

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



Roiu 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 | 18 |
| 2 Tulemused..... | 19 |
| 2.1 Sete | 19 |
| 2.2 Vee abiootilised omadused ja koormus | 20 |
| 2.3 Bakterplankton..... | 26 |
| 2.4 Fütoplankton | 27 |
| 2.5 Zooplankton..... | 27 |
| 2.6 Suurtaimed..... | 29 |
| 2.7 Suurselgrootud..... | 31 |
| 2.8 Kalad..... | 32 |
| 3 Kokkuvõte..... | 35 |
| 3.1 Seisundi koondhinnang..... | 35 |
| 3.2 Ettepanekud tervendamiseks | 35 |
| 4 Kasutatud kirjandus | 36 |
| 5 Lisad..... | 40 |

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. Roiu paisjärv on tehisveekogu, pindalalt (5,5 ha) ja mahult väike. Seepärast koguti setteproove kolmest punktist, planktoni ja vee omaduste proovid ühest punktist. Seevastu taimi uuriti üle kogu järve. EMÜ PKI Limnoloogiakeskus pole Roiu 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 kõiki paisjärve sissevoole, mis võivad olla oluliseks surveteguriks paisjärve seisundile. Lisaks tuleb tuvastada sissevooludest paisjärve suunatav reostuskoormus ning anda soovitused nende mõju vähendamiseks. Antakse järve seisundi tervendamiseks soovitused.

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 metoodika

1.1 Sete

Välitööd Roiu paisjärve settelasundi kirjeldamiseks teostati 08.04.2014 kolmes proovipunktis. Setteuuringute 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 Roiu paisjärvel (Google Earth kaardirakendus).

Settelasundi visuaalseks kirjeldamiseks kasutati raudvarrastega 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.

1.2 Vee abiootilised omadused

Proovid koguti juunis 2014. Määrati sellised vee füüsilised ja - keemilised näitajad veekogu keskosast: vee värvus, elektrijuhtivus, vee läbipaistvus (SD), pH, hapnikusisaldus (O_2), aluselisis (HCO_3^-), temperatuurijaotus (T), toiteelementide (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. Üldaluselisis (HCO_3^-)

määrati tiitrimisel soolhappega (Unifitsirovannye..., 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). NO₃⁻ määramise täpsus oli 2 %. Üldlämmastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO₃⁻ 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 (HCO₃⁻) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

| | HCO ₃ ⁻ mg-ekv/l | HCO ₃ ⁻ mg/l | E μS/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 $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ |
|---------------|---|
| 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 suuruselt 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 suurusel 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 chla väärtuse järgi (chla 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 chla väärtuse järgi (chla väärtus on vahemikus 10-20 µg/l).

Kesine. Biomass on >3 mg/L ja samal ajal domineerivad 2-5 liiki (summaarne biomass >80%). Kui kriteeriumid annavad vasturääkiva tulemuse, siis on otsustavaks ekspertarvamus. 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 chla väärtuse järgi (chla väärtus on vahemikus >20-30 µg/l).

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

Väga halb. Domineerivad tsüanobakteritest perekondade *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Radiocystis*, *Planktothrix*, *Limnothrix*, *Woronichinia*, *Anabaena* esindajad või rohevetikatest *Chlorococcales* >50% loendusproovi biomassist (rohkem kui üks liik) ja samal ajal on

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

Roiu paisjärvel läbiti paadiga kogu kaldajoon ning tehti iga 150-200 meetri tagant profiile. Igal profiilil (uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesise 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 veesised 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.

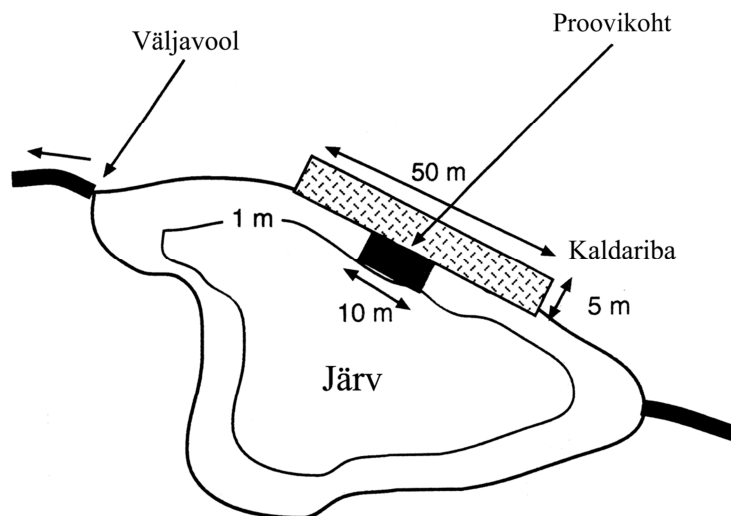
Töös rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemad erinevused võivad olla tingitud erinevate uurijate erinevatest hinnangutest tingitud veast. Erinevate veetaimestiku võõndite (kaldavee- ja ujulehtedega taimed) laiuste mõõtmiseks kasutatakse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

1.7 Suurselgrootud

Suurselgrootute proov võeti 24. aprillil lõunakaldalt, keskosa sillast veidi ida pool (58,296 N; 26,832E) madalaveelises osas (litoraalis) mudaselt-liivaselt põhjalt. Ala oli enam-vähem tiheda kaldaveetaimestikuga kaetud. Proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (proovia) keskmisest osast (proovikohest), 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 ($0,25 \text{ m}^2$) järvepõhjast. Kvalitatiivne proov hõlmas nii proovia tüüpilist kui ülejäänud elupaiku.

Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris.

Kahvaproovide loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust.



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* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmestiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat, 1988) ning Rootsi happelisusindeks A (Johnson 1999, lisa 2). Et tegelikult on tegu tugevasti muudetud vooluveelõigu, mitte loodusliku järvega, arutati 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. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti (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 indeksi. Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastavas juhendis (Timm & Vilbaste, 2010).

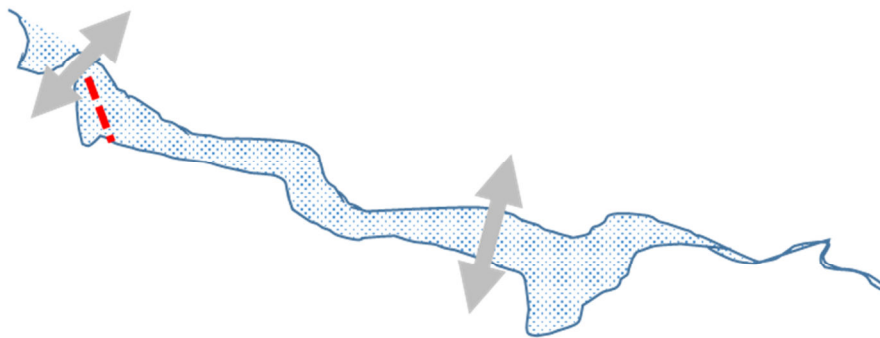
1.8 Kalad

Roiu paisjärve katsepüügil kasutasime teadusotstarbelisi mitmeosalisi tamiilist nakkevõrke (Nordic tüüp). Võrgu kõrgus on 1,5 m ja pikkus 30 m. Püügid lähtusid Euroopa standardiseeritud 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 suurevalt: 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43, 55. (Modifitseeritud variandil on täiendavalt lisatud ka ø 65 ja 85 mm silmasuurus.) Selliseid võrke oli neli, kaks ujuvat ja kaks uppuvat. Tüübist sõltuvalt püüavad nad kas veepinna ülakehti 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 GARMIN GPSMAP64s. Võrguliinide otsmised punktide koordinaadid: 58°17,841N;026°52,098E - 58°17,837N;026°52,105E. Võrguliinide asetus on esitatud **joonisel 1.8.1** ja vaade alale **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.



Joonis 1.8.1. Püüniste paigutus Roiu paisjärve 2014.a. katsepüügil (■■■ võrguliin).

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.



Foto 1.8.1. Roiu kalapüügipiirkond.

1.9 Koormus

Juunis 2014 mõõdeti ühekordselt Roiu 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 Roiu 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 Roiu paisjärv paikneb Mõra jõel, siis sissevool peaks peegeldama ülesvoolul jõe hüdrokeemilist seisundit ning Roiu paisjärve väljavool järve enda seisundit. Veebilansi koostamisel kasutati keskkonnaregistri avalikku teenust (<http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main#HTTP146ilSdR6JTCrd2AhxAJze7LYZfnJS>), 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=668140,6465721&zom=3317.07223880454&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. Roiu proovipunktid. SV1- peamine sissevool; SV2- kogumiskaevu vee äravool asundusest; roheline ring – järve proovipunkt; kollane ring – väljavool.

2 Tulemused

2.1 Sete

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

paksus ulatus 50-80 cm (tabel 2.1.1). Setteprofiili moodustas (hele)pruun järjest tihenev muda, milles esines lagunenuid taime- ja karbijaanuseid.

Tabel 2.1.1. Roiu paisjärve settelasundi kirjeldus erinevates proovipunktides.

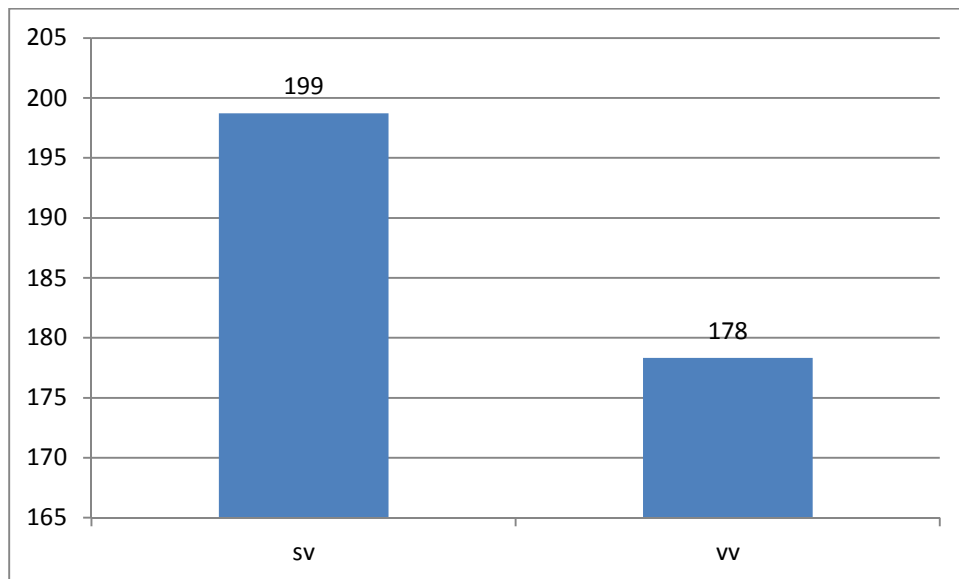
| Proovipunkt | Settekiht (cm) | Sette kirjeldus |
|-------------|----------------|--|
| 1 | 0-8 | vedel helepruun muda taimejäänustega |
| | 8-50 | helepruun taimejäänustega järjest tihenev muda |
| | 50-80 | liivane muda |
| 2 | 0-4 | helepruun vedel muda |
| | 4-44 | järjest tihenev pruun muda |
| | 44-50 | kruusane pruun muda |
| 3 | 0-4 | tumepruun vedel muda |
| | 4-8 | taimejäänustega helepruun muda |
| | 8-50 | taime- ja karbijaanustega järjest tihenev muda |

2.2 Vee abiootilised omadused ja koormus

Roiu paisjärve vesi oli tumekollast värvi ning vee läbipaistvus ehk Secchi ketta nähtavus (SD) oli 1,9 m. Veetasand oli segunenud, veetemperatuur erines pinnal ja põhjas ainult 2,5 kraadi, olles vastavalt 16,0 ja 13,5 °C. Vesi oli hapnikuga üleküllastunud (O_2 11,8–12,6 mg/l ehk 116–128%), põhja lähedal kergelt alaküllastunud (O_2 9,3 mg/l ehk 90%). Vesi oli nõrgalt aluseline, pH oli 8,3. Üldaluselisus oli 4,75 mg-ekv/l (290 mg/l) ja elektrijuhtivus 433 μ S/cm, nende näitajate põhjal oli vesi väga kare. Üldfosfori sisaldus (üld-P) oli keskmine, 0,039 mgP/l, millest fosfaate (PO_4^{3-}) oli 0,010 mgP/l. Üldlämmastiku sisaldus (üld-N) oli kõrge, 1,421 mgN/l. Mineraalsetest lämmastikuühenditest domineerisid nitraadid, NO_3^- oli 0,530 mgN/l. Ammooniumioone (NH_4^+) oli ainult 0,029 mgN/l, nitritid (NO_2^-) praktiliselt puudusid (<0,001 mgN/l). Lahustunud humiinainete ehk kollase aine sisaldus oli suur, 9,5 mg/l. Kloriide (Cl^-) leidis vähe, 6,6 mg/l.

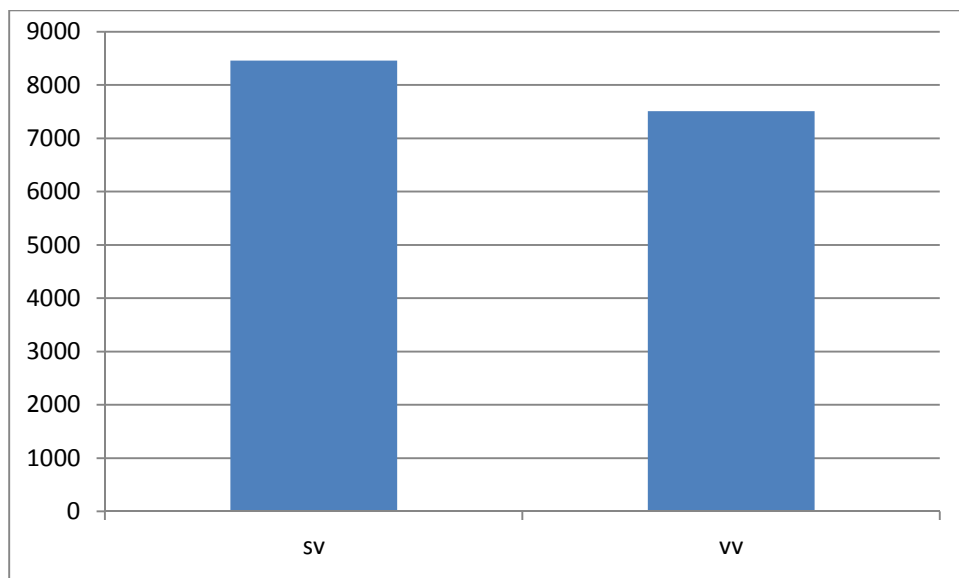
Roiu paisjärv on tehiseveekogu ja selliste veekogude seisundit tuleb hinnata võimalikult sarnase loodusliku tüübi alusel. Seepärast käsitleme Roiu paisjärve keskmiselt kareda veega madala järvena (EL Veepoliitika Raamdirektiivi tüüp II). Järve seisund oli üld-P (0,039 mgP/l) ja pH (8,3) järgi hea, üld-N (1,421 mgN/l) ja SD (1,9 m) järgi kesine.

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). Roiu paisjärve P koormus sissevooludest ja ärakanne järvest on esitatud **joonisel 2.2.1**, kuid ühekordsete mõõtmiste alusel.



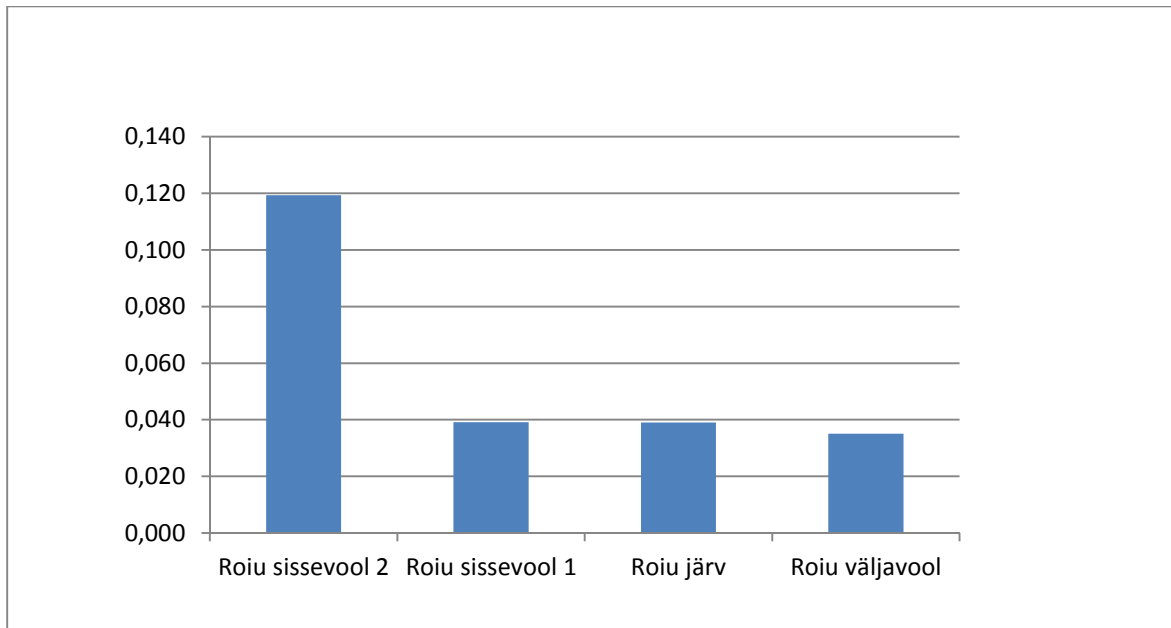
Joonis 2.2.1. Üldfosfori (TP g/ööp.) koormus Roiu paisjärve (sv) ja ärakanne (vv) järvest.

Joonise 2.2.1. alusel näeme, et sissekande ja –kande erinevused pole arvudes suured, kuid näib, et Roiu järv talletab fosforit väheses koguses. Roiu paisjärves on umbes samasugune vahekord ka lämmastiku bilansis (**joon. 2.2.2.**) – järv talletab väikses proportsioonis seda elementi.

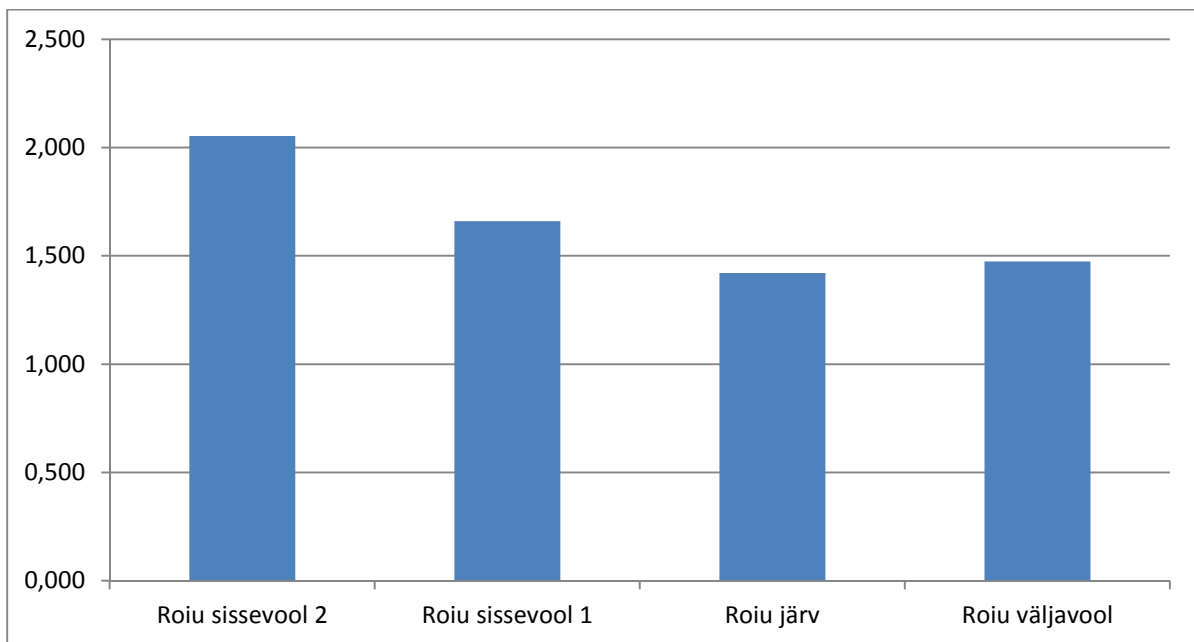


Joonis 2.2.2. Rõiu järve lämmastiku (TN gN/ööp) sisse (sv)- ja väljakanne (vv).

Joonisel 2.2.3. on esitatud fosfori kontsentratsioonid, mis analüüsiti kahest sissevoolust ja väljavoolust. Sissevool 1 on Mõra jõe peamine vool, punkt 2 on aga väljavoolu lähedal kohalike poolt osutatud asunduse kogumiskaevu suubumise koht. Viimases on fosfori kontsentratsioonid suured viidates reostusele, kuid arvatavasti on sellest vooluhulgad väikesed. Samasugused järeldused võime teha ka lämmastiku kohta (**joon. 2.2.4.**).



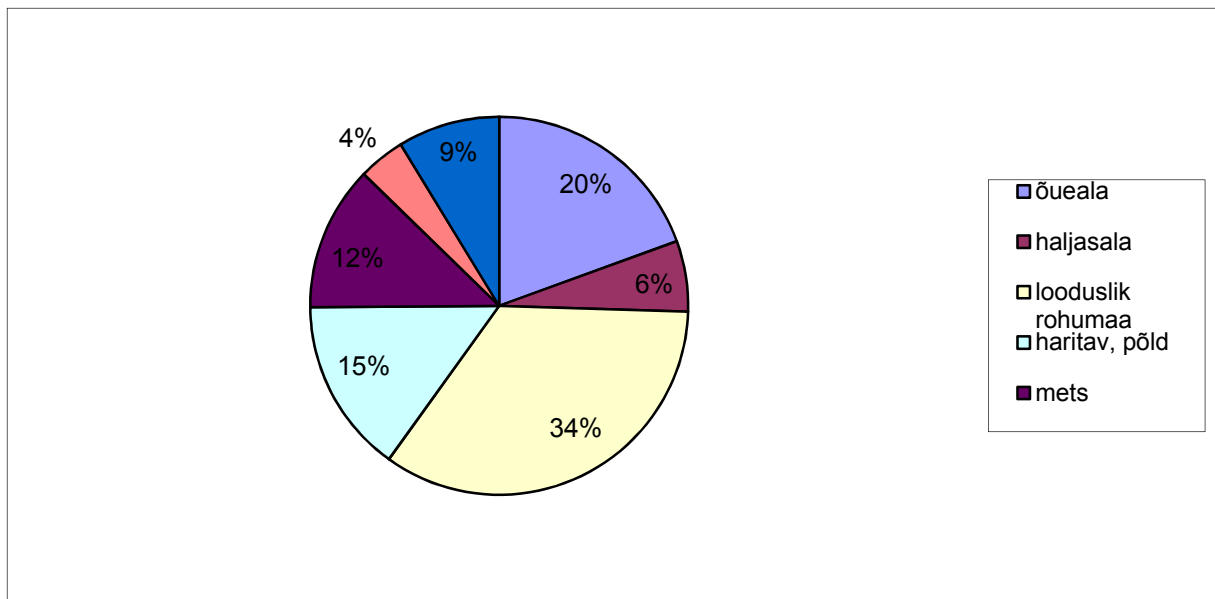
Joonis 2.2.3. Roiu paisjärve fosfori kontsentratsioonid (mgP/l) peamises sissevoolus (sv1), asunduse kogumiskaevu suublas (sv2), järves ja väljavoolus (vv).



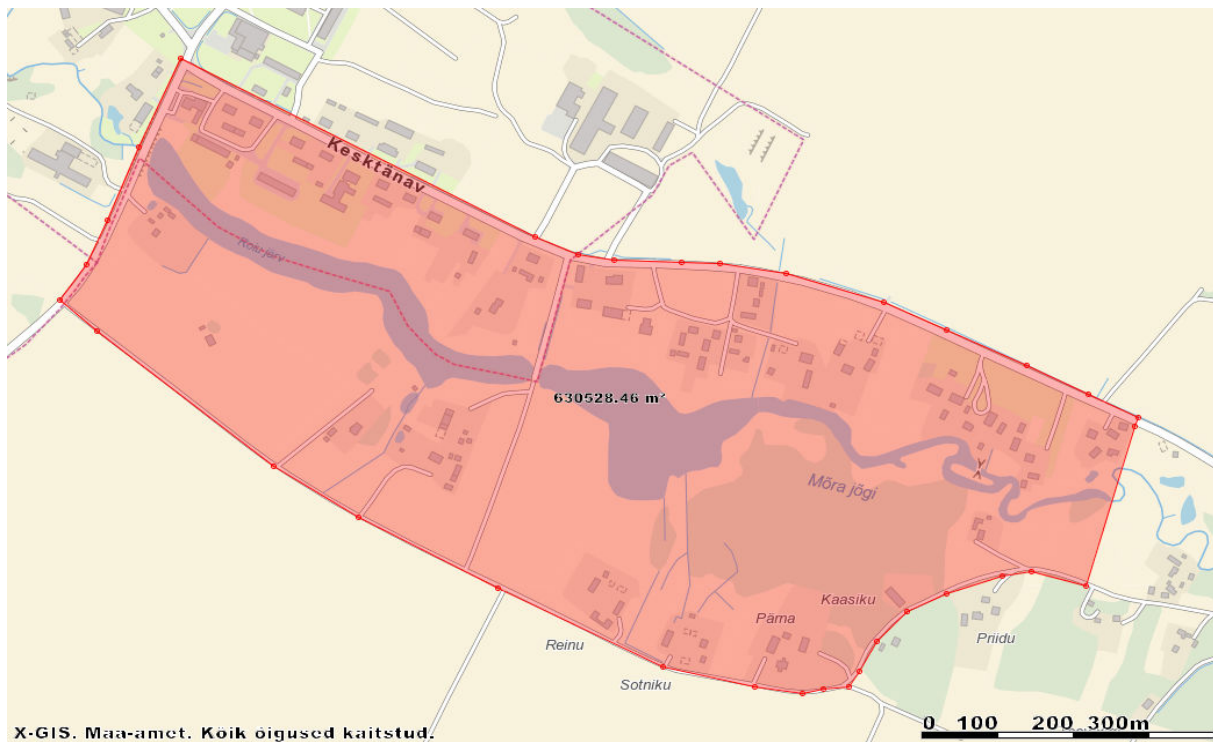
Joonis 2.2.4. Roiu paisjärve üldlämmastiku (mgN/l) kontsentratsioonid peamises sissevoolus (sv1), asunduse kogumiskaevu suublas (sv2), järves ja väljavoolus (vv).

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 Roiu paisjärve parem- ja vasakkalda maakasutustüüpide osakaalud. Kui peamisest sissevoolust saame teada ülesvoolu paiknevatest allikatest, siis järve kallaste vahetu ala koormuse peab sellele juurde liitma kogukoormuse selgitamiseks. Arvutustes on väljavoolu kaudu ärakantav fosfori kogus maha lahutatud.

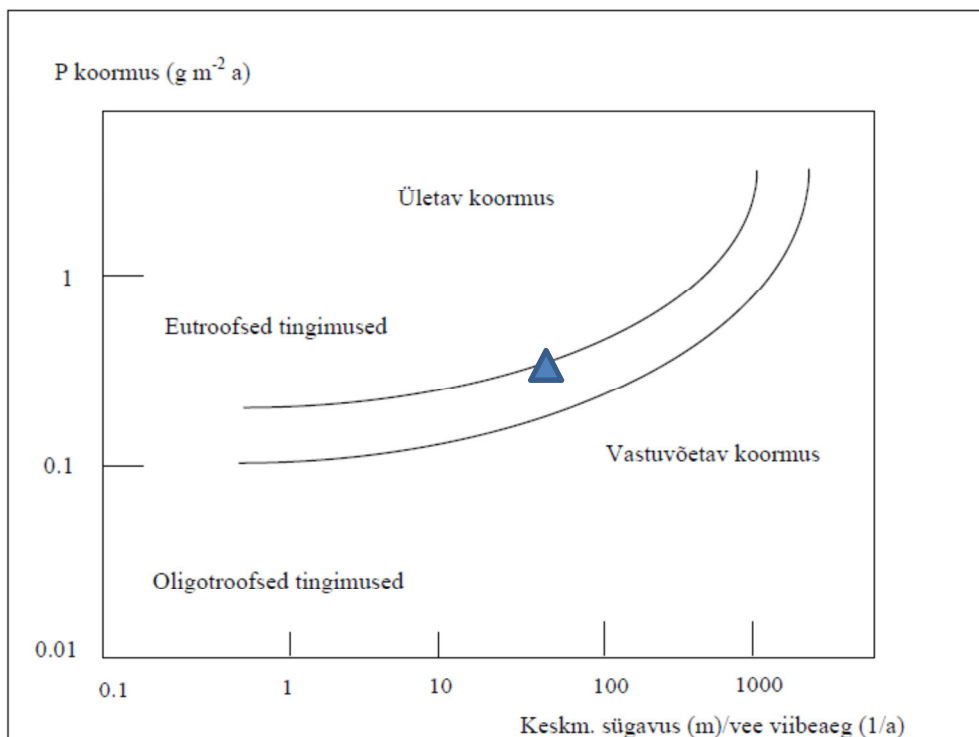


Joonis 2.2.5. Roiu paisjärve parem- ja vasakkalda maakasutustüüpide osakaal valgla pindalast.



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

Tuntud Vollenweideri (1975) mudelis kasutatakse veekogu keskmist sügavust ja viibeaega. Roiu paisjärve kohta on tulemused esitatud **joonisel 2.2.7**. Ülalpool paralleelseid topeltjooni on järve jaoks koormus talumatu. Roiu paisjärve puhul on koormus talutava ja talumatu vahepealne. See on kooskõlas ka ökoloogilise seisundi hindamise tulemustega. Olukord on parem kui Kurepalus.



Joonis 2.2.7. Roiu paisjärve fosfori koormustaluvus.

2.3 Bakterplankton

Heterotroofsete bakterite üldarv oli Roiu järves madal, 1,3 miljonit raku milliliitris.

Saprobakterite arvukus oli seevastu kõrgel tasemel (**tabel 2.3.1.**). Biokeemiline hapnikutarve, mis viitab bakteritele kergesti kättesaadava lahustunud orgaanilise aine sisaldusele, oli Roiu järves keskmise toitelisusega järvede tasemel. Enamus vees leidunud lämmastikust ja fosforist kuulus orgaanilise aine koostisesse ja mineraalseid ühendeid oli järves vähe. Järelikult võib eeldada bakterite ja fütoplanktoni tihedat konkurentsi toiteainetele. Lahustunud orgaanilist ainet kasutavate saprobakterite ja biokeemilise hapnikutarbe põhjal võib arvata, et enamus bakteritest olid suvel spetsialiseerunud kasutama järves peamiselt fütoplanktoni poolt toodetud lahustunud orgaanilist ainet.

Heterotroofsete bakterite sisalduse järgi oli Roiu järve seisund väga hea, biokeemilise hapnikutarbe järgi hea.

Tabel 2.3.1. Roiu 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 |
|------|------------|----------------------------------|-------------------|--|
| Roiu | 26.06.2014 | 1,3 | 1393 | 1,7 |

2.4 Fütoplankton

Liikide arv loendusproovides oli madal (17), biomass (mg·l⁻¹) madal (0,95), Chl_a sisaldus (6,2 µg·l⁻¹) väike. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal, oligotroofselt tasemel (1,8). Koosluses puudusid ülekaalukad dominandid (>80% kogu biomassist). Biomassis domineerisid enam rohe- ja koldvetikad. Suurima biomassiga esines koldvetikas perekonnast *Synura*. Vaatlusproovis ei esinenud ühtegi sinivetikaliiki. Liikide arv ja biomass iseloomulik makrofüüdijärvele.

EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt oli järve seisundi hinnang fütoplanktoni näitajate osas järgmine: Chl_a - väga hea; FKI - väga hea; fütoplanktoni kooslus (FPK) - hea, ühtluse indeks (J) - hea. Järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel oli hea.

2.5 Zooplankton

2014. aasta juunikuul (26.06.14) zooplanktoni proovist leiti 11 zooplanktoni taksonit (**tabel 2.5.1**). Domineerivaks liigiks oli eutroofsete vete indikaatorliik (Caramujo & Boavida, 2000), *Bosmina longirostris* (zooplanktoni arvukusest 28%, biomassist 64%). Suure osa (25%) zooplanktoni arvukusest moodustasid keriloomad perekonnast *Keratella* (*Keratella cochlearis*, *Keratella tecta*), kusjuures *Keratella tecta* on üldtuntud eutroofsete vete indikaatorliik (Haberman & Haldna, 2014). Ka etendasid aerjalgsete (*Copepoda*) noorvormid (naupliused, 17% zooplanktoni arvukusest, 16% biomassist) planktonis olulist osa. Adultseid aerjalgseid ei leitud, mis viitab kalade tugevale survele.

Tabel 2.5.1. Roiu paisjärves 26.juunil 2014 leitud zooplankterid

| Jrk | Zooplanktoni takson | Arvukus (tuh. is. m ⁻³) | % kogu zooplanktoni arvukusest | Biomass (g m ⁻³) | % kogu zooplanktoni biomassist |
|------------------|-----------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|------------------------------|--------------------------------|
| Rotifera | | | | | |
| 1 | <i>Euchlaris lucusiana</i> | 15 | 4 | 0,01 | 0,7 |
| 2 | <i>Keratella cochlearis</i> | 63 | 17 | 0,01 | 0,8 |
| 3 | <i>Keratella tecta</i> | 30 | 8 | 0,009 | 0,4 |
| 4 | <i>Polyarthra luminosa</i> | 8 | 2 | 0,009 | 0,2 |
| 5 | <i>Synchaeta pectinata</i> | 51 | 13 | 0,01 | 0,9 |
| 6 | <i>Synchaeta stylata</i> | 5 | 1 | 0,01 | 0,1 |
| Cladocera | | | | | |
| 7 | <i>Bosmina longirostris</i> | 107 | 28 | 0,44 | 64 |
| 8 | <i>Chydorus sphaericus</i> | 13 | 3 | 0,02 | 4 |
| 9 | <i>Cladocera juv.</i> | 10 | 3 | 0,01 | 2 |
| Copepoda | | | | | |
| 10 | Nauplii | 66 | 17 | 0,11 | 16 |
| 11 | Kopepodiidid | 10 | 3 | 0,07 | 11 |

Tabel 2.5.2. näitab, et zooplanktonit oli Roiu paisjärves juunikuus vähe (arvukus 378 tuh is m⁻³), kuid kalade jaoks ei olnud zooplanktoni kooslus väga halb, sest suuremate zooplankterite (vesikirbulised, 34% zooplanktoni arvukusest) osa zooplanktonis oli suhteliselt suur. Väikesemõõtmeliste keriloomade osa oli zooplanktonis suur (46% arvukusest), kuid nende osa biomassis väike (4%). Biomassi moodustasid põhiliselt vesikirbulised (70%) *Bosmina longirostris* ja *Chydorus sphaericus*.

Tabel 2.5.2. Andmed zooplanktoni rühmade ning kogu zooplanktoni arvukuse ja biomassi kohta Roiu paisjärves 26.06.2014.

| | Arvukus, tuh. is.m ⁻³ | % kogu zooplanktoni arvukusest | Biomass, g m ⁻³ | % kogu zooplanktoni biomassist |
|-----------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|----------------------------|--------------------------------|
| Rotifera (keriloomad) | 173 | 46 | 0,03 | 4 |
| Cladocera (vesikirbulised) | 129 | 34 | 0,48 | 70 |
| Copepoda (aerjalgsed) | 76 | 20 | 0,18 | 26 |
| Kogu zooplankton | 378 | 100 | 0,69 | 100 |

Heaks zooplanktoni koosluse ning ka veekogu seisundi hindajaks peetakse zooplankteri suurust (keskmist kaalu) (Andronikova, 1996; Ejsmont-Karabin, 2012). Mida väiksem on

zooplankter, seda vähem efektiivne lüli on ta veekogu toiduahelas: abitu vetikasööja ja vilets kalatoit. Zooplankteri kaal väheneb veekogus troofsuse tõustes, ka kujundavad kalad, toitudes suurematest zooplankteritest, oluliselt zooplankteri keskmist kaalu. Tugevalt eutroofsuses Võrtsjärves kaalub zooplankter keskmiselt 2,7 µg, mõõdukalt eutroofsuses Peipsi järves 5 µg aastail 1965-1966 ning 4 µg aastail 1997-2006. Roiu paisjärves oli juunikuus zooplankteri keskmine kaal erakordselt väike – 1,8 µg. Keriloom kaalus keskmiselt 0,2 µg, aerjalgne 2,4 µg ja vesikirp 3,7 µg. Väike kaal viitab nii veekogu kõrgele troofsusele kui ka kalade tugevale survele.

2.6 Suurtaimed

Roiu paisjärve taimestikku ei ole varasematel aastatel uuritud. 2014. aastal leiti järves 29 liiki makrofüüte - 18 liiki kaldavee-, 6 liiki ujulehtedega ja ujutaimi ning 5 liiki veesiseseid taimi. Kaldaveetaimestiku liikide arv ja hulk oli keskmine, domineerisid pilliroog (*Phragmites australis*), harilik kalmus (*Acorus calamus*), harilik parthein (*Glyceria fluitans*). Keskmise ohtrusega esinesid ahtalehine hundinui (*Typha angustifolia*) ning tarnad (*Carex* spp.). Ujulehtedega taimestik oli küllaltki liigirikas ning kattis väljavoolu poolses osas peaaegu täielikult kogu veepeegli, domineerisid väike vesiroos (*Nymphaea candida*), vähesel määral esines kollast vesikuppu (*Nuphar lutea*). Ujutaimi esines peamiselt kaldaveetaimestiku vööndi servas ja selle vahel, ohtramalt leidis vesiläätse (*Spirodela polyrrhiza*), vähesel määral ka väikest lemmelt (*Lemna minor*) ning konnakilbukat (*Hydrocharis morsus-ranae*). Veesisene taimestik oli samuti küllaltki liigirikas ja suure ohtrusega. Domineeris kuuskhein, (*Hippuris vulgaris*) keskmisel ohtrusel esines kaelus-penikeelt (*Potamogeton perfoliatus*), vähesel määral leidis ka räni-kardheina (*Ceratophyllum demersum*) ning käharat penikeelt (*Potamogeton crispus*). Ohtralt esines järve sissevoolu poolses osas veesisesel taimestikul niitjaid rohevetikaid, väljavoolu poolses osas jäid nende rohkused madalamale tasemele. Roiu paisjärve iseloomustab ühtlane veesisese taimestiku levik järve sissevoolu poolses osas ning ujulehtedega ja ujutaimede vööndi esinemine üksnes kaldaveetaimede vööndi serval. Järve väljavoolupoolset kitsamat osa iseloomustab vähesem, üksnes kaldataimestiku vööndi servas esinev veesisene taimestik ning peaaegu lausaliselt veepinda kattev ujulehtedega (peamiselt väike vesiroos, vähesel määral kollas vesikuppu) taimestik. Roiu paisjärve taimestiku seisundit võib 2014. aastal hinnata pigem kesiseks. Veesisest taimestikku esineb küll ohtralt, kuid sellest põhiosa moodustab toiteainetelembene ja suurt

vee karedust eelistav kuuskhein, samuti esineb niitjaid rohevetikaid küllaltki suurel hulgal. Lisaks leidub ohtralt ka ujulehtedega taimestikku ning toiteainete rohkust märkivaid ujutaimi.

| Liik/uurimisaasta | 2014 |
|---|-------------|
| Kaldaveetaimestiku levikusügavus (m) | 0,5 |
| Veesisese taimestiku levikusügavus (m) | 1,5 |
| Kaldaveetaimed | |
| <i>Acorus calamus</i> L. - harilik kalmus | 4 |
| <i>Butomus umbellatus</i> L. - harilik luigelill | 2 |
| <i>Carex</i> spp. - tarnad | 3 |
| <i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. - konnaosi | 2 |
| <i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br. - harilik parthein | 4 |
| <i>Iris pseudacorus</i> L. - kollane võhumõök | 1 |
| <i>Myosotis scorpioides</i> L. - soo-lõosilm | 2 |
| <i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir. - harilik vesiputk | 2 |
| <i>Phragmites australis</i> (Cavan.) Trin ex Steud. - harilik pilliroog | 4 |
| <i>Rumex hydrolapathum</i> Huds. - jõgioblikas | 1 |
| <i>Sagittaria sagittifolia</i> L. - jõgi-kõõlusleht | 2 |
| <i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla - järvkaisel | 2 |
| <i>Scirpus sylvaticus</i> L. - metskõrkjas | 1 |
| <i>Solanum dulcamara</i> L. - harilik maavits | 2 |
| <i>Sparganium emersum</i> Rehmman - liht-jõgitakjas | 2 |
| <i>T. latifolia</i> L. - laialehine hundinui | 1 |
| <i>Typha angustifolia</i> L. - ahtalehine hundinui | 3 |
| <i>Veronica longifolia</i> L. - pikalehine mailane | 1 |
| Ujulehtedega ja ujutaimed | |
| <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. - konnakilbukas | 2 |
| <i>Lemna minor</i> L. - väike lemmel | 2 |
| <i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith - kollane vesikupp | 3 |

| | |
|---|---|
| <i>Nymphaea candida</i> C. Presl. - väike vesiroos | 4 |
| <i>Potamogeton natans</i> L. - ujuv penikeel | 2 |
| <i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. - vesilääts | 4 |
| Veesisesed taimed | |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> L. - räni-kardhein | 2 |
| <i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein | 5 |
| <i>Potamogeton crispus</i> L. - kähär penikeel | 1 |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. - kaelus-penikeel | 3 |
| <i>Stratiotes aloides</i> L. - vesikarikas | x |
| Niitjad vetikad | 4 |

2.7 Suurselgrootud

Viie kordusproovi põhjal oli proovialal ühel ruutmeetril keskmiselt 402 isendit suurselgrootuid. Üldine taksonirikkus oli 25, Shannoni erisusindeks 2,84, ASPT indeks 5,0, DSFI 4, EPT taksonirikkus 8, happelisuusindeks 5 ning MESH 1,39 (tabel 2.7.1). Tabelis on need tunnused paigutatud veekogu tüübi (järv või vooluvesi) ning seisundihinnangute järgi.

Tabel 2.7.1. Suurselgrootute tulemused Roiu paisjärves.

| Tunnus | Seisund järvede kriteeriumide järgi | Seisund vooluvete kriteeriumide järgi |
|----------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| Asustustihedus (N) | 402 | 402 |
| Üldine taksonirikkus (T) | 25 | 25 |
| Shannoni erisusindeks (H') | 2,84 | 2,84 |
| ASPT indeks | 5 | 5 |
| DSFI | | 4 |
| EPT | 8 | 8 |
| Happelisuusindeks (A) | 5 | |
| MESH | 1,39 | 1,39 |
| Üldseisund | 19 | 15 |

Järvedest lähtudes kuulub Roiu paisjärv väikese pindalaga (<100 km²), keskmise karedusega vee ning liivase põhjaga veekogude hulka. Vooluvetest 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 (1,39) on uuritud ala loomastik sarnane kivise või liivase põhjaga väikejärvede omale (nende vastavad keskvaartused on 1,49 ja 1,21). See jääb kaugemale maha normaalsest väärtusest eeldatavates looduslikes oludes (2,71) (Timm et al., 2011).

Vastavalt tabeli 1.7.1 kriteeriumidele oli Roiu paisjärve kui järve seisund suurselgrootute järgi hea (kui teda lugeda järveks) või kesine (kui teda lugeda vooluveekogu lõiguks).

Vooluveekogu kohta olid kesised tundlikkusega seotud indeksid: ASPT, Taani indeks ja EPT. Tõenäoliselt tulenes see eelkõige paisutamisest. See on hävitanud paigale tüüpilised vooluveeliigid, kelle on asendanud vähem tundlikud seisuveeliigid.

2.8 Kalad

Kalade liigiline koosseis meie võrgupüügi saakide alusel on alljärgnev - tabati neli liiki: ahven, mudamaim, roosärg ja särg. Katsepüügi kogusaak on esitatud tabelis 2.8.1.

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

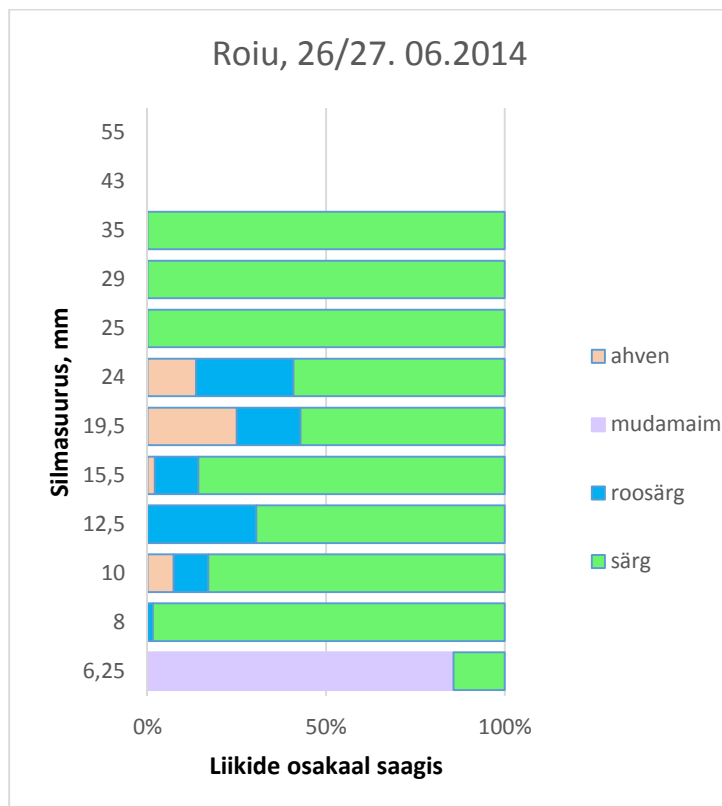
| LIIK | ahven | mudamaim | roosärg | särg | KOKKU |
|--------------|-------|----------|---------|--------|---------|
| N | 15 | 6 | 47 | 251 | 319 |
| % N | 4,76 | 2,04 | 14,63 | 78,57 | 100 |
| TW, g | 630,4 | 11 | 1271,4 | 9214,3 | 11127,1 |
| % TW | 7,63 | 0,16 | 12,34 | 79,86 | 100 |

Suuresilmalised võrgud püüdsid kokku 25 kala seega üks kala 3 m võrguliini kohta need kuulusid 3 liiki, saagi kogukaal 4,4 kg. Arvukaim kalaliik oli särg, keda oli saagis 20 isendit, järgnes roosärg (4 isendit). Röövkaladest tabasime seda tüüpi võrkudega ahvenat – ühe isendi TL= 21,5 cm, TW= 117 g, vanusega 7 aastat. Tegemist oli emase kalaga, kes jäi 30 mm

silmasuurusega võrku. Jõhvvõrk silmasuurusega \varnothing 60 mm oli tühi, silmasuurus \varnothing 45 mm püüdis särge (suurim isend TL= 31,2 cm, TW = 384,2 g), silmasuurus \varnothing 30 mm lisaks ahvenale ja särjele ka roosärge.

Sektsioonvõrkude saagid Roiu paisjärves

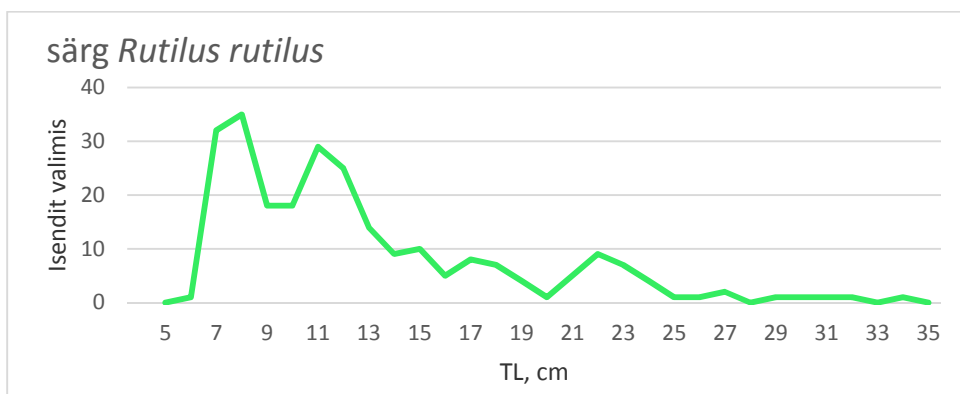
Roiu paisjärvest püüdsime sektsioonvõrkudega 294 kala, kes kuulusid nelja liiki: lisaks ahvenale, särjele ja roosärjele oli püügis esindatud veel mudamaim (joon. 2.8.1). Saagi kogumass 6,7 kg. Arvukaim liik oli särge, kes sattus silmasuurustesse 6.25 – 35 mm. Suurima ahvena - 18,3 cm (TL) pikkuse ja 75,8 g (TW, vanus 6 aastat) kaalunud emase isendi püüdis võrgusilm \varnothing 24 mm. Ka suurima roosärje 19 cm (TL) pikkuse 68,1 g kaalunud isendi püüdis silmasuurus \varnothing 24 mm. Suurimad isendid sektsioonvõrgupüügis olid särjed, neist suurim 30,7 cm (TL) pikkune isend kaalus 366,8 g ja jäi võrgusilma suurusega \varnothing 29 mm, samas kui suurim \varnothing 35 mm võrgusilm püüdis vaid 182 g kaalunud isendi (TL = 251 g). Mudamaim, kes ujub peamiselt veesamba pinnakihis, oli saagis esindatud 5-6 cm pikkuste (TL) kuni 2,2 g kaalunud isenditega.



Joonis 2.8.2. Liikide jaotumine sektsioonvõrgu erinevatesse silmasuurustesse Roiu paisjärve katsepüügis 2014. a. juunis.

Keskmiselt oli 'Nordic'-tüüpi seirevõrgus 73,5 isendit (NPUE), mis on suvise saagi kohta keskmisest madal tulemus. Samas oli seirevõrgu saagi keskmine kaal (WPUE) 1681,4 g ületades Eesti väikejärvede pikaajalist keskmist, seda eelkõige tugeva särjepopulatsiooni vanemate isendite hea esindatuse arvelt (joon. 2.8.3)

Kuigi meie katsepüügiga haugi ei tabanud, näitab särje pikkusjaotus, et särjepopulatsiooni nooremate vanusrühmade arvukust on piiratud ja enamasti on selliseks röövkalaks haug, kes valimatult vähendab just arvukaima saakkala osa. Võrdluses Otepää ümbruse järvede särgede soomustelt tagasiarvutatud pikkus-vanus määrangutega saame öelda, et Roiu paisjärves on enim 2-aastaseid isendeid ning populatsiooni esindavad kuni kaksteist erinevast vanusrühmast pärinevad särjed.



Joonis 2.8.3. Särje pikkusjaotus Roiu paisjärve 2014.a.katsepüügi saagis.

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, bakterplankton) 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, kui Roius on need identsed.

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. Roiu paisjärv on vaatamata oma väiksele veemahule paremas olukorras, kui Kurepalu.

3.2 Ettepanekud tervendamiseks

Roiu paisjärve ökoloogilise seisundi koondhinnang oli kesine. See tähendab, et peaks ette võtma meetmed olukorra parandamiseks, seda enam, et kallastel on paljude inimeste kodukoht.

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 koormus on talutava ja talumatu piiril. Kui järve puhastada, siis see leevendab küll mitmeks aastaks olukorda. Roiu paisjärve peaks käsitlema koos Kurepaluga ja kui Kurepalus peaks väliskoormust püüda vähendada, siis nii peaks tegema ka Roius.

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 otsest erosiooni.

Tervendamisel peaks arvestama, et tekiksid/säiliksikid mitmekesised elupaigad. Tasakaal peaks valitsema avavee ja litoraali vahel. Kui eemaldada liiga palju taimi, siis saavad primaarprodutsentidena 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.

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. Fosforväetistes 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 nüüdisseisund*. 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. Hüdrolöogia 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 globaliseerivas 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 keskkonnaministeeriumile.

Unifitsirovannye metody issledovaniya kachestva vod, 1977. 1. Moskva

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

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

5 Lisad



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



Foto 2. Roiu paisjärve sete proovipunktis nr. 2 settekiht 0-50 cm (foto K. Saar).



Foto 3. Roiu paisjärve sete proovipunktis nr. 3 settekiht 0-50 cm (foto K. Saar).

Lisa 2.

Makroselgrootute indeksite arvutamine

ASPT arvutamine

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

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

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

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

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

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

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

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

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

2 - *Chironomidae*

1 - *Oligochaeta*

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

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 <i>Asellus</i> ≥ 5 isendit, => klass 3; | | | | | |
| kui <i>Chironomus</i> ≥ 5 isendit => klass 4. | | | | | |
| Klass 3. | | | | | |
| <i>Gammarus</i> > 10 isendit. <i>Caenidae,</i> | | 3 | 4 | 4 | 4 |
| <i>Trichoptera</i> sugukonnad (v.a. klassides | | | | | |
| 1 ja 2 nimetatud) ≥ 5 isendit. Kui | | | | | |
| <i>Chironomus</i> > 5 isendit, => Klass 4. | | | | | |
| Klass 4. | | | | | |

| | | | | | |
|--|-------------------------|---|---|---|---|
| <i>Gammarus</i> < 10 isendit. <i>Asellus</i> , <i>Caenidae</i> , <i>Sialis</i> või <i>Trichoptera</i> sugukonnad (v.a. klassides 1 ja 2 nimetatud). | ≥ 2 | 3 | 3 | 4 | - |
| | võtme- rühma | | | | |
| | ainult 1 | 2 | 3 | 3 | - |
| | võtme- rühm | | | | |
| Klass 5. | ≥ 2 | 2 | 3 | 3 | - |
| <i>Gammarus</i> < 10 isendit. <i>Baetidae</i> ; või <i>Simuliidae</i> ≥ 25 isendit. Kui <i>Oligochaeta</i> > 100 isendit, => klass 5, 1 võtmerühm. | võtme- rühma | | | | |
| | ainult 1 | | | | |
| Kui <i>Eristalinae</i> ≥ 2 isendit, => klass 6. | võtme- rühm | 2 | 2 | 3 | - |
| Klass 6. | | | | | |
| <i>Tubificidae</i> , <i>Psychodidae</i> , <i>Chironomidae</i> , <i>Eristalini</i> . | | 1 | 1 | - | - |

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 ehimestiivalisi (*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)

Happelusindeksi väärtust arvestatakse kui pallide summat punktidest 1-5. Mida väiksem summa, seda kõrgem happelus.