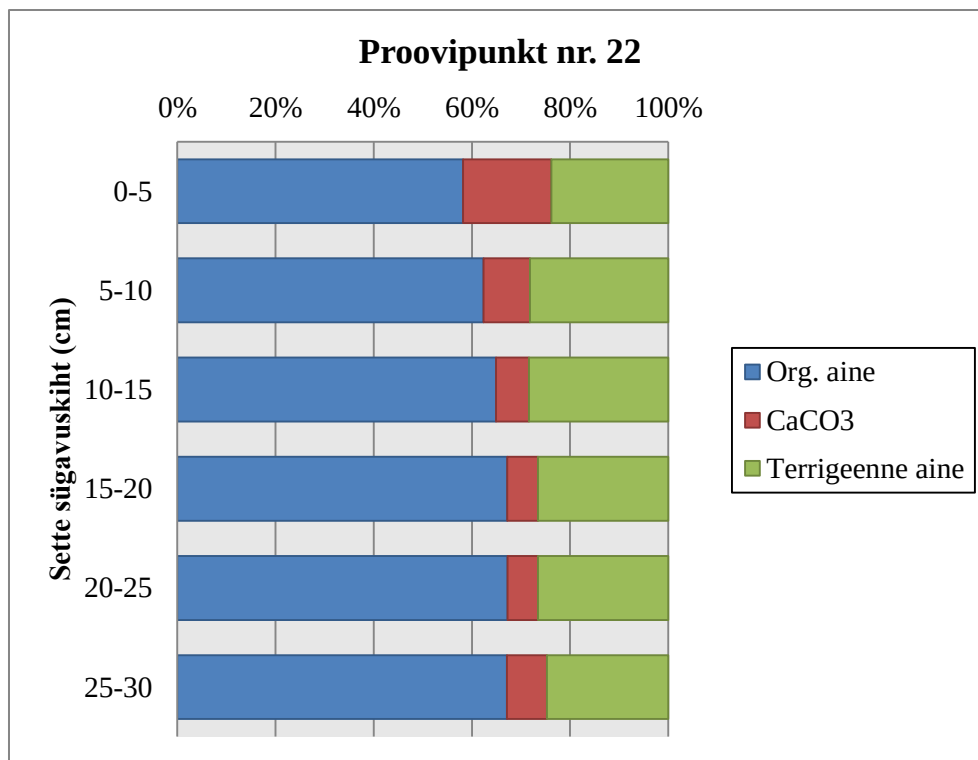
Orgaanilise aine sisaldus oli kõikides uuritud proovipunktide kihtides väga kõrge ja jäi vahemikku 57-72 % sette kuivainest (joonis 3.3.1.5.-3.3.1.8). Kaltsiumkarbonaatide sisaldus varieerus 4 % kuni 20 % ja kõrgemad sisaldused esinesid pindmistes settekihtides. Sügavamal lasuvates settekihtides olid karbonaatide sisalduses sarnased. Terrigeense aine sisaldus oli enamuses proovipunktides sügavuti võrdlemisi ühtlane. Üksnes proovipunktis nr. 6, mis paiknes väljavoolu lähedal, varieerus terrigeense aine sisaldus 22-32 % sette kuivainest.



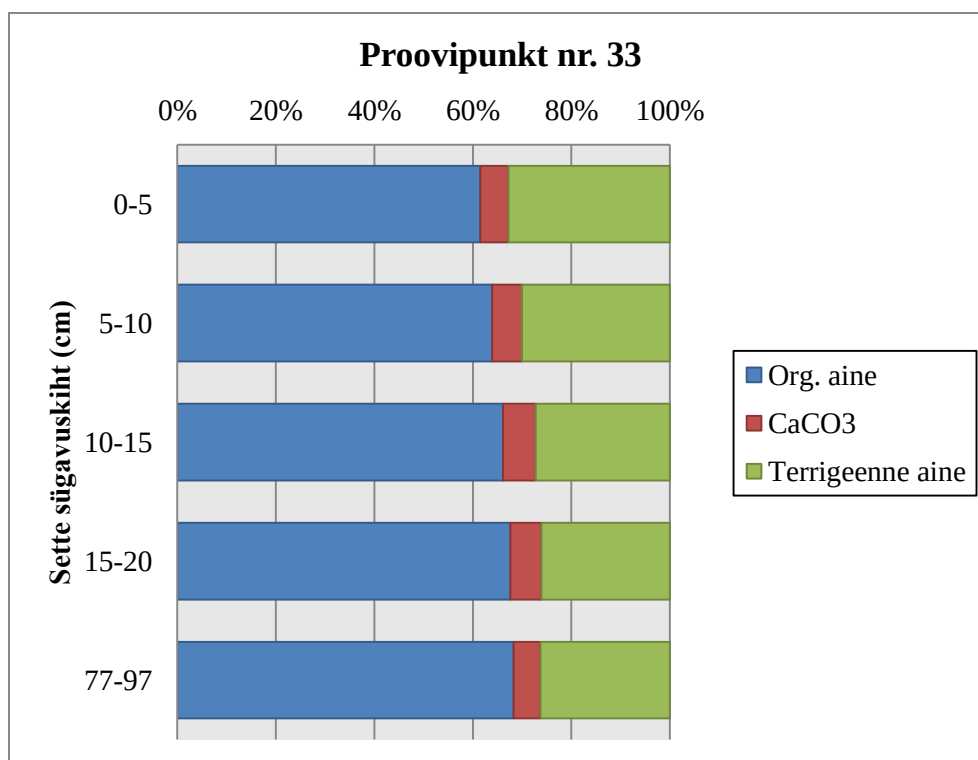
Joonis 3.3.1.5. Kahala järve sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 6.



Joonis 3.3.1.6. Kahala järve sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 19



Joonis 3.3.1.7. Kahala järve sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 22.



Joonis 3.3.1.8. Kahala järve sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 33.

3.3.2 Fraktsioonid

Fosfor esineb setetes erinevates keemilistes vormides, millest mõned on inertsed ning ei osale järve fosforiringes, kuid osad on kergesti vabanevad. Seega teades fosforivormide jaotust settes, on võimalik paremini mõista järve fosforiringe eripära.

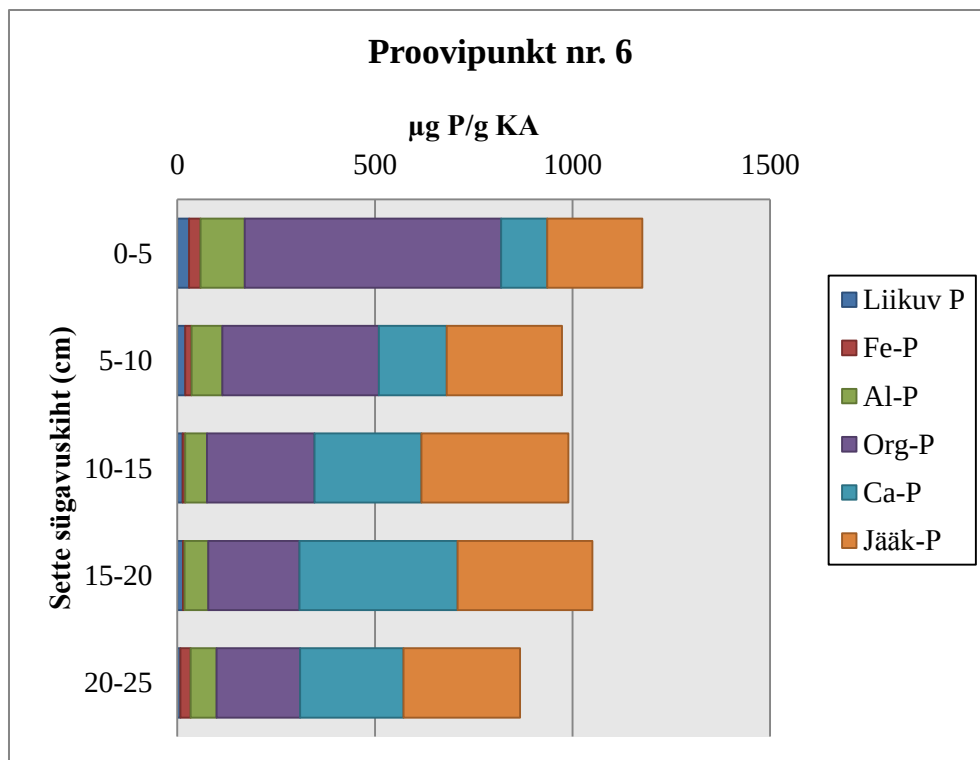
Kahala järve fosforifraktsioonide summa oli pindmistes settekihtides 1136-1563 $\mu\text{g P/g}$ kuivaine kohta (joonis 3.3.2.1-3.3.2.4). Võrreldes teiste Eesti järvedega on Kahala sette pindmises kihis fosforisisaldus sarnane Saadjärvele (P sisaldus 1000 $\mu\text{g P/g KA}$) ja Viljandi järvele (1270 $\mu\text{g P/g KA}$). Samas näiteks Harku järves ulatuvad settefosfori sisaldused 2300 $\mu\text{g P/g KA}$ ja Ruusmäe järves 5200 $\mu\text{g P/g KA}$ (Kisand, 2008).

Labiilse fosfori sisaldus jäi kõikides proovipunktides madalaks. Labiilne fosforifraktsioon sisaldab poorivees lahustunud või nõrgalt osakestega seotud fosforit. Antud fraktsiooni sisaldust järvesettest on väga oluline teada, kuna tegemist on kergesti settest vette vabaneva fraktsiooniga, mis on suurtaimedele ja fütoplanktonile kättesaadav. Selle vabanemist mõjutavad erinevad tegurid, kuid madalates järvedes nagu Kahala on suurim mõju resuspensioonil, mille tõttu suureneb lahustunud ühendite kandumine veesambasse.

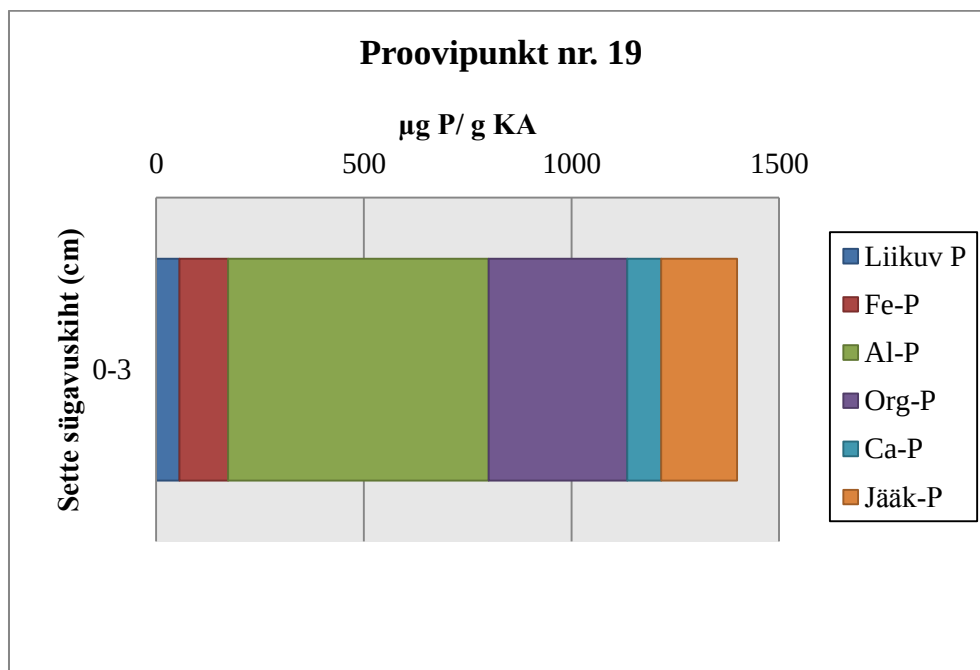
Rauaühenditega (Fe-P) seotud fosfori osakaal settes oli tagasihoidlik. Antud fraktsioon sõltub järves olevatest hapniku tingimustest ning on potentsiaalselt vabanev. Madalad järved on tavaliselt hapnikurikkad ning seega on fosfor seotud raud (III) oksiidi osakestega. Samas, kuigi sette pindmine kiht on aeroobne, võib fosfor difundeeruda sügavamatest anaeroobsetest settekihtidest järvevette. Samuti võib vabaneda rauaga seotud fosfor talvel, kui järv on ummuksil.

Suurim osa Kahala järve settefosforist on orgaanilise aine fraktsioonis (org-P), mis on seotud kõrge orgaanilise aine sisaldusega järves (60-70%). Orgaanilise ainega seotud fosfor vabaneb selle lagundamise tagajärjel fosfaatses vormis sette poorivette ning võib sealt kanduda veesambasse.

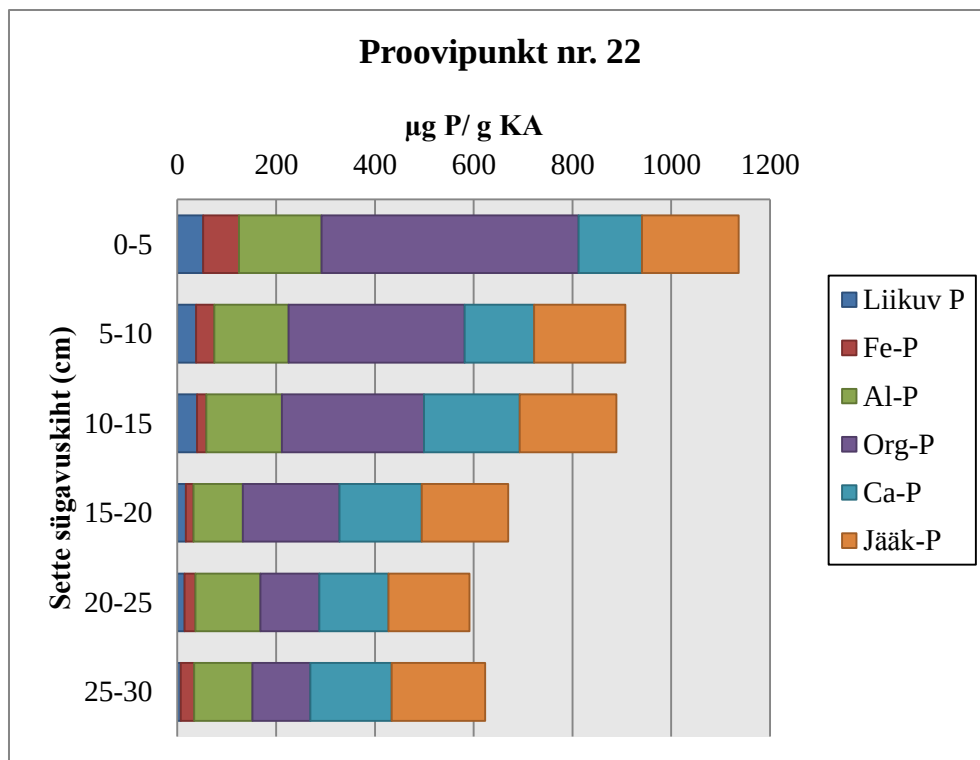
Sette pindmise kihi kogu fosfori sisaldusest 19-54% on potentsiaalselt settest järvevette vabanevad sobivatel keskkonnatingimustel. 46-81% pindmise kihi fosforist on seotud inertsete fraktsioonidega ja eeldatavasti ei võta osa järve fosforiringest.



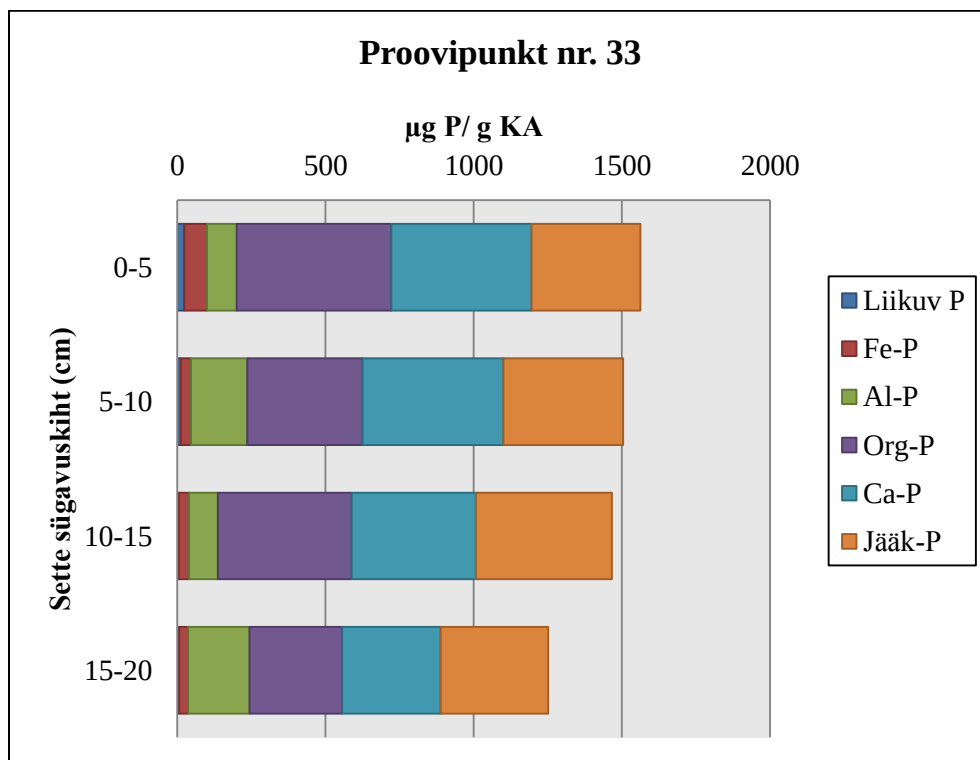
Joonis 3.3.2.1. Fosforifraktsioonide jaotus Kahala järve proovipunkti nr. 6 sette kuivaines (KA).



Joonis 3.3.2.2. Fosforifraktsioonide jaotus Kahala järve proovipunkti nr. 19 pindmise settekihi kuivaines (KA).



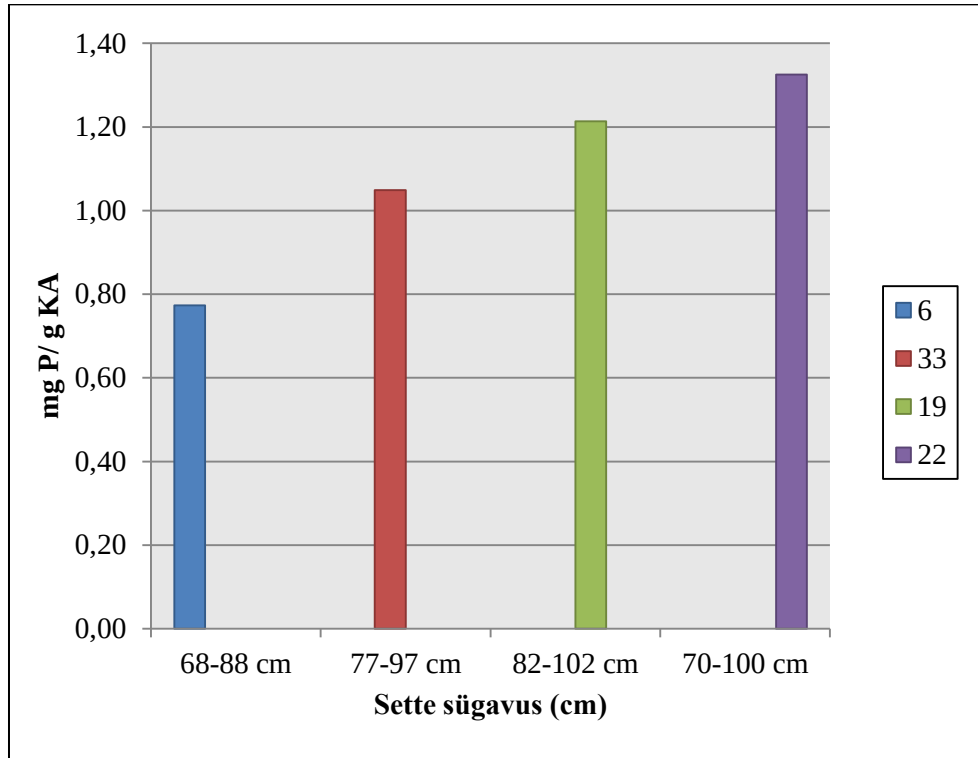
Joonis 3.3.2.3.. Fosforifraktsioonide jaotus Kahala järve proovipunkti nr. 22 sette kuivaines (KA).



Joonis 3.3.2.4. Fosforifraktsioonide jaotus Kahala järve proovipunkti nr. 33 sette kuivaines (KA).

Sügavamate kihtide fosforisisalduse hindamiseks määrati sette üldfosfori sisaldus (joonis 3.3.2.5.).

Üldfosfori sisaldused olid sarnased pindmiste kihtide fraktsioonidesummale (fraktsioonide summa annab ligilähedase hinnangu sette üldfosfori sisaldusele).

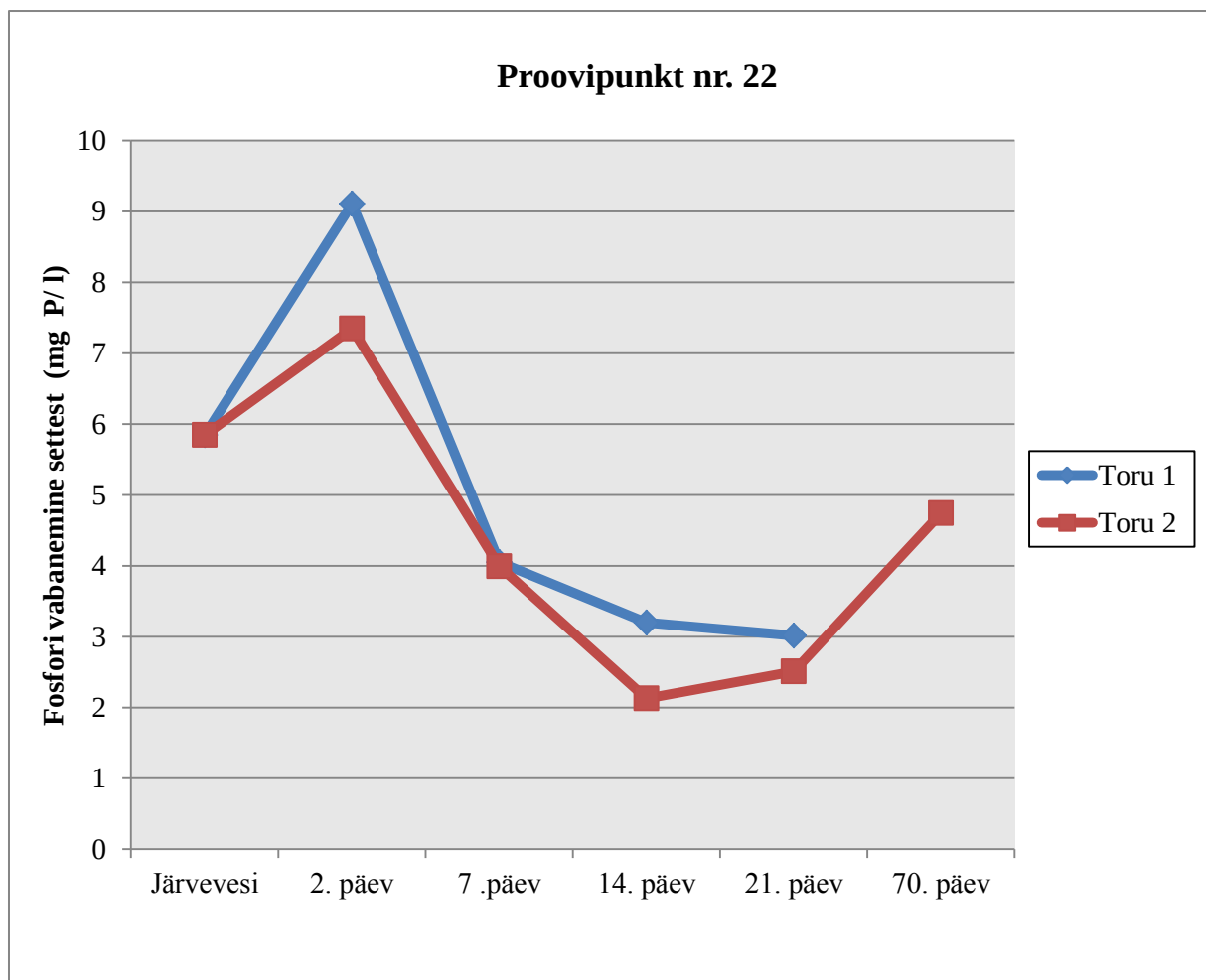


Joonis 3.3.2.5. Üldfosfori sisaldus erinevates Kahala järve uuritud proovipunktides.

3.3.3 Inkubatsioonikatse

Inkubatsioonikatse käigus sidus sete $667,7 \mu\text{g P m}^{-2}$ ja keskmiselt $9,7 \mu\text{g P m}^{-2} \text{ p}^{-1}$ (joonis 3.3.1.). Antud tulemus viitab, et hapnikurikastes tingimustes suudab sete siduda antud koguse fosforit. Samas 21.-70. päevani hakkas fosforisisaldus tõusma, mis viitab, et pikemalt anaeroobsetes tingimustes (näiteks talvel jääkatte all) hakkab fosfor vabanema. Samuti võis fosfori sisaldus suureneda orgaanilise aine lagunemise tagajärjel, mis toimub ka anaeroobsetes tingimustes. Kuna antud tingimustes (pimedas ja külmas) on primaarproduktioon pärsitud, siis ei tarbita vabanenud fosforit ära ning see koguneb veesambasse. Selline olukord tekib näiteks järves talvel ning pärast jääminekut, vegetatsiooniperioodi algul on taimedele ja fütoplanktonile kättesaadava fosfori hulk järvevees kõrge.

Võrreldes järvevee kontsentratsioone katse alguses mõõdetud sisaldusega, on näha fosforihulga tõusu. Nii transportimisel kui ka inkubeerimisel hoiti settetorusid võimalikult stabiilsena, et vältida loksutamise tagajärjel sette segunemist või gaasimullide vabanemist. Kahala järve sette oli väga vedel ja pindmine kiht kergesti lenduv ning seetõttu suurenes fosforisisaldus sette kohal olevas vees. Sarnane olukord võib esineda järves, kui tuule ja lainetuse mõjul sete seguneb ja toimub fosfori vabanemine veesambasse sügavamatest settekihtidest.



Joonis 3.3.1. Fosfori dünaamika 70 päevase inkubatsiooniperioodi jooksul.

3.4 Fütobentos

Bentiliste ränivetikate proov koguti Kahala järvest kividelt 15.07.2013 (Tabel 3.4.1.). Ränivetikakooslus oli nii isendi- kui ka liigirikas – määrati 36 taksonit. Dominant puudus, kuid kaks liiki (*Staurosirella pinnata* ja *Achnanthes minutissimum*) esinesid arvukalt. IPS

ja TDI indeksid näitasid järve head ökoloogilist seisundit, kuid WAT väärtus viitas kesisele seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Kahala järve seisund hea (Tabel 3.4.2.).

Tabel 3.4.1. Kahala järve fütobentos 2013. a.

Liik	Loendatud pantsereid
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehr.) Williams & Round	110
<i>Achnanthes minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	83
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	44
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabh.) D.G. Mann	35
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	24
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	14
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brebisson ex Kützing) Lange-Bertalot	13
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	12
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	10
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	10
<i>Staurosira construens</i> (Ehr.) var <i>binodis</i> (Ehr.) Hamilton	10
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing)	9
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	9
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) D.G. Mann	9
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	9
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	8
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	8
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	8
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	7
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	6
<i>Epithemia argus</i> (Ehrenberg) Kützing	5
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Muller	3
<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot et Simonsen	3
<i>Cavinula pseudoscutiformis</i> (Hustedt) Mann & Stickle	3
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	2
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	2
<i>Nitzschia pusilla</i> (Kützing) Grunow	2

<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot var <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	2
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	2
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith var <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cl & Gru.	1
<i>Fragillaria nanana</i> Lange-Bertalot	1
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	1
<i>Psammothidium subatomoides</i> (Hustedt) Bukht et Round	1
<i>Navicula capitoradiata</i> Germain	1
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres	1
<i>Encyonema lange-bertalotii</i> Krammer	1

Tabel 3.4.2. Kahala järve fütobentose hinnang vastavalt looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioonile (Timm & Vilbaste 2010). Kvaliteedihinnangud on vastavalt väga hea (H), hea (G) ja kesine

Järv	Tüüp	Aasta	Liikide arv	IPS	WAT	100-TDI	Üldhinnang
Kahala	II	2013	36	15,4	11,5	43,9	G

Kaheaastase vaatlusperioodi jooksul tekib mõte, et meie järvede puhul ei ole fütobentos väga informatiivne seisundi indikaator, vähemasti sellisel kujul, kui kasutatakse vaid mikroskoopilisi ränivetikaid fütobentose tähenduses. Senini saadud tulemused on küll heade ja väga heade väärtustega, aga järvede seisundit ei kipu eristama. Selle üle on palju vaieldud, mida tegelikult tähendab termin fütobentos ja miks senini on Veepoliitika Raamdirektiivis kasutatud üksnes ränivetikaid. Arvatavasti on siin seletuseks pikaajalised traditsioonid vooluveekogudes, kus see elustikurühm on hea indikaator ja selle eeskujul püütakse meetodit rakendada ka seisuveekogudes. Eesti paljudes järvedes on tegelikult fütobentos rikkalik, kui peame silmas pealiskasvu tahketel substraatidel, aga sinna kuuluvad peale ränivetikate veel mitmed taksonoomilised rühmad – neelvetikad, rohevetikad, protistid, bakterid, ainuõõssed, väheharjasussid jmt. Ei ole teada, et ükski riik sellist kompleksset pealiskasvu analüüsi seires kasutaks. Eesti järved on teistest tumedama veega ja huumusainetest rikkad. Võib olla on see üks peamine põhjus, mis ei luba heal tasemel kasutada ränivetikate koosseisul põhinevaid indekseid. Edaspidi peaks fütobentose indekseid kõrval kasutama ka mingit pealiskasvu koguse hinnangut – umbes nii, nagu seda tehakse makroskoopiliste niitvetikatega suurtaimede hinnangus.

- Kuigi Kahala järve settefosfori fraktsioonide summa jääb võrreldes teiste Eesti järvedega keskmise piiresse, siis suur hulk sellest fosforist on potentsiaalselt vabanev näiteks orgaanilise aine lagundamise teel.
 - Fosfori vabanemist näitab ka inkubatsioonikatse, mille tulemustest oli näha, et sete on kergesti lenduv ja väiksemagi segunemise teel vabaneb fosfor settest vette.
 - Samuti oli näha fosfori vabanemist inkubatsioonikatse lõpupoole, kus fosforisisaldus hakkas anaeroobsetes tingimustest tõusma. Sarnane olukord tekib talvel jääkatte all.
 - Kahala järve tervendamiseks tuleb järvest setet eemaldada. Tervendamist võiks alustada järve sissevoolu lähedalt, kuid eeldusel, et valgalalt tulev koormus on väike. Sissevoolu juurest peaks eemaldama vähemalt 2 m paksuse settekihi, et saavutada järve sügavuseks keskmiselt 3 m. Arvestades sette iseloomu eeldame, et sellel alal hakkab arenema veesisene taimestik. Veesisene taimestik hoiab väga efektiivselt vee läbipaistva. Kui ülekaalu saavad kaldaveetaimed, siis toimub maastumine kiiresti, kui ujulehtedega taimed, siis vee selgena hoidmine pole nii efektiivne. Kolmemeetrilise sügavuse saavutamine loob head eeldused veesisese taimestiku arenemiseks ja takistab teiste taimestiku eluvormide pealetungi.
 - Kahala järve sete on väga kergesti lenduv juba väiksemagi häiringu korral ning selle tagajärjel suureneb fosfori vabanemine settest vette. Seega tuleb töödeldav ala piirata, et vältida primaarprodutsentidele kättesaadav fosfori sisalduse suurenemist.
 - Praegu esitatava aruande alusel peaks arvutama võimaliku eemaldatava sette ja tööde mahu. Kui setete maht on ülemääraselt suur, siis peab arvestama, et muud alternatiivid paistavad praegu olevat tühise mõjuga veekogu seisundi parandamiseks.
- Biomanipulatsiooniks on järv liiga suur ja ummuksilejäämine ei võimaldaks tulemust saavutada. Setete töötlemised on vähese efektiga, sest seisundi parandamist takistab oluliselt järve madalus. Taimede niitmine ei anna ka efekti, sest järve pindala on väga suur, kaldataimestik väikse osakaaluga
- (www.limnos.eehttp://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/publikatsiooni/d/jarvede-tervendamine-kogumik/).

4 Kasutatud kirjandus

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

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

Bagenal T.B. 1978. Methods for assessment of fish populations in fresh waters. IBP Handbook 3. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 286 lk.

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

Boström, B., Jansson, M. & C. Forsberg. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18. 5-59.

Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S., A. Nichols, S. A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. Taylor & Francis Group. 588 pp

Coste in CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 pp.

Czensny, R., 1960. Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie. Veb Verlag Technik Berlin, 429 lk.

Eesti järved, 1968. Tallinn, "Valgus", 548 lk.

European Committee for Standardization, 1994. Water quality – Methods for biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. EN 27828. European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.

Euroopa standard EVS-EN 14757:2005. Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets. European Committee for Standardization. Brussels. Eesti Standardikeskus, 27 lk.

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

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

Holmgren K., Kinnerbäck A., Pakkasmaa S., Berquist B. & Beier U. 2007.

Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8.

Fiskeriverket Informerar 2007: 3, 54 lk.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochemie und physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.

Johnson, R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för 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.

Kõvask, V. & Milius, A. 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. - Eesti NSV järvede nüüdiseisund. Tartu, 75-85.

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

Klimkaite, I.N., Griglalite, M.R., Vasilauskiene, M.F., Kavaliauskiene, J.J., Šimšikas, V.L., Bajarunas, V.V. 1991. Antropogeense mõju klassifikatsioon Leedu järvedele. Väikejärvede antropogeensed muutused. Sankt-Peterburg. 92-95 (vene k.).

Kõvask, V. & Milius, A., 1983. Priznaki evtrofirovaniya nekotoryh oligotrofnyh ozer Estonii. - *Metsanduslikud uurimused. XVIII. Looduse kaitse*. Tallinn, 55-66.

Kõvask, V. & Milius, A., 1989. Biogeensed elemendid ja fütoplankton Rõuge järvedes. - Eesti LUS aastaraamat. 71: 148-157.

Leach J.H., Johnson M.G., Kelso J.R.M., Hartmann J., Hümann W. & Entz B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Canada*, 34, 10, 1964-1971.

Lecointe C., Coste M. & Prygel J., 1993. "Omnidia" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513.

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. - *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7, 3: 222-233.

- Lindpere, A. & Simm, H., 1974. Viitna Pikkjärve vee keemiline koostis ja hüdrokeemiline režiim. – ENSV TA Toim. Biol., 2, 164-176.
- Lindpere, A. & Starast, H., 1977. 27 Lõuna-Eesti veekogu hüdrokeemiast. – ENSV TA Toim. Biol., 26, 2, 149-157.
- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. - Limnol. Oceanogr. 12: 343 346.
- Maastik, A. 2006. Hüdroloogia ja hüdromeetria. Eesti Maaülikool. 2006. 108 lk.
- Maileht, 2008. Fütoplanktoni indikaatorlus EL Veepoliitika Raamdirektiivi järvede klassifikatsioonis: magistitöö. Eesti Maaülikool, Tartu.
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Milius, A. & Kõvask, V., 1977. Seasonal variation of phytoplankton biomass, chlorophyll *a* content and alkaline phosphatase activity in Lake Viitna Pikkjärv. - ENSV TA Toim. Biol., 26, 2, 120-127.
- Milius, A., Saan, T., Starast, H. & Lindpere, A., 1991. Total phosphorus in Estonian Lakes. – Eesti TA Toim. Ökol., 40, 1, 122-130.
- Milius, A., 1992. A survey of water transparency in small Lakes of South-East Estonia. – Eesti TA Toim. Biol., 41, 4, 216-223.
- Milius, A., Starast, H. & Lindpere, A., 1994. Total nitrogen in small Lakes of SE Estonia. – Eesti TA Toim. Ökol., 4, 4, 175-181.
- Moss B., 1998. Ecology of fresh waters. Blackwell Sci. Ltd. Oxford, 531 lk.
- 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.
- Mäemets, A., 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Tallinn, "Valgus", 263 lk.

Nõges, P. & Ott, I. 2003. Eesti järveteadus Euroopa tõmbetuultes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti globaliseeruv maailmas. Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid, 159-172.

Ott, I. 1987. Pikaajalised fütoplanktoni muutused Eesti järvedes ja nende seosed keskkonnateguritega. Väitekiri bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool. 203 lk.

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

Ott, I. ja T. Kõiv, 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Tallinn, 128 lk.

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

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941) (<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13210253&replstring=33>).

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

Riikoja, H., 1940. Zur Kenntnis einiger Seen Ost-Eestis, insbesondere ihrer Wasserchemie.- Tartu Ülikooli Loodusuurijate Seltsi Aruanded. 46, Tartu, 168-326.

Simm, H., 1975. Eesti pinnavete hüdrokeemia. Tallinn, "Valgus", 150 lk. Starast, H., Mälgi, U., Reshetnikov Yu.S. 1980. Ecology and classification of coregonid fish. Nauka, Moscow, 300 lk (vene keeles).

Sculthorpe, C. D., 1967. The biology of aquatic vascular plants. St. Martins Press, New York: 610 pp.

Solheim A.L. 2007. Lakes in REBECCA – key results, relevance and future research needs. In: Book of Abstracts. Rebecca Final Conference, 21-24 May 2007, Oslo, 109-114.

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

Søndergaard, M., Jensen, J. P. & E. Jeppesen. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 506-509. 135-145.
Svårdson G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm 56, 144-171.

Timm, H. & Vilbaste S. 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetoodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Lepingu 4 – 1.1/166 aruanne. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium.

Tonn W., Magnuson J., Rask M. & Toivonen J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *The American Naturalist* 136, 345-375.

Unifitsirovannye metody issledovaniya kačestva vod, 1977. 1. Moskva (vene k.).

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

Vollenweider, R.A., 1975. Input – output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrobiologie*, 37, 53–84.

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.

Interneti allikas

www.limnos.eehttp://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/publikatsioonid/jarve-de-tervendamine-kogumik/

5 Lisad

6.1. Talvised välitööd Kahala järvel 1.03.2013



Foto 6.1. Setteproovide kogumine Willneri settetoruga 1. 030.2013 (Foto I. Ott).

Lisa 6.2.



Foto 6.2. Kahala järve sete 1.03.2013. Väga püdel lendmuda on järves valdav (Foto K. Saar)

Lisa 6.3.



Foto 6.3. Kahala järve sete inkubatsioonitorus (Foto K. Saar).

Lisa 6.4.



Foto 6.4. Kahala järve sete koos selle kohal oleva veega. Piirpinnal on näha rohekas sette piirpind, mille moodustab fütobentos (Foto K. Saar).

LISA 6.5.

Vee omaduste tabelid

Oldoja (sissevool)									
Kuupäev	pH	Eletrijuhtivus	BHT	Üld N	Üld P	Fosfaat	Ammoonium	Nitraat	Nitrit
		mS/m	mgO ₂ /l	mgN/l	mgP/l	mgP/l	mgN/l	mgN/l	mgN/l
21.12.2012	7	35	1,8	3,9	0,05	0,04	0,007	3,3	0,036
7.01.2013	7,3	34	1,6	4,1	0,08	0,07	0,005	3,7	0,007
16.01.2013	6,9	34	< 1,3	4	0,08	0,06	0,03	2,6	0,007
1.03.2013	7,3	36	< 1,3	2,53	0,09	0,08	1,1	1,2	0,003
25.03.2013	7,4	36	2,2	2,33	0,14	0,07	0,39	1	0,003
16.04.2013	7,1	27	1,6	5,1	0,2	0,17	0,086	4,4	0,002
29.04.2013	7	32	< 1,3	2,86	0,08	0,04	0,025	2,3	0,003
14.05.2013	7,7	29	1,6	2,32	0,07	0,04	0,021	1,53	0,005
4.06.2013	7,5	30	1,6	1,8	0,07	0,04	0,034	1,3	0,012
25.06.2013	7,5	31	1,9	1,55	0,1	0,096	0,089	0,59	0,02
30.07.2013	7,5	20	5,7	1,62	0,37	0,39	0,072	0,004	0,007
4.09.2013	7,6	38	2,1	1,2	0,083	0,06	0,053	0,42	0,008
26.09.2013	7,4	34	6,3	1,54	0,16	0,12	0,083	0,07	0,005
6.11.2013	7,1	45	< 1,3	12,5	0,009	0,07	0,003	12,1	0,008
5.12.2013	7,1	40	< 1,3	7,5	0,06	0,04	0,011	7	0,004
2.01.2014	6,9	40	< 1,3	7,8	0,07	0,06	0,019	7,3	0,008
Kahala oja (väljavool)									
Kuupäev	pH	Eletrijuhtivus	BHT	Üld N	Üld P	Fosfaat	Ammoonium	Nitraat	Nitrit
		mS/m	mgO ₂ /l	mgN/l	mgP/l	mgP/l	mgN/l	mgN/l	mgN/l
21.12.2012	7,3	38	1,3	2,6	0,04	0,03	0,91	0,23	0,017
7.01.2013	7,3	34	1,4	2,4	0,04	0,02	0,71	0,36	0,014
16.01.2013	7	36	2,7	2,9	0,07	0,04	0,56	0,07	0,011
1.03.2013	7	41	6,3	3	0,07	0,01	0,032	< 0,003	< 0,002
25.03.2013	7,3	55	14	4,79	0,1	0,01	2,7	0,008	< 0,002
16.04.2013	7	41	7,2	3,5	0,09	0,01	1,8	0,16	< 0,002
29.04.2013	7,1	30	2,6	1,93	0,06	<0,01	0,59	0,16	0,009
14.05.2013	8,8	28	4	1,14	0,04	<0,01	0,027	0,006	< 0,002
4.06.2012	7,9	23	3,2	1,43	0,06	<0,01	0,048	0,003	< 0,002
25.06.2013	7,4	21	3,6	1,68	0,07	0,04	0,18	0,04	0,002
30.07.2013	7,7	18	7,9	2,06	0,09	<0,01	0,007	0,01	< 0,002
4.09.2013	9,3	18	8,5	2,57	0,075	<0,01	0,03	0,008	< 0,002
26.09.2013	7,9	20	2,2	2,55	0,08	0,01	0,11	0,11	< 0,002

6.11.2013	7,2	24	2,9	2,2	0,05	0,01	0,54	0,14	0,029
5.12.2013	7,1	35	2,1	3,7	0,05	<0,01	0,99	0,5	0,007
2.01.2014	7	31	1,8	4,1	0,04	0,03	0,83	0,73	0,009