

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



Kurepalu paisjärve tervendamise eeltööd – limnoloogiline hinnang



Vastutav täitja

Prof. Ingmar Ott

Tartu, 2014

Sisukord

| | |
|--|----|
| Sissejuhatus | 3 |
| 1 Materjal ja meetodika | 3 |
| 1.1 Sete | 3 |
| 1.2 Vee abiootilised omadused | 4 |
| 1.3 Bakterplankton..... | 6 |
| 1.4 Fütoplankton..... | 7 |
| 1.5 Zooplankton..... | 10 |
| 1.6 Suurtaimed..... | 11 |
| 1.7 Suurselgrootud..... | 12 |
| 1.8 Kalad..... | 16 |
| 1.9 Koormus | 19 |
| 2 Tulemused..... | 20 |
| 2.1 Sete | 20 |
| 2.2 Vee abiootilised omadused ja koormus | 21 |
| 2.3 Bakterplankton..... | 27 |
| 2.4 Fütoplankton..... | 27 |
| 2.5 Zooplankton..... | 28 |
| 2.6 Suurtaimed..... | 30 |
| 2.7 Suurselgrootud..... | 32 |
| 2.8 Kalad..... | 33 |
| 3 Kokkuvõte..... | 36 |
| 3.1 Seisundi koondhinnang..... | 36 |
| 3.2 Ettepanekud tervendamiseks | 37 |
| 4 Kasutatud kirjandus | 37 |
| 5 Lisad..... | 41 |

Sissejuhatus

Uuring lähtub veekogude tervendamisel üldisest EL Veepoliitika Raamdirektiivi eesmärgist, mille järgi peavad siseveekogud saavutama hea ökoloogilise seisundi. Siseveekogude seisund on hea või väga hea, kui vee-ökosüsteemi esmasproduksioon ja lagundamine on tasakaalus. Sellest lähtudes on oluline hinnata ideaalvariandis kogu elustikku, setete koostist, levikut, toitesoolade sisebilanssi, välisbilanssi ja veebilanssi. Kurepalu paisjärv on tehisveekogu, pindalalt (13,7 ha) ja mahult väike, veevahetus intensiivne, seepärast koguti setteproove kolmest punktist, planktoni ja vee omaduste proovid ühest punktist. Seevastu taimi uuriti üle kogu järve. EMÜ PKI Limnoloogiakeskus pole Kurepalu paisjärve varem uurinud. Seepärast on suurt rõhku pööratud inventuurile.

Töös kirjeldatakse veekogu, esitatakse eripärad, funktsioneerimise peamised mõjurid, liikide seisund, veekogu ökoloogiline seisund. Hinnatakse koormustaluvust. Uuringu raames uuritakse paisjärve sissevoole, mis võivad olla oluliseks surveteguriks paisjärve seisundile. Lisaks tuleb tuvastada sissevooludest paisjärve suunatav reostuskoormus ning anda soovitusid nende mõju vähendamiseks. Antakse järve seisundi tervendamiseks soovitusid. Töödest võtsid osa järgmised EMÜ PKI Limnoloogiakeskuse töötajad: prof. I. Ott; PhD. H. Timm; PhD. H. Tammert; MSc. K. Saar; BSc. R. Laarmaa; MSc. M. Lehtpuu; MSc. T. Krause; MSc. A. Palm; MSc. M. Sepp, K. Ott; PhD. E.-J. Haberman.

1 Materjal ja meetodika

1.1 Sete

Välitööd Kurepalu paisjärve settelasundi kirjeldamiseks teostati 15.04.2014 kolmes proovipunktis. Setteuringute proovipunktide asukohad on märgitud allpool toodud joonisel (joonis 1.1.1), mille koostamiseks on kasutatud Google Earth kaardirakendust.



Joonis 1.1.1. Settelasundi uuringuteks valitud proovipunktid Kurepalu paisjärvel (Google Earth kaardirakendus).

Settelasundi visuaalseks kirjeldamiseks kasutati raudvarrastega vene turbapuuri (kogumiskannu pikkus 50 cm), mis suruti paadist käsitsi settesse.

Settelasundi kirjeldamiseks hinnati selle veesisaldust, lõimist (muda, savi, liiv, kruus), värvust ning lagunemata karbi- või taimejäänuste esinemist settes. Settelasundi paksus määrati kuni turbapuuriga läbistamatu liivase, kruusase või kivise setteni (**Lisa 1**).

1.2 Vee abiootilised omadused

Proovid koguti juunis 2014. Määrati sellised vee füüsikalised ja - keemilised näitajad veekogu keskosast: vee värvus, elektrijuhtivus, vee läbipaistvus (SD), pH, hapnikusisaldus (O_2), aluselisus (HCO_3^-), temperatuurijaotus (T), toitelementide (N- NH_4 , N- NO_3 , N-üld, PO_4 , P-üld) kontsentratsioonid, lahustunud orgaaniline aine (kollase aine - Y) ning lahustunud ainete sisaldus (TDS). Kloriidid määrati Keskkonnauuringute Keskuse Tartu laboris.

Vee läbipaistvus mõõdeti valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m. Vee värvust hinnati visuaalselt poole läbipaistvuse sügavuses. Vee temperatuur, vees

lahustunud hapniku sisaldus, küllastusprotsent (O_2 %), lahustunud ainete üldsisaldus, vee elektrijuhtivus, pH ja hüppekiht määrati multisensoriga YSI – 6600. Üldaluselisus (HCO_3^-) määrati tiitrimisel soolhappega (Unifitsirovanye..., 1977). Määramise absoluutne viga oli 0,03 mg-ekv/l. Kollase aine sisaldus määrati spektrofotomeetriliselt lainepikkusel 380 nm. Üldfosfor ja ortofosfaadid määrati kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdatreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff *et al.*, 1981). Üld-P määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt 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%.

Vee karedust hinnati P. Nõges ja I. Ott (2003) järgi (tabel 1.2.1). Eesti järved on jaotatud vee aluselise ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks.

Tabel 1.2.1. Eesti järvede jaotus vee aluselise (HCO_3^-) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

| | HCO_3^- mg-ekv/l | HCO_3^- mg/l | E μ S/cm |
|-----------------|--------------------|----------------|--------------|
| Kare vesi | > 3,9 | > 240 | > 400 |
| Keskmiselt kare | 1,3-3,9 | 80-240 | 165-400 |
| Pehme vesi | < 1,3 | < 80 | < 165 |

Järve tüüp ja seisund hinnati tabeli 1.2.1 kohaselt. Paisjärve tüüp arvestatakse kõige lähedasema loodusliku järvetüübi järgi. Kurepalu paisjärv kuulub EL Veepoliitika Raamdirektiivi II tüüpi (madalad, keskmise karedusega kihistumata veekogud). Ökoloogiline seisundiklass füüsikalise-keemiliste näitajate (üld-N, üld-P, SD ja pH) väärtuste põhjal koostati järve kohta arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Veepoliitika..., 2002)

ja keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määruse nr. 44 lisa 5 (Pinnaveekogumite ..., 2009; tabel 1.2.2).

Tabel 1.2.2. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi (Nõges, Ott, 2003, Pinnaveekogumite..., 2009)

| <i>Seisundinäitaja</i> | <i>Ühik</i> | <i>Väga hea klass</i> | <i>Hea klass</i> | <i>Kesine klass</i> | <i>Halb klass</i> | <i>Väga halb klass</i> |
|---|-------------|-----------------------|------------------|---------------------|-------------------|------------------------|
| Tüüp II – keskmise karedusega madal järv (<i>andmete aritm. keskmine</i>) | | | | | | |
| 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 |

1.3 Bakterplankton

Veeproovid koguti mikrobioloogiliseks analüüsiks steriilsetesse pudelitesse 0,3 m sügavuselt järve pindmisest kihist. Heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA), mis iseloomustab veekogu troofsuse taset, määrati otsesel loendamisel epiflourestentsmikroskoobiga (Nikon Eclipse Ti) 1000 x suurendusel isopoorfiltritel pooride läbimõõduga 0,22 µm. Rakud värviti nukleiinhapevärvi DAPI'ga (kontsentratsioon 1 µg ml⁻¹). Heterotroofsete bakterite üldarvu hindamiseks kasutati Eesti järvede andmete põhjal tehtud hindamissüsteemi (tabel 1.3.1). Saprobakterite arvukus (SAPRO) leiti standardmeetodi agaril kasvatatud kolooniate loendamisel 7. päeval. Külvid inkubeeriti toatemperatuuril. Saprobakterite arvukuse hindamiseks kasutati Eesti järvede andmete põhjal tehtud hindamissüsteemi (tabel 1.3.1). Biokeemilise hapnikutarbe (BHT₅) määramiseks mõõdeti orgaanilise aine lagunemisel

neeldunud hapniku hulk järve pindmises veekihis 5 päeva jooksul. BHT₅ hindamiseks kasutati Eesti järvede andmete põhjal koostatud hindamissüsteemi (tabel 1.3.2).

Tabel 1.3.1. 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 | 3,1-6 | 400-1200 |
| Kõrge | 6,1-12 | 1201-3200 |
| Väga kõrge | >12,1 | >3201 |

Tabel 1.3.2. Järve toitelisuse hindamisskaala biokeemilise hapnikutarbe alusel.

| Tase | BHT ₅ mg O ₂ l ⁻¹ |
|---------------|--|
| Mesotroofsed | 0,5-2 |
| Eutroofsed | 2,1-6 |
| Hüpertroofsed | 6,1-14 |

1.4 Fütoplankton

Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast. Pudelisse pandud proovid fikseeriti koheselt Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus). Igast proovist sadestati 3 ml spetsiaalses loenduskambris ja loendati rakud invertmikroskoobi abil, sõltuvalt nende suurusest suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja/või 10 x 10. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand *et al.*, 1999). Vetikate erikaaluks võeti 1. Kvalitatiivsed proovid liigilise koosseisu täpsustamiseks koguti veesambast ja järelveol paadi järel Apsteini kahe võrguga, silma suurustega 20 ja 50 µm. Need proovid integreeriti. Pigmentide, klorofüllü (Chla, Chlb, Chlc) ja karotinoidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Tabelis 1.4.1. on esitatud fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002). Teises järvetüübis kasutati Chla sisaldust (Chla), fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühetaolisuse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust. Chla ja

liikide arvu ja FKI hindamisel kasutati troofsusklassifikatsiooni Kõvaski ja Miliuse (1982) kriteeriumide järgi, kuid veidi muudetud kujul, arvestades hilisemaid uurimistulemusi Eesti väikejärvedel (tabel 1.4.2). Järve ökoloogilise seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutatakse veel ka ekspertarvamust (näiteks indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne.).

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja eriviburvetikate) biomassid.

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

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

kus

Cy. – sinivetikate liikide arv,

Chloroc. – algrohevetikate liikide arv,

Centr. – ketasränivetikate liikide arv,

Eugl. – silmviburvetikate liikide arv,

Cryp. – neelvetikate liikide arv,

Desm. – ikkesvetikate liikide arv,

Chr. – koldvetikate liikide arv.

Ühtlus J (Pielou, 1975) arvutati Shannoni liigierisusindeksi kaudu järgmiselt:

$$J = H' / H'_{\max},$$

kus

H' – Shannoni liigierisus,

H'_{\max} – teoreetiline liigierisus (biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel).

J väärtused jäävad vahemikku 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi ning seisundikriteeriumid on kõigis järvetüüpides samasugused (tabel 1.3.1). J on ökoloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem J väärtus, seda parem ökoloogiline seisund.

Tabel 1.4.1. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid

| Tüübi nr. | Kvaliteedi-klass | Chl <i>a</i> , µg/l | Fütoplanktoni kooslus* | Fütoplanktoni koondindeks (FKI) | Ühtlus (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 |

Fütoplanktoni näitajate hindamiskriteeriumid, mida ei kasutata vastavas Keskkonnaministri määruses (Pinnaveekogumite..., 2009) on tabelis 1.4.2. Fütoplanktoni koosluse kirjeldus hinnang on järgmine:

Väga hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on <60. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/l. Kriteeriumite vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule (Ott, 1987; Maileht, 2008). Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust chl_a väärtuse järgi (chl_a väärtus on <10 µg/l).

Hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on 60-80. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/l. Kriteeriumite vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust chl_a väärtuse järgi (chl_a väärtus on vahemikus 10-20 µg/l).

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

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

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

Tabel 1.4.2. Fütoplanktoni näitajate hindamise kriteeriumid. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

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

1.5 Zooplankton

Zooplanktoni proovid koguti järve sügavaima koha piirkonnast van Dorni batomeetriga (maht 2 l), pinnakihist kuni põhjani. Vesi kurnati läbi Apsteini võrgu (siid nr. 50) üheks integraalseks veeprooviks. Läbi kurnati vähemalt 20 l vett. Proov fikseeriti kohe Lugoli lahusega, analüüs toimus stereomikroskoobiga Nikon SMZ 1500 sajakordse suurendusega. Määrati taksonid, leiti dominantide keskmine pikkus. Bogorovi kambris loendati 32 x suurendusega 1/20 - 1/50 osa koguproovist. Arvutati zooplanktoni arvukus ja biomass veesamba kohta, leiti dominandid ja domineerivad rühmad. Zooplanktoni analüüsis kasutati kirjanduses tutvustatud meetodikat ja kriteeriume (Andronikova, 1996; Caramujo & Boavida, 2000; Haberman, 2011; Ejsmont-Karabin, 2012; Haberman & Haldna, 2014).

Arvukuse hindamisel kasutati järgmisi kriteeriume:

<50000 is./m³ - madal,

50000-100000 is. /m³ - keskmine,

>100000 is. /m³ - kõrge.

Zooplanktoni biomassi hinnatakse vastavalt skaalale:

<1 g m⁻³ madal/väike biomass

1-3 g m⁻³ keskmine biomass

| | |
|------------------------|------------------------------|
| 3-10 g m ⁻³ | kõrge/suur biomass |
| >10 g m ⁻³ | väga kõrge/väga suur biomass |

Järve zooplanktonikoosluse kirjeldamisel kasutati zooplanktoni arvukuse ja biomassi näitajaid, liigilist mitmekesisust (liikide arv), rühmade (aerjalgsed, vesikirbulised, keriloomad) osa zooplanktoni koguarvukuses ja kogubiomassis; dominantliikide olemasolu korral nende tundlikkust keskkonnatingimuste suhtes.

1.6 Suurtaimed

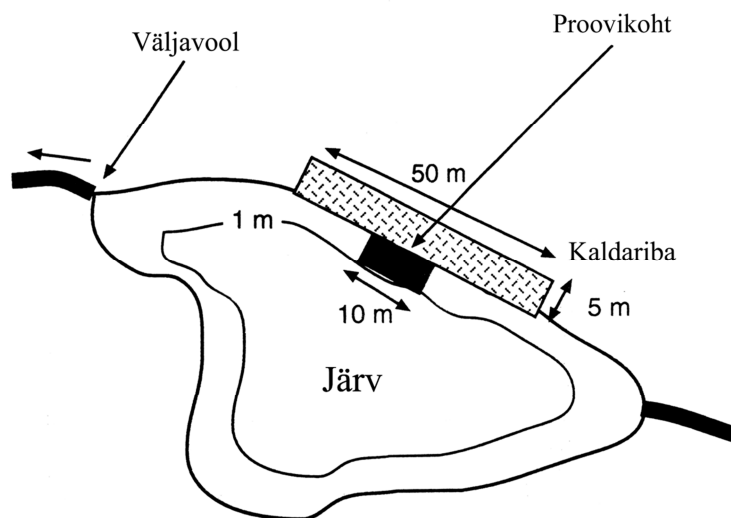
Kurepalu paisjärvel läbiti paadiga kogu kaldajoon ning tehti iga 150-200 meetri tagant profiile. Igal profiilil (uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesisesse taimestiku maksimaalse levikusügavuseni) registreeritakse veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused. Eraldi hinnatakse ka suurte niitvetikate ohtrust. Töövahendina kasutatakse mõõtudega nõõri otsas taimekonksu. Veetaimestiku ja selles asetleidnud muutuste kirjeldamiseks on taimed jagatud kolme erinevasse ökoloogilisse rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed (Arber, 1920; Sculthorpe, 1967). Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnatakse vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale (1-5) ning see 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 leviv dominant.

Töös rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemad erinevused võivad olla tingitud erinevate uurijate erinevatest hinnangutest tingitud veast. Erinevate veetaimestiku võõndite (kaldavee- ja ujulehtedega taimed) laiuste mõõtmiseks kasutatakse Maa-Ameti geoportaali kaardirakendusi (Maa-Ameti geoportaal, 2014).

1.7 Suurselgrootud

Suurselgrootute proov võeti 24. aprillil põhjakalda plaazi lähedal (58,316 N; 26,832E) madalaveelises osas e. litoraalis liivaselt põhjalt. Taimestikku oli hõredalt. Proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (proovia) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (joonis 1.7.1). Loomi püüti nelinurkse standardkavaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (European..., 1994). Kokku võeti liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud tõmbeproovist piki põhja ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Iga üksik tõmbeproov kattis 1 m pikkuse osa (0,25 m²) järvepõhjast. Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviala tüüpilist kui ülejäänud elupaiku. Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Kahvaprootide loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust.



Joonis 1.7.1. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves

Seisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (T), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt., 1983, lisa 2), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühapäevikuliste, kevikuliste ja ehmeistiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat, 1988) ning Rootsi happelisusindeks A (Johnson 1999, lisa 2). Et tegelikult on tegu tugevasti muudetud vooluveelõigu, mitte loodusliku

järvega, arvutati ka vooluvetele kohane Taani vooluvete indeks (DSFI) (Skriver et al., 2000, lisa 2). Taksonirikkus, H', ASPT, EPT ja DSFI on seisundiga võrdelised, happelisusindeks aga happelisustasemega pöördvõrdeline.

Peale seisundit otseselt iseloomustavate tunnuste arvutati üldine asustustihedus N (isendeid ruutmeetri kohta) ja MESH-indeks (Timm et al., 2011), mis iseloomustab põhja tüüpi ja voolukiirust uurimisalal, hinnatuna elustiku järgi. N ning H' hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude suuruste puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Tabelis 1.7.1 esitatakse bioloogilise seisundi esialgsed määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnusele 2000.-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest ning vooluvetest (Pinnaveekogumite... 2009). Seisundi koondhinnang anti järgmiselt. Iga indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti (maksimumsumma 25). Summa 23-25 (90-100%) tähistas kokkuvõttes väga head, 18-22 (70-90%) head, 10-17 (40-70%) kesist, 6-9 (20-40%) halba ja 0-5 (<20%) väga halba seisundit.

Tabel 1.7.1. Suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele ning vooluvetele. Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - kesine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv

| Tunnus | Tüüp/elupaik | R | H | G | M | P või B |
|----------------------|--|------|-----|-------|-------|---------|
| Järvede kriteeriumid | | | | | | |
| T | väga kare | 28 | >25 | 22-25 | 17-21 | <17 |
| T | keskmise karedusega, taimed | 35 | >32 | 28-32 | 21-27 | <21 |
| T | keskmise karedusega, liiv ja/või kivid | 27 | >24 | 22-24 | 16-21 | <16 |
| T | keskmise karedusega, kivid, >100 km ² | 16,5 | >15 | 13-15 | 10-12 | <10 |
| T | pehme, pruun | 16 | >14 | 13-14 | 10-12 | <10 |
| T | pehme, hele | 22 | >20 | 18-20 | 13-17 | <13 |

| | | | | | | |
|------|---|-----|------|---------|----------|------|
| T | rannajärv | 23 | >21 | 18-21 | 14-17 | <14 |
| EPT | väga kare | 5 | >5 | 4-5 | 3 | <3 |
| EPT | keskmise karedusega, liiv ja kivid | 9 | >8 | 7-8 | 5-6 | <5 |
| EPT | keskmise karedusega, taimed | 6 | >5 | 5 | 4 | <4 |
| EPT | keskmise karedusega, kivid, >100 km ² | 6,5 | >6 | 5-6 | 4 | 4 |
| EPT | pehme, pruun | 4,5 | >4 | 4 | 3 | <3 |
| EPT | pehme, hele | 7 | >6 | 6 | 4-5 | <4 |
| EPT | rannajärv | 4 | >4 | 3-4 | 2 | <2 |
| H' | väga kare | 2,8 | >2,5 | 2,2-2,5 | <2,2-1,7 | <1,7 |
| H' | keskmise karedusega, taimed | 3,1 | >2,8 | 2,4-2,8 | <2,4-1,8 | <1,8 |
| H' | keskmise karedusega, liiv | 1,9 | >1,7 | 1,5-1,7 | <1,5-1,1 | <1,1 |
| H' | keskmise karedusega, kivid | 2,6 | >2,4 | 2,1-2,4 | <2,1-1,6 | <1,6 |
| H' | keskmise karedusega, kivid, >100 km ² | 1,7 | >1,5 | 1,4-1,5 | <1,4-1 | <1 |
| H' | rannajärv | 2,5 | >2,2 | 2-2,1 | <2-1,5 | <1,5 |
| H' | pehme, pruun | 2,3 | >2 | 1,8-2 | <1,8-1,4 | <1,4 |
| H' | pehme, hele | 2,7 | >2,5 | 2,2-2,5 | <2,2-1,6 | <1,6 |
| ASPT | väga kare | 5,8 | >5,3 | 4,7-5,3 | <4,7-3,5 | <3,5 |
| ASPT | keskmise karedusega, liiv ja taimed | 5,7 | >5,1 | 4,5-5,1 | <4,5-3,4 | <3,4 |
| ASPT | keskmise karedusega, kivid | 6,3 | >5,7 | 5,1-5,7 | <5,1-3,8 | <3,8 |

| | | | | | | |
|---------------------------|---|------|------|---------|----------|--------------|
| ASPT | keskmise karedusega, kivid, >100 km ² | 5,6 | >5 | 4,5-5 | <4,5-3,4 | <3,4 |
| ASPT | pehme, pruun | 6,7 | >6 | 5,3-6 | <5,3-4 | <4 |
| ASPT | pehme, hele | 6,3 | >5,7 | 5,1-5,7 | <5,1-3,8 | <3,8 |
| ASPT | rannajärv | 5,8 | >5,3 | 4,7-5,3 | <4,7-3,5 | <3,5 |
| A | väga kare | 7 | >6 | 6 | 4-5 | <4 |
| A | keskmise karedusega, liiv ja taimed | 7 | >6 | 6 | 4-5 | <4 |
| A | keskmise karedusega, kivid | 8 | >7 | 6 | 5 | <5 |
| A | keskmise karedusega, kivid, >100 km ² | 9 | >8 | 7-8 | 5-6 | <5 |
| A | rannajärv | 7 | >6 | 6 | 4-5 | <4 |
| A | pehme, pruun | 1 | 0-1 | 2-3 | 4-5 | >5 |
| A | pehme, hele | 5 | 5 | 4 või 6 | 3 või 7 | <3 või >7 |
| | | | | | | |
| Vooluvete kriteeriumid | | | | | | |
| Tunnus | Valgala, voolukiirus ja aluskivim | R | H | G | M | P või B |
| T | <100 km ² , kiire | 29 | >26 | 23-26 | 17-22 | <17 |
| T | <100 km ² , aeglane | 18 | >16 | 14-16 | 11-13 | <11 |
| T | 100-1000 km ² , kiire | 35 | >32 | 28-32 | 21-27 | <21 |
| T | 100-1000 km ² , aeglane | 29 | >26 | 23-26 | 17-22 | <17 |
| T | >1000 km ² | 33,5 | >30 | 27-30 | 20-26 | <20 |

| | | | | | | |
|------|--|------|------|---------|----------|------|
| EPT | <100 km ² , kiire | 13 | >12 | 10-12 | 8-9 | <8 |
| EPT | <100 km ² , aeglane | 9 | >8 | 7-8 | 5-6 | <5 |
| EPT | >100 km ² | 16,5 | >15 | 13-15 | 10-12 | <10 |
| EPT | Emajõgi allpool Võrtsjärve, kiire | 7 | >6 | 6 | 4-5 | <4 |
| H' | <100 km ² , lubjakivi | 2,4 | >2,1 | 1,9-2,1 | <1,9-1,4 | <1,4 |
| H' | <100 km ² , liivakivi ning >100 km ² | 3 | >2,7 | 2,4-2,7 | <2,4-1,8 | <1,8 |
| ASPT | <100 km ² , aeglane | 6,1 | >5,5 | 4,9-5,5 | <4,9-3,7 | <3,7 |
| ASPT | <100 km ² , kiire | 6,6 | >5,9 | 5,3-5,9 | <5,3-4 | <4 |
| ASPT | >100 km ² | 6,9 | >6,2 | 5,5-6,2 | <5,5-4,1 | <4,1 |
| DSFI | DSFI <10000 km ² , v.a. Emajõgi allpool Võrtsjärve | 7 | 6-7 | 5 | 4 | <4 |

Seisundit hinnati kahte moodi: 1) nii, nagu uuritav veekogu oleks järv, ja 2) nii, nagu ta oleks vooluveekogu. Vooluvete puhul kasutati happelisusindeksi asemel Taani indeksit. Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastavas juhendis (Timm & Vilbaste, 2010).

1.8 Kalad

Kurepalu paisjärve katsepüügil kasutasime teadusotstarbelisi mitmeosalisi tamiilist nakkevõrke (Nordic tüüp). Võrgu kõrgus on 1,5 m ja pikkus 30 m. Püügid lähtusid Euroopa standartiseeritud püügimetoodikast EN – 14 757:2005 'Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets'. Võrgud jagunesid bentilisteks e. uppuvateks ja pelaagilisteks e. ujuvateks. Erinevate võrgusilmade arv ühes võrgus oli 12 ja võrgusilma läbimõõt erinevates paneelides suurenevalt: 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43, 55. (Modifitseeritud

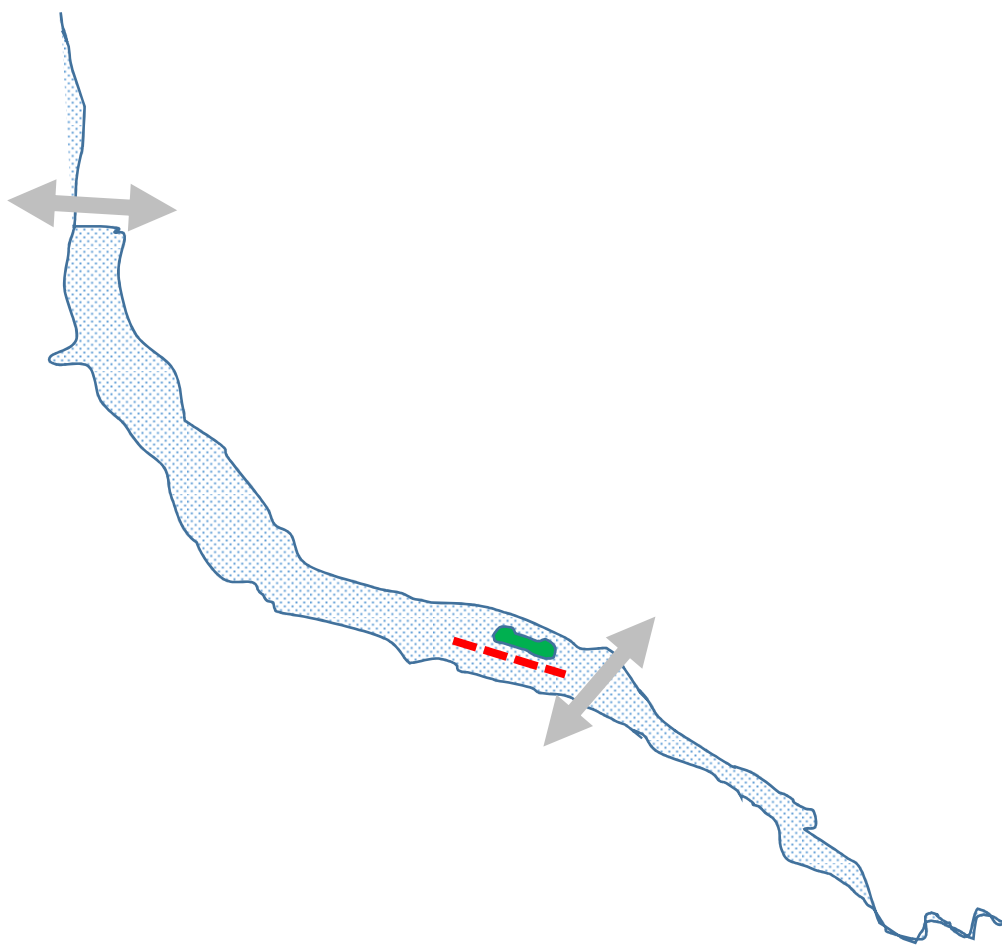
variandil on täiendavalt lisatud ka \varnothing 65 ja 85 mm silmasuurus.) Selliseid võrke oli püügil neli, kaks ujuvat ja kaks uppuvat. Tüübist sõltuvalt püüavad nad kas veepinna ülakihti või põhjalähedast veekihti. Metoodika eeldab, et püügipiirkonnas oleks veesise taimestiku katvus alla 70 % ja vee sügavus 1,5 m.

Võrdlusandmete saamiseks kasutati katsepüükidel ka jõhvist (0.17 mm niit, halli värvusega, firma SHIP) 30 m pikkusi ja 1,8 m kõrgusi nakkevõrke, kokku kolm, millest iga üksiku silmasuurus oli järgnev: \varnothing 30, 45, 60 mm. Püügil olid võrgud 12 tundi (1 võrguöö püük). Kokku oli püügil 7 nakkevõrku, võrguliini kogupikkus 210 meetrit. Võrguliini otsmised punktid fikseeriti koordinaatide määrajaga (GPS) GARMIN GPSMAP 64s. Võrguliinide otsmised punktide koordinaadid: 58°19,000N; 026°49,569E -58°18,958N ;026°49,780E. Võrguliini asetus on esitatud [joonisel 1.8.1](#) ja püügikoht [fotol 1.8.1](#).

Kalad analüüsiti värskelt, vahetult pärast püüki. Kaalumise täpsus 0,1 g (täiskaal TW). Kaladel mõõdeti nii standardpikkus (SL) kui ka täispikkus (TL) 1 mm täpsusega, aruandes kasutatakse täispikkust. Ahvena ja särje vanus määrati pikkusjaotuste alusel kasutades teiste Eesti väikejärvede andmeid võrdlusmaterjalina. Vaid suurima ahvena vanus määrati lõpuskaaneluult *operculum*.

Uuritud järvedes leiti kalaliikide arvukus ja mass, keskmine saak võrguöö kohta (WPUE) ja NPUE (isendite arv erinevast materjalist ja silmasuurusega nakkevõrkude kohta). Nakkevõrgu silmasuuruse läbimõõt (\varnothing mm) tähendab käesolevas aruandes kahe järjestikuse sõlme vahelist kaugust. Vastavuse saamisel kalapüügieeskirja silmasuurustega tuleks arvu korrutada kahega (näiteks 30 mm tähendab 2 x 30 e 60 mm püügieeskirja alusel).

2014.a. katsepüügi ajal (26.-27.juunil) oli õhutemperatuur püügipäevadel 13-15°C, öösel vaid 4-6°C, tuul oli väga nõrk – 0-3 m/s, valdavalt edelast või loodest.



Joonis 1.8.1. Püüniste paigutus Kurepalu 2014.a. katsepüügil (. . . . võrguliin).



Foto 1.8.1. Kurepalu kalapüügipiirkond.

1.9 Koormus

Juunis 2014 mõõdeti ühekordselt Kurepalu paisjärve sisse- ja väljavoolude vooluhulki ning võeti veeproovid (joonis 1.9.1), selgitamaks hüdrooloogilist režiimi, koormust, vee- ja ainebilanssi, koormustaluvust. See on osa limnoloogilistest töödest, mis annaksid vastuse, kas Kurepalu paisjärve 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. Parema tulemuse saamiseks peaks vaatlusi jätkama kalenderaasta jooksul. Kuna Kurepalu paisjärv paikneb Mõra jõel, siis sissevool peaks peegeldama ülesvoolu asuva Roiu paisjärve hüdrokeemilist seisundit ning Kurepalu paisjärve väljavool järve enda seisundit. Veebilansi koostamisel kasutati keskkonnaregistri avalikku teenust (<http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main?id=VEE-1820361258&mount=view#HTTTPas3WSsFzxnlPyBIkmWUo2wyYdGNPg>), kus on esitatud sanitaarnormidele vastavad ja kevadsuurvee vooluhulgad. Oma arvutustes arvestasime, et sel

aastal tavalist suurvett polnud lumeta talve pärast. Koormuse arvutustes kasutasime peale sissevoolude ka valgala seda osa, mis jääb paisjärve vasak- ja paremkaldale. Kasutasime A. Iitali jt (2010) väljatöötatud fosfori ärakande koefitsiente. Fosforit peetakse siseveekogudes peamiseks toiteaineks. Valgla nende osade piirid eristati Maa-Ameti geoportaali vastavast kaardirakendustest arvestades kõrgusjooni

(http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGis?app_id=UU82&user_id=at&punkt=666710,6467275&zom=5492.76179104345&LANG=1). Kaardilt arvutati maakasutustüübid ja nende pindalad.

Vee omadustest mõõdeti üldlämmastikku, üldfosforit, kollast ainet ja aluselisust. Kõik need näitajad iseloomustavad koormust järvele. Ühendite kogused ja vahekorrad annavad ülevaate võimalikust sise- või välisreostusest.



Joonis 1.9.1. Kurepalu proovipunktid. SV1- peamine sissevool; SV2- katlamaja; SV3- Age ürgorg; SV4- majad kaldanõlval; roheline ring – järve proovipunkt; kollane ring – väljavool.

2 Tulemused

2.1 Sete

Settelasundi kirjeldus teostati Kurepalu paisjärves kolmes proovipunktis. Kurepalu paisjärve settelasundi paksus ja sete koostis oli erinevates proovipunktides sarnane. Settelasundi

paksus ulatus 33-50 cm (tabel 2.1.1). Setteprofiili moodustas peamiselt pruun järjest tihenev muda, milles esines lagunenud taimejäänuseid. Kolmandas proovipunktis moodustas pindmise 14 cm tumepruun muda.

Tabel 2.1.1. Kurepalu paisjärve settelasundi kirjeldus erinevates proovipunktides.

| Proovipunkt | Settekiht (cm) | Sette kirjeldus |
|-------------|----------------|---|
| 1 | 0-9 | vedel helepruun muda |
| | 9-50 | taimejäänustega pruun muda |
| 2 | 0-8 | vedel helepruun muda |
| | 8-33 | järjest tihenev pruun muda (rohkest taimejäänuseid) |
| 3 | 0-14 | tumepruun muda |
| | 14-43 | taimejäänustega helepruun muda |

2.2 Vee abiootilised omadused ja koormus

Kurepalu paisjärve vesi oli määrdunud rohekaskollane, vee läbipaistvus 0,7 m.

Temperatuuride vahe pinna ja põhjalähedases vees oli 2,1 kraadi, olles vastavalt 16,5° ja 14,4 °C. Kuni 1 m sügavuseni oli vesi hapnikuga tugevalt üleküllastunud (O₂ 192-193%). 2 m sügavusel oli vesi hapnikuga alaküllastunud (O₂ 41%). Vesi oli pinna lähedal aluseline (pH 8,9), põhja lähedal nõrgalt aluseline (pH 8,15). Üldaluselisus oli 5,15 mg-ekv/l (314 mg/l) ja elektrijuhtivus 446,8-469,3µS/cm. Nende näitajate põhjal oli vesi väga kare. Üldfosfori sisaldus oli 0,067 mgP/l ja fosfaate leidus 0,037 mgP/l. Üldlämmastiku sisaldus oli kõrge, 2,05 mgN/l. Mineraalsetest lämmastikuvormidest domineerisid nitraadid (NO₃⁻ oli 0,3 mgN/l). Ammooniumi (NH₄⁺) sisaldus oli madal, 0,014 mgN/l ja nitritid (NO₂⁻) peaaegu puudusid (<0,001 mgN/l). Lahustunud humiinainete sisaldus (kollane aine) oli madal, 4,3 mg/l. Kloriide leidus vähe, 11 mg/l.

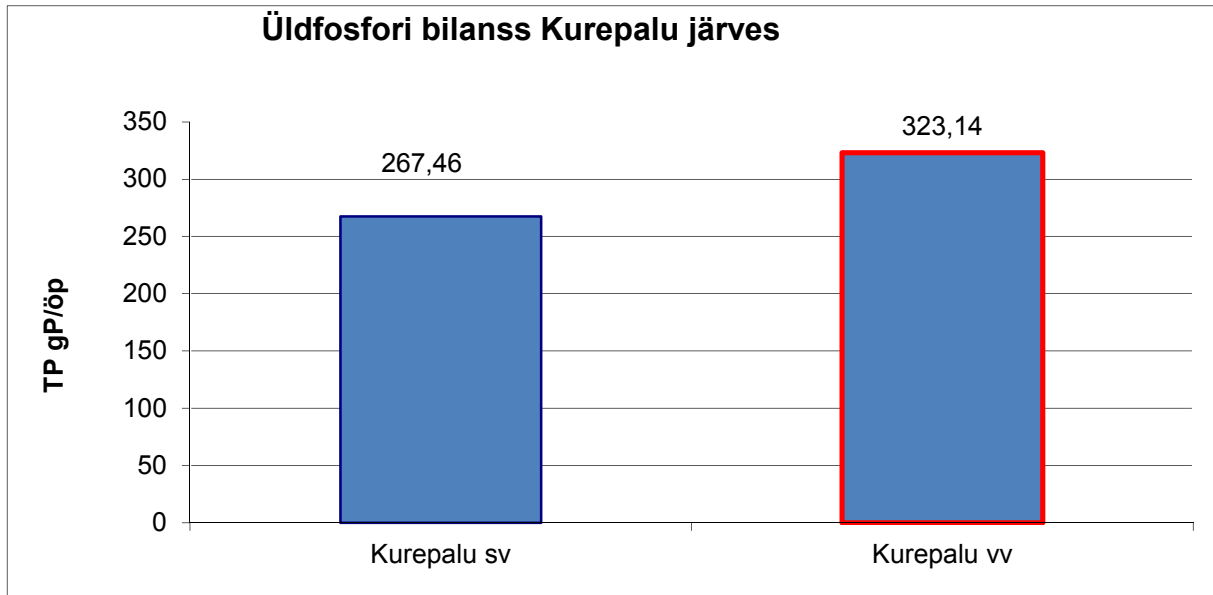
Kurepalu paisjärv on tehisveekogu, selliste veekogude seisundit tuleb hinnata sarnase loodusliku tüübi alusel. Seepärast käsitleme Kurepalu paisjärve keskmiselt kareda veega madala järvena (EL Veepoliitika Raamdirektiivi tüüp II).

Järve seisund oli üldfosfori (üld-P 0,067 mgP/l) ja pH (keskmine 8,62) järgi kesine.

Üldlämmastiku (üld-N 2,05 mgN/l) ja Secchi ketta nähtavuse (SD 0,7 m) järgi halb.

Järvedes on enamasti limiteerivaks toiteelemendiks fosfor ja seetõttu pööratakse enam tähelepanu just fosfori koormusele. Reostuse hindamine järvedele vooluveekogude kontsentratsioonide järgi võib olla eksitav, kui ei arvestata vooluhulki pikema aja jooksul. See

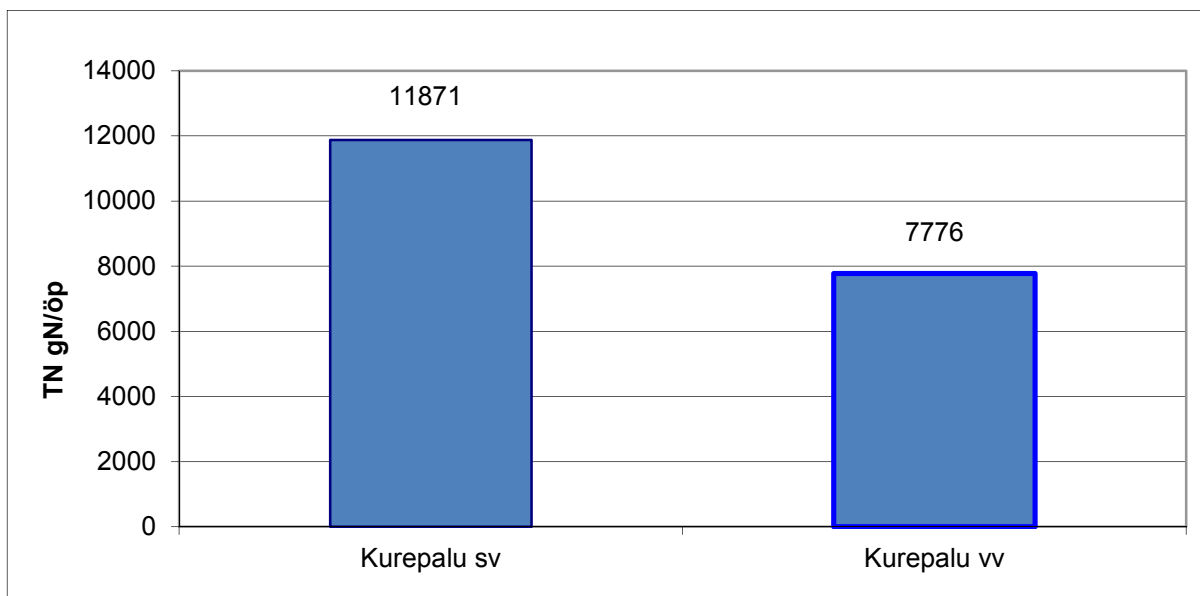
tähendab ka seda, et vead hüdrokeemilistes analüüsides on vähemtähtsad, kui vead veebilansi koostamisel. Seepärast ongi oluline vaadelda hüdroloogilist režiimi kalenderaasta jooksul (Cooke et al., 2005). Kurepalu paisjärve P koormus sissevooludest ja ärakanne järvest on esitatud **joonisel 2.2.1**, kuid ühekordsete mõõtmiste alusel.



Joonis 2.2.1. Üldfosfori (TP g/ööp.) koormus Kurepalu paisjärve (sv) ja ärakanne (vv) järvest.

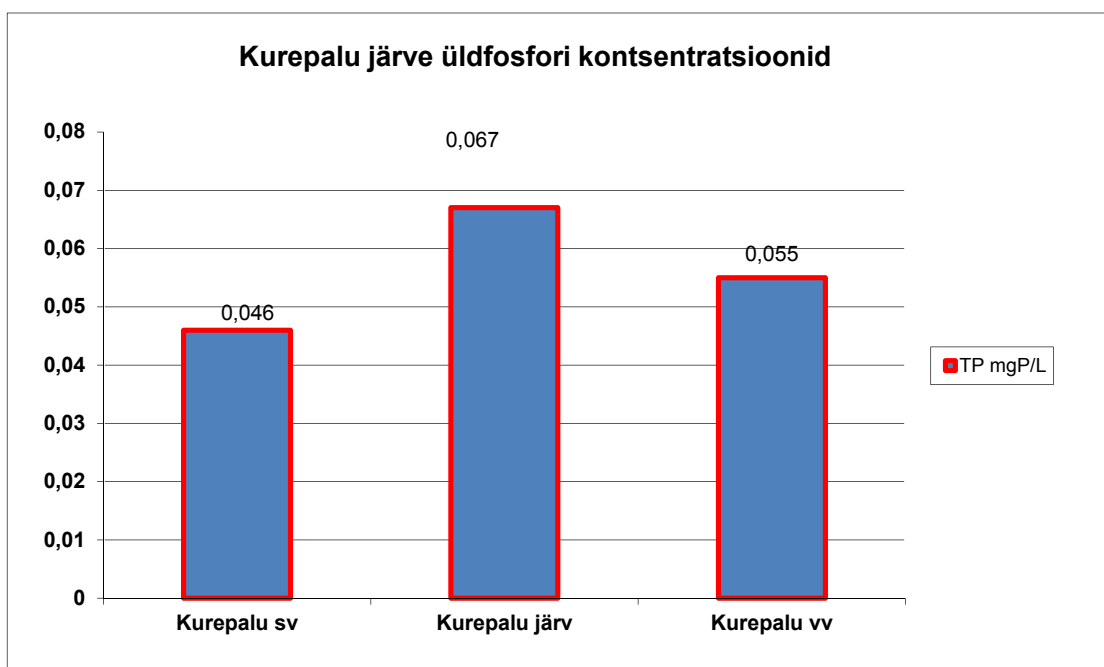
Ühekordse mõõtmise tulemusena selgub, et suvel kantakse fosforit rohkem järvest välja. Selle põhjuseks võiks olla valgala koormuse vähenemine vegetatsiooni kasvu ajal. Järves oli aga P sidumisvõime saavutanud küllastuse, tegemist oli veeõitsenguga ja väljakantav vesi oli fosforirikas.

Koostasime sisse- ja väljakande joonise ka lämmastiku kohta (**joonis 2.2.2**). See on fosfori bilansist erinev. Lämmastiku kontsentratsioon oli peamises sissevoolus väga suur (2290 mgN/m³).



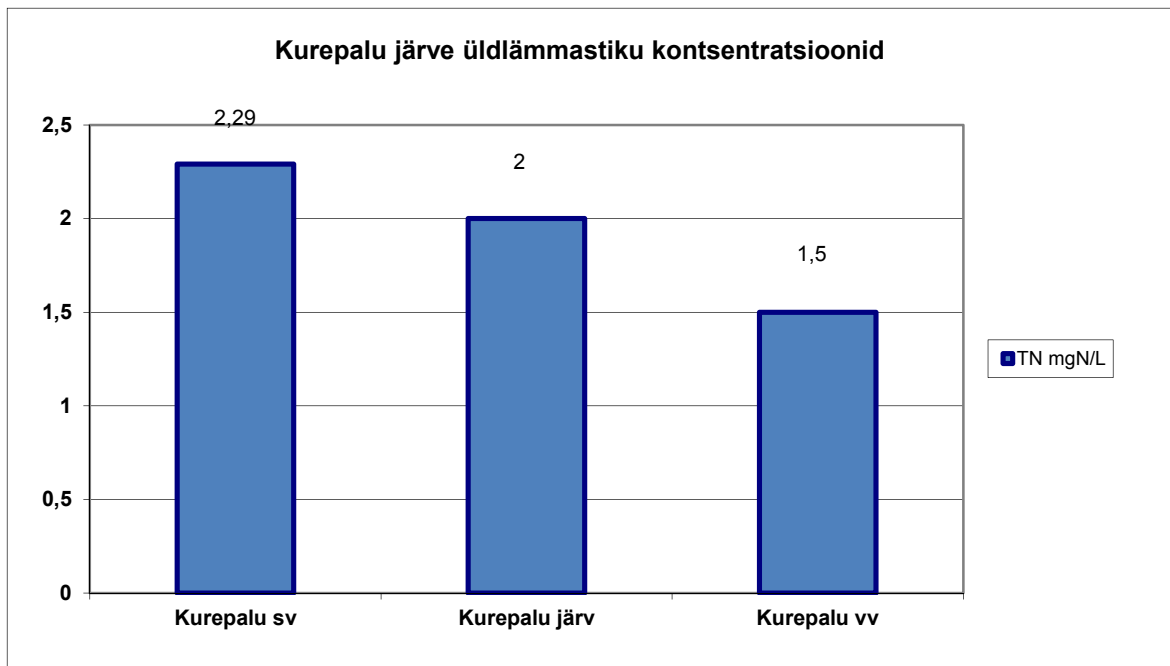
Joonis 2.2.2. Kurepalu järve lämmastiku (TN gN/ööp) sisse (sv)- ja väljakanne (vv).

Toiteainete koormus järvele sõltub ühelt poolt vooluhulkade dünaamikast, teisalt elustiku rohkusest – fosforit ja lämmastikku tarvitavad elutegevuseks nii primaarproduktendid (fütoplankton) kui ka makrofüüdid. Fosfori kontsentratsioonid olid sissevoolus väiksemad, kui järves ja väljavoolus (**joonis 2.2.3.**)



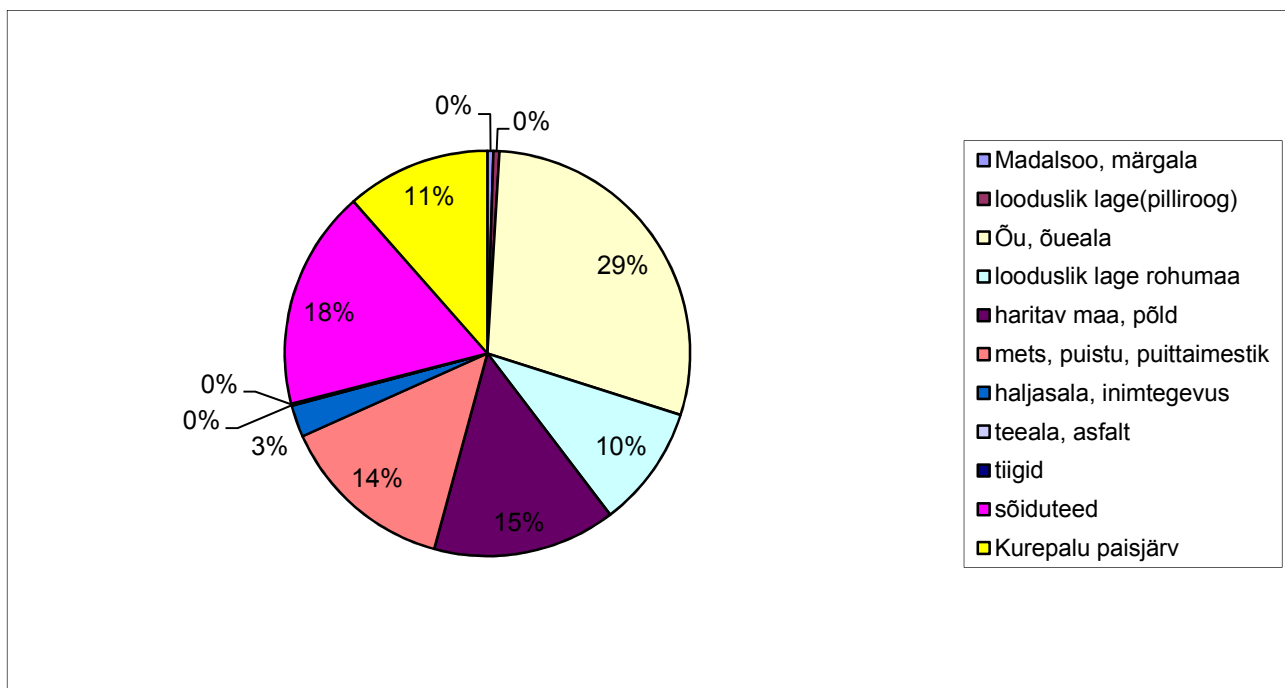
Joonis 2.2.3. Kurepalu paisjärve fosfori kontsentratsioonid peamises sissevoolus (sv), järves ja väljavoolus (vv).

Lämmastiku kontsentratsioonide dünaamika on hoopis teistsugune – kontsentratsiooni hulk väheneb väljavoolu suunas (joonis 2.2.4.). Kuna lämmastikul võivad olla ka gaasilised, veest lenduvad ühendid, siis on aineringe ja fosfori omast keerukam. Üldiselt töötab Kurepalu paisjärv toitesoolade akumulaatorina. Seda saab kinnitada, kui arvestada vooludest arvutatud ainete ärakannetele juurde vasak- ja paremkalda valgala osad.

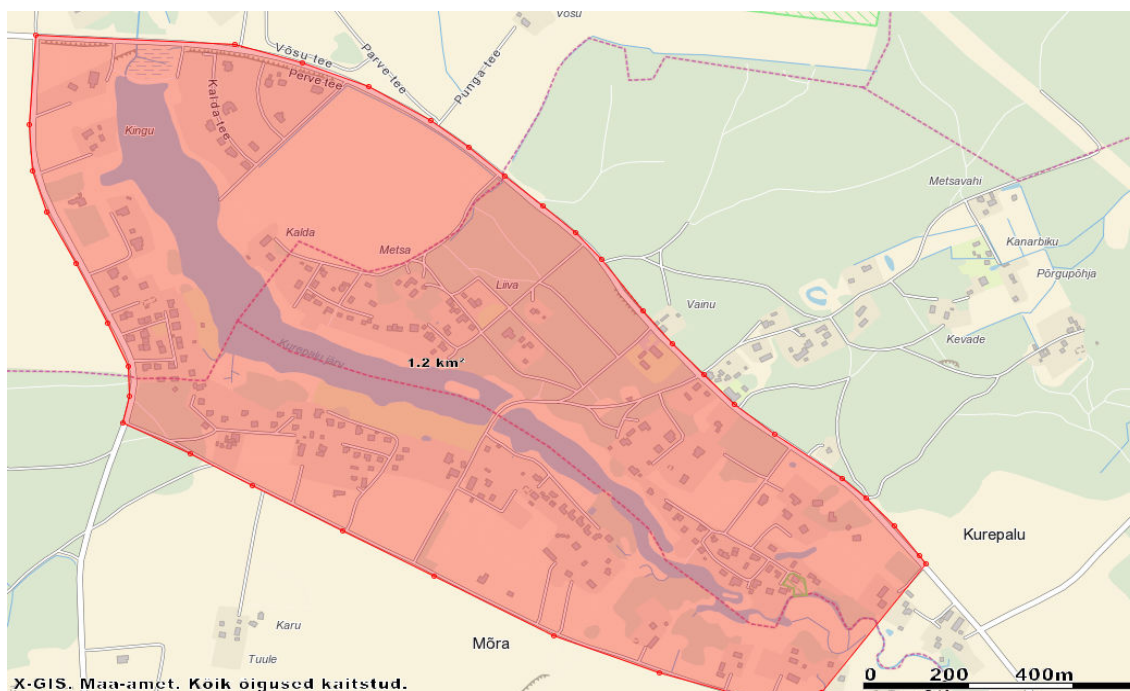


Joonis 2.2.4. Kurepalu sissevoolu (sv), järve ja väljavoolu (vv) üldlämmastiku (TN) kontsentratsioonid.

Oluline on teada majandatavate veekogude koormustaluvust. Kuna peamine ja esmasproduktiooni limiteeriv toiteaine on siseveekogudes fosfor, siis kõige parem on hinnata koormustaluvust selle elemendi koormuse alusel. **Joonisel 2.2.5.** on esitatud Kurepalu paisjärve osavalgla maakasutustüüpide proportsioonid. Kui peamisest sissevoolust saame teada ülesvoolu paiknevatest allikatest, siis parem – ja vasakkalda koormuse peab sellele juurde liitma kogukoormuse selgitamiseks. Arvutustes on väljavoolu kaudu ärakantav fosfori kogus maha lahutatud.



Joonis 2.2.5. Kurepalu parem- ja vasakkalda maakasutus tüüpide osakaal valgla pindalast.

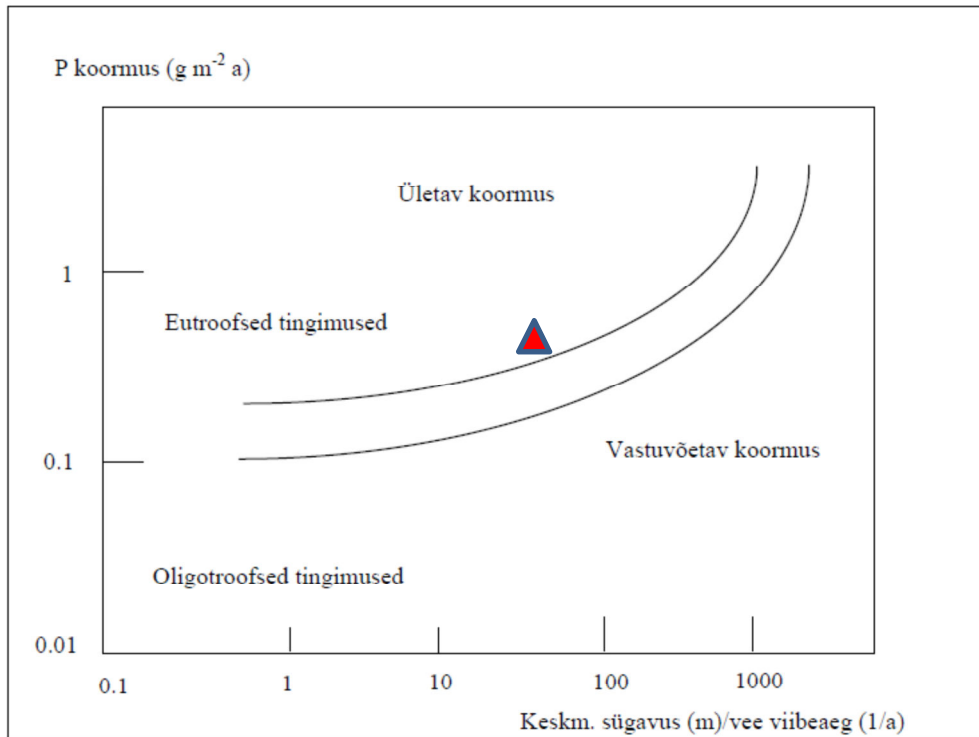


Joonis 2.2.6. Kurepalu osavalgla – vahetu paisjärvega piirnev ala, millelt valgub P koormus liideti juurde peamiselt sissevoolust juurdekanduvale.

Tuntud Vollenweideri (1975) mudelis kasutatakse veekogu keskmist sügavust ja viibeaega.

Kurepalu paisjärve kohta on tulemused esitatud **joonisel 2.2.7**. Ülalpool paralleelseid

topeltjooni on järve jaoks koormus talumatu ja nii on ka Kurepalu puhul. See tähendab ka seda, et tervendamise käigus peab pöörama tähelepanu valgalalt pärineva koormuse vähendamisele.



Joonis 2.2.7. Kurepalu paisjärve fosfori koormustaluvus.

Pistelisel kontrolliti mitmeid arvatavaid koormusallikate suubumiskohti (joonis 1.9.1.), kuid neis ei leitud olulisi kõrvalekaldeid peamistest sissevooludest (tabel 2.2.1).

Tabel 2.2.1. Vee omadused Kurepalu sissevooludes ja järves 26.06. 2014. a.

| Proovivõtukoht | Kollane aine (mg/l) | Üld-P (mgP/l) | Üld-N (mgN/l) | HCO ₃ mgekv/l |
|----------------------|---------------------|---------------|---------------|--------------------------|
| Kurepalu sissevool 1 | 7,104 | 0,046 | 2,290 | 5,150 |
| Kurepalu paisjärv | 4,300 | 0,067 | 2,000 | 4,550 |
| Kurepalu sissevool 4 | 4,892 | 0,060 | 1,448 | 4,400 |
| Kurepalu väljavool | 4,265 | 0,055 | 1,500 | 4,550 |

2.3 Bakterplankton

Heterotroofsete bakterite üldarv oli madalal tasemel, 1,6 miljonit rakku/ml (tabel 2.3.1). Lahustunud orgaanilist ainet kasutavate saprobakterite arvukus oli keskmisel tasemel. Biokeemiline hapnikutarve, mis viitab bakteritele kergesti kättesaadava lahustunud orgaanilise aine sisaldusele, oli Kurepalu järves hüpertroofsete järvede tasemel. Järve vesi sisaldas peamiselt orgaanilisse ainesse seotud toiteaineid, mineraalsete lämmastiku ja fosfori vormide osakaal oli väike. Sellised tingimused suurendavad toiteainete konkurentsi fütoplanktoni ja bakterite vahel. Sageli saavad heterotroofsete bakterite ees eelise õhust lämmastikku juurde fikseerivad sinivetikad. Tulemuseks on rohke sinivetikate mass ja väike heterotroofsete bakterite arvukus. Lahustunud orgaanilise aine lagunemiseks kulunud hapniku hulk (BHT₅) oli järves väga suur ja viitab intensiivsele vetikate produktsioonile, millest eritunud lahustunud orgaaniline aine kasutatakse bakterite poolt koheselt ära. Heterotroofsete bakterite madal arvukus tundub olevat suure ärasöömissurve tulemus ja näitab järves aktiivselt toimivat toiteainete liikumist mööda toiduahelat bakteritest kõrgematele troofilistele tasemetele.

Bakterite üldarvu alusel oli vee seisund väga hea, biokeemilise hapnikutarbe järgi väga halb. Saadud tulemused viitavad rohke fütoplanktoni poolt eritatud lahustunud orgaanilise aine kui peamise toiduallika kasutamisele bakterite poolt.

Tabel 2.3.1. Kurepalu järve heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA), saprobakterite arvukus (SAPRO) ja biokeemiline hapnikutarve (BHT₅).

| Järv | Kuupäev | BÜA, 10 ⁶ rakku/ml | SAPRO rakku/ml | BHT ₅ mg O ₂ /l |
|----------|------------|----------------------------------|-------------------|--|
| Kurepalu | 26.06.2014 | 1,6 | 788 | 8,6 |

2.4 Fütoplankton

Liikide arv loendusproovides oli keskmine (35), biomass suur (13,6 mg*l⁻¹), Chla sisaldus ülikõrge (91,5µg*l⁻¹). Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli keskmine (3,8), mesotroofsel tasemel. Koosluses puudusid ülekaalukad dominandid (>80% kogu biomassist). Biomassis domineerisid sini- ja neelvetikad. Suurima biomassiga esinesid eutroofse nõudlusega

neelvetikas *Cryptomonas* sp ja sinivetikas *Pseudanabaena limnetica*. Fütoplanktoni näitajate poolest on paisjärv tugevalt eutroofselt tasemel.

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

2.5 Zooplankton

2014. aasta juunikuu (26.06.14) zooplanktoni proovist leiti 19 zooplanktoni taksonit: 14 keriloomaliiki, 2 vesikirpu ning 1 aerjalgne ning aerjalgsete noorvormid – naupliused ja kopepodiidid (tabel 2.5.1).

Tabel 2.5.1. Kurepalu paisjärve zooplanktoni proovist (26.06.2014) leitud zooplanktoni taksonid, nende arvukused ja biomassid.

| Jrk | Zooplanktoni takson | Arvukus (tuh. is. m ⁻³) | % kogu zooplanktoni arvukusest | Biomass (g m ⁻³) | % kogu zooplanktoni biomassist |
|------------------|------------------------------|--|--------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Rotifera | | | | | |
| 1 | <i>Ascomorpha ecaudis</i> | 68,5 | 3 | 0,002 | 0,23 |
| 2 | <i>Asplanchna priodonta</i> | 185,3 | 8,3 | 0,049 | 6,4 |
| 3 | <i>Filinia longiseta</i> | 271,6 | 12,2 | 0,026 | 3,3 |
| 4 | <i>Keratella cochlearis</i> | 261,4 | 11,8 | 0,026 | 3,4 |
| 5 | <i>Keratella tecta</i> | 220,8 | 10 | 0,022 | 2,8 |
| 6 | <i>Keratella quadrata</i> | 7,6 | 0,3 | 0,004 | 0,5 |
| 7 | <i>Polyarthra luminosa</i> | 342,6 | 15,4 | 0,096 | 12,4 |
| 8 | <i>Polyarthra major</i> | 58,4 | 2,6 | 0,012 | 1,5 |
| 9 | <i>Polyarthra minor</i> | 20,3 | 0,9 | 0,001 | 0,09 |
| 10 | <i>Polyarthra remata</i> | 126,9 | 5,7 | 0,006 | 0,8 |
| 11 | <i>Synchaeta pectinata</i> | 30,4 | 1,4 | 0,002 | 0,2 |
| 12 | <i>Trichocerca porcellus</i> | 5,1 | 0,2 | 0,0003 | 0,04 |
| 13 | <i>Trichocerca similis</i> | 10,1 | 0,45 | 0,002 | 0,2 |
| 14 | <i>Trichocerca capucina</i> | 38,1 | 1,7 | 0,005 | 0,6 |
| Cladocera | | | | | |
| 15 | <i>Bosmina crassicornis</i> | 5,08 | 0,23 | 0,014 | 1,9 |
| 16 | <i>Bosmina longirostris</i> | 66 | 3 | 0,033 | 4,3 |
| Copepoda | | | | | |

| | | | | | |
|--|-----------------------------|-------|------|-------|-----|
| | Nauplii | 269 | 12 | 0,035 | 4,5 |
| | Kopepodiidid | 233,5 | 10,5 | 0,434 | 56 |
| | <i>Microcyclops bicolor</i> | 2,5 | 0,1 | 0,005 | 0,6 |

Zooplanktoni arvukuse moodustasid põhiliselt keriloomad perekondadest *Keratella* (22,1%) ja *Polyarthra* (24,6%), *Filinia longiseta* (12,2%) ning aerjalgsete noorvormid - naupliused (12%) ning kopepodiidid (10,5%). Adultseid aerjalgseid praktiliselt ei esinenud, mis viitab tugevale kalade survele.

Keriloomad (*Rotifera*, 74%) moodustavad kokku suurima arvukusega rühma (>2 milj. is m⁻³). Kõrge arvukus aga ei kannu kõrget biomassi, sest nende isendite keskmine kaal on vaid 0,1 µg (tabel 2.5.2.).

Tabel 2.5.2. Kogu zooplanktoni ning zooplanktoni rühmade arvukused ja biomassid Kurepalu paisjärves 26.06.2014

| | Arvukus, is. m ⁻³ | % kogu zooplanktoni arvukusest | Biomass, g m ⁻³ | % kogu zooplanktoni biomassist |
|---|---------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| <i>Rotifera</i> (keriloomad) | 1647162 | 74,1 | 0,252 | 32,6 |
| <i>Cladocera</i> (vesikirbulised) | 71054 | 3,2 | 0,048 | 6,2 |
| <i>Copepoda</i> (aerjalgsed) | 505062 | 22,7 | 0,473 | 61,2 |
| Kogu zooplankton | 2223278 | 100 | 0,773 | 100 |

Kurepalu paisjärves oli juuni kuus zooplanktoni biomass madal. Biomassi moodustasid põhiliselt aerjalgsete noorvormid kopepodiidid (56% kogu zooplanktoni biomassist, ühe kopepodiidi kaal 1,8 µg). Keriloomi esines massiliselt ning nende hulgas esines suhteliselt suur *Asplanchna*. Nende osa biomassis oli märkimisväärne (33%). Vesikirpe oli planktonis vähe ning nad olid põhiliselt esindatud eutroofsete vete indikaatorliigi *Bosmina longirostris*'ega. Juuni ei ole kõige sobivam kuu zooplanktoni koosluse ja selle alusel järve seisundi hindamiseks, sest soojalembesed vesikirbud (eriti perekond *Daphnia* liigid) võivad planktonisse arvukamalt ilmuda alles juulis.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et Kurepalu paisjärve zooplankton on väheefektiivne vetikasööja ning sobimatu kalatoit. Kalad eelistavad toiduna suuremaid zooplanktereid. Zooplanktoni alusel oli järve ökoloogiline seisund kesine.

2.6 Suurtaimed

Kurepalu paisjärve taimestikku ei ole varasematel aastatel uuritud. 2014. aastal täheldati järves 22 liiki makrofüüte - 18 liiki kaldavee-, 2 liiki ujulehtedega ja 2 liiki veesiseseid taimi (tabel 2.6.1).

Kaldaveetaimede liikide hulk ja arv oli keskmine, selget dominant ei eristunud, keskmise ohtrusega esinesid ahtalehine hundinui (*Typha angustifolia*), pilliroog (*Phragmites australis*) ja tarnad (*Carex* spp.). Ohtramalt leidis ka harilikku partheina (*Glyceria fluitans*) ning sookastikut (*Calamagrostis canescens*). Ujulehtedega taimestik oli samuti keskmise ohtrusega, valitses kollane vesikupp (*Nuphar lutea*), vähesel määral esines ka vesi-kirburohtu (*Polygonum amphibium*), seda eriti järve sissevoolu poolses osas. Veesisene taimestik oli liigivaene, kuid esines suurel ohtrusel, ühtset dominant ei eristunud, vaheldumisi esinesid sõõr-särjesilm (*Ranunculus circinatus*) ning räni-kardhein (*Ceratophyllum demersum*), kattes kaldaveetaimede vööndi servas põhja täielikult ning ulatudes kuni 1 m sügavusele. Üksnes järve väljavoolu poolses osas esines veesisest taimestikku vähesel määral.

Järve taimestik erineb sissevoolu- ja väljavoolu poolses osas küllaltki tugevalt. Väljavoolu poolset osa iseloomustab rohke, kuid küllaltki monotoonne (peamiselt pilliroo enamusega) kaldaveetaimestiku vöönd ning vähene veesisene ja ujulehtedega taimestik. Järve sissevoolu poolne osa on taimestikurikkam ning mitmekesisem. Kaldaveetaimestikku ilmuvad lisaks pilliroole ka ahta- ja laialehine hundinui ning tarnad, ujulehtedega taimedest esineb siin ka üksikuid vesi-kirburohu kogumikke ning veesisese taimestiku vöönd on laialdane.

Kurepalu paisjärve taimestiku seisundit võiks 2014. aastal hinnata halvaks. Järve taimestiku sellisele seisundile viitab eelkõige penikeelte puudumine (v.a. ujuv penikeel), veesisese taimestiku liigiline ühekülgus ning toiteainetelembeste liikide suur esinemisohtrus.

Tabel 2.6.1. Kurepalu paisjärve suurtaimede näitajad 2014. a.

| | |
|---|-------------|
| Näitaja | 2014 |
| Kaldaveetaimestiku levikusügavus (m) | 0,5 |

| | |
|---|------------|
| Veesise taimestiku levikusügavus (m) | 1,0 |
| Kaldaveetaimed | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnaroohi | 1 |
| <i>Butomus umbellatus</i> L. - harilik luigelill | 1 |
| <i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth - sookastik | 2 |
| <i>Carex</i> spp. - tarnad | 3 |
| <i>Cicuta virosa</i> L. - mürkputk | 1 |
| <i>Comarum palustre</i> L. - soopihl | 1 |
| <i>Epilobium palustre</i> L. - soo-pajulill | 1 |
| <i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. - konnaosi | 2 |
| <i>Geranium palustre</i> L. - soo-kurereha | 1 |
| <i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br. - harilik parthein | 2 |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. - kollane võhumõõk | x |
| <i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir. - harilik vesiputk | 1 |
| <i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog | 3 |
| <i>Ranunculus sceleratus</i> L. - mürktulikas | x |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> Huds. - jõgioblikas | 1 |
| <i>Sagittaria sagittifolia</i> L. - jõgi-kõõlusleht | 2 |
| <i>Scirpus sylvaticus</i> L. - metskõrkjas | x |
| <i>Solanum dulcamara</i> L. - harilik maavits | 1 |
| <i>Typha latifolia</i> L. - laialehine hundinui | 2 |
| <i>T. angustifolia</i> L. - ahtalehine hundinui | 3 |
| Ujulehtedega taimed | |
| <i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith - kollane vesikupp | 4 |
| <i>Polygonum amphibium</i> L. - vesi-kirburohi | 2 |
| Veesised taimed | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> L. - räni-kardhein | 4 |
| <i>Ranunculus circinatus</i> Sibth. - sõõr-särjesilm | 4 |
| Makroskoopilised niitvetikad | |

| | |
|-----------------|---|
| Ohtruse hinnang | 4 |
|-----------------|---|

2.7 Suurselgrootud

Viie kordusproovi põhjal oli proovialal ühel ruutmeetril keskmiselt 499 isendit suurselgrootuid. Üldine taksonirikkus oli 15, Shannoni erisusindeks 1,72, ASPT indeks 4,5, Taani indeks 4, EPT taksonirikkus 3, happelisuusindeks 5 ning MESH 1,64 (tabel 2.7.1). Tabelis on need tunnused paigutatud veekogu tüübi (järv või vooluvesi) ning seisundihinnangute järgi.

Tabel 2.7.1. Kurepalu paisjärve seisund suurselgrootute põhjal.

| Tunnus | Seisund järvede kriteeriumide järgi | Seisund vooluvete kriteeriumide järgi |
|----------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| Asustustihedus (N) | 499 | 499 |
| Üldine taksonirikkus (T) | 15 | 15 |
| Shannoni erisusindeks (H') | 1,72 | 1,72 |
| ASPT indeks | 4,5 | 4,5 |
| DSFI | | 4 |
| EPT | 3 | 3 |
| Happelisuusindeks (A) | 5 | |
| MESH | 1,64 | 1,64 |
| Üldseisund | 11 | 4 |

Järvedest lähtudes kuulub Kurepalu paisjärv väikese pindalaga (<100 km²), keskmise karedusega vee ning liivase põhjaga veekogude hulka. Vooluvestest lähtudes on ta aga väikese valgalaga (<100 km²) jõelõik, mis asub liivakivi-aluskivimi mõjualal. Looduslikus olekus (paisutamata) oleks ta eeldatavasti kiirevooluline elupaik. MESH väärtuse järgi (1,64) on uuritud ala loomastik kõige sarnasem kivise põhjaga väikejärvede omale (vastav keskvärtus 1,49), ning tükk maad kõrgem kui looduslikes liivaste põhjaga järvedes (1,21). Ta aga jääb kaugemale maha normaalsest väärtusest eeldatavates looduslikes oludes (2,71) (Timm et al., 2011).

Vastavalt tabeli 1.7.1 kriteeriumidele oli järve seisund suurselgrootute järgi kesine (kui teda lugeda järveks) või väga halb (kui teda lugeda vooluveekogu lõiguks). Järvede kohta oli selles lõigus üldse väga vähe taksoneid, sealhulgas eriti vähe tundlikke EPT taksoneid.

Vooluveekogu kohta olid kõik indeksid sellel proovialal allpool hea seisundi taset, mis

tuleneb tõenäoliselt eelkõige paisutamise mõjust. See on hävitanud paigale tüüpilised vooluveeliigid, mida on küll osalt asendanud seisuveeliigid, aga neid pole asemele asunud nii palju, et see vastaks loodusliku järve heale seisundile. Näib, et liikide arvu on vähendanud ka paisjärve hiljutine puhastamine.

2.8 Kalad

Kurepalu paisjärve kalastiku koosseisus oli meie võrgupüügi saakide alusel seitse liiki, mis on väikese paisjärve kohta üllatavalt hea tulemus. Saagis tabatud kalaliikideks olid ahven, haug, kiisk, latikas, mudamaim, roosärg ja särg. Katsepüügi kogusaak on esitatud tabelis 2.8.1.

Tabel 2.8.1. Liikide esinemine ja osakaal Kurepalu katsepüügi kogusaagis 2014.a. juunis

| LIIK | ahven | haug | kiisk | latikas | mudamaim | roosärg | särg | Kokku |
|--------------|--------|--------|-------|---------|----------|---------|--------|---------|
| N | 33 | 1 | 9 | 1 | 17 | 1 | 405 | 467 |
| % N | 7,07 | 0,21 | 1,93 | 0,21 | 3,64 | 0,21 | 86,72 | 100 |
| TW, g | 6058,6 | 1158,4 | 345,6 | 393,4 | 47,4 | 8,3 | 6010,5 | 14022,2 |
| % TW | 43,21 | 8,26 | 2,46 | 2,81 | 0,34 | 0,06 | 42,86 | 100 |

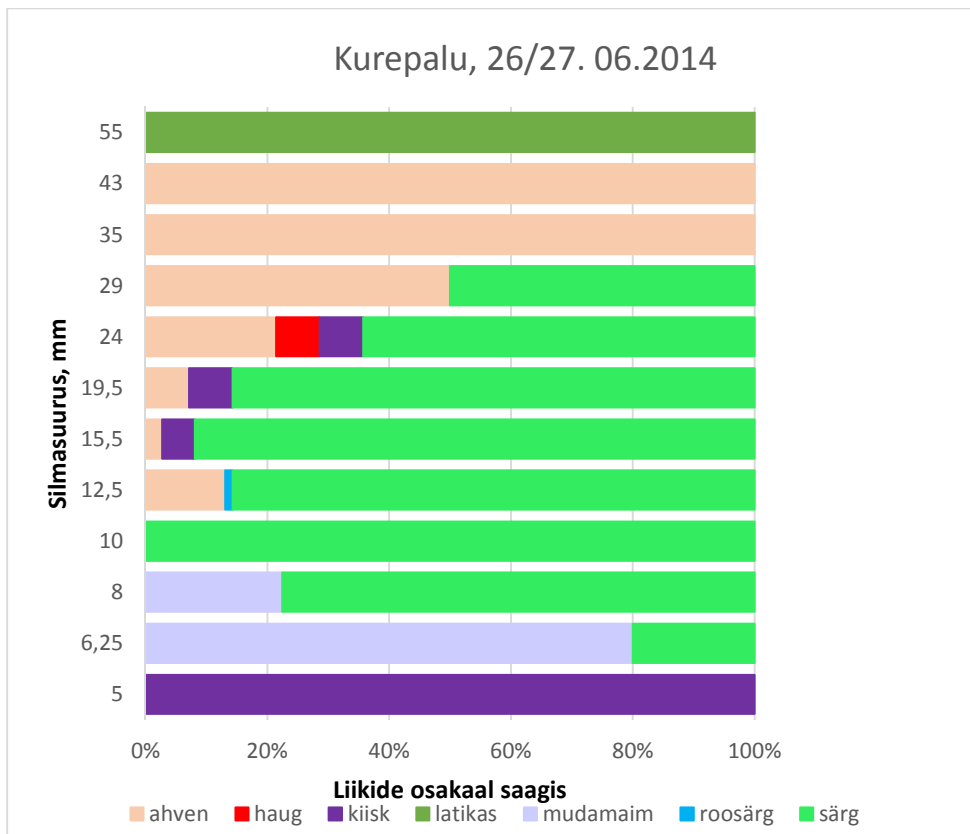
Suuresilmalised võrgud püüdsid kokku 10 kala, kes kõik olid ahvenad, saagi kogukaal 4,05 kg. Saaki püüdsid kõik kolm püügil olnud võrgusilma suurust (\varnothing 30 mm, 45 mm, 60 mm). \varnothing 30 mm võrgus olid ahvenad pikkusvahemikus 24-29 cm (TL) ja kaaluvahemikus 173 – 334 g (TW) vanusega 7-8 aastat. \varnothing 45 mm võrku jäid ahvenad pikkusega 28-38 cm (TL) ja kaaluvahemikus 307 – 835 g (Foto 2.8.1.), vanusega 8 kuni 12 aastat. Suurimasse võrgusilma (\varnothing 60 mm) jäi ahven mõõtudega 36 cm (TL) ja 663 g (TW) oli lõpuskaaneluult määratuna 9-aastane.



Foto 2.8.1. Ahven Kurepalu paisjärvest.

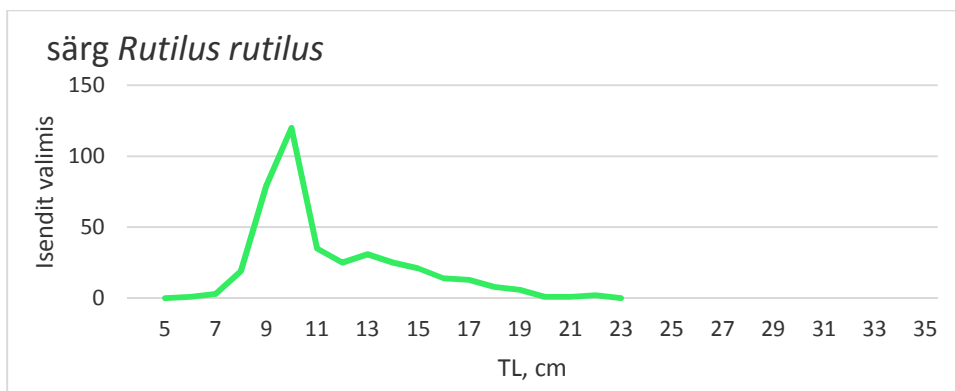
Sektsioonvõrkude saagid Kurepalu paisjärves

Kurepalu paisjärvest püüdsime sektsioonvõrkudega 457 kala, kes kuulusid seitsmesse liiki: lisaks ahvenale, särjele ja roosärjele oli püügis esindatud veel haug, kiisk, mudamaim ja latikas (joon. 2.8.1). Saagi kogumass 10 kg. Valdavalt arvukaim liik – särg – nakkus võrgusilmadesse \varnothing 6.25 – 29 mm. Suurim särg 21,4 cm (TL), 117,8 g (TW), vanus 8 aastat). Ahvenat püüti võrgusilmadega vahemikus \varnothing 12,5 – 43 mm. Suurim ahven oli 27,6 cm pikkune (TL), 325,3 g, vanus 8 aastat). Ainus roosärg 9,4 cm (TL) pikkuse 8,3 g kaalunud isendi püüdis silmasuurus \varnothing 12,5 mm. Suurimaks isendiks sektsioonvõrgupüügis oli latikas, kelle püüdis võrgusilm \varnothing 55 mm (TL = 32,7 cm, TW = 393,4 g). Väiksematesse võrgusilmadesse \varnothing 15,5 - 24 mm jäid kiisk (pikkusvahemik 13 – 19 cm ja kaaluvahemik 22 – 49 g) ja \varnothing 6,25 – 8 mm mudamaim (pikkusvahemik 6 -8 cm ja kaaluvahemik 1,5-4,1 g. Saaki jahtinud haug (TL = 57,7 cm, TW = 1158,4 g) nakkus võrgusilma \varnothing 24 mm.



Joonis 2.8.1. Liikide jaotumine sektsioonvõrgu erinevatesse silmasuurustesse Kurepalu paisjärve katsepüügis 2014. a. juunis.

Keskmiselt oli 'Nordic'-tüüpi seirevõrgus 114,2 isendit (NPUE), mis on suvise saagi kohta keskmine tulemus. Samas oli seirevõrgu saagi keskmine kaal (WPUE) 2491,2 g ületab Eesti väikejärvede pikaajalist keskmist näitajat ligi kahekordselt, seda eelkõige tugeva särjepopulatsiooni (joon. 2.8.2) ja püüki sattunud latika ja enam kui kilose haugi arvelt. Võrdluses näiteks Otepää ümbruse järvede särgede soomustelt tagasiarvutatud pikkus-vanus määrangutega saame öelda, et ülekaalukalt domineerisid saagis 3-aastased särjed ning populatsioonis olid esindatud ka üheksa aastased isendid.



Joonis 2.8.2. Särje pikkusjaotus Kurepalu paisjärve 2014. a. katsepüügis

3 Kokkuvõte

3.1 Seisundi koondhinnang

Üldise hinnangu andmisel saame lähtuda EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõuetest, mille kohta on välja antud vastav keskkonnaministri määrus (Pinnaveekogumite..., 2009). Sellesse ei ole lülitatud mitmeid olulisi elustikurühmi (zooplankton, kalad, bakteriplankton) ja näitajaid (mitmed abiootilised parameetrid), mis täiendavad arusaamist veekogu olukorra kohta. Seepärast on parema ülevaate saamiseks need rühmad lisatud.

Tabelis 3.1.1. on esitatud mõlema uuritud veekogu ökoloogilise seisundi koondhinnangud VRD järgi. Suurselgrootute järgi hinnati neid veekogusid ka vooluveekogude biotoopidena. Kurepalu paisjärves erinevad järve kompleksne hinnang ja vooluveekogude hinnang suurselgrootute alusel.

Tabel 3.1.1. Kurepalu ja Roiu paisjärvede seisundi koondhinnangud 2014. a.

| Veekogu | Tüüp | Ökoloogilise seisundi koondhinnang |
|----------|----------------|------------------------------------|
| Kurepalu | II järv | halb |
| Roiu | II järv | kesine |
| Kurepalu | vooluveekoguna | väga halb |
| Roiu | vooluveekoguna | kesine |

Kui vaadata lisaks ka teisi aruandes kasutatud parameetreid, siis on üldiselt tulemus sama VRD hinnanguga. Kurepalu on suhteliselt kalarikas ja sellele vastavalt vaene zooplanktonist. Zooplanktoni seisundit mõjutab kindlasti ka järve eutrofeerumine.

3.2 Ettepanekud tervendamiseks

Kuna Kurepalu paisjärve ökoloogilise seisundi koondhinnang oli lausa halb, siis peaks ette võtma põhjalikud meetmed olukorra parandamiseks, seda enam, et veekogu kallastel on paljude inimeste kodud.

Paisjärve iseloomulikeks omadusteks on väga intensiivne veevahetus ja väga kare vesi, mis mõlemad tugevdavad ökosüsteemi. Samas on nõrkadeks omadusteks väga väike veemaht ja väike sügavus.

Meie arvutused näitavad, et tervendamiseks tuleb arendada kaht suunda. Esiteks on tarvis vähendada koormust valgalalt ja teiseks puhastada paisjärve süng.

Antud töö ei võimaldanud täpselt selgitada koormusallikaid. Veevahetus on intensiivne ja valgala ulatuslik. Järve kaldad on täis ehitatud, kalda-alad, kaldavööndid on looduslikust erinevad. Need lisavad oma panuse ainete sissekandes. Ka kalda-alale pinnase laotamine, sealt ja ujulate täitepinnasest erosiooniga kanduvad ained võivad muuta veekogu režiimi.

Juba praegu on asustust kaldal ilmselt liiga palju. Sealt lähtuva koormuse vähendamiseks on vaja rajada puhverribad kallastele, vältima peaks otsesest erosiooni.

Tervendamisel peaks arvestama, et tekiks/säiliks mitmekesised elupaigad. Tasakaal peaks valitsema avavee ja litoraali vahel. Kui eemaldada liiga palju taimi, siis saavad primaarproduktentidena ülekaalu fütoplankterid ja vesi võib õitsema hakata. Vastupidi, liiga suur suurtaimede kogus soodustab maastumist.

Sete peaks olema eemaldatud mineraalse põhjani. Kõige parem, kui sügaval alal oleks kolm meetrit vett. See tagab avavee-osa säilimise.

Oluliseks tuleks pidada ka allavoolu paikneva Haaslava kalamajandi veemahu stabiilsust.

Kurepalu paisu ja kalatrepi äravool peaks olema võimalikult stabiilne. See on tarvilik nii paisjärve seisundi kui ka kalamajandi olukorra stabiliseerimiseks.

4 Kasutatud kirjandus

Andronikova, I., 1996. Zooplankton characteristics in monitoring of Lake Ladoga. *Hydrobiologia* 322:173-179.

Caramujo M.J. & M.J. Boavida, 2000. The crustacean communities of River Tagus Reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. *Limnetica*, 18:37-56.

- 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.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, New York.
- 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.
- Czensny, R., 1960. *Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie*. Veb Verlag Technik Berlin, 429 lk.
- Ejsmont-Karabin, J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: trophic index. *Pol. J. Ecol.* 60:339-350.
- 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.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Zohary, T. and Pollinger, U. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403-424.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. *Methods of Seawater Analysis*. New York
- Haberman, J., 2001. *Zooplankton in E. Pihu & J. Haberman (toim.) Lake Peipsi, Flora and Fauna*. Sulemees, Tallinn.
- Haberman, J. & M. Haldna, 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long-term study of Lake Võrtsjärv. *J. Limnol.* 73 (2):61-71
- 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.
- Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü. 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvätistes kaadmiumi reostusohu hindamine. (E. Loigu – vastutav täitja). Tallinn. 76 lk. Lepingu 4-11/61 lõpparuanne.
- 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 miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.
- 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
- Lenat D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. Journal of North American Benthological Society 7: 222-233.
- 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.
- Medin M., Ericsson U., Nilsson C., Sundberg I., Nilsson P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Nõges, P. ja I. Ott, 2003. Eesti järveteadus Euroopa tõmbetuultes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti globaliseeruv maailmas. Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid, 159-172
- Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. - Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht nr 3.
- 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>.
- Saarse, L. 1982. Järvenõgudes ladestunud setete kirjeldamise juhend. Abiks loodusvaatlejale 81. Tartu, 39 lk.
- Skriver J., Friberg N., Kirkegaard J., 2000. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1822-1830.

Standard Methods for examination of Water and Waste Water, 15th edition, 1980, APHA, AWWA, WPCF. Washington.

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

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

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

Unifitsirovannye metody issledovaniya kachestva vod, 1977. 1. Moskva

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

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

5 Lisad

Lisa 1.

Fotod setteproovidest.



Foto 1. Kurepalu paisjärve sete proovipunktis nr. 1 settekiht 0-50 cm (foto K. Saar).



Foto 2. Kurepalu paisjärve sete proovipunktis nr. 2 settekiht 0-33 cm (foto K. Saar).



Foto 3. Kurepalu paisjärve sete proovipunktis nr. 3 settekiht 0-43 cm (foto K. Saar).

Lisa 2.

Makroselgrootute indeksite arvutamise

ASPT arvutamise

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

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

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

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

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

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

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

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

2 - *Chironomidae*

1 - *Oligochaeta*

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

Taani vooluvete fauna indeksi (DSFI) arvutamine (Skriver *et al.*, 2000 järgi)

| | | (P - N) | | | |
|--|-----------------|-------------------|----------|-------|-----|
| | | < (-1) | (-1) - 3 | 4 - 9 | > 9 |
| Klassid ja võtmerühmad | Esineb: | Indeksi väärtused | | | |
| Klass 1. | | | | | |
| <i>Brachyptera, Capnia, Leuctra, Isogenus,</i> | ≥ 2 | - | 5 | 6 | 7 |
| <i>Isoperla, Isoptena, Perlodes,</i> | võtme- | | | | |
| <i>Protonemura, Siphonoperla,</i> | rühma | | | | |
| <i>Ephemeridae, Limnius,</i> | | | | | |
| <i>Glossosomatidae, Sericostomatidae.</i> | ainult 1 | - | 4 | 5 | 6 |
| | võtme- | | | | |
| | rühm | | | | |
| Klass 2. | | | | | |
| <i>Amphinemura, Taeniopteryx,</i> | | | | | |
| <i>Ametropodidae, Ephemerellidae,</i> | | 4 | 4 | 4 | 5 |
| <i>Heptageniidae, Leptophlebiidae,</i> | | | | | |
| <i>Siphonuridae, Elmis, Elodes,</i> | | | | | |
| <i>Rhyacophilidae, Goeridae, Ancylus.</i> | | | | | |

Kui *Asellus* ≥ 5 isendit, => klass 3;

kui *Chironomus* ≥ 5 isendit => klass 4.

Klass 3.

Gammarus > 10 isendit. *Caenidae*, **3** **4** **4** **4**
Trichoptera sugukonnad (v.a. klassides
1 ja 2 nimetatud) ≥ 5 isendit. Kui
Chironomus > 5 isendit, => Klass 4.

Klass 4.

Gammarus < 10 isendit. *Asellus*, ≥ 2 **3** **3** **4** -
Caenidae, *Sialis* või *Trichoptera*
sugukonnad (v.a. klassides 1 ja 2
nimetatud). **võtme-**
rühma

ainult 1 **2** **3** **3** -
võtme-
rühm

Klass 5.

Gammarus < 10 isendit. *Baetidae*; või ≥ 2 **2** **3** **3** -
Simuliidae ≥ 25 isendit. Kui **võtme-**
Oligochaeta > 100 isendit, => klass 5, **rühma**

1 võtmerühm. **ainult 1**

Kui *Eristalinae* ≥ 2 isendit, => klass 6. **võtme-** **2** **2** **3** -
rühm

Klass 6.

| | | | | |
|----------------------------------|----------|----------|---|---|
| <i>Tubificidae, Psychodidae,</i> | 1 | 1 | - | - |
| <i>Chironomidae, Eristalini.</i> | | | | |

P (positiivsed grupid): *Tricladida, Gammarus*, kõik *Plecoptera* perekonnad, kõik *Ephemeroptera* sugukonnad, *Elmis, Limnius, Elodes, Rhyacophila*; kõik kaasaskantava majaga *Trichoptera* sugukonnad; *Ancylus fluviatilis*.

N (negatiivsed grupid): *Oligochaeta, Helobdella, Erpobdella, Asellus, Sialis, Psychodidae, Chironomus, Eristalinae, Sphaerium, Lymnaea (=Radix)*.

Indeksi arvutamisel leitakse esmalt õige klass, seejärel õige veerg, liites kokku P ja N arvestusega, et iga P annab 1 pluss- ja iga N ühe miinuspunkti

Happelisusindeksi arvutamine

(Johnson 1999 ref. Henrikson & Medin 1986 järgi)

1. Kas leidub ühepäevikulisi (*Ephemeroptera*), kevikulisi (*Plecoptera*) või ehmeistiivalisi (*Trichoptera*), mille tundlikkus Johnsoni (1999) järgi on

pH > 5.4 (3 palli)

4.9-5.4 (2 palli)

4.5-4.8 (1 pall)

<4.5 (0 palli)

(lisa 5.1)

2. Kas leidub kirpvähklasi (*Gammaridae*)

jah (3 palli)

ei (0 palli)

3. Kas leidub kaane, tigused, karpe või mardikaliste sugukonda *Elmidae*

jah (1 pall iga nimetatud rühma kohta)

ei (0 palli)

4. *Baetis/Plecoptera* indeks (arvu järgi)

>1.0 (2 palli)

0.75-1.0 (1 pall)

<0.75 (0 palli)

5. Taksonite koguarv (*Diptera* sugukonnani, muud võimalikult liigini)

≥ 41 (2 palli)

26-40 (1 pall)

<26 (0 palli)

Happelisusindeksi väärtust arvestatakse kui pallide summat punktides 1-5. Mida väiksem summa, seda kõrgem happelisuus.