

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



VETIKU ALLIKAJÄRVEDE LIMNOLOOGILISED UURIMUSED

..... I. Ott

Projekti vastutav täitja

TARTU
2008

SISUKORD

Sissejuhatus	3
1. Materjal ja meetodid	4
1.1. Vetiku järved	4
1.2. Hüdrokeemia ja –füüsika	6
1.3. Setted ja enesereostus	8
1.3.1. Proovide kogumine	8
1.3.2. Laboratoorsed analüüsid	9
1.4. Bakterplankton	11
1.5. Fütoplankton	11
1.6. Suurtaimed	13
1.6.1. Suurtaimede hindamiskriteeriumid	14
1.7. Zooplankton	14
1.8. Põhjaloomad	15
2. Tulemused	17
2.1. Hüdrokeemia ja –füüsika	17
2.1.1. Vetiku Suurjärv	17
2.1.2. Vetiku Väikejärv	18
2.2. Setted ja enesereostus	19
2.2.1. Settelasund	19
2.2.2. Fosfori imbumine settest vette	20
2.2.3. Fosfor pinnasettes	21
2.2.4. Settekuivainesisaldus	24
2.2.5. Sette orgaanilise aine sisaldus	25
2.3. Bakterplankton	26
2.4. Fütoplankton	26
2.5. Zooplankton	29
2.5.1. Vetiku Suurjärv	29
2.5.2. Vetiku Väikejärv	30
2.6. Suurtaimed	30
2.6.1. Vetiku Suurjärv	30
2.6.2. Vetiku Väikejärv	32
2.7. Põhjaloomad	33
3. Ettepanekud järvede majandamiseks	37
3.1. Tervendamiskiisidest	37
3.2. Põhjasette kasutamisest	39
3.3. Ettepanekud	40
Kirjandus	43
Lisad	

SISSEJUHATUS

Soov tervendada Vetiku järvi jõudis EMÜ PKI Limnoloogiakeskuse töötajatele 2007. a. sügisel. Veekogu seisundi parandamiseks on vaja teada selle ökosüsteemi eripära, funktsioneerimist, reostuse olemasolu (nii sise- kui ka välisreostus) ja suurus, ökoloogilise seisundi pikaajalist dünaamikat, settelasundi tusedust, selle kvaliteeti ja levikut. Kahjuks pole limnoloogiakeskusel nende järvede kohta varasemaid andmeid. Seepärast oli esmane ülesanne selgitada järvede limnoloogiline tüüp, uurida komplekselt ökosüsteemi. Tervendamiseks on väga oluline setete uurimine. Oluline on ka reostuskoormuse, vee- ja ainevahetuse selgitamine. Viimaseid nimetatud töid antud projektis läbi ei viidud, see ei olnud limnoloogiakeskuse ülesanne. Juba esimesel Vetiku järvede külastusel, nõ. tutvumiskäigul, selgus, et tegemist on lubjatoiteliste järvedega, mis paisutuse tõttu on tegelikult kunstveekogud. Selles piirkonnas saavad lubjatoitelised järved vee allikatest. Niisugusel puhul on veebilansi koostamine äärmiselt keerukas. Samamoodi on väga keerukas ka toiteainete koormuste hindamine.

Peamiseks töö ülesandeks oli järvede komplekssete limnoloogiliste uuringute, sette kvaliteedi hinnangu enesereostuse määramise, hinnangulise sette leviku alusel informatsiooni kogumine võimalikuks tervendamiseks.

Vetiku järvi külastati 2007. a. sügisel. 2008. a. sooja kevade tõttu ei saanud sette uuringuid teha tavalisel ajal, so. märtsis järve jäält. Neid tehti kahel korral suvel 27.07.08 ja 7.08.08.

Planktoni ja keemia proove koguti 27.07.08., põhjaloomi ja suurtaimi 7.08.08.

Töödest võtsid osa: prof. I. Ott (üldjuht ja aruande koostamine), M.Sc. A. Rakko (fütoplankton), mag. K. Maileht (välitööd ja fütoplankton), M.Sc. K. Kübar (zooplankton ja aruande koostamine), Ph.D. H. Timm (välitööd ja põhjaloomad), bak. G. Ratasepp (suurtaimed, välitööd ja aruande koostamine), M.Sc. T. Feldmann (suurtaimed, välitööd ja aruande koostamine), bak. K. Karus (suurtaimed, välitööd ja aruande koostamine), M.Sc. H. Tammert (bakterplankton, välitööd ja aruande koostamine), H. Starast (hüdrokeemia, aruande koostamine), Ph.D. A. Lindpere (hüdrokeemia, aruande koostamine), K. Ott (hüdrokeemia), Ph.D. A. Kisand (välitööd, settled ja aruande koostamine), U. Noorsalu ja O. Peitel (välitööd).

1. MATERJAL JA MEETODID

1.1. Vetiku järved

Vetiku järvede kohta limnoloogiakeskusesel andmed sisuliselt puudusid. Varasemates Eesti järvede ülevaadetes andmed samuti puuduvad. Hiljuti avaldatud R. Tamre koostatud “Eesti järvede nimestik” (2006) sisaldab aga mõningaid materjale (Tabel 1). Tamre nimestikus on Vetiku järved nimetatud looduslikuks. Tegelikult on nende voolu reguleeritud. Väikejärve väljavoolul paikneb pais ja Suurjärvel maanteetruup. Limnoloogid uurisid mõlema järve kalda-ala ja kuskilt ei leitud 2008. a. suvel ühtegi järve suubuvat vett täis vooluveekogu. Ainus vooluveekogu on kahte järve ühendav oja. Allavoolu suubub oja Selja jõkke. Järvede sügavuse määramine on keeruline. Mitmes kohas leidub allikalehtreid, kus võib sügavuseks saada 2,5 m, kuid valdavalt on sügavus ca 0,5 – 0,7 m. Põhjasete pealmine kiht on väga kerge lendmuda.

Antud uuringu autoritel ei ole kahjuks andmeid, kuna need veekogud paisutati ja samamoodi ei ole andmeid, kuna moodustusid erineva struktuuriga setted. Järvede sügavamatest aladest annavad ülevaate vastavad kujutised (Joon. 1 ja Joon. 2).

Tabel 1. Vetiku järvede üldandmed.

Näitaja	Suurjärv (Vetiku Suurjärv, Suur Vetiki järv)	Väikejärv (Vetiku Väikejärv, Väike Vetiki järv)
Registrikood	Vee2013200	Vee2013100
Koordinaadid	26° 26' 40''; 59° 19' 19''	26° 26' 22''; 59° 19' 26''
Pindala, ha	4,3	2,7
Seotus vooluveekogudega	lähtejärv	läbivoolujärv
Limnoloogiline tüüp	Allikatoiteline (alkalitroofne)	Allikatoiteline (alkalitroofne)
Maksimaalne sügavus (käesolev uuring), m	2,5	2
Valdav akvatooriumi sügavus (käesolev uuring), m	0,5-0,7	0,5-0,7



Joon. 1. Vetiku Väikejärve sügavamad alad.



Joon. 2. Vetiku Suurjärve sügavamad alad.

1.2. Vetiku järvede hüdrokeemia ja -füüsika

Järvede hüdrokeemiat uuriti 22.07.2008. a. Analüüsiiti pindmist veekihti 0,5 m sügavuselt. Määrati vee läbipaistvus (Lp), dikromaatne oksüdeeritavus (COD_{Cr}), permanganaatne oksüdeeritavus (COD_{Mn}), vees lahustunud hapnik (O_2) ja selle küllastusprotsent ($\text{O}_2\%$), vee temperatuur (t°), pH, üldfosfor (üld-P), fosfaatioon (PO_4^{3-}), üldlämmastik (üld-N), ammoniumioon (NH_4^+), nitraatioon (NO_3^-), nitritioon (NO_2^-), aluselisus (HCO_3^-), kaltsiumioon (Ca^{2+}), magneesiumioon (Mg^{2+}), sulfaatioon (SO_4^{2-}), kloriidioon (Cl^-), lahustunud ainete üldsisaldus (TDS), kollase aine sisaldus ja vee elektrijuhtivus (E). Analüüsiandmed on esitatud tabelis 1.

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

Vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus, lahustunud ainete üldsisaldus ja vee elektrijuhtivus määrati multisensoriga YSI – 6600.

Vee pH määrati elektromeetriliselt. Mõõtmise absoluutviga oli 0,05 pH.

Dikromaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel $K_2Cr_2O_7$ lahusega (Žizn' ..., 1959). Määramise viga oli 5%. 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.

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

Nitraatioon määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd-kolonnis) kolorimeetriliselt (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 spektrofotomeetriliselt. Analüüsi täpsus on 0,03 mg N/l.

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

Üldaluselisus (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 (Zizn' ..., 1959). Määramise suhteline viga oli 4%. Magneesiumiooni sisaldus leiti arvutuslikult, lahutades kaltsium- ja magneesiumioonide summast kaltsiumiooni.

Kloriidioon määrati merkurimeetriliselt (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise suhteline viga oli 4%. Sulfaatioon määrati nefelomeetriliselt (Standard Methods... 1980).

Vee orgaaniliste ainete ja mineraalainete sisalduste hindamisel juhinduti H. Simmi (1975) poolt Eesti pinnavete vee keemilise koostise võrdlevaks iseloomustamiseks esitatud piirväärtustest. Üldfosfori ja üldlämmastiku sisalduse ning hapniku protsendi järgi hindamisel võeti aluseks A. Miliuse jt. (1987) poolt statistiliselt väljatöötatud piirväärtused. Vee pH hindamiseks kasutati Czensny (1960) skaalat.

Järve tüüp ja veekvaliteet hinnati tabeli 2 kohaselt.

Tabel 2. Kvaliteedipiirid hüdrokeemiliste tunnuste järgi (Nõges, Ott, 2003 järgi)

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Tüüp I – kalgiveeline järv						
PH		7-8,5	7-8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5
Üldfosfor	µg/l	<10	10-20	>20-30	>30-50	>50
Üldlämmastik	µg/l	<1500	1500-2500	>2500-3500	>3500-4500	>4500
Secchi ketta nähtavus m		>6	4-6	3-<4	2-<3	<2

Järvede kohta koostati vee kvaliteedi hinnang hüdrokeemiliste kvaliteedinäitajate (pH, üld-N, üld-P) põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (2002).

1.3. Setted ja enesereostus

1.3.1. Proovide kogumine.

Vetiku Väikejärvelt koguti setteproove 22.07.2008 ning Vetiku Suurjärvelt 07.08.2008.

Hinnangu andmiseks põhjasette sügavuslevikule Vetiku järvedes võeti mõlemast järvest viiest proovipunktist setteproove turbapuuriga. Proovipunktid on märgitud alltoodud kaartidele (**Joon. 3, joon. 4**), kasutades Google Earth'i aluskaarti.

Fosforifraktsioone määrasime pindmises 25 cm sügavuses settekihis. Sete koguti Uwiteci gravitatsioonilise settepuuriga, üks puursüdamik kummagi järve keskosast (**Joon. 5**). Erinevalt turbapuurist, millega koguti setteproovid settelasundite sügavusjaotuse uurimiseks võimaldab gravitatsiooniline settepuur koguda just vedelat pindmist põhjasetet. Settepuursüdamikud lõigustati 5 cm paksusteks horisontaalseteks lõikudeks, millest laborianalüüside käigus määrati fosforifraktsioonid ja sette kuivainesisaldus.

Selleks, et teha kindlaks, kui palju fosforit lekib settest vette, viidi läbi inkubeerimiskatse: mõlema järve pinnasete koguti järve keskosast (**Joon. 5**) gravitatsioonilise settepuuriga plastiktorusse, kusjuures sette kohale jäi torus 30-40 cm vett. Setet hoiti suletud torudes 4°C juures 5 kuud. Nii enne kui pärast inkubeerimisperioodi määrati sette kohal asuva vee fosfaatidesisaldus.

1.3.2. Laboratoorsed analüüsid.

Sette kuivainesisalduse määramiseks kaaluti sete enne ja pärast kuivatamist 105°C juures 24 h jooksul; orgaanilise aine sisaldus määrati õhkuiva sette põletamisel 550°C juures 4 h jooksul – sel temperatuuril põleb orgaaniline aine ära ning tekkinud kaaluvahest määratakse kindlaks orgaanilise aine kadu (Heiri jt., 2001).

Settefosfori erinevate keemiliste vormide (nn. fosforifraktsioonide) määramiseks kasutati Psenneri jt. (1988) ekstraheerimismeetodit, mille kohaselt settele lisatakse üksikhaaval erinevaid lahuseid (neutraalne sool, redutseeriv lahus, alus, hape) ning määratakse igas lahuses lahustunud fosfori hulk.

Fosfaatidesisaldus määrati vastavalt Murphy ja Riley (1962) meetodile. See meetod põhineb sinise värvusega fosfomolübdaadi tekkel, mille värvusintensiivsust on võimalik mõõta spektrofotomeetril.

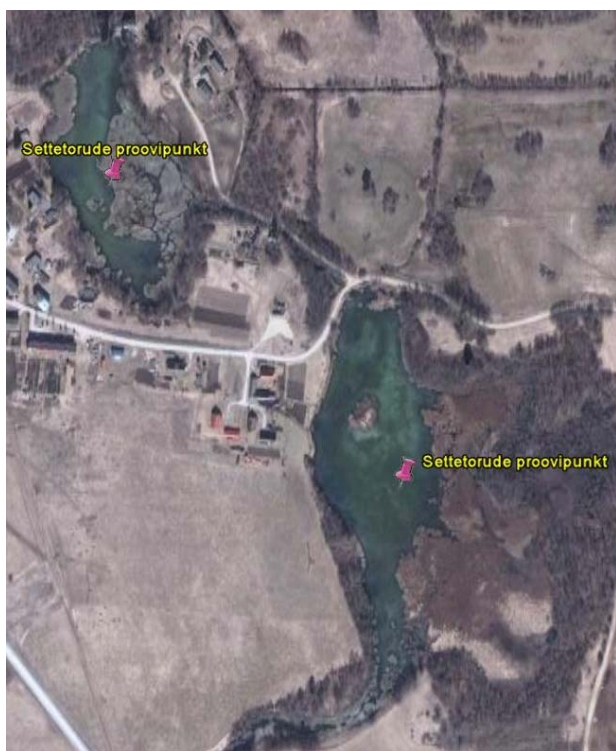
Raskemetallianalüüsid ning raua- ja mangaanianalüüsid teostati Tartu Keskkonnauuringud OÜ laboratooriumis.



Joon. 3. Vetiku Väikejärve settelasundi uuringu proovipunktid.



Joon. 4. Vetiku Suurjärve lasundiuringu proovipunktid.



Joon. 5. UWITECi settepuuriga kogutud settitorude proovipunktide asukoht Vetiku Väikejärvel (ülal) ja Vetiku Suurjärvel.

1.4. Bakterplankton

Mikrobioloogilisteks analüüsideks kasutati Vetiku Suurjärves ja Vetiku Väikejärves järve keskelt kogutud pinnaveeproovi.

Heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA) määrati otsesel loendamisel epiflourestentsmikroskoobiga (Zeiss Axiovert 100) 1000 kordsel suurendusel isopoorfiltritel pooride läbimõõduga 0,22 µm. Rakud värviti nukleiinhappevärvi DAPI'ga, kontsentratsioon 1 µg ml⁻¹ (Porter & Feig, 1980). Heterotroofsete bakterite üldarvu hinnati vastavalt Eesti järvede andmete põhjal välja töötatud hindamisskaalale (tabel 3).

Saprobakterite arvukus (SAPRO) hinnati standardmeetodi agaril (SMA) kasvatatud kolooniate loendamisel 7. päeval. Külvid inkubeeriti toatemperatuuril. Saprobakterite arvukuse hindamiseks kasutati Eesti järvede andmete põhjal tehtud hindamissüsteemi (tabel 3).

Tabel 3. Bakterite üldarvu ja saprobakterite arvukuse hindamise skaala.

Arvukuse tase	Bakterite üldarv 10 ⁶ rakku ml ⁻¹	Saprobakterite arvukus rakku ml ⁻¹
Madal	0-3	<400
Keskmine	3-6	400-1200
Kõrge	6-12	1200-3200
Väga kõrge	>12	>3200

1.5. Fütoplankton

Proovid võeti järvede avaveelisest osast 27.07.08. 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).

Pigmentide: klorofüllid (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.

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide jaksantofüütide) biomassid. Biomassi (tabel 4) 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 5). Biomasside puhul on toodud keskmised, mitte maksimaalväärtused, mis vee õitsemise puhul võivad olla kümneid kordi suuremad.

Üldtuntud G. Nygaardi (1949) fütoplanktoni koondindeks esitatakse siin modifitseeritud kujul (Ott, Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

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

kus *Cy.* – sinivetikate liikide arv, *Chloroc.* – algohevetikate 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 (tabel 4). *J* väheneb võrdeliselt ökoloogilise seisundi halvenemisega. *J* arvutamisel kasutatakse Shannoni liigierisust (*H'*) ja teoreetilist liigierisust (*H*_{max}). Teoreetiline liigierisus on biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel: $J=H'/H'_{max}$. Mida suurem *J* väärtus, seda parem ökoloogiline seisund.

Tabel 4. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid.

Kvaliteedi- klass	Chl <i>a</i> , µg/l	Fütoplanktoni koondindeks	Ühetaolisus (J)
väga hea	<1	<2	0,81-1
hea	1-2	2-4	0,61-0,80
kesine	2-3	>4-7	0,41-0,60
halb	3-5	>7	0,21-0,40
väga halb	>5	>7	0-0,20

Tabel 5. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid II. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

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

1.6. Suurtaimed

Veetaimestiku koosseisu, ohtruse ja seisundi hindamisel sõideti paadiga läbi kogu järve kaldajoon. Selgitati veetaimestiku liigiline koosseis, võõndilisus ning sügavuslevi. Töövahendina kasutati mõõtudega nõõri otsas olevat taimekonksu. Lisaks koostati välitöödel taimestikuskemid, mis peegeldavad liigilise koosseisu ja liikide leviku piirkondade muutusi. Määrati veetaimestiku koosseis ja ohtrus, mille hinnangud on antud skaalas 1-5. Skaala sarnaneb Braun-Blanquet skaalale ning omab järgmisi väärtusi:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukal hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;

4 – palju, dominant või subdominant;

5 – massiliselt esinev dominant.

1.6.1. Suurtaimede hindamiskriteeriumid

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

Alltoodud tabelites on kasutatud järgmisi lühendeid:

Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Lem – ujutaimed: lemled ja vesilääts (*Lemna*, *Spirodela*); Zan – hanehein (*Zannichellia palustris*)

Liikide ohtruse hinnangud on antud eraldi kaldaveetaimede, ujulehtedega ja ujutaimede ning veesiseste taimede jaoks. Suurtaimestiku liiginimistud on toodud **lisas 1**. Rohkem kui ühe indikaatorliigi samaaegsel esinemisel järves pole nende ohtrusi summeeritud, vaid on antud suurema suhtelise ohtrusega liigi väärtus. Niitrohevetikate ohtrus on antud eraldi, sest nad võivad katta ka nii järve põhja kui ka veesiseseid taimi. Hinnangu andmisel rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemate erinevuste taga võib olla erinevate uurijate isikupärast tingitud subjektiivne viga.

Järvede ökoloogilise seisundi hindamisel kasutati **lisas 2** toodud tabelit. Üldise hinnangu andmisel lähtutakse ka varasemate uurimisaastate andmetest. Järve suurtaimestiku koondhinnang määrati erinevate bioloogiliste kvaliteedinäitajate alusel. Koondhinnangu määramisel arvestati kõiki näitajaid ning hinnang anti 2/3 meetodil.

1.7. Zooplankton

Zooplanktoniproovid võeti väikese Apsteini zooplanktonivõrguga (silma $dm = 60$ mikrom) avaveest. Proovid fikseeriti kohe Lugoli lahusega, analüüs toimus 40 x suurendusega stereomikroskoobis Olympus. Määrati taksonid, leiti dominantide keskmine pikkus. Kuna

uuritud järvedes on zooplankton vähene, siis loendati 16 – 20% proovi mahust (kasutades Bogorovi kambrit), kvalitatiivselt vaadati läbi kogu veeproov.

Arvutati zooplanktoni arvukus ja biomass veesamba kohta, leiti dominandid ja domineerivad rühmad.

Arvukuse hindamisel kasutati järgmisi kriteeriume: <50000 is./m³ - madal, 50000-100000 is. /m³ - keskmine, >100000 is. /m³ - kõrge. Biomassi vastavate hinnangute aluseks olid $< 1\text{g/m}^3$, 1-3 g/m³ ja $>3\text{ g/m}^3$.

Järvele hinnangu andmisel skaalas *väga hea – hea – halb – kesine – väga halb* lähtuti järgmistest näitajatest, mis kõik on suunatud nõ. vasakult paremale – võtavad hinnangut alla:

- 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) – nt kui arvukus on kõrge ja biomass väike;
- väikesemõõtmeliste liikide domineerimine koorikloomade rühmades (aerjalgsed, vesikirbulised);
- koorikloomade liikide arv alla 8.

Teadaolevalt ei ole Vetiku järvede zooplanktonit varem uuritud, seega võrdlusmoment varasema seisundiga puudub.

1.8. Põhjajloomad

Vetiku paisjärvede ja nende väljavoolude suurselgrootuid uuriti 7. augustil 2008. a. Kvalitatiivne proov võeti neljast kohast, kõik madalast veest (alla 1 m sügavuselt): Vetiku Suurjärvest (ülemine järv), Suurjärve väljavoolust allpool paisu, Vetiku Väikejärvest

(alumine järv) ning Väikejärve väljavoolust allpool paisu. Ebaharilik sellele aastaajale oli kõrge veetase kõigis neljas proovikohas, eriti paisjärvedes.

Mõlemas paisjärves oli proovialal valdavaks taimestik (peamiselt tarnad). Suurjärve väljavoolus oli põhjas liiv ja kruus, Väikejärve väljavoolus peamiselt vetikatega kaetud kivid ja kruus. Et paisjärved on inimtegevuse tulemus, loeti veekogude seisundi hindamise mõttes kõik vaadeldud proovikohad vooluveteks, ühtlasi kiirevoolulisteks. Jõe pikkuseks proovikohas lähtmest alates loeti Suurjärve puhul 1 km, Väikejärvel 2 km.

Proovid koguti kahvaga (võrgusilma suurus 0,5 mm), loomad nopiti välja pintsetiga ja paigutati kohe piiritusse. Proov loeti võetuks, kui silma järgi uusi taksoneid enam ei lisandunud. Kokku kulus iga proovi võtmisele ja noppimisele ligikaudu pool tundi.

Kvalitatiivse prooviga piirduti lihtsuse mõttes, sest suurselgrootute järgi veekogude seisundi standardseks hindamiseks oli aastaag ebasobiv (suvi). ASPT-indeksi järgi on võimalik seisundit sama standardiga (Timm, 2006; Pinnaveekogude..., 2009) täpselt hinnata ka suviste ning kvalitatiivsete proovide järgi; kuid ainult kivistes ojades (Timm jt., 2008).

Loomad määrati laboris 7-40 suurendusega stereomikroskoobi abil, võimalusel liigini.

Suuremat suurendust nõudvad rühmad (kahetiivalised, väheharjasussid jmt.) määrati paremal juhul sugukonnani.

2. TULEMUSED

2.1. Hüdrokeemia ja –füüsika (algandmed lisa 3)

2.1.1. Vetiku Suurjärv

Järv on heledaveeline. Vee läbipaistvus oli põhjani, 0,5 m.

Orgaaniliste ainete üldsisaldust iseloomustatakse dikromaatse oksüdeeritavusega (COD_{Cr}), selle keemiliselt kergesti oksüdeeritava fraktsiooni (peamiselt humusainete) sisaldust permanganaatse oksüdeeritavusega (COD_{Mn}). Orgaaniliste ainete sisaldus vees oli äärmiselt väike. COD_{Cr} oli 4,4 mg O/l ja COD_{Mn} oli 2,1 mg O/l. Ka kollast ainet oli vees vähe, 1,48 mg/l.

Vesi järves oli hapnikurikas ja erakordselt kõrgelt üleküllastunud hapnikuga: 13,4 kraadises vees oli hapnikku 20,6 mg/l (197 %). Kõrge üleküllastuse põhjustab fotosüntees, näidates seega järve halba seisundit. Vesi oli nõrgalt aluseline, pH 8,18. Tavaliselt kaasneb suure hapnikuküllastusega vee kõrge pH. Vetiku järvede puhul seda ei ole, kuna suur vesinikkarbonaatioonide sisaldus neutraliseerib fotosünteesi mõju.

Järve eutrofeerumine sõltub peamiselt P ja N-ühendite sisaldusest vees, kusjuures P peetakse kõige enam limiteerivaks toiteelemendiks. Üld-P sisaldus järves oli äärmiselt madal, 0,006 mg P/l, fosfaatset fosforit ei leitud. Seevastu oli üld-N sisaldus äärmiselt kõrge, 11,9 mg N/l. Mineraalsetest N-ühenditest domineeris nitraatioon, kuid suvisel ajal on selle sisaldus madal, käesoleval juhul vaid 0,21 mg/l. Ka ammooniumiooni sisaldus oli väike, 0,013 mg N/l. Nitritiooni oli 0,027 mg N/l. Valdavad orgaanilised lämmastikuühendid.

Järve vee aluselisis (HCO_3^-) oli väga kõrge, 4,75 mg-ekv/l. Väga kõrge oli ka Ca^{2+} ionide kontsentratsioon, 100 mg/l. Mg^{2+} leiti 15 mg/l. HCO_3^- , samuti vee elektrijuhtivuse (452 $\mu\text{S}/\text{cm}$) järgi on vesi järves kare. Ka lahustunud ainete sisaldus oli kõrge (379 mg/l), sest sõltub samuti mineraalainete kontsentratsioonist vees.

Cl-ioone, mis on üks olulisemaid inimtegevust peegeldavaid ioone, oli selles järves normaalsel hulgal, 14 mg/l. Ka SO_4^{2-} leiti normikohaselt, 22 mg/l.

Vetiku Suurjärv on madal, põhjani läbipaistev, segunenud ja heleda veega. Veepoliitika raamdirektiivi (VRD) järgi on järv I tüüpi, kalgiveeline. Vee pH ja üld-P järgi kuulub järv väga heasse, kuid üld-N poolest väga halba kvaliteediklassi. Järve veekvaliteeti rikub orgaaniline lämmastikreostaja.

2.1.2. Vetiku Väikejärv.

Järv on heledaveeline. Vee läbipaistvus oli põhjani, 0,7 m. Ka see järv on orgaanilise aine poolest vaene: COD_{Cr} oli 6,4 mg O/l, COD_{Mn} oli 2,8 mg O/l ja kollast ainet leiti 1,31 mg/l.

Vesi järves oli hapnikurikas ja kõrgelt üleküllastunud hapnikuga (158%), mis viitab ka selle järve halvale keemilisele seisundile. Vesi oli nõrgalt aluseline, pH 8,04.

Fosforiühendite sisaldus vees oli madal. Üld-P sisaldus oli 0,012 mg P/l, fosfaatset fosforit leiti 0,001 mg P/l. Üld-N sisaldus oli äärmiselt kõrge, 10,7 mg N/l. Mineraalsetest N-ühenditest domineeris nitraatioon (>0,21 mg N/l). Ammooniumiooni sisaldus oli selles järves suur, 0,048 mg N/l. Enamus lämmastikust on orgaanilise aine koostises ja selle lagunemine on põhjustanud ammooniumreostuse. Nitritiooni oli 0,05 mg N/l.

Vee aluselisisus (HCO₃) oli väga kõrge, 4,6 mg-ekv/l. Ca²⁺ ioone leiti väga palju, 96 mg/l. Mg²⁺ sisaldus oli 14,8 mg/l. HCO₃ sisalduse, samuti vee elektrijuhtivuse (473 µS/cm) järgi on vesi järves kare. Ka lahustunud ainete üldsisaldus oli suur, 366 mg/l.

Cl⁻, samuti SO₄²⁻ oli sellisele järvetüübile omases koguses, vastavalt 12 mg/l ja 23 mg/l.

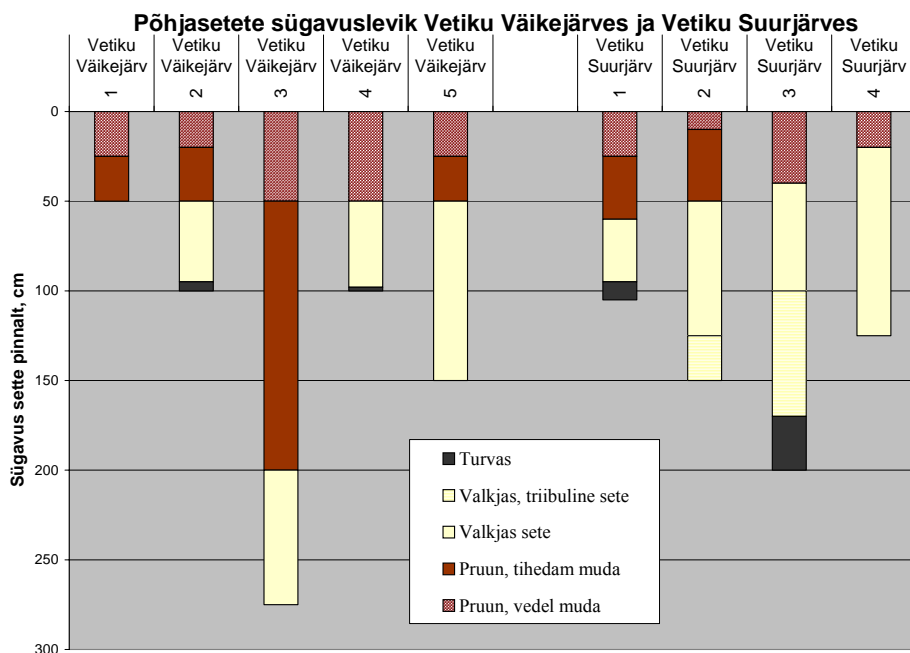
Vetiku järved on lähedase vee keemilise koostisega. Ka Vetiku Väikejärv on madal, põhjani läbipaistev, segunenud ja heleda veega. VRD järgi on järv I tüüpi ja kalgiveeline. Ka vee pH poolest kuulub järv väga heasse ning üld-N poolest väga halba klassi. Seevastu üld-P järgi kuulub Vetiku Väikejärv heasse (Vetiku Suurjärv väga heasse) klassi. Järve veekvaliteeti rikub orgaaniline lämmastikreostaja (näiteks muda).

2.2. Setted ja enesereostus

2.2.1. Settelasund

Settelasundite sügavusjaotuses ilmnisid järgmised seaduspärasused (vt. Joon. 6 ja Lisa 4):

- Kõige pindmise kihi moodustas pruun vedelam mudasete (see turbapuuri ei jäänud). See sete on äärmiselt ebastabiilne, kuna settes toimub intensiivne gaaside teke ning sette liigutamine põhjustab gaasimullide üleskerkimist ja sette läbisegamist.
- Enamasti oli eelnimetatud kihi all pruun tihedam ja stabiilne settekiht.
- Vedelam ja tihedam pruun muda moodustasid kokku ligikaudu poole meetri paksuse settekihi, see kehtib nii Vetiku Väikejärve kui ka Vetiku Suurjärve kohta.
- Sügavamal järgnes hele settekiht, allosas mõnikord pruunide triipudega.
- Mõnedes puursüdamikes õnnestus jõuda välja turbakihini (Joonis 6). Hele järvesete eristub turbalasundist väga selgepiirilisel.
- Täiesti erinev on settelasundite sügavusjaotus allikate kohal. Allikad moodustavad sügava augu, mis on näiteks Vetiku Väikejärve keskosas asuva allika puhul kuni 2 m ulatuses täidetud pruuni mudaga (millest ülemine 0,5 m vedel, hõljuv). Sügavamal järgneb taas hele sete. Allikaaugud on aga küllalt lokaalsed, paarkümmend meetrit eemal võivad põhjasette lasundite sügavusjaotus juba täiesti sarnaneda allikateta järvepõhja piirkonnale.
- Settekihtide tüsedus erineb proovipunktide vahel. Eriti väärib rõhutamist see, et allikate kohal on setet tunduvalt rohkem kui teistes järvepõhja punktides, vaid paarkümmend meetrit allikast eemal võib järvesette tüsedus olla oluliselt väiksem (Vetiku Väikejärve lasundiuuringu punktid nr. 3 ja 4).
- Vett oli 2008 a. suvel settepinna kohal 0,5-1 m (1 m tuvastasime allika kohal; allikateta piirkonnas jäi veesügavus uuritud punktides 0,5-0,7 m piiresse).



Joon. 6. Põhjasetete sügavuslevik Vetiku järvedes.

2.2.2. Fosfori imbumine settest vette.

Nii Vetiku Väikejärve kui ka Vetiku Suurjärve settest imbus vette oluline kogus fosforit. Sette kohal olevas vees saavutas fosfaatidesisaldus erinevates settetorudes kontsentratsiooni 0,9–1,9 mg P/l. Võttes arvesse settepinna pindala ning sette kohal oleva vee mahtu torus, lekkis fosforit seega 0,13-0,37 g 1 m² settepinna kohta. Suhteliselt suur erinevus ühest järvest võetud settetorude fosforilekke tulemustes (Vetiku Suurjärves 0,13-0,37 g P/m²; Vetiku Väikejärves 0,15-0,33 g P/m²) tuleneb sellest, et sete on väga tundlik liigutamisele. Settetorude kergeimgi raputus põhjustab settes olevate gaasimullide üleskerkimise, millega kaasneb sette ülespaiskumine ning allpool olevate settekihtide fosforirikka poorivee lekkimine sette kohal asuvasse vette. Samasugune olukord leiab aset ka juhul, kui järves setet eemaldama hakatakse: pindmise settekihi liigutamine võimaldab sette poorivee fosforil veelgi intensiivsemalt järvevette pääseda.

Tuginedes ülaltoodud katse andmetele tõuseb settest lekkiva fosfori tõttu järvevee fosforikontsentratsioon Vetiku Suurjärves 250-750 µg/l võrra juhul, kui sette kohal on veekihi

paksus 50 cm ning 130-370 µg/l juhul, kui sette kohal on vett 100 cm. Vetiku Väikejärve katseandmete puhul on 50 cm veekihi korral fosforisalduse tõus 300-660 µg/l ning 100 cm veekihi korral 150-330 µg/l. Rõhutame veelkord, et meie katses hoiti settetorusid võimalikult stabiilsena, kuid settekihtide segamise ja raputamise käigus võib koos gaasimullidega settest üleskerkiva pooriveega järvevette sattuva fosfori hulk veelgi suurenedada.

Setete alumised kihid on anaeroobsed, kuid sette ca 0,5 cm paksuse pinnakihi hapnikusisaldus sõltub aastaajast ning orgaanilise aine lagunemisest settes. Vetiku järvedes toetab taimeproduktiooni poolt toodetud hapnik vegetatsiooniperioodil (kevad, suvi, varasügis) järve häid hapnikuolusid (eelkõige päeval ajal, mil toimub fotosüntees ja hapniku küllastusprotsent ületab kohati ligi kahekordselt normaalset küllastustaset), kuid talvisel perioodil hapnikusisaldus langeb: fotosüntees on pärsitud, järve väike veemass ei võimalda järvevette jääkaane alla koguda suurt hapnikuvaru, orgaanilise aine lagunemine tarvitab hapnikku ning allikate kaudu lisanduv põhjavesi on reeglina hapnikuvaene. Seega langeb ka sette pinnakihi hapnikusisaldus ning kogu sete muutub anaeroobseks. Anaeroobsest settest pääsevad välja ka need fosforiühendid (eelkõige rauaga seotud fosfor), mis aeroobse keskkonna puhul on lahustumatud. Meie inkubatsioonikatses imiteeris just olukorda, kus sete tarvitab hapnikku lagunemisprotsessides ning järvevette hapnikku ei lisandu. Sellistes oludes vee fosforisaldus kasvab, mis soodustab intensiivset taimeproduktiooni piisavalt soojade ilmade saabumisel vegetatsiooniperioodi alguses.

2.2.3. Fosfor pinnasettes.

Uurisime ka seda, millised on allesjäänud fosforivarud pindmistes settekihtides pärast seda, kui osa fosforit on settest inkubatsioonikatses välja lekkinud.

Settefraktsioonide summa on Vetiku järvedes tagasihoidlik (Joonis 7, Joonis 8), jäädes 0-25 cm sette pinnakihi alla 1 mg P 1 g sette kuivaine kohta (see kontsentratsioon sarnaneb näiteks Võrtsjärve mudasette P-sisaldusele ning jääb mitmekordselt alla mõne teise Eesti reostunud väikejärve fosforisisaldusele, nt. Kõstrejärv Karulas ning Neitsijärv Otepää vallas; (Nõges & Kisand, 1999; Ott & Kisand, 2002). Samas on settes suhteliselt suur labiilse fosfori osakaal. Labiilne fosfor on ainus fosforifraktsioon, mis settes esineb lahustunud kujul setteosakeste vahel olevas nn. pooriveses või on nõrgalt adsorbeerunud tahketele osakestele. Labiilne fosfor on primaarproduktentidele otseselt kasutatav, kui see fosfor satub settest järvevette.

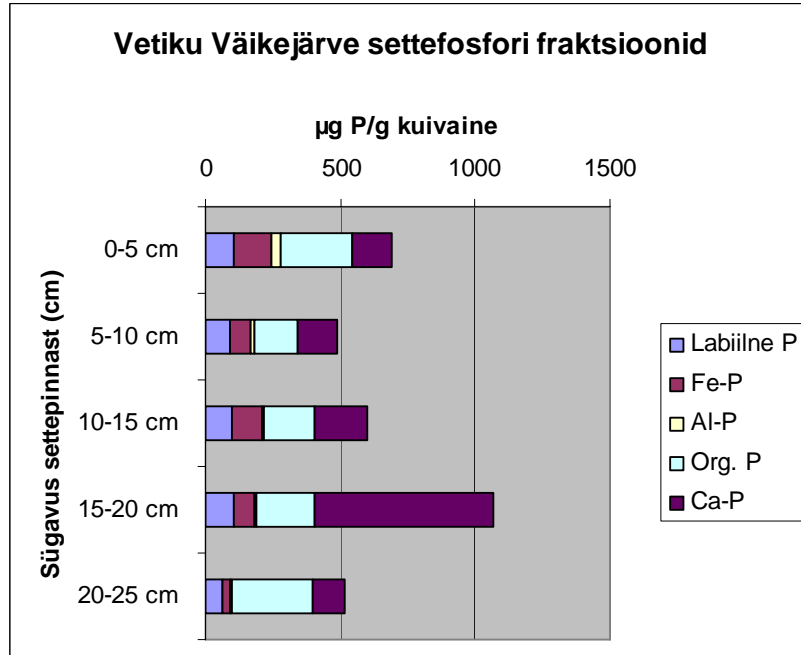
Alumiiniumiga ning kaltsiumiga seotud fosforit (Al-P ja Ca-P) peetakse suhteliselt stabiilseteks fosforifraktsioonideks: tavaliselt neist fosforit poorivette ei lahustu. Orgaanilise ainega seotud fosfor (Org-P) võib orgaanilise aine lahustumise käigus suurendada poorivee fosforikontsentratsiooni.

Rauaga seotud fosforifraktsioon (Fe-P) esineb aeroobses keskkonnas tahkes olekus. Kui raua ning mangaani on settes kaaluliselt vähemalt 15 korda rohkem kui fosforit, siis aeroobses keskkonnas suudab raud fosforit settes kinni hoida. Vetiku järvede settes oli rauda 2,6-4,7 mg 1g kuiva sette kohta, mangaani veelgi väiksemas koguses (Lisa 5). Kuna fosforifraktsioonide sisaldus varieerub piirides 0,5-1 mg/l, jääb raua ja fosfori massisuhe alla 15.

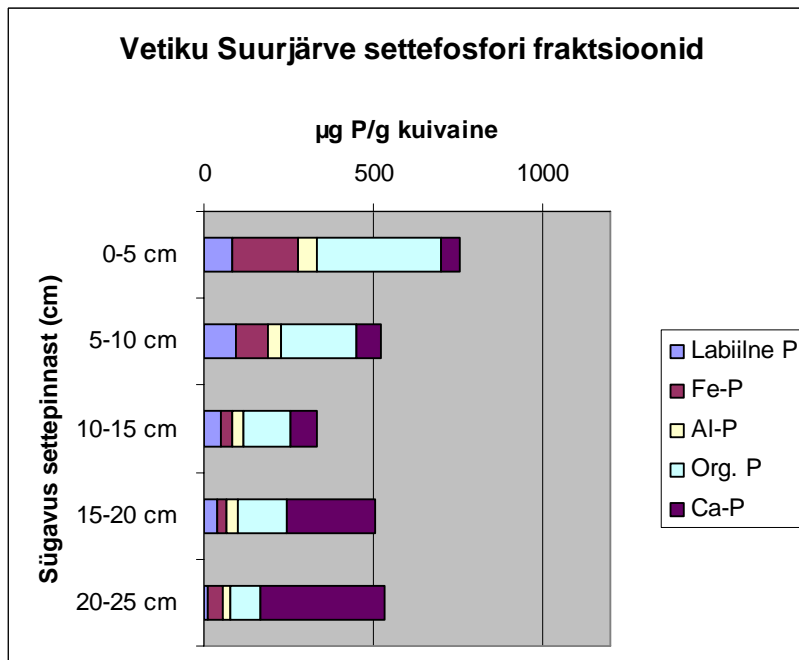
Rauaga seotud fosforifraktsioon on tundlik sette redokspotentsiaali vähenemisele. Redokspotentsiaal on kõrge hapnikurikas keskkonnas, kuid väheneb sedamööda, kuidas keskkonnast kaob esimeses järjekorras hapnik ja see järel nitraadid. Nitraatide kontsentratsiooni langemisel hakkab redutseeruma raud. Selle käigus lahustuvad nii raud kui ka rauaga seotud fosfaat. Lahustunud raud tõstab sette poorivee fosforikontsentratsiooni. Kuna vetiku järves on kõrge nitraatide kontsentratsioon, võib see mingil määral takistada (vähemalt sette pinnakihi) raua redutseerumist ning fosfori leket järve. Nitraatide äratarvitamisel orgaanilise aine lagunemise käigus hakkab redutseeruma raud.

Meie inkubatsioonikatses oli nitraatide juurdevool settetorusse takistatud ning see põhjustas ka redokspotentsiaali tugevat langust orgaanilise aine lagunemise käigus. Settes toimub samasugune protsess olenevalt aastaajast kas kogu settes või vahetult õhukese 0,5 cm paksuse pinnakihi all. Anaeroobsete protsesside asetleidmisele settes viitab ka intensiivne gaaside teke settes. Arvestades järvevee nitraatiderohkust, peaks suure osa settest emiteeruvast gaasist moodustama molekulaarne lämmastik, mis tekib nitraatide redutseerumisel anaeroobses keskkonnas.

Sette poorivees lahustunud fosfor on kättesaadav järvepõhja kinnitunud suurtaimedele, settest välja lekkiv fosfor aga toetab vees hõljuvate niitvetikakogumite produktsiooni.

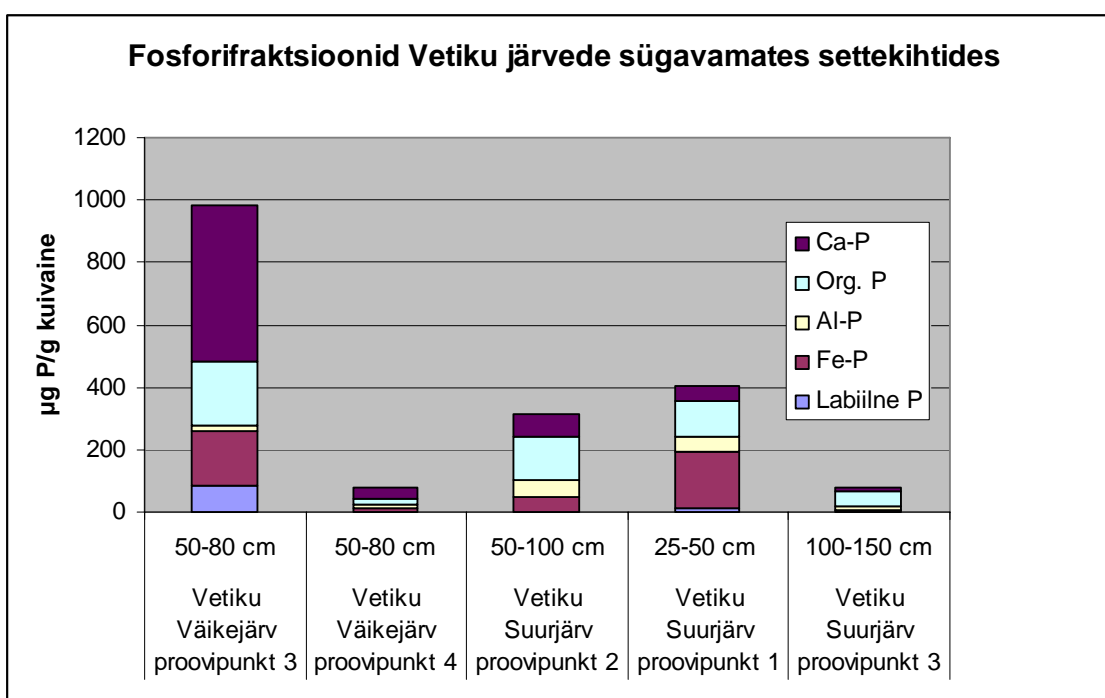


Joon. 7. Sette fraktsioonid Vetiku Väikejärves



Joon. 8. Sette fraktsioonid Vetiku Suurjärves

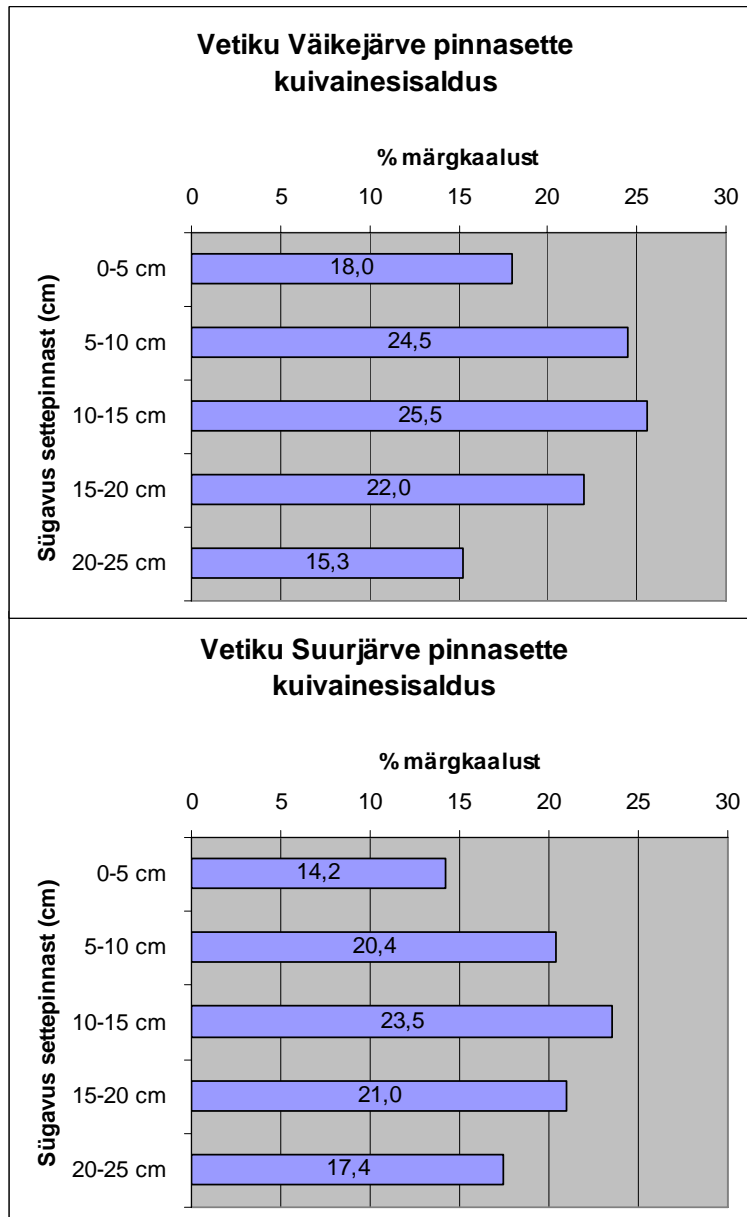
Võrdluseks 0-25 cm settepuursüdamike fosforifraktsioonide jaotusele on **joonisel 9** ära toodud vastavad tulemused sügavamal asuvate settekihtide kohta. Vetiku Väikejärve proovipunktist nr. 3 50-80 cm sügavuselt kogutud setteproov esindab pruuni järvemuda lasundit ning fosforifraktsioonide summa moodustab siingi ligi 1000 μg (ehk 1mg) P/g kuivaines. Mudalasundi alumise piiri lähedases setteproovis (Vetiku Suurjärv, proovipunkt nr. 1, 25-50 cm) on summaarne fosforisisaldus väiksem, 0,4 mg P/g kuivaines. Heleda järvelubjallasundi ülemises osas on fosforisisaldus veelgi vähenenud (Vetiku Suurjärv, proovipunkt 2, 50-100 cm) ning alumises, turbalassundi poolses osas väga väike (ca 0,1 mg P/g kuivaines). Seega on pruuni järvemudakihi alumise osa ning heleda lubisette fosforisisaldus oluliselt madalam ülalpoolsetest hiljem settinud mudakihtidest.



Joon. 9. Proovipunktide asukoht kaardil on ära toodud Joonistel 1 ja 2, setteproovide asetust lasundite sügavusjaotuse skaalal kirjeldab **joonis 6**.

2.2.4. Sette kuivainesisaldus.

Sette kuivainesisaldus uuritud 25 cm paksustes settepuursüdamikes jäi Vetiku Väikejärves vahemikku 15,3-25,5 % sette märgkaalust ning Vetiku Suurjärves vahemikku 14,2-23,5 % sette märgkaalust (**Joon. 10**). Seega vähemalt kolmveerandi pindmise pruunika sette koostisest moodustab vesi. Sügavamal asuva (**vt. Joon. 6**) heleda järvesette kuivainesisaldus jäi vahemikku 41-45 % sette märgkaalust.



Joon. 10. Sette kuivainesisaldus.

2.2.5. Sette orgaanilise aine sisaldus.

Pindmine pruunikas settelasund (Joon. 6) on suhteliselt orgaanikarikas: orgaaniline aine moodustab 25-32 % sette kuivkaalust. Selle all asuv hele sete on orgaanikavaene: Orgaaniline aine moodustab 4,9-6,9 % sette kuivkaalust.

2.3. Bakterplankton

Heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA) oli mõlemas Vetiku järves madala ja keskmise taseme piiiril, Vetiku Suurjärves veidi madalam ($2,89 \cdot 10^6$ rakku ml^{-1}) kui Vetiku Väikejärves ($3,05 \cdot 10^6$ rakku ml^{-1}). Kergesti lagundatavat orgaanilist ainet kasutavate saprobakterite arvukus oli 2008. aasta augustis Vetiku järvedes madal, mõlemas 360 rakku ml^{-1} .

Vee kõrge lämmastikusisaldus ei realiseerunud kummaski Vetiku järves kõrge heterotroofse bakterplanktoni arvukusena. Põhjuseks võib olla bakterite eluks vajalike toiteainete, näiteks fosfori, madal kontsentratsioon veekihis. Madal saprobakterite arvukus viitab kergesti lagundatava orgaanilise aine madalale kontsentratsioonile vees. Vegetatsiooniperiood ei olnud järves veel lõppenud ning primaarproduktioonis domineerivad makrofüüdid olid täies elujõus. Võib arvata, et taimede lagunemisperioodil on ka saprobakterite arvukus mõlemas järves kõrgem.

Seega võis augustikuus olla bakterite arvukus Vetiku järvedes limiteeritud fosfori poolt. Lisaks oli mõningane negatiivne mõju kindlasti ka bakterite ärasõõmisel algloomade ja suurema zooplanktoni poolt. Vetiku järvede bakterplanktonit pole küll enne uuritud, kuid saadud madal saprobakterite arvukus ja heterotroofsete bakterite üldarv on kooskõlas varasemate alkalitroofsete järvede uuringutega. Keskmise saprobakterite arv ja ka bakterite üldarv on Eesti alkalitroofsetes järvedes olnud madal.

2.4. Fütoplankton

Vetiku järvede fütoplankton on väga tagasihoidlik koguses. Vesi on väga selege. Juba see viitab planktoni vaesusele. Biomasside väärtused on väga madalad (tabel 8). Liike on kas tagasihoidlikult või keskmiselt. Sellises koosluses on üldse raske eristada dominante, sest üldine arvukus on väga madal. Suur osa leitud liikidest on hoopis pseudoplankterid, mis elutsevad peamiselt kas põhjaseteil (fütoentos) või taimedel (epifüüton). Peab ka arvestama, et veetemperatuurid on isegi südasuvel väga madalad ($13-16^\circ\text{C}$). Sellistes tingimustes prevaleerivad külmema vee indikaatorid. Ühetaolisus, mis on sisuliselt protsent maksimaalsest (mida suurem, seda parem ökoloogiline seisund), on Vetiku järvedes madala või keskmise väärtusega.

Tabel 8. Fütoplanktoni näitajate väärtused Vetiku järvedes 27. juuli 2008. a.

Näitaja	Suurjärv	Väikejärv
Biomass, g/m ³	0,4	1,0
Klorofüll a sisaldus, mg/m ³	1,8	2,8
Liikide arv	20	29
Koondindeks	3,3	3,1
Ühetaolisus, 0-1	0,57	0,38
Koosluse dominandid	<i>Merismopedia warmingiana</i> , <i>Dinobryon sertularia</i> , <i>Synedra ulna</i> , <i>Peridinium cinctum</i> , <i>Achnanthes sp.</i>	<i>Achnanthes sp.</i> , <i>Synedra ulna</i> , <i>Fragilaria capucina</i>

Fütoplanktoni osatähtsus Vetiku järvede ökosüsteemis paistab olevat üsna tühine. Seevastu on makroskoopiliste niitvetikate osatähtsus suurtaimedest võib olla isegi olulisem. Mõlemate järvede põhi, veemass, kui ka taimed olid kaetud niitvetikatega, mis moodustasid suuri limaseid, hõljuvaid ja substraate matvaid klompe (Fotod 1-3). Selliste vetikaklompide kogust on väga raske hinnata. Liikidest olid seal domineerivaks konjugaatide hulka kuuluvad *Spirogyra*, *Mougeotia* ja *Zygnema* (kuuluvad rohevetikate hõimkonda). Need liigid on iseloomulikud külmadele vooluvetele ja allikatele. Nende tähtsaks kohastumuseks on väga kiire toitesoolade imamisvõime. Eriti tihedad olid vetikaklombid allikalehtrite läheduses. Ilmselt on need liigid allikast lähtuvas veevoolus kõige esimesena võimelised imama toiteaineid. Neist kaugemal seisvamas vees on aga ülekaalus suurtaimed.

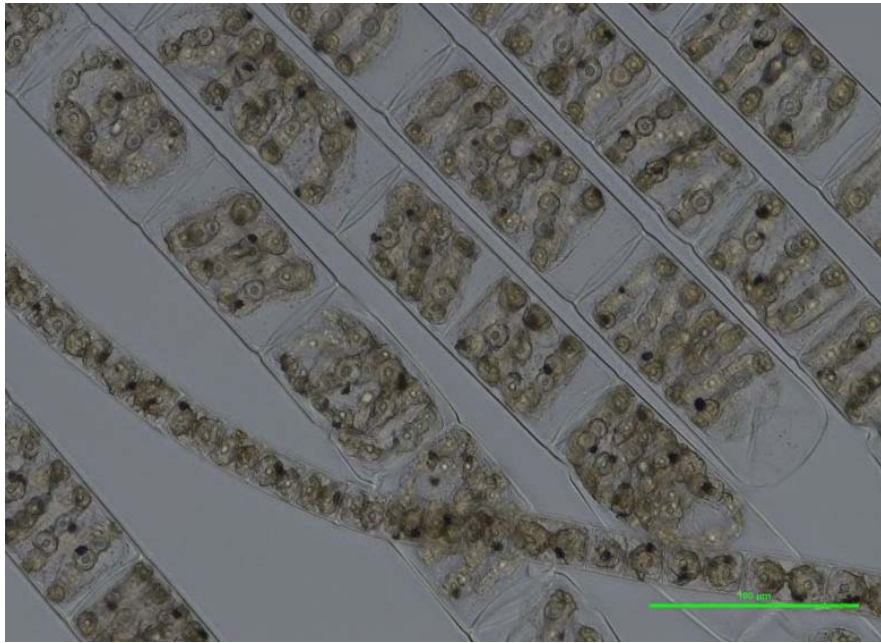


Foto 1. Niitjad rohevetikad *Spirogyra* sp. (laiem) ja *Zygnema* sp. mikroskoobis. Foto autor K. Maileht mikroskoobiga Nikon Eclipse Ti



Foto 2. Niitjad rohevetikad *Spirogyra* sp. (laiem) ja *Mougeotia* sp. mikroskoobis. Foto autor K. Maileht mikroskoobiga Nikon Eclipse Ti



Foto 3. Niitvetikate mass Suurjärve väljavoolu lähedal 7. aug. 2008. a. (Peamiselt *Spirogyra*, *Zygnema*, *Mougeotia*, vt. ka fotosid 1-2).

2.5. Zooplankton

2.5.1. Vetiku Suurjärv

Zooplanktoni näitajate alusel on Vetiku Suurjärve seisund kesine.

Zooplanktoni arvukus oli madal ja biomass väike (vastavalt $30 \cdot 10^3$ is./m³ ja 0,03 g/m³).

Zooplanktoni faunas määrati 6 liiki, s.h. vaid 2 liiki koorikloomi.

Arvukuselt domineerisid keriloomad, biomassilt vesikirbulised (vastavalt 38% kogu zooplanktoni arvukusest ja 54% biomassist). Kõikide rühmade osas domineerisid väiksemõõtmelised liigid. Aerjalgetest oli vähikvastseid 97%, liikidest määrati vaid *Mesocyclops leuckarti*. Vesikirbulistest esines vaid keskkonnatingimuste suhtes tolerantne liik *Chydorus sphaericus*. Keriloomafauna oli suhteliselt harvaesinevalt liigivaene ja vähearvukas. Tehti kindlaks nelja liigi esinemine (*Trichocerca capucina*, *T. cylindrica*, *Lecane* sp, Rot sp). Keriloomade arvukus oli $11,4 \cdot 10^3$ is./m³. Keriloomade hulgas monodominante ei esinenud.

2.5.2. Vetiku Väikejärv

Zooplanktoni näitajate alusel on Vetiku Väikejärve seisund halb.

Zooplanktoni arvukus oli madal ja biomass väike (vastavalt $21 \cdot 10^3$ is./m³ ja 0,02 g/m³).

Zooplanktoni faunas määrati 9 liiki, s.h. vaid 3 liiki koorikloomi.

Arvukuselt domineerisid keriloomad ja aerjalgsed (vastavalt 42% ja 40% zooplanktoni koguarvukusest), biomassilt aerjalgsed (58% kogu zooplanktoni biomassist). Kõikide rühmade osas domineerisid väiksemõõtmelised liigid. Aerjalgsetest oli vähikvastseid 90%, liikidest määrati vaid *Mesocyclops leuckarti*. Vesikirbulistest domineeris keskkonnatingimuste suhtes tolerantne liik *Chydorus sphaericus* (79% rühma arvukusest), esines ka liiki *Acroperus harpae*. Keriloomafaunas tehti kindlaks nelja liigi esinemine (*Trichocerca cylindrica*, *Trichocerca sp.*, *Lecane sp.*, *Filinia sp.*, *Keratella sp.*, *Rot sp.*). Keriloomade hulgas monodominante ei esinenud.

2.6. Suurtaimed

2.6.1. Vetiku Suurjärv

Vetiku Suurjärve taimestikku uuriti 2008. aastal esmakordselt. Järves registreeriti 35 liiki makrofüüte - 28 liiki kaldavee-, 1 liik ujulehtedega, 2 liiki uju- ja 4 liiki veesiseseid taimi (Lisa 1).

Kaldaveetaimedest domineeris harilik pilliroog (*Phragmites australis*), järgnesid tarnad (*Carex* spp) ja laialehine hundinui (*Typha latifolia*). Ujulehtedega taimedest esines vaid ujuva penikeele (*Potamogeton natans*) üksikuid kogumikke. Veesisestest taimedest domineeris harilik hanehein (*Zannichellia palustris*) ning siin seal mõõdukal hulgal esines ka mändvetikaid (*Chara* spp).

Hinnates järve ökoloogilist seisundit I tüübi alusel on järve seisund suurtaimede põhjal halb (tabel 9). Halba seisundit näitasid nii harilik hanehein, niitjad vetikad (vt. ka fütoplanktoni ptk.) kui ka järves mõõdukal hulgal esinevad ujutaimed – väike lemmel – *Lemna minor* L. ja hulgajuurine vesilääts – *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. Harilik hanehein on toiteainete, eriti aga fosforilembene taim ning tema massiline esinemine võib viidata põhjavee kaudu järve sisenevale reostusele. Ka setetest võib fosforit veesambasse lekkida, kuid kuna

üldfosfori sisaldus veesambas on väga madal, kasutatakse see kohe kas suurtaimede või vetikate poolt ära.

Kuna järvekallastel tegeldakse intensiivselt põllumajandusega võib antud piirkonnas suurte kalda kallete tõttu suur osa toiteaineid järve kanduda. Põllumajandusliku hajukoormuse mõju vähendamiseks on soovitatud Vetiku piirkonna pinna- ja põhjavee kaitseks veekaitselisi metsaribasid rajada (Veekaitse funktsiooniga metsaribade määratlemine põllumajandusmaale hajukoormuse piiramiseks, 2008).

Suurtaimed kui vee erakordselt kõrge üldlämmastiku sisalduse põhjustajad on küsitav, sest ligikaudsete arvutuste põhjal on nende tegelik biomass üsna väike. Kui võtta järve keskmiseks sügavuseks 1 meeter ning korrutada järve veemaht lämmastiku sisaldusega kuupmeetri kohta ($11,9 \text{ g/m}^3$), tuleb kogu veesamba lämmastiku sisalduseks 511,7 kg. Kui lähtuda sellest, et suur osa järvepõhjast on haneheina poolt hõivatud ning võttes selle liigi kuivkaaluks 50 g/m^2 , saadakse biomassis sisalduvaks lämmastiku hulgaks 31 kg. Kohati järve kattev niitvetika mass võiks sisaldada 14 kg lämmastikku. Kokku seega 45 kg lämmastikku, mis on ligikaudu 11 korda väiksem kogus kui veesambas. Isegi kui lähtuda kaks korda suurematest kuivkaaludest tekib ikkagi küsimus, kust on pärit ülejäänud lämmastik. Seega biogeenide hulka veesambas taimestiku eemaldamine järves ei mõjuta oluliselt. Teisisõnu väljendades, muutes vaid järve ökosüsteemisüsteemi ühte osa radikaalselt on väga raske ennustada teiste osade muutusi, seega asemele tekkiv taimekooslus või mõni muu kooslus võib tekitada rohkem probleeme nii järve ökosüsteemile kui ka rekreatiivsele väärtusele. Kui aga mingitel põhjustel siiski otsustatakse taimestik järvest eemaldada, siis on selle eelduseks kompleksne lähenemine probleeme põhjustavatele järve ökosüsteemiga seotud osadele - väliste reostusallikate likvideerimine ning toiteainerohke settekihi eemaldamine.

Tabel 9. Vetiku Suurjärve seisundi hinnang viimaste uurimisaastate andmeil järvede I tüübi ökoloogilise klassifikatsiooni alusel. Araabia numbritega kvaliteedinäitaja suhteline ohtrus (1-5) ning selle järel rooma numbritega hinnang antud kvaliteedinäitajale allpool toodud skaalas: I – väga hea; II – hea; III – kesine; IV – halb; V – väga halb

Näitaja/aasta	2008	Kommentaariid
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	Zan, Char=Lem:IV	Zan ohtrusega 5, Char=Lem 2
Mändvetiktaimede suhteline ohtrus	2:III	
Kardheina, haneheina või ujutaimede suhteline ohtrus	5:IV	Hanehein ohtrusega 5
Suurte niitvetikate rohkus	5:IV	
Koondhinnang	IV: halb	

2.6.2. Vetiku Väikejärv

Vetiku Väikejärve taimestikku uuriti 2008. aastal esmakordselt. Järves registreeriti 23 liiki makrofüüte - 20 liiki kaldavee-, 1 liik ujulehtedega ja 2 liiki ujutaimi. Veesiseseid taimi ei leitud (Lisa 1).

Kaldaveetaimedest domineerisid võrdse ohtrusega pudeltarn (*Carex rostrata*) ja laialehine hundinui (*Typha latifolia*). Järgnes harilik kuuskhein (*Hippuris vulgaris*), mis kattis suurema osa järvest. Ujulehtedega taimi esindas vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium*), mis moodustas väikse kogumiku järve lõunaotsas. Ujutaimedest esines võrdse ohtrusega väike lemmel (*Lemna minor*) ja vesilääts (*Spirodela polyrrhiza*).

Hinnates järve ökoloogilist seisundit I tüübi alusel on järve seisund suurtaimede põhjal halb (tabel 10). Järv on madal (keskmise sügavus alla poole meetri) ning tihedalt taimi täis kasvanud, valdavalt tarna ja hundinuiad kogumikud kaldaveetaimestikus ning hariliku kuuskheinad massiline võõnd järve keskosas. Vähestes taimestikust vabades piirkondades katsid veekogu põhja kohati massiliselt esinenud niitvetikad (vt. fütoplanktoni ptk.). Järve tähtsaimaks hüdrofüütide taksoniks võib lugeda ujutaimi. Sarnaselt Vetiku Suurjärvele viitab

ka siin veetaimestiku liigiline koosseis põhjaallikatest ning sissevoolu kaudu (Vetiku Suurjärv) järve sisenevatele rohketele toiteainetele. Sarnaselt Vetiku Suurjärvele on ka Väikejärve suurtaimestiku eemaldamise eelduseks väliste reostusallikate likvideerimine ning toiteaineterohke settekihi eemaldamine.

Tabel 10. Vetiku Väikejärve seisundi hinnang viimaste uurimisaastate andmeil järvede I tüübi ökoloogilise klassifikatsiooni alusel.

Näitaja/aasta	2008	Kommentaariid
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	Lem: IV	Lem ohtrusega 2
Mändvetiktaimede suhteline ohtrus	0: IV	
Kardheina, haneheina või ujutaimede suhteline ohtrus	2: III	Ujutaimed
Suurte niitvetikate rohkus	4: IV	
Koondhinnang	IV: halb	

2.7. Põhjaloomad

Kokku leiti neljast kohast 26 erinevat suurselgrootute taksonit (**tabel 11**).

Tabel 11. Vetiku paisjärvedest ja nende väljavooludest leitud suurselgrootute esinemiskordade arv. VS - Vetiku Suurjärv, VSV - Vetiku Suurjärve väljavool, VV - Vetiku Väikejärv, VVV - Väikejärve väljavool

Takson	Eestikeelne nimi	VS	VSV	VV	VVV	Kokku
Radix balthica	harilik punntigu	1	0	1	1	3
Asellus aquaticus	vesikakand	0	1	1	1	3
Oligochaeta indet.	väheharjasussid (v.a. vihmauslased)	0	1	1	0	2
Erpobdella octoculata	harilik ahaskaan	1	0	0	1	2
Lymnaea stagnalis	mudatigu	0	1	1	0	2

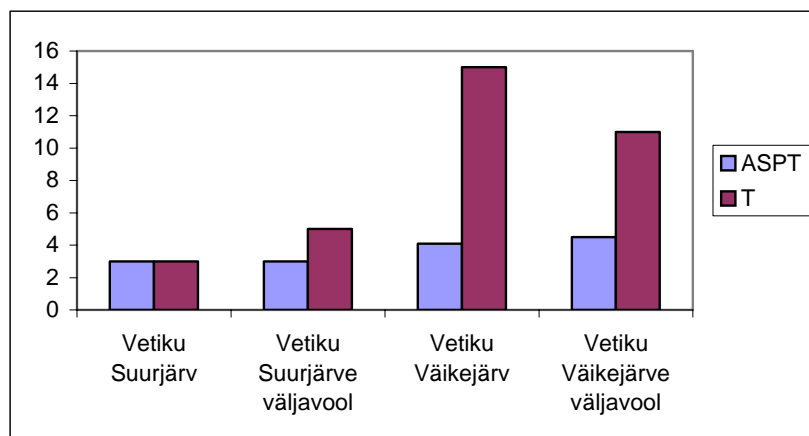
Anisus vorticulus	soo-spiraaltigu	1	0	1	0	2
Dendrocoelum lacteum	piimjas planaar	0	0	0	1	1
Lumbricidae indet.	vihmauslased	0	0	0	1	1
Theromyzon tessulatum	harilik linnukaan	0	1	0	0	1
Sphaerium sp.	keraskarbid	0	0	1	0	1
Stagnicola palustris	suur sootigu	0	0	1	0	1
Bathynomphalus contortus	rihmtigu	0	0	1	0	1
Gammaridae indet.	kirpvähklased	0	0	0	1	1
Baetis sp.	ojapäevikud	0	0	0	1	1
Aeshna sp.	tondihobud	0	0	1	0	1
Hesperocorixa sahlbergi	tumesõudur (üks liik neist)	0	0	1	0	1
Sigara striata	harilik sõudur	0	0	1	0	1
Notonecta sp.	selgsõudurid	0	0	1	0	1
Dytiscus sp.	ujurid	0	0	1	0	1
Haliphus sp.	vesilased	0	0	1	0	1
Enochrus sp.	lombimardikad	0	1	0	0	1
Chaetopteryx villosa	risuvana	0	0	0	1	1
Simuliidae indet.	kihulased	0	0	0	1	1
Culicidae indet.	pistesääsklased	0	0	1	0	1
Limoniidae indet.	karksääsklased	0	0	0	1	1
Dicranota sp.	dikranoota	0	0	0	1	1
Kokku sugukondi		3	5	10	8	
Kokku taksoneid		3	5	15	11	

Ühtki taksonit ei olnud kõigis neljas kohas. Kolmes kohas leidis harilikku punntigu ja vesikakandit.

Leitud taksonid olid elutingimuste suhtes vähenõudlikud ning enamasti tüüpilised seisuvetele; seda ka vooluvee-proovides. Päril vooluveelisteks saab neist lugeda kolme: *Baetis* sp., *Chaetopteryx villosa* ning *Simuliidae*; kõik need saadi Väikejärve väljavoolust.

Taksonirikkus suurenes ülalt alla: kõige vähem oli neid Suurjärves, kõige rohkem Väikejärves (Tabel 11, Joon. 11). Tähelepanu äratas taksonite eriline vähesus Suurjärves ja tema väljavoolus, võrreldes muude sarnaste kohtadega Eestis. Limnoloogiakeskuse andmebaasi põhjal on 1-2 km pikkustes vooluveses suurselgrootute sugukondade arv Eestis keskmiselt 7,3 (n=81); Suurjärves oli see-eest 3 ja ta väljavoolus 5 sugukonda. Väikejärve (10) ja selle väljavoolu (8) numbrid olid veidi üle keskmise.

Kohtade seisundi hindamiseks on niisugustes tingimustes vähegi usaldusväärne ainult sugukondade tundlikkust iseloomustav ASPT-indeks (Armitage jt., 1983), mis ei sõltu otseselt proovi suurusest. Mida kõrgem ASPT väärtus, seda parem seisund. ASPT järgi paranes seisund samuti suunas Suurjärv - Väikejärve väljavool. ASPT väärtuste



Joonis 11. ASPT-indeks (taksoni keskmine tundlikkus) ning taksonirikkus (T) uuritud kohtades

võrdlemisel vastava etaloniga (Pinnaveekogude..., 2009) peab aga esiteks arvestama, et proov võeti ebaharilikul aastaajal (suvel). Teiseks oli proovikohtades järvi läbiva oja valgla suurus arvatavasti lähedane või väiksem piirist 10 km², kust alates seisundit väiksuse ja seega suure ebastabiilsuse tõttu tavaliselt hinnata ei üritata. Kolmandaks ei olnud proovimeetod standardne, mis etaloni arvutamise puhul (pigem sellest vähem efektiivne). Taksonirikkust sellel põhjusel otse võrrelda polegi mõtet. Neljandaks on autoril (seni kirjalikult tõestamata) kahtlus, et allikaliste veekogude seisund võib sooja- ja heledaveelistega analoogidega võrreldes ollagi looduslikult madalam. Viiendaks: kas ja kuidas mõjutas uuritud kohti võimalik veereostus, selle kohta pole praeguste andmete järgi võimalik otsest hinnangut anda. Väikeste kiirevooluliste ojade (valgla <100 km²) puhul on ASPT etalonväärtuseks 6,6 (Pinnaveekogude..., 2009). Antud juhul oli ASPT kõige ülemistes proovikohtades (Suurjärves ja selle väljavoolus) ainult 3, alumistes vastavalt 4,1 ja 4,5. Kaks esimest väärtust (<4) annavad halva seisundi, kaks viimast (vahemik 4-5,3) kesise seisundi ning seegi jääb pigem halva kui hea lähedale.

Limnoloogiakeskuse andmebaasi põhjal oli 1-2 km pikkustes erinevates vooluveetes ASPT keskmiselt 4,9 (n=81), mis Vetiku proovikohtade kõiki vastavaid väärtusi ületab. Need

tulemused toetavad ülaltoodud arutelus saadud järeldusi, et Vetiku paisjärvede ja neid läbiva oja seisund suurselgrootute järgi oli halb või vaevalt kesine, ning paranes lähtest allavoolu.

3. ETTEPANEKUD JÄRVEDE MAJANDAMISEKS

3.1. Tervendamisviisidest

Mõlema järve puhul peaks esmalt täpsustama eesmärgid. EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi on mõlema paisjärve ökoloogiline seisund kesine või halb. Tekib küsimus, kas tahetakse saavutada hea või väga seisund või on tegelikult tervendamisevajaduseks suurtaimede ja niitvetikate ohtrus, mis jätab mulje kinnikasvavatest ebaesteetilistest veekogudest.

Põhimõtteliselt oleks ehk kõige parem ühendada mitmesugused eesmärgid ja arvestada nii järvede esteetilise ilme kui ka ökoseisundi parandamisega. Arvestama peaks võimalikult looduslähedase ökosüsteemi rajamisega, kus on suur elupaikade mitmekesisus. Elupaigad peaks säilima või tekkima kõikidele elustikurühmadele, k.a. siin aruandes käsitlemata linnud, kalad ja imetajad. Elupaikade mitmekesisuse ja ühtlasi elustiku liigirikkuse tagamiseks tuleks leida tasakaal. See tähendab, peaks teadma, kui palju praegust ökosüsteemi muuta. Kui palju muuta näiteks sügavust, kui palju eemaldada taimi jne.

Rõhutama peab seda, et igasuguse veekogude tervendamise eelduseks on välisreostuse lõpetamine. Punkt- ja hajureostuse inventuur peaks olema läbi viidud enne tervendamismeetodite elluviimist. Järve olukorra parandamiseks on eeltingimuseks fosfori väliskoormuse üle kontrolli saavutamine ja vajadusel väliskoormusallikates fosforisisalduse vähendamine. Tähelepanu tuleks pöörata nii punkt-reostusallikatele (asulast ja ettevõtetest pärinevad reo- ja heitveed) kui ka hajureostusele ümbritsevatelt põllumajandusliku tähtsusega maadelt (viimatinimetatu puhul oleks hea rajada järvede ümbrusesse veekaitseribad). Kui välisreostuskoormus jääb kõrgeks, pole ka järvesisesed tervendusmeetmed kuigi pikaajalise mõjuga.

Lähtudes seisukohast, et Vetiku järvede puhul peetakse ebasoovitavaks järvede kinnikasvamist taimestikuga, taimevaba veepeegli pindala vähenemist ning vees hõljuvaid niitvetikakogumeid, tuleks vähendada järves taimetoiteainete ehk toitesoolade ehk biogeenide hulka. Biogeenid mõjuvad veetaimestikule väetisena ning soodustavad nende vohamist. Taimedele kõige olulisemateks toiteaineteks on lämmastik ja fosfor. Taimed vajavad neid kindlas hulgalises vahekorras, lämmastikku sealjuures ligikaudu kümme korda rohkem kui

fosforit. Kui üht neist pole piisavalt, hakkab vastav biogeen limiteerima veetaimestiku produktsiooni. Vetiku järvede puhul on selge, et limiteerivaks biogeeniks on fosfor. Samuti on fosfor nendes järvedes ainus biogeen, mille kontsentratsiooni järves on võimalik kontrollida. Lämmastiku sisalduse äärmuslikult kõrged väärtused viitavad selle sissekandele allikate kaudu; sellist lämmastikukoormust järvele vähendada ei saa. Suvel järvevees vabu fosfaate suvel praktiliselt ei leidu. Niipea kui seda biogeeni vette satub, haaratakse ta kohe bioloogilisse aineringsse. Fosfor võib kanduda järvevette nii väliskoormusena (sissevooludena või infiltreerudes järve ümbritsevast piirkonnast) kui ka veekogu põhjasettest järvevette imbumise teel. Setteuuringud näitasid, et settest vabanes järvevette arvestatav kogus fosforit. Seepärast on järve tulevast funktsioneerimist silmas pidades arvestada just fosforiringe mõjutamisega.

Üldiselt võib jagada madalates järvedes tuntumad tervendamismeetodid järgmiselt (Wolter et al., 1994; Eiseltova', M., 1994; Cooke et al., 2005):

1. Difuusne aeratsioon. Veesambasse pumbatakse pidevalt õhku, mis aitab oksüdeerida orgaanilist ainet. Odav meetod, aga saab kasutada järvedes, kus sete on suhteliselt reostamata. Pumpamine peab toimuma pidevalt hoidmaks ära anaerobioosi teket.
2. Setete eemaldamine. Eemaldatakse reostunud pealmine settekiht. Suhteliselt kallis. Ohuks on allesjääva vee sogastamine (rikastamine fosfiriga) ja allavoolu paiknevate veekogude mõjutamine.
3. Manipuleerimine suurtaimedega. Niidetakse taimede kasvud ja ka juured, võsud, võsundid. Aeganõudev ja keerukas protseduur nõuab põhjalikke teadmisi limnoloogias ja hüdrobotaanikas. Tavaliselt kasutatakse taimekoosluse muutmiseks koos veetaseme tõstmisega. Suhteliselt odav. Selle lihtsam variant on sage taimede niitmine, mis küll oluliselt ei muuda ökoseisundit.

Tervendamise juures peab arvestama ka soovimatute mõjudega. Neist tähtsaim on allavoolu paiknevate veekogude mõjutamine. Eriti puudutab see setteid. Juhul, kui on kavas setet järvest eemaldada, tuleks läbi mõelda sette edasine utiliseerimine. Kui sete lihtsalt tõstetakse veekogust välja järve kallastele, võib kasu asemel tekkida hoopis kahju: settest nõrgub järve tagasi fosforirikas vesi, lisades veekogusse rohkem fosforit, kui seda imbuks settest välja ilma settekihte lõhkumata. See võib anda tulemuseks veetaimede eriti intensiivse vohamise. Kõige parem oleks setete eemaldamine ja utiliseerimine.

Järvesisestest meetoditest on Vetiku järvede puhul sobilik pealmise kuni 50 cm tuseduse settekihi eemaldamine, sellega peaks vähenema fosfori lisandumine järvevette settest ning seega alanema veetaimestiku produktsioon. Eriti oluline oleks eemaldada vedel pruun reoveelõhnaline settekiht, mis on reeglina vähemalt 25 cm tusedune, kuid kohati ulatab ka kuni 50 cm sügavusele. Allikate kohal jääb küll põhjasetteisse sügavaid pruuni mudasettega täidetud auke, kuid need ei tohiks oma lokaalse iseloomu tõttu avaldada mõju järvetervendustööde tulemusele.

Sette eemaldamise tehnilisi lahendusi Eesti Maaülikooli Põllumajandus-ja keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskus kui siseveekogude uurimiskeskus ei paku, kuid meil on siin omapoolseid märkusi ja soovitusi.

- Pindmise vedelama settekihi segunemisel järveveega satub tõenäoliselt vette küllalt palju fosforit.
- Sette eemaldamise käigus ei tohi kahjustada allavoolu asuvat kalanduslikult olulist ja kaitstavat Sõmeru jõge (ohtu näeme fosforirikka vee või mudarohke vee kandumises jõkke).
- Kui on kavas tervendada mõlemat järve, siis tuleks alustada Vetiku Suurjärvest. Kui allavoolu kandub mudasegust vett, jääb Vetiku Väikejärv kõigepealt puhversüsteemiks, kaitsmaks Väikejärvest allpool asuvat vooluveekogu. Suurjärve tööde teostamisel on siis võimalik korrigeerida tehnilisi setteemaldusmeetodeid nii, et võimalikult vähe mudasegust vett järvest välja voolaks. Neid meetodeid saaks siis hiljem rakendada ka Vetiku Väikejärvel.

3.2. Põhjasette kasutamisest.

Vetiku järvede sete sobib raskemetallide (kaadmium, vask, nikkel, plii, tsink, elavhõbe, kroom) sisalduse poolest kasutamiseks ka põllumajanduses ja haljastuses (juhindudes keskkonnaministri 2002 a. määrusest nr. 78 “Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded”. Raskemetallianalüüsid teostati akrediteeritud laboratooriumis (Tartu Keskkonnauuringud OÜ). Analüüsitulemused on toodud Lisas 5.

3.3. Ettepanekud

Ei ole mõtet eemaldada kogu järvede alal setteid koos taimedega. Sel juhul kaoksid mitmed elupaigad. Ka tööde maht oleks suur. Taimed moodustavad ka teatava puhvertsooni reostusele, kinnistavad setteid ja moodustavad elupaiku, refuugiume e. varjepaiku zooplanktonile, põhjaloomadele, kaladele. Järvede kujutistel (Joon. 12 ja 13) on eristatud alad, kus oleks üks võimalus eemaldada setted ja veetaimed.



Joon. 12. Vetiku Väikejärve settest puhastatava võimaliku ala paigutus (joon punasega) ja niidetavate taimede ala (joon sinisega).



Joon. 13. Vetiku Suurjärvest settest puhastatava võimaliku ala paigutus (joon punasega) ja niidetavate taimede ala (joon sinisega).

Väikejärves oleks sel juhul eemaldatava 50 cm paksuse settekihi maht 9000 m³ ja Suurjärves 5500 m³. Setteid ei tohiks sogastada, sest settes küllastunud koguses olevad fosfori-, metaani jt. ühendid imbuksid vette. Sete peaks olema eemaldatud ja seejärel dekanteeritud järvedest isoleeritud settebasseinides. Dekanteeritud vesi juhitakse eraldi mahutisse, kus seda töödeldakse fosforit setitavate kemikaalidega (nt. FeCl₃) Väljasadestunud fosforirikka kihi pealt dekanteeritakse vesi juba teist korda ja suunatakse järve tagasi. Juhul kui dekanteeritavat vett on vähe ja/või looduslik juurdevool järve on piisav, siis ei ole oluline settest vabanenud vee tagasi juhtimine järve.

Ulatuslikke kaldataimede alasid võiks niita nt. ujukniidukiga “Truxor”. Ka siin pole mõtet kõiki taimi eemaldada, vaid laiendada avavee ala. Alles peaksid jääma osad

taimestikurikkad kalda-alad. Arvestama peaks suurtaimede võimalikku suksessiooni pärast tervendamistöid. Arvatavasti asustatakse vabanenud alad kiiresti mändvetikate poolt, nagu see on mitmes muus lubjatoitelises järves (nt. Äntu järved). Mändvetikad (peamiselt *Chara* sp.) on makroskoopilised vetikad, mis ei ulatu kasvades veepinnast kõrgemale. Nad on lämmastikulembesed, neil pole juuri, kuid ometi kasvavad nõrgalt kinnitunult veekogude põhjas. Kui mändvetikad domineerivad, siis katavad nad kogu põhja ja võivad muuta ka vee lõhna ebameeldivaks. Esteetilisest vaatepunktist on aga oluline, et nende domineerimisel ei ulatu taimed üle veepinna ja ei teki ka olulisel hulgal hõljuvaid vetikaklompe. Pakutud tervendamistööde läbiviimise järel peaks ka veekogu liigiline mitmekesisus suurenema.

Põllumajandusliku hajukoormuse mõju vähendamiseks on soovitatud Vetiku piirkonna pinna- ja põhjavee kaitseks veekaitselisi metsaribasid rajada (Veekaitse funktsiooniga metsaribade määratlemine põllumajandusmaale hajukoormuse piiramiseks, 2008).

Madalate järvede tervendamiseks on Eestis mõningaid katsetusi tehtud. Tuntumad on Jäneda Allikajärve ja Neitsijärve juhtumid. Neist esimeses viidi ka puhastamine ellu, teine aga ootab rahastamist. Jäneda Allikajärv on oma tüübilt Vetiku järvedele sarnane. Töid korraldas ja viis ka läbi AS MAVES. Mõnes madalas järves on kasutatud biomanipulatsiooni (Ülemiste, Harku), kuid need järved on oma limnoloogiliselt tüübilt hoopis teistsugused.

KIRJANDUS

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

Cooke, D., Welch, E. B., Peterson, S. A. 2005. *Resatoration and management of lakes and reservoirs*. Third Edition. Taylor & FrancisGroup, 591 pp.

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

Eesti järvede nimestik. Looduslikud ja tehiskärved. 2006. Koost. R. Tamre. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. 165 lk.

Eiseltova', M., (Ed.), 1994. *Restoration of Lake Ecosystems, a holistic approach*. IWRB Publication 32. Slimbridge, Gloucester, UK 182 pp.

Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. *Methods of Seawater Analysis*. New York

Hansen, H. P. & Koroleff, F., 1999. Determination of nutrients. In Grasshoff, K., Kremling, K. & M. Ehrhardt (eds), *Methods of Seawater Analysis*. WILEY-VCH, Weinheim. New York. Chichester. Brisbane. Singapore. Toronto, 600 pp.

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

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

Koroleff, F., 1982. Total and organic nitrogen. In: K. Grasshoff (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, 162-168

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

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

Milius, A., Lindpere, A., Starast, H., Simm, H. & Kõvask, V., 1987. Statistical model of trophic state of light-coloured small lakes. - *Vodnye Resursy, Moskva*, 63-66 (vene k.)

Murphy, J. & J. P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.

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

Nõges, P. & A. Kisand, 1999. Forms and mobility of sediment phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjarv (Estonia). *International Review of Hydrobiology*, 84(3), 255 - 270.

Ott, I & A. Kisand, 2002. Neitsijärve noorendamisprobleemidest: ökosüsteemi seisund ja sette osatähtsus. *Waste and nature protection. A. Maastik (ed), Jäätmed ja loodushoid. Lk. 69-85.*

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

Pinnaveekogude seisundiklassid, klassipiiridele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja seisundi hindamise kord, 2008. EV keskkonnaministri määruse eelnõu

Porter, K.G. & Feig, Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. – *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948

Psenner, R., B.Boström, M. Dinka, K. Pettersson & R. Pucsko, 1988. Fractionation of suspended matter and sediment. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 30: 98-103.

Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel

Simm, H., 1975. Eesti pinnavete hüdrokeemia. Tallinn, "Valgus", 150 lk.

Standard Methods for Examination of Water and Waste Water, 15th edition, 1980.
Washington

Žizn' presnyh vod SSSR, 1959. 4. Moskva-Leningrad

Timm H., 2006. Jõgede ja järvede etalonseisundist Eestis selgrootute põhjaloomade järgi. - Kaasaegse ökoloogia probleemid. Loodushoiu majandushoovad. Eesti X Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid. Tartu, 27.-28. aprill, 2006. Toim. T. Frey. Tartu, 193-199.

Timm H., Mardi K., Möls T., 2008. Macroinvertebrates in Estonian streams: the effect of habitat, season, and sampling effort on some common metrics of biological quality. - Estonian Journal of Ecology 57(1): 37-57

Unifitsirovannye metody issledovaniya kačestva vod, 1977. 1. Moskva

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

Wolter, K.-D., 1994. Restoration methods and techniques. Phosphorus precipitation. In: Eiseltova', M. (Ed.). Restoration of Lake Ecosystems, a holistic approach. p. 63-69.

Lisa 1. Veetaimestiku koosseis ja liikide ohtrused (1-5) erinevatel uurimisaastatel (-999 – määramata ohtrus)

I. Vetiku Suurjärv

Liik/uurimisaasta	2008
<i>Caltha palustris</i> L. harilik varsakabi	-999
<i>Cardamine</i> sp. jürilill	-999
<i>Carex diandra</i> Schrank ümartarn	1
<i>C. rostrata</i> L. pudeltarn	3
<i>C. rhynchophylla</i> Fisch., C.A.Mey. & Avé-Lall.	-999
<i>C. vesicaria</i> L. põistarn	3
<i>Cicuta virosa</i> L. mürkputk	2
<i>Comarum palustre</i> L. soopihl	-999
<i>Epilobium palustre</i> L. soo-pajulill	-999
<i>Epilobium</i> sp.	2
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. konnaosi	1
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim. Harilik angervaks	-999
<i>Galium palustre</i> L. subsp. <i>palustre</i> soomadar	-999
<i>Hippuris vulgaris</i> L. harilik kuuskhein	2
<i>Lycopus europaeus</i> L. harilik parkhein	2
<i>Lysimachia thyrsoflora</i> L. ussilill	1
<i>L. vulgaris</i> L. harilik metsvits	1
<i>Myosotis scorpioides</i> L. soo-lõosilm	-999
<i>Phalaris arundinacea</i> L. päideroog	-999
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. harilik pilliroog	4
<i>Ranunculus lingua</i> L. suur tulikas	-999
<i>R. sceleratus</i> L. mürktulikas	-999
<i>Rumex aquaticus</i> L. vesiohlikas	-999
<i>Scutellaria galericulata</i> L. harilik tihashain	1
<i>Solanum dulcamara</i> L. harilik maavits	2
<i>Typha latifolia</i> L. laialehine hundinui	3
<i>Valeriana officinalis</i> L. harilik palderjan	-999
<i>Veronica scutellata</i> L. kännasmalane	-999
<i>Potamogeton natans</i> L. ujuv penikeel	1
<i>Lemna minor</i> L. väike lemmel	2
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. vesilääts	2
<i>Chara contraria</i> A. Braun Ex Kuetzing	2

<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieber muda-penikeel	2
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix (s.l.) jõgi-särjesilm	-999
<i>Zannichellia palustris</i> L. Harilik hanehein	5
Niitrohevetikad	5

II. Vetiku Väikejärv

Liik/uurimisaasta	2008
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. harilik konnarohi	-999
<i>Bidens tripartita</i> L. kolmisruse	-999
<i>Carex rostrata</i> L. pudeltarn	4
<i>Comarum palustre</i> L. soopihl	-999
<i>Epilobium palustre</i> L. soo-pajulill	-999
<i>Epilobium</i> sp.	1
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. konnaosi	1
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim. Harilik angervaks	-999
<i>Galium</i> sp.	-999
<i>Hippuris vulgaris</i> L. harilik kuuskhein	3
<i>Lycopus europaeus</i> L. harilik parkhein	-999
<i>Mentha aquatica</i> L. vesimünt	-999
<i>Menyanthes trifoliata</i> L. ubaleht	-999
<i>Myosotis scorpioides</i> L. soo-lõosilm	-999
<i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. harilik pilliroog	1
<i>Ranunculus reptans</i> L. kaartulikas	-999
<i>Rumex aquaticus</i> L. vesioblikas	-999
<i>Scutellaria galericulata</i> L. harilik tihashain	-999
<i>Solanum dulcamara</i> L. harilik maavits	-999
<i>Typha latifolia</i> L. laialehine hundinui	4
<i>Polygonum amphibium</i> L. vesi-kirburohi	-999
<i>Lemna minor</i> L. väike lemmel	2
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. vesilääts	2
Niitrohevetikad	4

Lisa 2. Järvede ökoloogilise seisundi klassifikatsioon vastavalt taimestiku kvaliteedinäitajatele.

Taimekooslus (= tähendab kodominantsust või alternatiivi)	tähtsamad hüdrofüütide** taksonid ohtruse järjekorras kogu järve suhtes. Kõrgemate taksonite korral liigid kokku arvatult	Mändvetikad (<i>Chara</i>),= vesiherned (<i>Utricularia</i>), sammaltaimed (Bryophyta), männas- vesikuusk (<i>Myriophyllum verticillatum</i>)	Ujuv penikeel (<i>Potamogeton natans</i>), kardheinad (<i>Ceratophyllum</i>), särjesilmad (<i>Ranunculus</i>), mändvetikad (<i>Chara</i>), ujutaimed	Ujutaimed= kardheinad (<i>Ceratophyllum</i>), ujuv penikeel (<i>Potamogeton natans</i>)
Mändvetikate (<i>Chara</i>) suhteline ohtrus VST rühmas	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5)	3-5	1-2	0
Kardheina (<i>Ceratophyllum</i>) või haneheina (<i>Zannichellia</i>) suhteline ohtrus VST* rühmas või ujutaimede (vesilääts, lemlid,	<i>Braun-Blanquet</i> skaalas (0–5) Valitakse neist ohtraima taksoni hinnang	1	2-3	4-5

kilbukas) suhteline ohtrus ULT* & UT* rühmas				
Suurte niitvetikate ka epifüütsete) rohkus eraldi	rohkus skaalas 0–5	1	2-3	4–5

* VST – veesised taimed; ULT – ujulehtedega taimed; UT – ujutaimed

** hüdrofüüdid – veesised, ujulehtedega ja ujutaimed

Lisa 3. Hüdrokeemia ja -füüsika						
Järv	Kuupäev	Sügavus (m)	Kiht	Kiht m	Läbipaistvus	Temperatuur
Vetiku Suurjärv	22.07.2008	2,5	pind		0,5 põhjani	13,4
Vetiku Väikejärv	22.07.2008	0,7	pind		0,5 põhjani	16,6
	O ₂ %		Elektrijuhtivus	Mineraalsus	Aluselisus	Keemiline hapnikutarve, dikromaatne oksüdeerituvus
Vetiku Suurjärv	197	pH	µS/cm	mg/l	HCO ₃ ⁻ (mgekv/l)	mgO/l
Vetiku Väikejärv	158	8,18	452	379	4,75	4,4
		8,04	473	366	4,6	6,4
	Keemiline hapnikutarve, permanganaatne oksüdeerituvus					
	mgO/l	üld-N (mgN/l)	NH ₄ ⁺ (mgN/l)	NO ₃ ⁻ (mgN/l)	NO ₂ ⁻ (mgN/l)	üld-P (mgP/l)
Vetiku Suurjärv	2,1	11,9	0,013	0,21	0,027	0,006
Vetiku Väikejärv	2,8	10,7	0,048	>0,21	0,05	0,012
	PO ₄ ³⁻ (mgP/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Kollane aine mg/l
Vetiku Suurjärv	0	22	14	100	15,3	1,48
Vetiku Väikejärv	0,001	23	12	95,8	14,8	1,31
	O ₂ (mg/l)	Klorofüll a, mg/m ³	Klorofüll b, mg/m ³	Klorofüll c, mg/m ³	Feopigmendid, mg/m ³	Karotinoidid, mg/m ³
Vetiku Suurjärv	20,6	1,77	0,02	0,13	0,4	1,1
Vetiku Väikejärv	15,4	2,78	0	0,07	2,31	16

