

Eesti Maaülikool
Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskus



Pinnavee seisundi hindamine, võrdlusveekogumid ja pinnavee seisundi klassipiirid bioloogiliste kvaliteedielementide järgi

Keskkonnaministeeriumiga sõlmitud lepingulise uurimuse

aruanne

Vastutav täitja

professor Ingmar Ott

Rannu, 2010

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Potentsiaalsed interkalibreerimisvõrgu veekogumid ja nende kirjeldus	5
1.1. Järvekogumid	5
1.1.1. EL interkalibreerimisvõrku lisatud järvede sobivus etalonjärvedeks	5
1.1.2. Järvetüüpide eisndajate ettepanekud ökoloogilise seisundi klassifikatsiooni täiustamiseks	9
1.1.2.1. Tüüp 1. Kalgiveelised järved	9
1.1.2.2. Tüüp 2. Vee keskmise karedusega madalad järved	10
1.1.2.3. Tüüp 3. Vee keskmise karedusega kihistunud järved	16
1.1.2.4. Tüüp 4. Pehme veega tumedaveelised järved	24
1.1.2.5. Tüüp 5. Pehme veega heledaveelised järved	27
1.1.2.6. Tüüp 8. Rannajärved	34
1.2. Jõekogumid	38
1.2.1. EL interkalibreerimisvõrku lisatud jõgede sobivus etalonjõgedeks	38
1.2.1.1. Abiootilised näitajad	38
1.2.1.2. Fütobentos	40
1.2.1.3. Jõgede makroselgrootud	44
1.2.1.4. Mõnedest makroselgrootute seisudit alandavatest looduslikest mõjudest Eesti vooluvetes	49
1.2.2. Jõetüüpide eisndajate ettepanekud	52
1.2.2.1. Abiootilised näitajad	52
1.2.2.2. Fütobentos ja suurtaimed	54
1.2.2.3. Jõgede makroselgrootud	55
2. Bioloogiliste kvaliteedielementide klassipiiride väljatöötamine ja olemasolevate meetodikate täiustamine	61
2.1. Järvede kalastik	61
2.1.1. Järvekalastiku seire, hindamine ja kriteeriumid	61
2.1.1.1. Järvede tüpologia	61
2.1.1.2. Kalastiku seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedinäitajad	63
2.1.1.3. Kalastiku seire ja vaatluskoha kirjeldamise meetodika	67
2.1.1.4. Järvekalastiku seisundi esialgsed indikaatorid ja väärtusklassid	68
2.1.1.5. Kalastiku seiremeetodikast Eesti väikejärvedel	74
2.1.1.6. Katsepüükide meetodikast Peipsi järvel	82
2.1.1.7. Võrtsjärve kvaliteet kalastiku alusel	85
2.1.1.8. Peipsi seisund kalastiku alusel	98
2.2. Peipsi järve suurselgrootud	109
2.2.1. Suurselgrootud	109
2.2.2. Peamised elupaigad	110
2.2.3. Profundaali loomastik	112
2.2.4. Profundaal või litoraali?	112
2.2.5. Litoraali loomastik	113
2.2.6. Peipsi seisundi hindamine suurselgrootute alusel (H. Timmi järgi)	114
2.2.6.1. Proovipunktide senine paigutus	114
2.2.6.2. Materjal ja meetodid	120
2.2.6.3. Tulemused	125
2.2.6.4. Arutelu	130
2.2.6.5. Järeldused	131
2.2.7. Peipsi seisundi hindamine suurselgrootute alusel (K. Kanguri järgi)	131
2.2.7.1. Kestvuse põhimõte	132
2.2.7.2. Eutrofeerumine kui Peipsi järve olulisim inimtekkeline survetegur	133
2.2.7.3. Peipsi avaosa põhjaloomastiku seosed eutrofeerumisega	134
2.2.7.4. Võõrliikide kui stressifaktorite mõju hindamine	136
2.2.7.5. Järeldused ja soovitusel	149
2.3. Jõgede kaldataimestik	150
3. Olemasolevate kvaliteedinäitajate meetodika täiendamine	158

3.1. Jõgede kalastik	158
3.1.1. Jõgede kalastiku seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedinäitajad	158
3.1.2. Jõgede kalastiku seire püügiandmete analüüs ja andmetabelid alates 2006. a.	189
3.1.3. Veekogud, kus kalastik ei sobi veekogu seisundi indikaatoriks	189
3.1.4. Jõgede kalastiku seisundi hindamine ja seisundiklasside piirid	194
3.2. Võrtsjärv	195
3.2.1. Metoodika	197
3.2.2. Tulemused	199
3.2.3. Arutelu	200
3.2.4. Kokkuvõte	203
Kirjandus	205
Lisad	220

Sissejuhatus

Aruanne koondab hetkel olemasolevat kompetentsi ja teavet siseveekogude seisundi hindamisest. Materjal täiendab olemasolevat Keskkonnaministri määrust (Pinnaveekogumite..., 2009). Aruande lisades, eraldi failides, esitatakse ka algandmete tabelid. Praeguseks hetkeks saavutatu ei täida kahjuks igakülgset ülesannet, hinnata kõrge usaldatavusega siseveekogude seisundit. EL Balti/Keskökoregiooni riikides toimuv veekogude ökoloogilise klassifikatsiooni võrdlemine, harmoniseerimine ja klassipiiride interkalibreerimine on üldine protsess, millega peab arvestama. Selle tähtaeg on 2011. a. lõpus, seepärast liikmesriigid ei kiirusta lõplike ökosüsteemide klassifikatsioonide kinnitamisega. Nii Eestis kui ka teistes EL riikides on klassifikatsioonis kasutatavate elustikurühmade ja abiootiliste näitajate kasutamine ebaühtlaselt väljatöötatud. Varem interkalibreerimisprotsessis kasutatud näitajad on paremini läbitöötatud ja klassifikatsioon katsetatud (järvede suurtaimed, väikejärvede põhjaloomad, järvede fütoplankton, jõgede fütobentos, jõgede põhjaloomad, jõgede ja järvede vee omadused). Aruandes esitatakse klassifikatsiooni täiendused väikejärvede kalade, Võrtsjärve peaaegu kõikide näitajate, jõgede suurtaimede, Peipsi põhjaloomade ja kalade kohta. Jõgede kalade kohta on antud ülevaade seire meetodikast ja kasutatavatest meetoditest teistes riikides, kuid klassifikatsiooni ei suuda eksperdid veel esitada. Ekspertidel on teatavaid eriarvamusi Peipsi järve kalade ja põhjaloomade kasutamise kohta. Pidades silmas arvamuste mitmekesisuse säilitamist, on lisatud lepingulise uurimuse vastutava täitja seisukohad, kuid otsuse näitajate kasutamise võimalikkuse kohta teevad keskkonnaametnikud.

Töö aruande koostamisest võtsid osa järgmised EMÜ PKI Limnoloogiakeskuse töötajad: I. Ott, H. Timm (põhjaloomad), K. Kangur, (Peipsi kalad ja põhjaloomad), A. Kangur, P. Kangur (Peipsi kalad), A. Kõrs (jõgede suurtaimed), R. Järvekülg (jõgede kalad), T. Krause (väikejärvede ja Peipsi kalad), S. Vilbaste (jõgede fütobentos), P. Pall (etalonjõed), L. Tuvikene, T. Nõges, P. Nõges (Võrtsjärve), A. Tuvikene (Võrtsjärve kalad).

1. Potentsiaalsed interkalibreerimisvõrgu veekogumid ja nende kirjeldus

1.1. Järvekogumid

1.1.1. EL interkalibreerimisvõrgustikku lisatud järvede sobivus etalonjärvedeks.

Interkalibreerimisvõrgustikku esitati järved 2003. a. (Tabel 1) ja siis oli eesmärgiks kahel kvaliteediklassi piiril (esialgsete hinnangute alusel) olevad veekogud. Tingimuseks oli, et igast tüübist oleks esindatud kaks väga hea/hea ((H/G) piiril ja kaks hea/kesise (G/M) piiril. Rõhutan, et eesmärgiks ei olnud **etalonveekogude** (= **st. fooniveekogude**) valik. Hiljem, kui Baltimaad ühinesid Keskökoregiooniga (nimetus edaspidi C/B GIG), hakati koostama uut andmebaasi, mis ei olnud ega ole ametlikku Euroopa Komisjoni vastavasse registrisse kantud ja täieneb/muutub pidevalt. Sellest viimasest on olemas juba väga mitu versiooni, segunenud Europrojektide REBECCA ja WISER andmebaasidega. Alles siis, pärast C/B GIG-i loomist, hakati valima fooniveekogusid, kuhu meie järvedest valiti **Nohipalu Valgjärv (LCB3)**, **Kooraste Kõverjärv (LCB1)**, **Väike Palkna (LCB3**; Annex B, 2007). Fooniveekogude valimine ja nende analüüs on peatselt ilmumas ka teadusartiklina (Poikane et al., 2009).

Tabel 1. Eesti järved, kantud EL interkalibreerimisregistrisse (Official..., 2005). G – good = hea; H – high = väga hea; M – moderate = kesine. LCB1 – rahvusvahelise interkalibreerimise järvetüüp, madalad (<3 m), karedaveelised; LCB2 – keskmise sügavusega (3-15m), karedaveelised; LCB3 – pehmeveelised, nn. lobeeljärved.

Nr.	Järv	VRD tüüp	Eeldatav ökoseisundi klass
1	Endla	LCB2	G/M
2	Ihamaru Palojärv	LCB3	G/M
3	Kalli	LCB2	H/G

4	Köstrejärv	LCB2	G/M
5	Kooraste Kõverjärv	LCB1	H/G
6	Nohipalu Valgjärv	LCB3	H/G
7	Prossa	LCB2	H/G
8	Saadjärv	LCB1	H/G
9	Tõhela	LCB2	H/G
10	Uljaste	LCB3	G/M
11	Väike Palkna	LCB3	H/G
12	Verevi	LCB1	G/M
13	Viljandi	LCB1	G/M

Referentsveekogude määramiseks on mitmeid kriteeriumeid, C/B GIG-s kehtivad sellised:

1. Valgalal puuduvad punktreostusallikad
2. Valgala maakasutuses $\leq 10\%$ mittelooduslik
3. Inimasustustihedus ≤ 10 pers. km⁻²

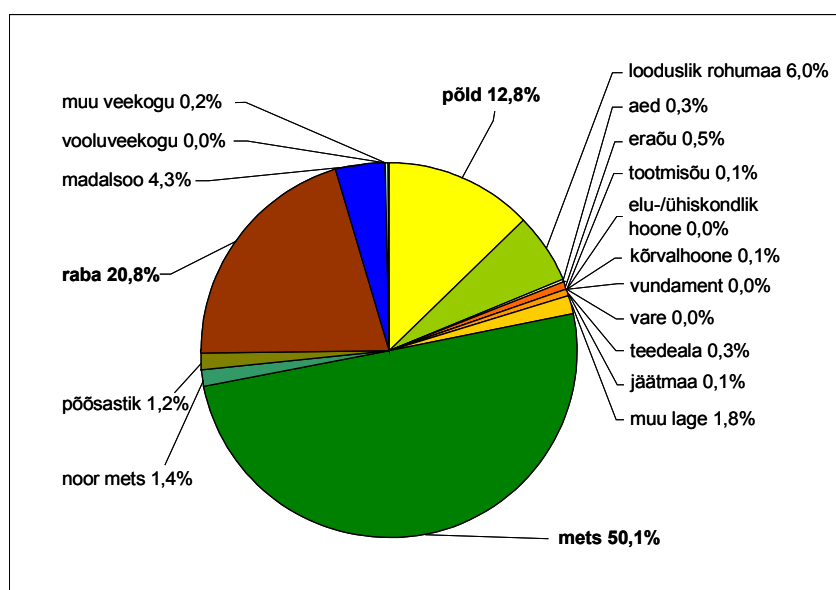
Veepoliitika Raamdirektiiv (VRD; Euroopa Parlamendi..., 2000) võimaldab seada täpsustavaid tingimusi fooniveekogude valimisel. Selleks on eelkõige paleolimnoloogilised tõendused, ekspertarvamus jt. (European..., 2003).

Kolm nimetatud järve vastavad valgla kriteeriumite alusel täielikult nõuetele. Sellele vaatamata on olnud probleeme. Mitmeid kordi on kerkinud üles küsimus Nohipalu Valgjärvest, milles on fütoplanktoni klorofüll a sisaldus olnud väga kõrge. Põhjuseks on tativetika, *Gonyostomum semen*, põhjustatud veeõitsengud. Otsustati siiski järv jätta nimekirja, kuna need õitsengud on lühiajalised.

C/B GIG kolleegid on kergitanud ka küsimuse lisada nimekirja Kalli järv, sest suuri raskusi on kogu piirkonnas LCB2 foonijärvede leidmisega. Kahjuks ei saa Kalli järv kuuluda fooniveekogude hulka sõltudes väga suures osas Peipsi järvest sissevoolavast veest. Niimoodi on ka valgla piire üsna võimatu selgitada, sest erinevatel aastatel on see täiesti erinev.

Limnoloogiakeskuse poolt läbiviidud uuringute alusel on Tõhela järve seisund olnud hea või väga hea. Pidades silmas põhimõtet kehtestada fooniveekoguks “parimat

võimalikku”, oleks olnud üks võimalus kaaluda selle järve kandidatuuri. Valgla analüüs näitab, et Tõhela järv ei vasta kriteeriumitele (Joon. 1.)



Joonis 1. Tõhela järve valgla maakatte protsentuaalne jaotumine.

Kooraste Kõverjärve sobivust fooniveekoguks kontrolliti nii väikejärvede seire käigus kui ka paleolimnoloogiliste uuringutega (Heinsalu & Alliksaar, 2005). Nende analüüsi tulemusena selgus, et uuritud setteläbilõike piires on Kooraste Kõverjärve arengus olnud neli erinevat etappi. Enne 17. sajandi teist poolt oli Kooraste Kõverjärv pehme veega heledaveeline umbjärv. Veskitammide rajamine Kokle jõe põhjustas Mutsina järve veetaseme tõusu ja ajutise sissevoolu Kõverjärve, mis tõi kaasa pöörde viimase seisundis – muutus järvetüüp, pehmeveelisest järvest sai kalgiveeline mesotroofne järv. Tõenäoliselt 18. sajandil kaevati Mutsina järve, Kooraste Kõverjärve ja Suurjärve vahele kraavid, mille tõttu Kõverjärv muutus läbivoolujärveks. Tõenäoliselt 19. sajandi teisel poolel võeti naabruses paiknev Linajärv kasutusele linaleotamisveekoguna, viimane muutus liigrohketoiteliseks ja pinnasevee infiltratsiooniga jõuab teatud kogus biogeene aegajalt Kõverjärve. Vaatamata sellele, et inimene on Kõverjärve seisundit kõigi eelnimetatud protsesside tõttu muutnud, on järve ökoloogiline seisund nii ränivetikakoosluse kui ka modelleeritud

fosforisisalduste põhjal hea. Kooraste Kõverjärve määratlemine kalgiveeliste kihistunud järvede fooniveekoguks ei pruugi olla kõige otstarbekohasem.

1.1.2. Järvetüüpide esindajate ettepanekud ökoloogilise seisundi klassifikatsiooni täiustamiseks.

1.1.2.1. Tüüp 1. Kalgiveelised järved.

Kalgiveelised järved on tänu aineringe eripärale väga stabiilse ökoseisundiga. Nende peamisteks iseloomulikeks omadusteks on:

- Allikaline veetoide
- Madal temperatuur ka kasvuperioodil
- Primaarproduktiooni limiteeriv faktor ja element on fosfor
- Peamiste toitesoolade suhte, N:P, väga suured väärtused, mis määravad primaarprodutsentide liigilise koosseisu ja selle kaudu kogu troofsusahela
- Elupaikade vähesus ja vaene liigiline koosseis

Selliseid järvi on Eestis väga lokaalselt Pandivere kõrgustikul (vaid mõned mujal) ja neid on umbes 60 (Ott & Kõiv, 1999). Üldiselt on Limnoloogiakeskusel nende kohta materjali üsna vähe. Rohkem on uuritud Äntu Sinijärve, mis on olnud ka 1992-95. a. riiklikus seireprogrammis. Andmeid on suhteliselt hõredalt 20 järve kohta (tabel 2).

Tabel 2. Limnoloogiakeskuse andmebaasis olevad alkalitroofsed järved hüdrokeemia näitajate alusel. Punasega on eristatud etalonjärvedeks pakutavad veekogud.

Järv
Kannukese järv
Kõnnu Ümarjärv
Lavi allikas
Lemküla
Liinjärv
Piisupi
Porkuni
Prandi allikas
Roosna e. Vanaveski järv
Roosna-Alliku allikajärv
Roosna-Alliku Veski järv

Järv
Süsijärv
Tammiku järved
Tõrvaaugu lomp
Viisjaagu
Võhmetu
Äntu Linajärv
Äntu Sinijärv
Äntu Vahejärv
Äntu Valgejärv

Andmete olemasolu sellises olukorras on otstarbekas valida H/G piiril oleva seisundi esindajaks Viisjaagu järv. Viimase hinnangu alusel (2003) on järv heas seisundis.

Hinnangu usaldatavus on keskmine.

Äntu Sinijärv võiks ka sobida samamoodi H/G piiril olevaks järveks. Ka selle järve hinnangu usaldatavus on keskmine.

Pingereas järgmine allikatoiteline järv andmete hulga järgi on Porkuni, aga kuna tema veerežiim on väga kõikuv, siis ei saa seda järve klassifikatsiooni täiendamiseks arvestada.

Liinjärv on küll hinnangu alusel väga heas seisundis, aga usaldatavus on nõrk.

Rohkem järvi ei saa esitada andmete vähesuse tõttu.

1.1.2.2. Tüüp 2. Vee keskmise karedusega madalad järved.

See on kõige arvukam järvetüüp, kuhu võib kuuluda umbes 1/3 järvedest. Peamised iseloomulikud omadused on:

- Polümiktilisus
- Keskmise karedusega vesi
- Järve madalus
- Suhteliselt intensiivne veevahetus
- Kuni keskmine (harva ka kõrge) orgaanilise aine sisaldus
- Suurtaimede suur tähtsus esmasproduksioonis
- Suure liigilise mitmekesisusega produktiivne ökosüsteem

H/G seisundi piiril 2. tüübi veekogud.

Nagu kogu C/B GIG-s, nii ka Eestis on raske leida parematesse ökoloogilistesse klassidesse kuuluvaid 2. tüübi järvi. Seisundi hinnang peaks etalonveekogu valimisel sobima kokku ka valgla analüüsi tulemustega. Kahjuks on materjali suhteliselt vähe kasutada, et saaks teha ulatuslikku ja põhjalikku analüüsi.

Tõhela järv.

Järve kohta on limnoloogiakeskuses hilisemad andmeid 1995., 2005., 2006. ja 2007. a. Järve sobimatust fooniveekoguks seletasime eespool. Fooniveekogudele esitatavate nõuete järgi on Tõhela järvel vaid väikesed kõrvalekalded (vt. ka **joon. 1**), mispärast on otstarbekas arvestada see H/G seisundi piiril olevaks järveks. Ajavahemikul 2005 kuni 2007 on olnud kõigil aastail Tõhela järve seisund hea.

Prossa

Järve kohta on hilisemad andmed 2005. ja 2006. a. ja mõlemal aastal on olnud seisund hea. Meie kasutuses ei ole kahjuks valgala maakatte andmeid. Elustiku näitajad on mõnevõrra parema hinnanguga, kui hüdrokeemilis-füüsikalised.

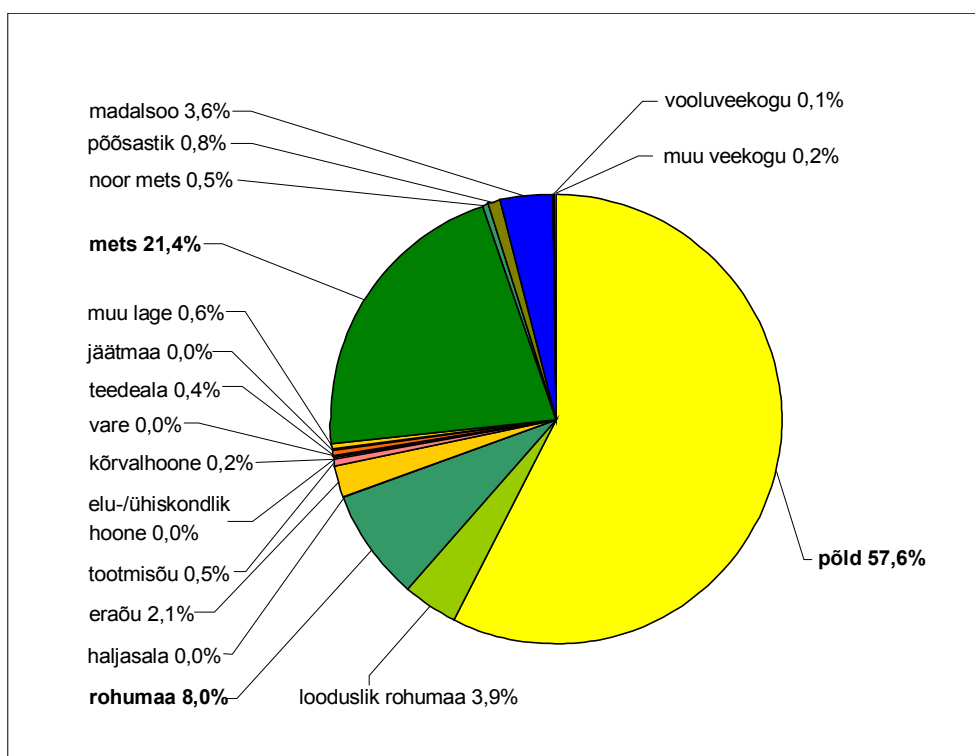
Soitsjärv

Soitsjärve veetasel on küll oluliselt alandatud ja tema pindala suuresti kahanenud, kuid seda väga ammu. Praeguseks on järve ökosüsteem saavutanud olemasoleva veetaseme juures uue tasakaalu. Bioloogiliste näitajate järgi on tegemist hea või väga hea ökoloogilise seisundiga, abiootiliste näitajate alusel mõnevõrra kehvema olukorraga.

Järve seisundit on hinnatud viimati 2007. a. siis olid 19st kasutatud näitajast 15 kas heal või väga heal tasemel.

Maakasutuse materjali analüüs on teataval määral vastuolus ökoloogilise seisundi hinnanguga, sest kõlvikulises koosseisus domineerib põld (Joon. 2), mis katab 774,7 ha ehk 57,6% valgla pindalast. Mets katab 288,1 ha (21,4%) ja rohumaa 107,8 ha (8,0%).

Kogu valglal asuvad suured lagedad põllumassiivid suhteliselt suure kaldega voortel, mida läbivad ilma kaitsvate puhvriteta reostusohtlikud kraavid. Soitsjärve ennast ümbritseb soostunud mets ja võsa. Valgla territooriumile jääb 5 lauta, kus on 55, 13, 6 ja 2 veist, ühes laudas 1 lehm, 13 lammast ja 1 kits. Soitsjärve valglal asuvad eraldiseisvad talud peamiselt valgla piiril olevatel voorte lagedel, järvest 100 – 200 m kaugusel.

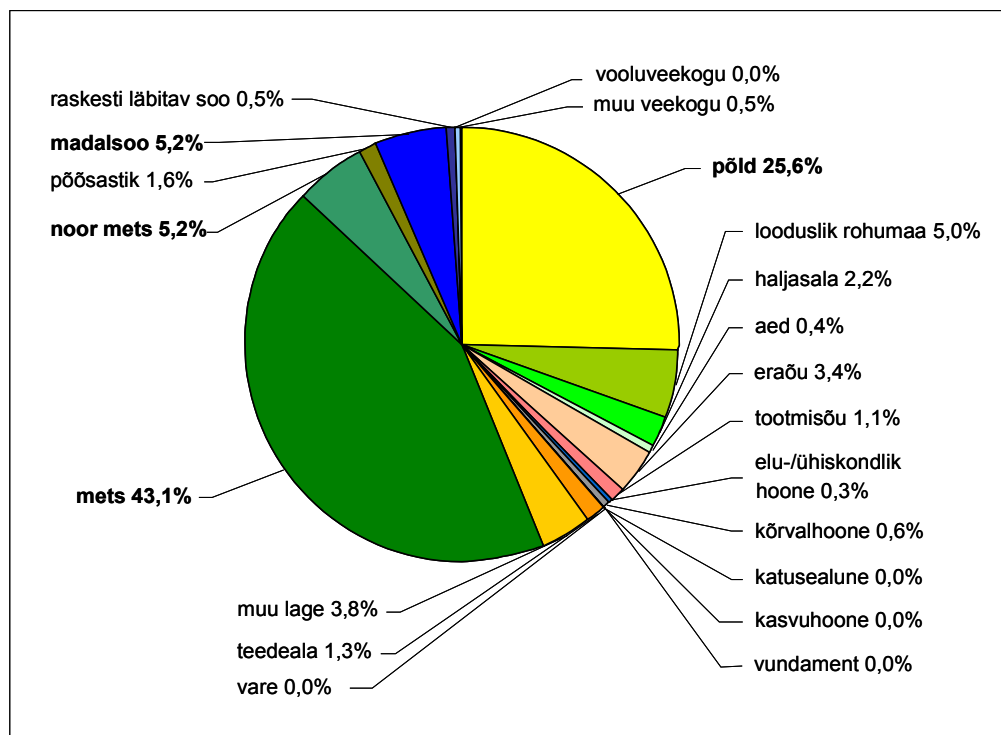


Joon. 2. Soitsjärve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Otepää Valgjärv

Varasemal ajal on olnud Otepää Valgjärves veeõitsengud ja ka tema vee karedus on olnud väiksem, veel 1950ndail ca 100-120 mgHCO₃/l. Seepärast pole tegemist väga

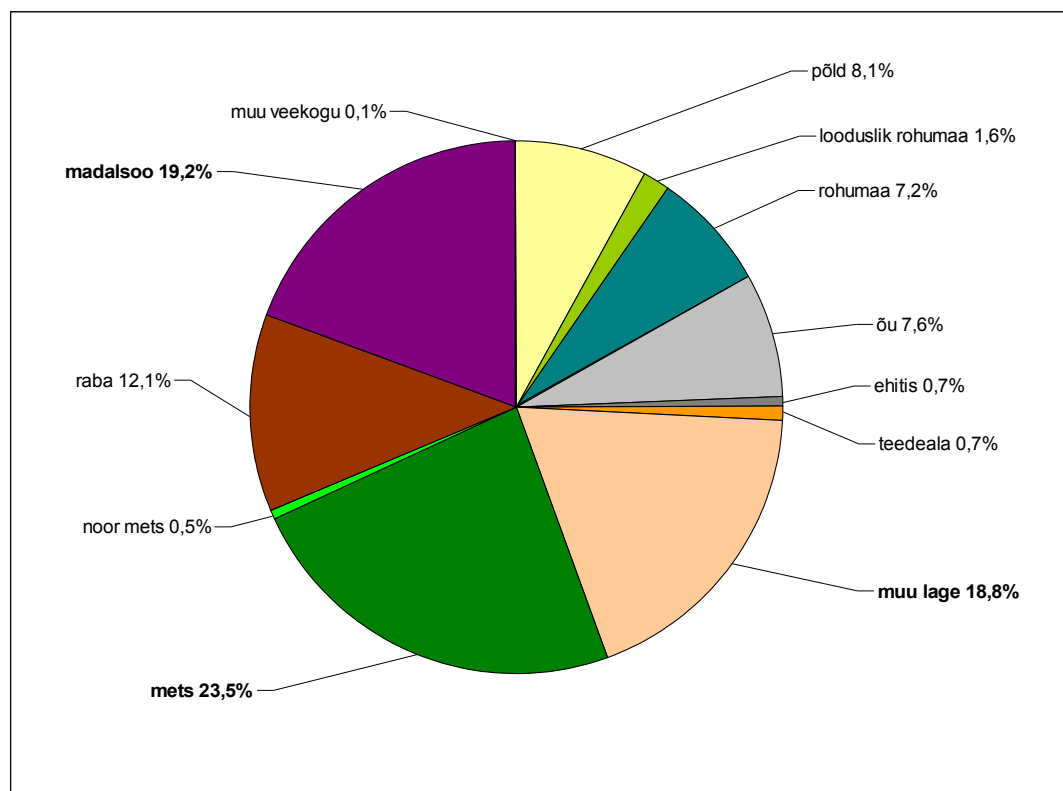
tüüpilise esindajaga ja ka mitte stabiilse veekoguga. Siiski 2007. a. hinnangu alusel on kasutatud 20st näitajast 15 olnud ka väga head või head, tugeva usaldatavusega. Kehvemal tasemel on olnud fütoplanktoni näitajad. Maakatte protsentuaalse jaotumise järgi (Joon. 3) on looduslikud alad valdavad, mis kinnitab järve sobivust etaloniks.



Joon. 3. Otepää Valgjärve valgala maakatte protsentuaalne jaotumine.

Klooga

Klooga järve seisund on olnud 2008. a. hinnangul hea, kuid erinevad elemendid annavad vastuolulisi tulemusi. Suurtaimede alusel on seisund lausa kesine, seevastu põhjaloomade alusel väga hea. Koondhinang on tugeva usaldatavusega, sest kasutada saadi paljusid näitajaid, 17, millest 12 olid kas head või väga head. Kui seisundi hindamise näitajad andsid mitmekesiseid tulemusi, siis ka valgla maakatte jaotus on mitmekesine ja üsna võrdselt jaotunud erinevateks kategooriateks (Joon. 4).



Joon. 4. Klooga järve valgla maakatte protsentuaalne jaotumine

Suurim reostaja on Klooga asula reovesi (ca 1000 inimest), mis juhitakse peale bioloogilist puhastamist Klooga järve, aga kus puudub toiteainete puhastus.

G/M seisundi piiril paiknevad 2. tüüpi veekogud

Õisu järv

Järve on viimasel ajal uuritud 1992-94 ja 2007. Peab nimetama, et järv on väga kiiresti muutunud ja tema olukord halvenenud. 2009. a. külastuse ajal ei leitud sealt enam üliharuldast järvepalli, mis varem oli väga massiline. Järvepallile sobivad ökotoobid paistavad olevat kadunud. Kaldaosa on kiiresti kinni kasvamas, väga lopsakas on pilliroo, järvekaisla ja tarnavöönd. Veel 2007. a. seiretööde ajast on paari aasta jooksul olukord tugevasti muutunud. Seepärast on 2007. a. antud hinnang, hea, praeguseks arvatavasti halvenenud. Juba siis oli 21st kasutatud näitajast vaid 13 head ja väga head.

Tamula

Tamula järv kannatab iga-aastaste veeõitsengute käes. Tema ökoseisundi hinnang on olnud kesine. Viimased andmed on 2008. ja 2009. a.

Köstrejärv

Köstrejärve kohta on palju materjali ja tema seisundi dünaamika hästi seostatav Lüllemäe asula heitvete juhtimisega järve. Köstrejärve kohta on tehtud ka tervendamise eeluuringud. 2005, 2006 ja 2009. a. Järv kuulub EL interkalibreerimisregistrisse ja seisund on olnud kesine.

Endla

Endla järve seisundit on halvendanud veetaseme alandamine. Viimati on uuritud 2005. ja 2006. a. Seisund on olnud hea. Suurtaimedest on seal kaitsealune liik nõtke näkirohi, mida on leitud siiani vaid kolmest järvest Eestis. Kuna tegemist on suurtaimede domineerimisega ja selle elemendi alusel on järv hea/kesise piiril, siis sobiks etalonjärveks.

Veisjärv

Veisjärve on viimati uuritud 2007. a. ja seisund on olnud halb. Kui abiootilised näitajad ja fütoplankton on olnud halva ökoseisundi tasemel, siis suurtaimed lausa väga heal. Veisjärve seisundit mõjutab suuresti veetase.

Mäeküla

20st kasutatud näitajast on 2007. a. olnud 18 väga heal, heal või kesisel tasemel, seejuures enamik kesisel tasemel ja ka koondhinnang on kesine. Kõik kvaliteedielemendid näitavad väikeste eranditega kesist seisundit. Uuringu aastal vesi Mäeküla järves õitses.

Keeri

Keeri on väga tugeva läbivooluga järv, mille pikaajaliseks mõjutajaks on olnud Elva linn. 2007. a. 21st näitajast 18 on kas väga heas, heas või kesises klassis. Eriti torkab silma suurtaimede näitajate madal kvaliteet.

1.1.2.3. Tüüp 3. Vee keskmise karedusega kihistunud järved.

See on arvukuselt teine järvetüüp, kuhu võib kuuluda umbes 1/4 - 1/5 järvedest. 3. tüüpi järvede ökotoobid ja biotoobid on mitmekesisemad, kui 2. tüübis ja inimõju suurus on olnud ka mitmesugune. Nende järvede funktsioneerimist määrab suurel määral veemaht.

Peamised iseloomulikud omadused on:

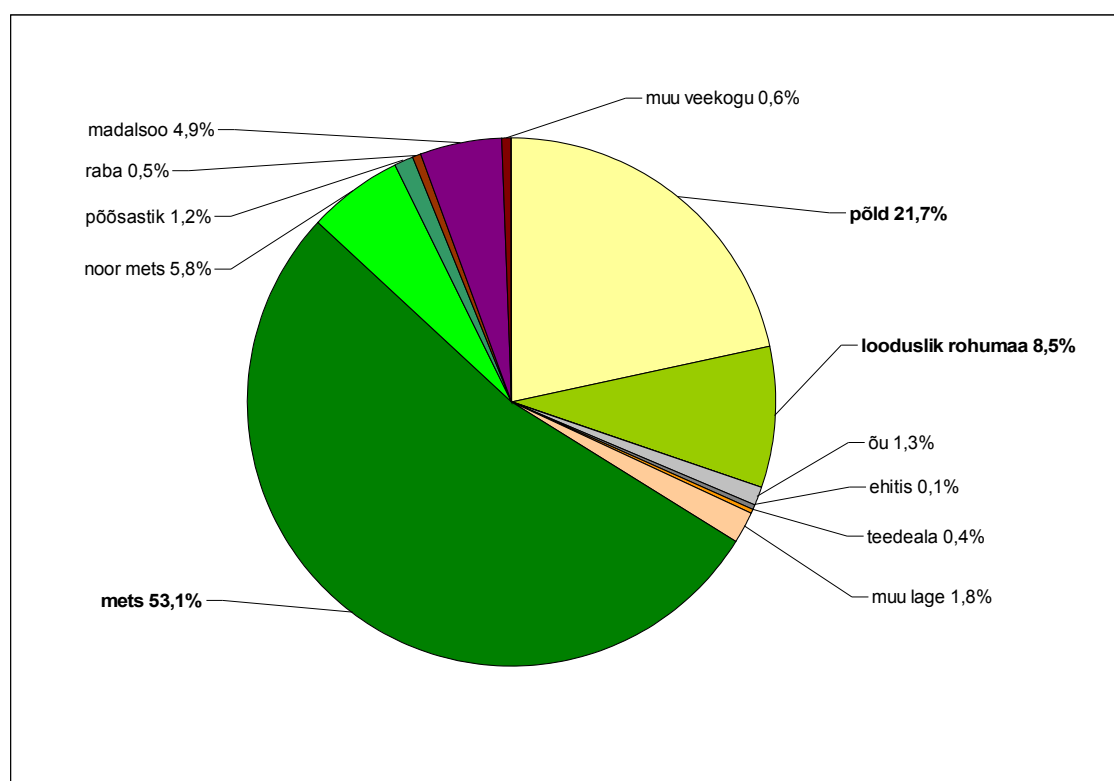
- Püsiv kihistatus kasvperioodil
- Keskmise karedusega vesi
- Järve suhteliselt suur veemaht
- Suhteliselt nõrk veevahetus
- Kuni keskmine orgaanilise aine sisaldus
- Fütoplanktoni suur tähtsus esmasproduksioonis
- Suure liigilise mitmekesisusega produktiivne ökosüsteem

H/G seisundi piiril paikneda võivad 3. tüüpi veekogud.

Tänu suure veemahu puhverdusele ja karedale veele on selles tüübis kergem leida paremas ökoloogilises klassis olevaid järvi.

Kooraste Suurjärv

Selle järve kohta on päris värsked andmeid 2008. a. ja seisund on oli väga hea (20st näitajast 12 väga head). Näiteks on väga head kõik põhjaloomade näitajad, kuid halvem on seisund suurtaimede alusel. Kooraste Suurjärve valgla põhiosa moodustavad looduslikud kooslused, põllumajandusmaad on enamasti hajutatud väikeste lappidena peamiselt valgla lääne ja põhja ossa. Kooraste Suurjärve põhjakaldal on suurem põldude massiiv, mis võib põhjustada mõningast järve reostumist, üldiselt on järv hästi kaitstud ja puhverdatud (Joon. 5).



Joon. 5. Kooraste Suurjärve valgla maakatte protsentuaalne jaotumine.

Kooraste Kõverjärv

Selle järve sobivust fooniveekogust arutati eespool. Teistest bioloogilistest näitajatest on kehvema seisundiga suurtaimed. Põhjaloomade alusel on seisund väga hea, kuid

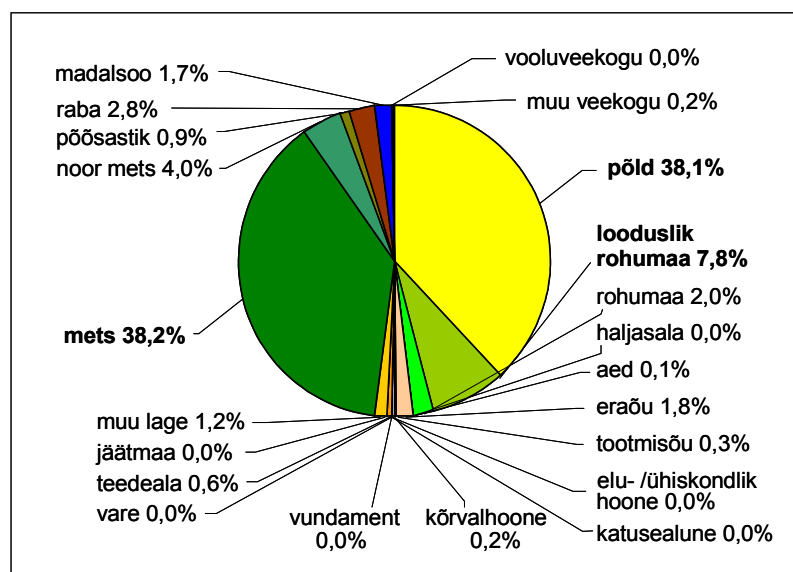
halvem suurtaimede alusel. Valgla maakatte kasutuse järgi peaks järv sobima isegi foonijärveks. 20st kasutatud näitajast on 14 olnud väga heal või heal tasemel.

Saadjärv

Saadjärve kohta on väga palju materjali ja ta on põhjalikult uuritud. Peamiselt tänu väga suurele veemahule on järve seisund vähe muutunud. Kuigi limnoloogiakeskuse ja TTÜ Geoloogia Instituudi uuringud (Ott & Rakko, 2008; Heinsalu & Alliksaar, 2007; Heinsalu et al., 2003) on näidanud järve olukorra halvenemist on ta viimase VRD nõuete järgi tehtud hinnangu alusel endiselt heas seisundis. 2006. a. hinnati järve seisundit isegi väga heaks. Järve on uuritud alates Eesti iseseisvumisest 1992-94 ja edasi 2005. 2006. a. ja 2007. Kui 2009. a. sügisel (just praegu) omavoliliselt ja karistamatu allalastud veetase järvele pöördumatult halvasti ei mõju, siis sobiks ta etalonveekoguks. 23 st viimati hinnanguks kasutatud näitajast on 20 olnud kas väga heal või heal tasemel. Kehvemad on üldlämmastiku sisaldus ja suurtaimedest tseratofülliidide seisund. Järve seisundi näitajate dünaamika ühtib hästi sissevooludest kanduva ainete koormusega, kus fosfori olukord on hea, aga tegemist on ilmse lämmastikureostusega.

Jõksi järv

Nagu Saadjärv, nii on ka Jõksi väga suure veemahuga, sest maksimaalne sügavus on 23,8 m ja pindala 64 ha. Viimati uuriti järve 2003. ja 2007. a. ja siis olid 15st näitajast 11 väga heas ja heas seisundis. Mõned tüübiomastena kasutatavad näitajad ei sobi tegelikult kasutamiseks Jõksi järves, nt. vee läbipaistvus ja metalimnioni ulatus, sest tegemist on küllaltki tumedaveelise järvega. Valgla maakattes katavad ala võrdselt mets (1960,6 ha, 38,2%) ja põld (1954,1 ha, 38,1%). Tähtsuset kolmas maakattetüüp on looduslik rohumaa (399,0 ha, 7,8%) (Joon. 6). Põllumajandustegevus on keskmise intensiivsusega, põldude suhtelise avatuse ja lainja reljeefi tõttu võib see mõjutada Jõksi järve vee kvaliteeti. Asusustus on valglaal hõre, tüüpilise üksikute taludega hajaasutusega. Suuremaid asulaid valgla territooriumil ei ole.

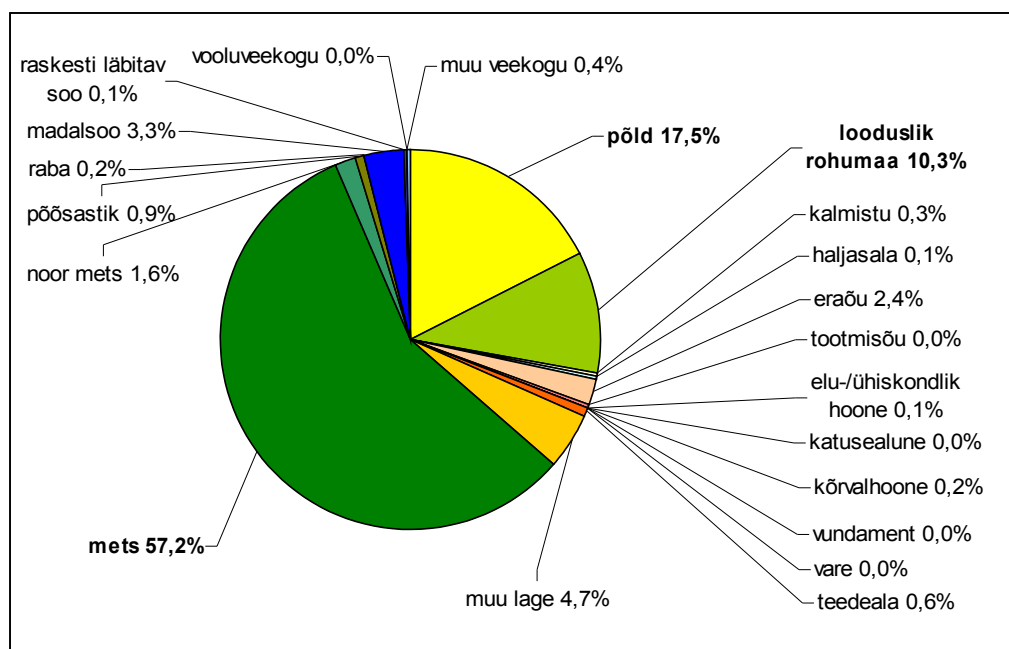


Joon. 6. Jõksi järve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Rõuge Suurjärv

Rõuge Suurjärv on olnud alates 1992. a. seire püsivaatlusjärv. Tänu väga suurele veemahule ja karedale veele on järve seisund püsinud suhteliselt stabiilsena. Väga rangelt võttes peaks järv kuuluma praeguseks juba 1. tüüpi, sest aluselisuse tase on ületanud vastava piiri. 1950ndatel oli see tase allapoole piiri. Kuigi on eriti veemassi alumistes kihtides märgata ainete kontsentratsioonide tõusu, siis elustiku näitajad on isegi väga heal tasemel.

Valgla kõlvikulises koosseisus domineerib mets, mis katab 1484,3 ha ehk 57,2% valgla pindalast. Kõlvikute osakaalus järgnevad põld (453,7 ha, 17,5%) ja looduslik rohumäa (268,4 ha, 10,3%) (Joon. 7). Põllumäa osatähtsus ei ole küll suur, kuid see on koondunud peamiselt Suurjärve ümbrusesse. Samas ei ole tegemist intensiivse põllumajandusega. Valglal asuvad loomafarmid on peamiselt 1-3 veisega väikelaudad, alal on kaks suuremat lambafarmi (60 ja 21 lambaga), mis mõlemad asuvad järvest kaugemal ja järve veekvaliteedile otsest mõju ei avalda. Järve vahetus ümbruses asub Rõuge alevik, kus elab ca 470 inimest. Aleviku reovett ei juhita Rõuge järvedesse. Ülejäänud valglal on asustustihedus ca 8 inimest km².



Joon. 7. Rõuge Suurjärve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Kuremaa

Selle järve kohta pole riikliku seire andmeid ja seepärast on tema valimine teatava küsimärgiga. Samas on ka järve vastupidavus eutrofeerivatele mõjudele suhteliselt suur. Viimane seisundi hinnang on tehtud 1997. a. uuringu alusel. Kasutati 13 näitajat ja 11 neist olid väga heal või heal tasemel. Aeg-ajalt on Kuremaa järv õitsenud ja see võib tähendada, et ta ei sobiks H/G piiril olevaks etalonjärveks.

G/M seisundi piiril paikneda võivad 3. tüüpi veekogud.

Pangodi

Pangodi järv on Eesti iseseisvumisest alates suhteliselt harva uuritud, viimati 2007. a. ja siis oli seisund hea. 21st kasutatud näitajast oli 15 väga head või head. Järvele on

iseloomulik, et suurtaimede seisundi indikaatorid on praktiliselt kõik kehvema seisundiga kui ülejäänud. Kuuldavasti toimuvad Pangodis ka sageli veeõitsengud, mida meie uuringus siiski ei avastanud. Maakatte jaotus valglal, kus suur osa on põldudel ja asundustel, näitab ka järve ohustatust. Asustus on koondunud peamiselt ümber Pangodi järve, sellenimelises külas on 88 inimest, teistes külates paarkümmend inimest. Valglal asub Kodijärve hooldekodu ca 40 inimesega, mille reovesi puhastatakse biopuhastis. Pangodi järve ümbruses on oluline osa suvilatel ja ajuti kasutatavatel taludel, kus reovesi imbub pinnasesse. Tänu majapidamiste koondumisele järve vahetusse ümbrusse võivad nad avaldada mõju ka järve vee kvaliteedile.

Pühajärv

See järv on seire iga-aastases vaatluses. Kuigi tegemist on tugeva ökosüsteemiga, on praktiliselt igal aastal veeõitsengud, 2004. a. isegi üks Eesti toksilisemaid. Valgla on suure inimõjuga, viimati on olnud olulised mitmete hoonete rajamine, renoveerimine kalda-aladele. Väga halvasti mõjus järvele Pühajärve puhkekodu kalda-ala korrastamine, kus rikuti oluliselt looduslikku kallast ja järve kandus suur hulk ainevoogu muutnud aineid. Kuigi peamiselt on järvele koondhinnang olnud hea, siis eriti suurtaimede näitajate indikaatorid on olnud kehvemas seisundis.

Ähijärv

Järv on sarnase ökosüsteemiga kui Pühajärv, kuid eristub suurema orgaanilise aine sisalduse poolest. Sellest on ka vesi tumedam. Nii Pühajärv kui ka Ähijärv on tegelikult kihistunud ja kihistumata tüübi vahepealne. Arvestades CBGIG tüpoloogiat, kus tüübid eristuvad keskmise sügavuse alusel (3 m), siis kuuluvad mõlemad 3. tüüpi. Kihistus pole neis aga igal aastal kuigi kauakestev ja selle alusel peaksid nad kuuluma 2. tüüpi.

Ähijärv on olnud püsivaatluses alates 1996. a. Viimase paari aasta hinnangud on olnud head (20st kasutatud näitajast on 14 väga head või head). Valgla maakatte protsentuaalse jaotuse järgi peaks järv sobima isegi H/G piiril olevaks (74% mets ja

ainult 13% põld, puuduvad suured asundused). Ähijärve veeõitsengute alusel leiame, et ta sobiks siiski G/M piiri esindajaks.

Verevi

Verevi on üks paremini uuritud Eesti järvi (Ott & Kõiv, 2005). Samas on järv väga keeruka ökosüsteemiga, kus ökoseisundi kõikumised võivad olla väga kiired ja suured. Inimmõju on olnud sellele järvele väga suur. Tänu mitmele meetmele viimastel aastatel on suudetud ökoseisundit stabiliseerida (tegemist on nüüd sisuliselt umbjärvega, milles hoitakse püsivat ja teravat veekihtide temperatuuri- ja keemilist kihistust). Verevit on uuritud Eesti praegusel iseseisvusajal peaaegu igal aastal, viimati 2006. a. Siis olid kasutatud 21st näitajast 15 kas väga heal, heal või kesisel tasemel. Välja arvatud põhjaloomad, on igas teises kasutatud elemendis mõni indikaator väga halvas või halvas seisundis (P ja N sisaldus, niitvetikate rohkus, klorofüll a sisaldus).

Viljandi

Viljandi järv on küll väga tugeva ökosüsteemiga tänu suurele veemahule ja karedale veele, kuid samas ka tugeva inimmõju all. Seejuures pole inimmõju alati olnud järve seisundit halvendav. Tänu inimtegevusele, on oluliselt kasvanud vee karedus, mis on tegelikult hea ökoseisundi stabiliseerimiseks (Ott jt., 2006). Viljandi järv on sarnaselt Rõuge Suurjärvele tegelikult ületanud aluselisuse piiri, mis on kehtestatud eristamiseks esimest järvetüüpi teistest.

Viljandi järve uuriti järjestikustel aastatel 2004-2006 ja 2009. Praegu on ei saa üldistada viimase aasta materjale, kuid eelmiste aastate hinnangute alusel oli Viljandi järv heas seisundis ja kasutatud 22st näitajast olid 19 kas väga heal või heal tasemel. Arvestades suurt inimmõju, peaks järve seisund olema suhteliselt ebastabiilne. Sellel põhjusel ja ka teadaolevate esinenud veeõitsengute alusel on järv pigem G/M piiri, kui H/G esindaja.

Karijärv

Karijärv oli limnoloogidele teadaolevalt pika aja jooksul heas seisundis olev veekogu ja seda arvasime olevat isegi üheks fooniveekogu kandidaadiks. Viimaste uuringute alusel (2008. a.) on aga tegemist praktiliselt kõikide elustike elementide alusel kesises seisundis oleva järvega (19st näitajast ainult 3 väga head, ülejäänud head või kesised). Inimtegevus järvele on küll hästi puhverdatud, kuid intensiivne põllumajandus võib põhjustada reostuse jõudmise järve. Põllumaad on 45% valgala pindalast.

Vagula

Vagula järv on ka püsinud nagu Karijärvgi pika aja jooksul stabiilselt heas seisundis. Viimaste uuringute alusel 2008. a. on olukord aga kesine. 20st kasutatud näitajast olid vaid kolm väga head, kaheksa head ja koguni üheksa kesised. Abiootilistest näitajatest oli kesine vaid pH, teiste indikaatorite olukord oli parem. See annab aluse arvata, et Vagula järve seisund pikemas perspektiivis ei tohiks olla kesine, pigem G/M piiril.

Lõõdla

Lõõdla järve kohta on suhteliselt vähe andmeid, kuid viimane uuring oli alles 2008. a. 20st kasutatud näitajast olid 16 kas väga head, head või kesised ja koondhinnang oli kesine. Vesi õitses ja kõikide elustiku elementide seas oli suhteliselt palju halvema seisundi väärtusi. Sarnaselt Vagula järvele oli ka siin abiootilised näitajad suhteliselt paremate väärtustega lubades arvata, et seisund võib pareneeda ja tegemist on järvega, mis paikneb G/M seisundi piiril.

1.1.2.4. Tüüp 4. Pehme veega tumedaveelised järved

Hinnanguliselt on neid järvi ca 8% (Ott & Kõiv, 1999). Seda tüüpi järvede arv on Eesti nimestikus (Tamre, 2006) 242 (39% koguarvust). Limnoloogiakeskuse andmebaasis on ca 100 järve. Samas on neid suhteliselt harva jälgitud, sest tegemist

on stabiilsete veekogudega. Kuna limnoloogiakeskusel on suhteliselt vähe andmeid, siis on ka raske pakkuda sobivaid etalonjärvi. Seda tüüpi veekogude iseloomulikumat tunnused on:

- Väga suur lahustunud orgaanilise aine sisaldus
- Pehme vesi
- Väike veemaht
- Järve madalus
- Kõrge veetemperatuur kasvuperioodil
- Takistatud vertikaalne valguse levik
- Valdavad happelised veemadused
- Väheproduktiivsed veekogud

H/G seisundi piiril paikneda võivad 4. tüüpi veekogud.

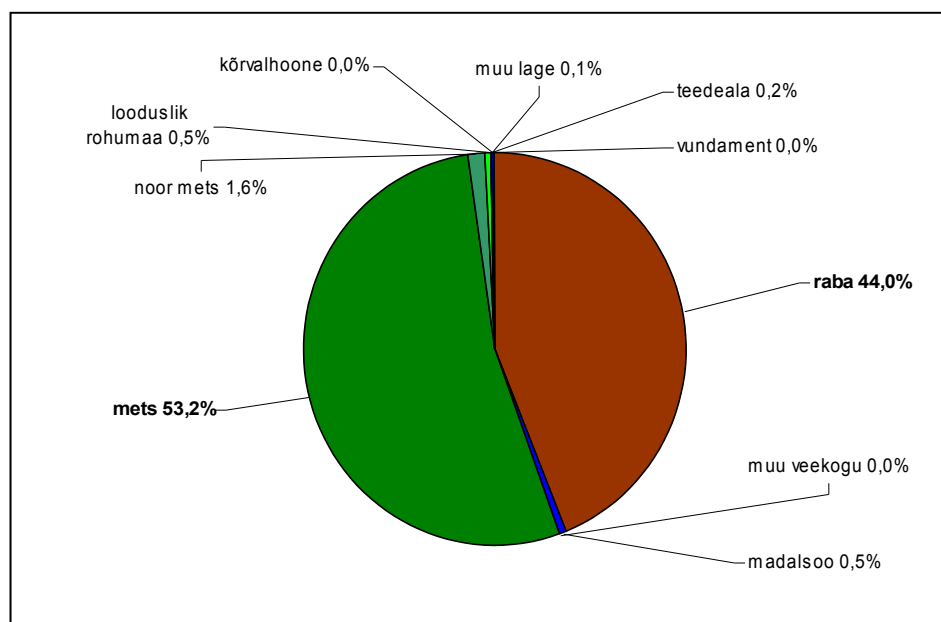
Väikjärv.

Väikjärve on uuritud ajavahemikul 1992-95. Tolle aja tulemuste järgi oli tegemist väga seisundis oleva järvega. Teadaolevalt on siiski sellele järvele üsna suur inimõju (spordilaager kaldal). Seepärast on kaheldav järve sellise seisundi säilimine ja kuna andmed on suhteliselt vanad, siis selle järve valimine etalonjärveks on teatava küsimärgiga.

Nohipalu Mustjärv.

Nohipalu Mustjärv on seires olnud püsivaatlusjärv alates 1992. a. Selle aja jooksul on ökoloogiline seisund olnud stabiilselt hea. Mitmed näitajad on olnud püsivalt ka väga heal tasemel, nagu nt. fosfori sisaldus, mõned põhjaloomade indikaatorid. Valgla on vägagi looduslik, kõlvikulises koosseisus domineerib mets, mis katab 500,3 ha ehk 53,2% valgla pindalast. Kõlvikute osakaalus järgneb raba (413,5 ha, 44,0%) ja noor mets (14,8 ha, 1,6%; **Joon. 8**). Teised kõlvikud moodustavad alla 1% kogu valgla pindalast. Järve vesi formeerub peamiselt rabaveest, ka metsa puhul on tegemist

pigem rabastuva metsaga. Inimtegevus ja pühasustus valglal praktiliselt puuduvad, inimõju piirdub turistide tegevusega.



Joon. 8. Nohipalu Mustjärve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Nigula

Nigula järve on limnoloogiakeskus väga vähe uurinud, kuid on seire kavas sellel, 2009. a. Varem on uuritud järve väga ammu – 1954., 1960. 1983. Kuigi tänavused materjalid on alles töötluses, siis senini teadaolevad viitavad kas heale või väga heale seisundile ja seepärast peaks järv sobima etalonveekoguks.

Keava laugas

Keava raba suurimat 2,3 ha suurust laugast uuriti 2004. a. Ei enne ega ka pärast seda pole limnoloogid seda järve uurinud. Praktiliselt kõik näitajad on väga heal tasemel, vaid fütoplanktoni suvises aspektis oli leida kehvema ökoloogilise seisundi indikaatoreid (sinivetikas *Limnothrix redekei*). Enamuse näitajate alusel sobiks järv isegi fooniveekoguks. Lauka väike pindala tekitab küsimuse, kas niisugust veekogu võib üldse kasutada hoopis suuremate järvede seisundi võrdluseks.

Loosalu

Järve uuriti 2004. a., varasemaid andmeid on 1950ndatest aastatest ja 1977. a. Nii elustiku kui ka abiootilised kvaliteedi elemendid on enamikus väga heal tasemel. Suhteliselt suur pindala (34 ha) võimaldab ka elupaikade mitmekesisust. Lainetus on selles järves oluline tegur kalda-alade biotoopide kujundajana. Erinevalt tavalistest rabajärvedest on siin olemas ja kõvapõjalisi alasid.

G/M seisundi piiril paikneda võivad 4. tüüpi veekogud.

Käsmu

Järve on hinnatud varem 1970ndate ja 1980ndate aastate materjalide alusel, mil seisund oli hea. Käesoleval, 2009. a. on järv seireprogrammis ja olukord on oluliselt muutunud. Suve teisel poolel oli Käsmus väga intensiivne veeõitseng, vee läbipaistvus oli vaid 40 cm. Nii intensiivne veeõitseng ei saa jätta mõju avaldamata ka muule elustikule ja kogu ökosüsteemile. Kuigi seirematerjalide analüüs on alles pooleli, võib arvata, et kooondhinnang ei küündi üle kesise.

Valguta Mustjärv

Järv on olnud keskkonnaseire programmist 1992-94. Hiljem jäi ta seirest rahanappuse tõttu välja. Järv on ühenduses Võrtsjärvega, kuhu ta veed voolavad. Vastassuunas ujuvad järve kalad, muutes järve liigirikkaks ja ühtlasi tuntud koelmuks. Kuni 1980. a. oli veekogu seisund hea, kuid Moskva olümpiamängude Tallinna purjeregati tarbeks väetati kõrvalolevat raba muru kasvatamiseks. Murumättad viidigi sadamasse ja väetise liigsus rikkus Valguta Mustjärve seisundi. 2005. a. uuriti põgusalt taas järve ja endiselt olid toitesoolade kogused väga suured.

Parika

Järve on uuritud viimati 2008. a. Abiootilised ja põhjaloomade indikaatorid olid siis pigem kesisel kui heal tasemel, seevastu suurtaimed ja fütoplankton heal tasemel.

Parika raba kuivendamine nõukogude ajal on muutnud veekogu seisundit ja paistab, et siiani. 2008. a. materjali alusel oli seisund hea, kuid mitmed indikaatorid olid kehvema seisundiga.

Lavassaare

Järve uuriti 2008. a., siis oli koondhinnang kesine (14 st kasutatud näitajast olid 9 kas väga head, head või kesised), teiste seas oli vaid üks põhjaloomade näitaja väärtus väga heal tasemel. Lavassaare järv on võrreldes paljude teiste seda tüüpi järvedega väga suur (211 ha). Suur elupaikade valik ei realiseeru efektiivse ökosüsteemi funktsioneerimisena, kuna vee keemilised omadused on kehvad.

1.1.2.5. Tüüp 5. Pehme veega heledaveelised järved

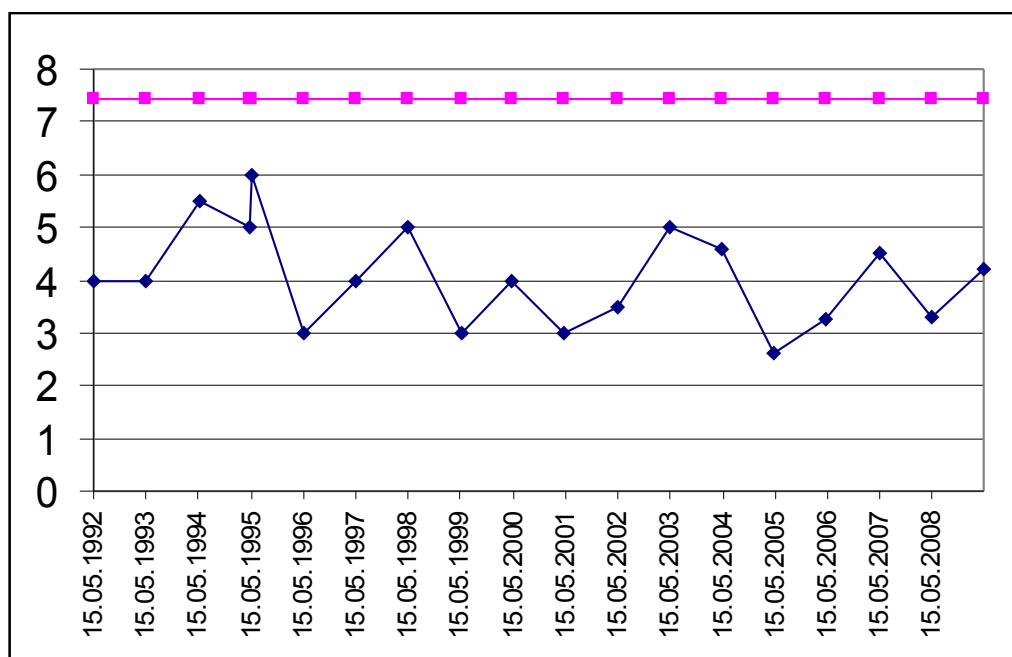
Hinnanguliselt on neid järvi ca 5,1% (Ott & Kõiv, 1999). Limnoloogiakeskuse andmebaasis on ca 72 järve. Neid on uuritud suhteliselt laialdaselt, sest pakuvad suurt huvi oma eripärase ökosüsteemiga. Eesti limnoloogilise tüpologia järgi on VRD tüpoloogias liidetud kaks tüüpi – oligotroofsed ja semidüstroofsed. Seda tüüpi veekogude iseloomulikumatid tunnused on:

- Pehme ja hele vesi
- Nõrk või puuduv veevahetus
- Haruldased elupaigad ja haruldased kooslused, liigid
- Nõrk vastupanuvõime mõjutustele
- Enamasti väike veemaht
- Väheproduktiivsed veekogud

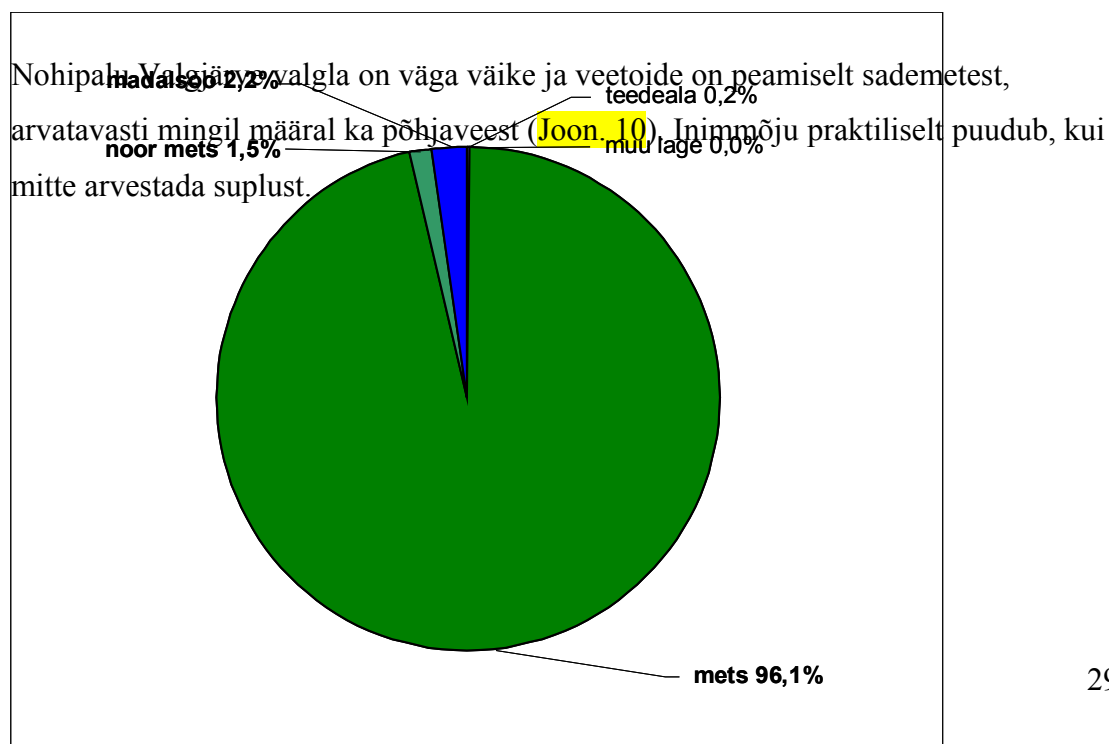
H/G seisundi piiril paikneda võivad 5. tüüpi veekogud.

Nohipalu Valgjärv

Nohipalu Valgjärv on olnud püsivaatlusjärv riikliku seire programmi algusest, 1992. a., alates. Teda on peetud Eesti puhtamaveelisemaks järveks üldse. Meenikunnu raba kuivendamine on muutnud veerežiimi (ka põhjavee) ja ilmselt sellega oli ka Valgjärve seisund muutunud. Viimasel viieteistkümnel aastal on see olnud küll stabiilne, kuid tagasilööke on esinenud ka siis. Näiteks on olnud mitmel aastal tugevad veeõitsengud. Nohipalu Valgjärve üldist degradeerumist väljendab üsna ilmekalt vee läbipaistvuse dünaamika (Joon. 9).



Joonis 9. Nohipalu Valgjärve vee läbipaistvuse (m) dünaamika 1992.-2009. a. (sinine joon) võrreldes varasema perioodi (1960.-1984. a.) keskmisega (roosa).



Joonis 10. Nohipalu Valgjärve valgla maakasutuse protsentuaalne jaotus.

Ahnejärv

Ahnejärv on üks Kurtna mõhnastiku vähetoitelistest veekogudest. Veel 1960ndatel a. olid nende kõigi (Martiska, Liivjärv, Valgjärv, Kuradijärv, Ahnejärv) seisund väga hea. Kui alustas tööd Vasavere veehaare, siis va. Valgjärv, langes kõikides veetase, Kuradi ja Martiska järves kuni 4 m. Teiste hulgas langes ka Ahnejärve veetase, kuid vähem. Ahnejärve ökosüsteemi seisund on vaatamata ka muudele mõjutustele (metsapõlengud ja sellest tulenevad mõjud, ka. erosioon) enamjaolt säilinud. Järve kohta on andmeid siiski suhteliselt hõredalt ja seireprogrammi pole kunagi kuulunud.

Piigandi

Piigandi järv on Eestis väga haruldane olles nii suur (43 ha, 25,3 m) ja pehmeveeline. Aluselisuus on siiski veidi kõrgeenenud (25-40 mgHCO₃/l). Suur veemaht tagab protsesside stabiilsuse. Teistest seda tüüpi järvedest eristub suur elupaikade ja liigiline mitmekesisus. Limnoloogiakeskus on uurinud Piigandi järve lünklikult, põhjalikud uuringud on jäänud ammustusse aegadesse (1980-83). Viimati käidi Piigandil 2008. a. sügisel kohalike elanike kutsel, kui tegemist oli hilissügisese veeõitsenguga, mis on seda tüüpi järvedes väga haruldane.

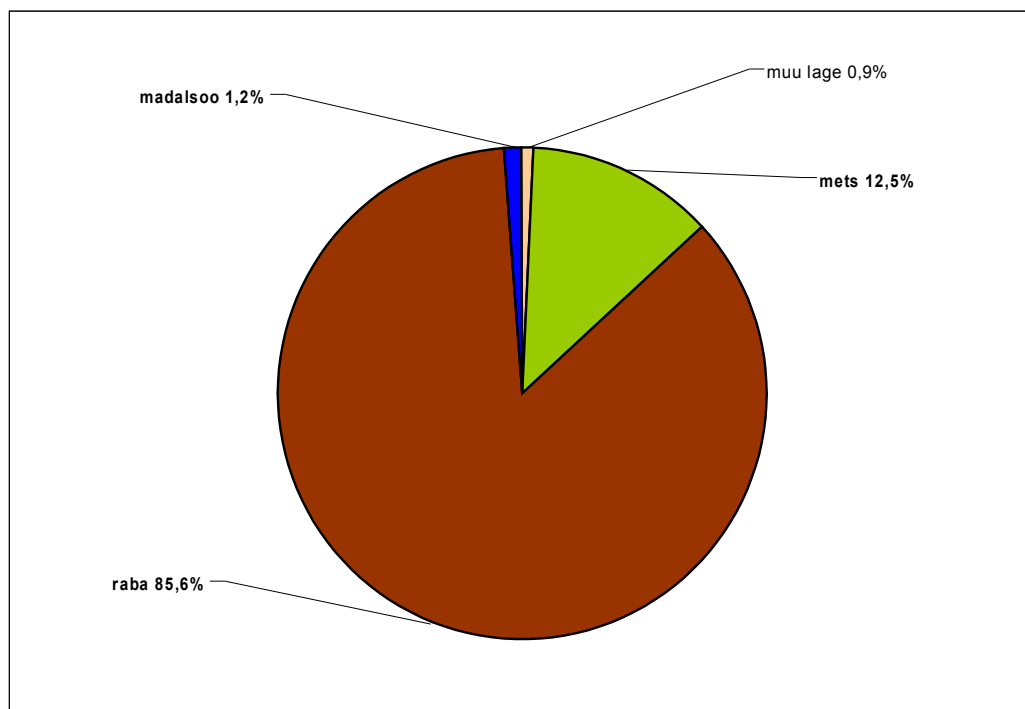
Jaala

Jaala järv on üks väheseid Kurtna mõhnastikus inimõjust vähe puudutatud veekogu. Tema kohta on kahjuks vähe andmeid ja viimase aja seisund on teadmata. Vesi ei ole ka nii pehme, nagu näiteks Nohipalu Valgjärves.

Tänavjärv

Tänavjärv on suur ja madal. Limnoloogilise tüpologia alusel on tegemist semidüstroofse järvega, mis on VRD tüpoloogias asetatud kokku oligotroofsetega. Semidüstroofsete järvede eripäraks on tumedam vesi kõrgenenud lahustunud orgaanilise aine sisalduse tõttu. Järvede seireprogrammis on järve uuritud 1995. ja 2008. a. Viimase uuringu järgi oli kasutatud 17 indikaatorist 12 kas väga heal või heal tasemel. Tänavjärve seisundit on mõjutanud metsapõleng, kuid loodetavasti selle mõju kahaneb. 2008. a. olid vaid hüdrokeemia indikaatorid kehvemal tasemel, ainult elustikku arvestades, oleks seisund väga hea.

Valgla kõlvikulises koosseisus domineerib raba, mis katab 351,9 ha ehk 85,6% valgla pindalast. Kõlvikutest esinevad veel mets (51,3 ha, 12,5%) ja madal soo (5,0 ha, 1,2%) (Joon. 11). Põhilise osa järve valglast moodustab raba, väikeste tükadena esineb metsi. Inimõju piirneb peamiselt rekreatsiooni ja atmosfäärse sissekandega.



Joonis 11. Tänavjärve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

G/M seisundi piiril paikneda võivad 5. tüübi veekogud.

Viitna Pikkjärv

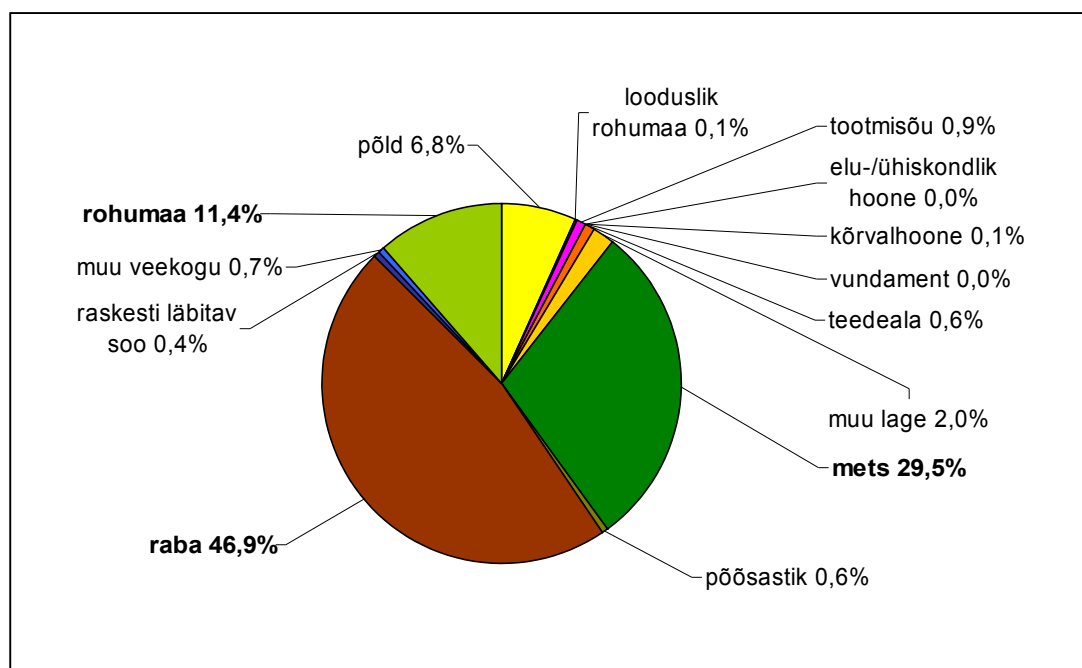
See järv on olnud kogu seireprogrammi jooksul püsivaatlusjärvede seas. Valikut tingis haruldane tüüp ja suhteliselt hea seisund. Pealegi on Põhja-Eestis selliseid järvi väga vähe. 1990ndatel aastatel, kui järv kuulus Lahemaa Rahvuspargile, kutsuti limnoloogiakeskust uurima, miks on järve seisund halvenenud. Praeguseks on selgitatud, et juba fooniline toitesoolade lisandumine muudab järve seisundit. Viimastel aastatel on järv õitsenud ja vaesunud. Oluline oli läheduses olnud metsapõlengu kustutamiseks veevõtt ja sellega kaasnev raskemasinatest põhjustatud kaldaerosioon. Veeõitsengut on põhjustanud juba sinivetikad (*Anabaena sp.*), vesilobeelia asurkond on mattumas mudaga, suurtaimedel on suurenenud epifüütoni kogus jne.

Uljaste

Järv on olnud püsivaatlusjärvede seas alates seireprogrammi algusest, 1992. a. 1993. a. toimus augustis kogu järvede kalade suremine, mille põhjusi on ka kirjanduses selgitatud (Ott, 1994) ja peamiseks põhjuseks peeti ammoniumi üleminekut

ammoniaagiks väga kõrge pH ja suvise temperatuuri juures. Hukkmist soodustasid veeõitseng, võimalik vetikatoksiinide olemasolu, hapniku küllastuse kõikumised jm. Pärast seda oli mitu aastat Uljaste järve olukord palju parem, sest kalade puudumine muutis ökosüsteemi funktsioneerimist. Vee läbipaistvus suurenes, põhjaloomade rikkus kasvas jne. Nüüd on hakanud taas olukord halvenema, eriti viimasel paaril aastal. Kahel aastal on vesi õitsenud ja Uljastesse on jõudnud isegi *Gloeotrichia echinulata*, Peipsile iseloomulik mürke tootev sinivetikas. Selle liigi kolooniad on palja silmaga eristatavad ja äratuntavad. Kuigi seisund on viimastel aastatel halvenenud, on inimõju siiski üldiselt väike ja arvatavasti ökoloogiline seisund pöördub.

Kõlvikulises koosseisus domineerib raba, mis moodustab 184,8 ha ehk 46,9% valgla pindalast (Joon. 12). Kõlvikute osakaalus järgnevad mets (115,9 ha, 29,5%) ja rohumaa (44,9 ha, 11,4%). Järve vesi formeerub väga erinevate looduslike tingimustega aladelt: ühelt poolt karbonaatsetest kruusadest ja liivadest koosnevast Uljaste oosist, teisalt happelisest ja palju humiidaineid sisaldavast Uljaste rabast. Järve valgla on täheldatud ka karstinähtusi. Järve idaosa põhjas asuvad allikad, mis võivad järve tuua vett tunduvalt suuremalt alalt, kui reljeefi põhjal võiks arvata. Valgla lõunaosas asub üks põllumassiiv, kuid see on järvest rabaga eraldatud ja olulist mõju järve veele ei avalda. Ka asustus on siin hõre, vaid valgla lõunaosas asuvas Vabatkülas on mõned elamud. Farne valgla ei esine. Üldine inimkoormus valgla on väike. Valgla järgi võiks Uljaste olla isegi foonijärv.



Joonis 12. Uljaste järve valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Ihamaru Palojärv

Järve on seireprogrammis uuritud 2005. ja 2006. a. 20st kasutatud näitajast olid 16 kesisel, heal või väga heal tasemel. Halvemate väärtustega olid abiootilised näitajad (kõik kas kesised või halvad), suurtaimed, seevastu fütoplanktoni ja põhjaloomade järgi oleks seisund hea või väga hea.

Erastvere

Järve kohta on vähe andmeid, seire programmi pole see kunagi kuulunud. On teada, et 1970ndatel ja 1980ndatel on olukord olnud päris halb erivajadustega inimeste hooldekodu reostuse tõttu. Pealiskaudsete vaatluste järgi võib järve seisund olla hea või kesise piiril.

Pulli

Järve pole seireprogrammis uuritud. Pulli järv on suhteliselt hiljuti olnud väga heas seisundist (1950ndatel). Iseloomulik oli harulduste esinemine. 2008. a. uuringu järgi on fütoplanktonis varem olnud haruldased kooslused asendunud teistega ja iseloomulikud on juba sinivetikad. Suurtaimede seas on ka kaks haruldast liiki, vahelduvaõieline vesikuusk ja vesilobeelia. Mõlema olukord on halvenenud, kuid jääb kokkuvõttes heale tasemele.

Kirikumäe

Kirikumäe järve pole seireprogrammis uuritud. Teadaolevalt on järv rikas haruldustest (eelkõige vesilobeelia, järv-lahnarohi). 2008. a. oli olukord halvenenud. Peamiseks Kirikumäe olukorra halvenemise põhjuseks on korduv veetaseme alandamine. 2008. a. hinnati järve seisundit kesiseks.

1.1.2.6. Tüüp 8. Rannajärved

Hinnanguliselt on rannajärvi 10% koguarvust. Tüüp on eristatud teistest natuke erinevaid näitajaid kasutades. Kuna nende funktsioneerimine sõltub seotusest mereveega ja see on ebaregulaarne, siis on need järved sageli ka heitliku loomuga. Limnoloogiakeskuse andmebaasis oli kuni hilise ajani suhteliselt vähe andmeid. Nüüd on see suurenenud ca 30 järveni. Rannajärvede ökoloogilist seisundit ei mõjuta oluliselt mitte üksnes ilmastik ja inimõju. Loodusliku fooni, kui olulise faktori, sekka tuleks arvestada maapinna tektoonilist kerget, mis on 2-3 mm Loode-Eesti mandriosas ja saartel. Merega paremini ühenduses olevad veekogud on nooremad ja ka paremas seisundis ja vastupidi. Selle järvetüübi iseloomulikud omadused on:

- Väike veemaht
- Riimvee mõju
- Veekogu madalus
- Peamised primaarprodutsendid on enamasti mändvetikad, mitte fütoplankton
- Ebapüsivad elustiku kooslused
- Kõrged suvised veetemperatuurid
- Kõrge suvine pH

H/G seisundi piiril paikneda võivad 8. tüübi veekogud.

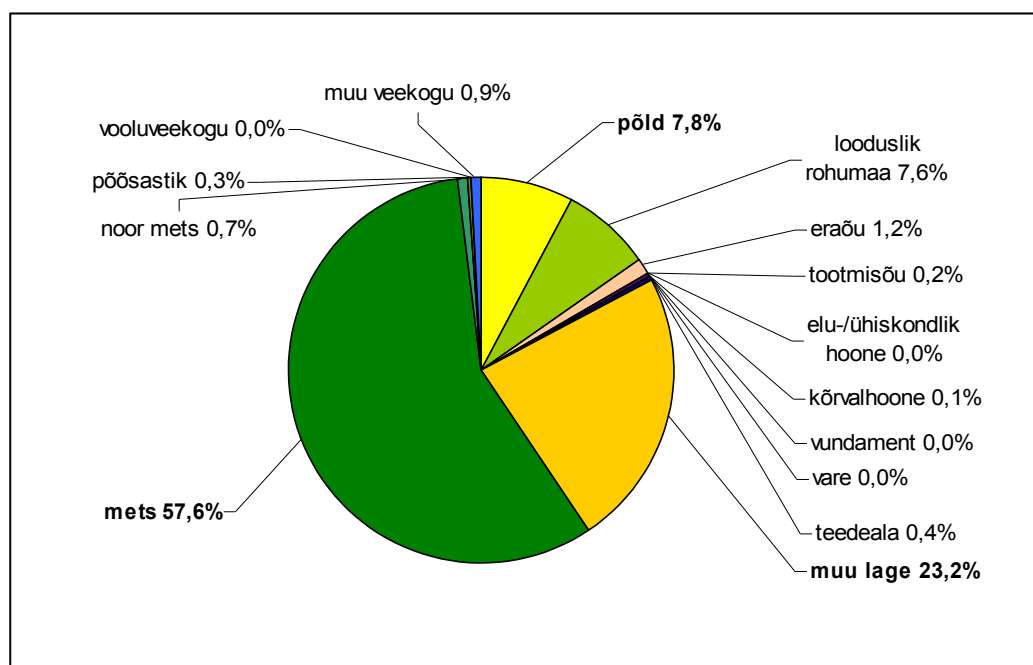
Suurlaht

Suurlaht on riiklikus keskkonnaseire programmis alates 1999. a. Selles tüübis kasutatakse vähe abiootilisi näitajaid - fosforisisaldust ja setete iseloomu. Need on olnud väga heal tasemel. Kuigi fütoplanktonist kasutatakse vaid klorofüll a sisaldust,

siis seire andmetes on ka muud fütoplanktoni näitajad ja need näitavad, et erinevalt fooniveekogudest on Suurlahe fütoplankton suhteliselt rikkalik, tavalised on ka sinivetikakolooniad. Põhjaloomade seisund on olnud hea või väga hea ja suurtaimede seisund hea. Makrofloora seisund on näiteks võrreldes 1970ndate aastatega paranenud.

Kõlvikulises koosseisus domineerib mets, mis katab 660,6 ha ehk 57,6% valgla pindalast (Joon. 13). Kõlvikute osakaalus järgneb põhikaardil eraldatud üksusena „muu lage” ala (265,6 ha, 23,2%), mis looduses on järve lage, ajuti üleujutatav kaldaala. Maakattes on tähtsuset kolmas põld (89,0 ha, 7,8%).

Järve valglast peamise osa moodustab tasane metsaala, esinevad ka üksikud põllud, mis asuvad valgla servaaladel ja seega olulist mõju Suurlahe veele ei avalda. Valgla on hõredalt asustatud, siin asuvad vaid paar üksikut talu. Suurlahe idakaldast mõnesaja meetri kaugusel asub Laheküla suvilate kompleks, kus reovesi immutatakse imbkaevudesse, ning mis võib avaldada järvele mõningast mõju. Suvilate reoveekogumiseks ja puhastamiseks on planeeritud vastav projekt, mis ei ole aga veel käivitunud. Farne valglal ei esine. Üldine inimkoormus valglal on väike.



Joonis 13. Suurlahe valgla maakatte protsentuaalne jaotus.

Undu laht

Seda veekogu külastas limnoloogiakeskus 2009. a. ja analüüs on alles käimas. Senised tulemused lubavad arvata (mõõtmised välitöödel – läbipaistvus, setete iseloom, hapnikusisaldus, pH jt.), et seisund on hea. Undu laht on oma arengus alles küllaltki merelise olemusega, sest ühendus merega on hea.

Mõisalaht

Mõisalahe kohta on seirevaatlusi tehtud alles 2009. a. Ka see veekogu on heas ühenduses merega. Kõrgest raudtee tammist, mis eraldab Mõisalahte ja merd, voolab vesi läbi. Kuigi setetes valdab orgaaniline fraktsioon, siis teised abiootilised näitajad on heal tasemel. Elustiku indikaatorite analüüs on alles käimas.

Vägara laht

Vägara lahte uuriti seireprogrammis 2009. a. Iseloom tundub olevat seniste tulemuste alusel väga sarnane Suurlahega.

G/M seisundi piiril paikneda võivad 8. tüübi veekogud.

Kiissalaht ja Käomardi laht.

Mõlema järve seisundit on muutnud nõukogude ajal punktreostusallikad. Kuna nende veekogude maht on väike ja sellega ka puhverdus nõrk, siis on mõnekümne aastaga seisund halvenenud.

Nonni järv

Nonni järv on juba üsna maastunud, kuid siiski on seal kõrgeenenud kloriidide sisaldus jm. näitajate väärtused näitamaks kuulumist rannajärve tüüpi. Järves toimuvad praktiliselt igal aastal veeõitsengud.

Linnulaht

Linnulaht on võrreldes kõrvaloleva Suurlahega mudastunud, elustik vaesunud.

1.2. Jõekogumid

1.2.1. EL interkalibreerimisvõrgustikku lisatud jõgede sobivus etalonjõgedeks

1.2.1.1. Abiootilised näitajad

Keskkonnaministri käskkirjaga nr. 887 2.08.2006 on praegu H/G seisundi klassipiiri iseloomustavateks veekogudeks jõgede hulgas Ahja, Jänijõgi, Jägala, Porijõgi ja Võhandu jõe ülemjooks. G/M piiri puhul on nendeks jõgedeks Amme, Emajõgi, Õhne, Räpu ja Võhandu Kirumpääl. Uue määruse (Pinnaveekogumite..., 2009) järgi kuuluvad enamus nendest objektidest tüüpi B, ainult Jänijõgi on tüüpi A esindaja.

Tabelis 3 on toodud nende objektide kvaliteedihinnangu koondmäärangu hindepunktide summa 2008 aasta seireandmete põhjal ning viimase viie aasta andmete põhjal (Lepingu..., 2009).

Tabel 3. Praegu kehtivad klassipiire iseloomustavad vooluveekogud ning nende hüdrokeemilise üldseisundi hindepunktid.

Objekt	Tüüp	Esindatav klassipiir	Hindepunktid 2008	Hindepunktid 2004-2008
Ahja	2B	H/G 22/23	20; 24	22; 24
Jänijõgi	1A	H/G 22/23	21	21
Jägala	3B	H/G 22/23	21	22
Porijõgi	2B	H/G 22/23	22	23
Võhandu (ülemjooks)	2(?)B	H/G 22/23	21	22
Amme	2B	G/M 17/18		
Emajõgi	3B	G/M 17/18	20; 23	20; 21
Õhne	2B	G/M 17/18	22; 25	22; 23
Räpu	1B	G/M 17/18	19	18
Võhandu (Kirumpää)	2B	G/M 17/18		

Ahja jõe puhul (nagu ka Emajõe ja Õhne) pole siinkirjutajale (P. Pall) teada, millist jõelõiku on klassipiiri puhul silmas peetud. **Tabelis 3** olevad hindepunktid on Kiidjärve (24) ning Lääniste (20; 22) kohta. Tundub, et Kiidjärve lõik on H/G piiri esindajaks veidi liiga 'hea', Lääniste lõik võiks aga vähemasti 5 aasta andmete tuginedes H/G piiri esindajaks sobilik olla.

Jänijõgi on seni ainuke A tüübi esindaja. Kahjuks tundub nii 2008. kui ka 5 aasta andmete põhjal, et päris täpselt see jõgi H/G piiri ei esinda jäädes üsna kindlalt 'hea' piiridesse.

Jägala jõgi võiks viie aasta andmetel olla küll 3B tüübi H/G piiri esindaja.

Porijõgi paistab samuti päris hästi sobivat H/G piiri esindajaks.

Võhandu jõe ülemjooks võiks ka H/G piiri esindaja olla, kuid seal esineb ka 'kesist' kvaliteedihinnangut üldfosfori sisalduse järgi.

Amme jõe kohta aruandes (Lepingu..., 2009) andmeid ei ole.

Emajõgi on üles antud G/M piiri esindajana, kuid oma veekvaliteedilt pigem H/G piiri lähedane vähemasti Kvissentali ja Kavastu lõikude andmete põhjal.

Õhne jõgi on samuti üles antud G/M piiri esindajana, kuid veekvaliteedilt vastab pigem H/G piirile.

Räpu oja paistab viie aasta andmetel G/M piiri esindajaks sobivat.

Võhandu jõe Kirumpää lõigu kohta aruandes andmeid ei ole.

Kokkuvõtteks tuleb arvata, et Jänijõgi, Emajõgi, Õhne jõgi ja Võhandu jõe ülemjooks ei ole praegustel andmetel kõige õnnestunud piiri esindajad. Võhandu jõe Kirumpää lõigu ning Amme jõe kohta andmeid ei ole.

1.2.1.2. Fütobentos

Fütobentose kohta on võrreldava meetodikaga andmeid kogutud alles 2005. a. 2002.-2004. kogutud proovidest on tehtud ümberarvestused, mille tulemused on ligikaudsed.

A H/G piiril esitatud jõed.

Ahja jõgi.

Ahja jõest on fütobentose proovid võetud 2004. a. Taevaskojast ja Ahjalt (Tabel 4).

Tabel 4. Ahja jõe seisundi hinnang fütobentose alusel. IPS – spetsiifiline reostustundlikkuse indeks (*Indicé Polluosensitivité Spécifique*); WAT – Watanabe indeks; TDI – ränivetikate troofsusindeks (*Trophic Diatom Index*);

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Ahja Jõgi	Taevaskoja	2004	16,8	H	17,7	H	46,6	H	H
	Ahja	2004	16,9	H	15,5	G	43,7	H	H

Järeldus: Ahja jõgi võiks sobida Ahja lõigus fütobentose seisukohalt etalonveekogumiks, kuid kinnituseks oleks vaja uuemaid andmeid.

Jänijõgi.

Jänijõest on fütobentose proovid võetud 2004. a. Jäneda lõigust (Tabel 5).

Tabel 5. Jänijõe seisund fütobentose alusel.

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Jänijõgi	Jäneda	2004	14,5	G	13,1	G	47,9	H	G

Järeldus: Jänijõgi võiks Jäneda lõigus fütobentose seisukohalt etalonveekogumiks, kuid kinnituseks oleks vaja uuemaid andmeid.

Jägala jõgi.

Jägala jõest on fütobentose proovid võetud 2003. a. Jägala joa alt ja Linnamäe paisu alt (Tabel 6).

Tabel 6. Jägala jõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koond-hinnang
Jägala	Jägala juga	2003	15,1	G	17,4	H	61,4	H	H
	Linnamäe	2003	15,4	G	15,2	G	53,6	H	G

Järeldus: Jägala jõgi sobib oma alamjooksul fütobentose seisukohalt H/G etalonveekogumiks, kuid kinnituseks oleks vaja uuemaid andmeid.

Porijõgi.

Porijõest on fütobentose proovid võetud 2004. a. Kambja mnt. silla juurest (Tabel 7).

Tabel 7. Porijõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koond-hinnang
Porijõgi	Kambja sild	2004	18	H	18,7	H	45,3	H	H

Järeldus: Porijõgi oli 2004.a. fütobentose järgi hinnatuna väga heas seisus ja seega ei sobi H/G piiril olevaks etalonveekogumiks.

Võhandu jõe ülemjooks.

Võhandu jõe ülemjooksult on fütobentose proovid võetud 2005. a. Kärgula lõigust (Tabel 8).

Tabel 8. Võhandu jõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koond-hinnang
------	------	-------	-----	---------	-----	---------	-----	---------	---------------

Võhandu	Kärgula	2005	18	H	18,1	H	38,7	H	H
---------	---------	------	----	---	------	---	------	---	---

Järeldus: Võhandu jõe ülemjooks Kärgula lõigus on väga heas seisus ja see lõik on soovitatav võtta referentstingimuste etaloniks.

B G/M piiril esitatud jõed.

Amme jõgi.

Amme jõest fütobentose proovid võetud 2002. a. Kärkna lõigust (Tabel 9).

Tabel 9. Amme jõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Amme	Kärkna	2002	15,3	G	16,4	H	42,6	H	H
Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang

Järeldus: Kuna kasutada on vanad (2002. a.) andmed, siis peaks enne soovitamist etalonveekoguks Amme jõge uuesti uurima.

Emajõgi.

Emajõest on fütobentose proove võetud Kvissentali ja Kavastu lõigust 2008. a. (Tabel 10)

Tabel 10. Emajõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Emajõgi	Kvissental	2008	15,1	G	9,9	M	61	H	G
	Kavastu	2008	15	G	15,1	G	51,7	H	G

Järeldus: Fütobentose indekse väärtused varieerusid väga heast kuni kesiseni. Seega ei sobi Emajõgi G/M piiril oleva jõe etaloniks.

Õhne jõgi.

Õhne jõest võeti fütobentose proov 2006. a. seitsmest lõigust (Tabel 11).

Tabel 11. Õhne jõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Õhne	Ala	2006	18,7	H	17,3	H	28,6	H	H
Õhne	Holdre	2006	18,8	H	14,9	G	36,3	H	H
Õhne	Koorküla	2006	18,7	H	14,9	G	39,0	H	H
Õhne	Patküla	2006	17,3	H	16,7	H	52,5	H	H
Õhne	Härma	2006	14,7	G	16,2	H	85,0	P	M
Õhne	Leebiku	2006	17,4	H	17,7	H	41,5	H	H
Õhne	Suislepa	2006	15,8	H	16,1	H	75,9	G	H

Järeldus: uuritud lõikudest võiks Härma lõik olla G/M etaloniks.

Räpu jõgi.

Räpu jõge uuriti 2004. a. Arkna lõigus (Tabel 12).

Tabel 12. Räpu jõe seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Räpu	Arkna	2004	19,1	H	17,9	H	31,7	H	H

Järeldus: Fütobentose järgi oli Räpu jõe Arkna lõik väga heas seisus ja seega ei sobi G/M etaloniks.

Võhandu jõgi Kirumpää.

Võhandu jõe Kirumpää lõigust on fütobentose proovid võetud 2005. a. (Tabel 13)

Tabel 13. Võhandu jõe Kirumpää lõigu seisund fütobentose alusel

Jõgi	Koht	Aasta	IPS	Hinnang	WAT	Hinnang	TDI	Hinnang	Koondhinnang
Võhandu	Kirumpää	2005	12,4	G	13,4	G	60,3	H	G

Järeldus: Võhandu jõe Kirumpää lõik ei sobi G/M etaloniks vaid H/G etalonveekogumiks.

1.2.1.3. Jõgede makroselgrootud.

Keskkonnaministri käskkirja nr. 887 (2.08.2006) lisa 1 kohaselt on Euroopa Liidu teiste maadega võrdlemiseks esitatud Eestist järgmised jõed (Tabel 14).

Tabel 14. EL interkalibreeritavad Eesti jõed. H/G - väga hea ja hea seisundi piiril, G/M - hea ja kesise seisundi piiril

Jõgi	H/G	G/M
Ahja	*	
Amme		*
Emajõgi		*
Jänijõgi	*	
Jägala	*	
Õhne		*
Porijõgi	*	
Räpu		*
Võhandu (Kirumpää)		*
Võhandu (ülemjooks)	*	

Et sama jõe erinevad osad võivad suurusest olenevalt kuuluda eri tüüpidesse, pole enamikku selle loetelu esindajate kuuluvust mingisse seisundisse võimalik usaldusväärset hinnata, teadmata proovikohtade täpsemaid asupaiku. Järgnev analüüs tugineb eeldusel, et interkalibreeritavate jõgede nimestik on koostatud peamiselt Eesti regulaarsete hüdrokeemia seirelävendite nimestiku alusel (Tabel 15). Kõiki neid lävendeid vaadeldi seisukohast, kas neist 1) on kunagi võetud suurselgrootute seisundiproove, 2) millist seisundit need näitasid ning 3) kas lävendite seas leidub võimalikke suurselgrootute etalonkohti.

Tabel 15. Tüüp - tüüp hüdrokeemia järgi. Etalon? - kas see veeproovikoht võiks olla suurselgrootute etalonkoht (1 - jah). Proov - suurselgrootute proov on võetud samast kohast või lähedalt (1 - jah). Aasta - prooviaasta ja (sulgudes) koht (kui see erineb hüdrokeemia lävendist, kuid on sellega arvatavasti võrreldav). Seisund - seisund suurselgrootute järgi. Number tähistab 5 indeksi järgi antavat punktisummat määru

järgi. Kui number puudub, siis on proov ebastandardne ja hinnang ligikaudne. Sinine - väga hea, roheline - hea, kollane - kesine, oranž - halb, punane - väga halb seisund.

Märkused - selgitus selle kohta, miks seisund oli halvem kui hea

Nr.	Jõgi	Koht	Tüüp	Etalon?	Proov	Aasta	Seisund	Märkused
1	Leivajõgi	Pajupea	IA		1	2004	22	
2	Mustjõgi	Tulijärve	IA					
3	Alastvere peakraav	?	IB					
4	Jänijõgi	?	IB	1	1	2003	22	
5	Oostriku	Oostriku	IB	1		1999		
6	Preedi	Varangu	IB		1	2007 (Liigvalla)	15	allikaline
7	Rägina	Lähtru	IB		1	2008	18	
8	Räpu	Arkma	IB		1	2004 (Koksvere)	17	hüdromorf. mõju
9	Valgejõgi	Porkuni	IB		1	2001 (Järvajõe)	13	allikaline, hüdromorf. mõju
10	Vodja	Vodja	IB		1	2002 (Kriilevälja)	16	allikaline
11	Võisiku peakraav	?	IB		1	2008, 2009	16	allikaline, hüdromorf. mõju
12	Alajõgi	Alajõe	IIA		1	2007 (Pootsiku)	18	
13	Avijõgi	Mulgi	IIA	1	1	2002 (Kõveriku)	24	
14	Kääpa	Kose pj.	IIA		1	2009		
15	Loobu	suue	IIA		1	2001	17	väga aeglane
16	Mustajõgi	?	IIA		1	2007 (Eesti SEJ)	11	kunstlik veekogu, soojusreostus
17	Pirita	Lükati sild	IIA		1	2004 (Iru)	22	
18	Pudisoo	Pudisoo	IIA	1	1	2002	17	?
19	Purtse	suudmes	IIA		1	2007	14	reostus
20	Pühajõgi	suudmes	IIA		1	2009	15	reostus
21	Reiu	allp. Lähkmat	IIA	1	1	2002 (Surju)	25	
22	Saarjõgi	Kaansoo	IIA	1	1	2001	25	
23	Sauga	Nurme	IIA	1	1	2008	24	
24	Tagajõgi	Tudulinna	IIA	1	1	2009	25	
25	Valgejõgi	suue	IIA		1	2001 (Loksa)	25	
26	Velise	Valgu	IIA	1		1989		
27	Vihterpalu	Vihterpalu	IIA	1	1	2006	25	
28	Õhne	ülalp. Tõrvat (Roobe)	IIA	1	1	2003 (Härma)	25	
29	Õhne	allp. Suislepat	IIA	1	1	2003	21	
30	Ahja	Lääniste	IIB	1		1997		
31	Ahja	Kiidjärve	IIB		1	2002 (Taevaskoja)	21	
32	Keila	Keila	IIB		1	2002	15	reostus?
33	Keila	suue	IIB		1	2005 (Joa)	19	
34	Kunda	suue	IIB		1	2006	13	veetaseme kõikumine, paisu allalaskmine
35	Kunda	Lavi allikad	IIB	1		1998 (Mädaoja)		

36	Pedja	Jõgeva	IIB		1989		
37	Pedja	Tõrve	IIB	1	2009		
38	Piusa	Värska	IIB				
		-Saatse mnt					
39	Porijõgi	Reola	IIB	1	1	2004 (Sirvaku)	25
40	Põltsamaa	Rutikvere	IIB		1	2009 (Tartu mnt.)	25
41	Rannapungerja	Roostoja	IIB	1		2002, 2009	19
42	Selja	suudmes	IIB		1	1998	
43	Tarvastu	suue	IIB		1	2007	22
44	Tänassilma	Oiu	IIB		1	2007	24
45	Võhandu	Vagula vv.	IIB			2000	
46	Võhandu	Himmiste	IIB	1		2002 (Süvahavva)	12
							väga aeglane, reostus
							prooviaeg
47	Vääna	suue	IIB		1	2004	24
48	Halliste	Riisa	IIIA	1			
							arvatavasti väga aeglane
49	Jägala	Linnamäe	IIIA		1	2003 (Joa)	20
50	Kasari	Kasari	IIIA	1		2009	
51	Navesti	Aesoo	IIIA	1		1993 (Jõesuu)	
52	Pärnu	Oore	IIIA	1		1999 (Urumarja)	
53	Pärnu	Tahkuse	IIIA	1	1	2002 (Suurejõe)	21
54	Emajõgi	Rannu-Jõesuu	IIIB			2008	
							ebatüüpiline koht (suure järve väljavool)
55	Emajõgi	Tartu	IIIB	1		2008 (Kärevere)	14
		(Kvissental)					
56	Emajõgi	Kavastu	IIIB	1		2008	10
							ebatüüpiline koht
57	Võhandu	allp. Räpinat	IIIB	1		2002	11
							väga aeglane, hüdromorf. mõju
58	Väike Emajõgi	Tõlliste HP	IIIB				
59	Väike Emajõgi	Pikasilla	IIIB				
60	Narva	Narva	IV	1		2007	11
							veetaseme kõikumine
61	Narva	Vasknarva	IV	1		2007, 2008	8
							ebatüüpiline koht (suure järve väljavool)

Selgus, et 61 lävendi puhul leidis 42 juhul kas samast kohast või lähedusest võetud standardne, määrusele vastav suurselgrootute proov. 10 juhul oli see proov ebastandardne, mis lubas seisundit hinnata ligikaudu. 6 lävendi puhul (Endla järve suubuv Mustjõgi, Alastvere peakraav, Piusa jõgi Saatse teel, Halliste jõgi Riisal, Väike Emajõgi Tõllistes ja Pikasillas) niisuguseid proove ei ole. Hüdrokeemia seirelävendite seas leidis pruuniveelisi, allikalisi ja väga aeglasevoolulisi kohti, mille seisund võis tulla eeldatavast madalam ka looduslikel põhjustel (vt. 1.2.1.4.).

61 kohast 20 võiksid kõne alla tulla etalonkohtadena, kuigi suuremates jõgedes mõnedel kitsendavatel tingimustel.

Emajõe Rannu-Jõesuu ning Narva jõe Vasknarva kohad on üleminekualad (suurte järvede väljavoolud), mis seisundi hindamiseks suurselgrootute järgi hästi ei sobi.

Tabel 16 võtab kokku interkalibreerimisvõrgustikku väljapakutud jõgede seisundit suurselgrootute järgi (**tabelite 14 ja 15** põhjal).

Tabel 16. Eesti poolt H/G ning G/M piiride Euroopa Liidus interkalibreerimiseks välja pakutud jõgede seisund suurselgrootute järgi

Jõgi	Koht	Tüüp	H/G	G/M	Seisund
Ahja	Lääniste	IIB	*?		
Ahja	Kiidjärve	IIB	*?		21
Amme				*	?
Emajõgi	Rannu-Jõesuu	IIIB		*?	
Emajõgi	Tartu (Kvissental)	IIIB		*?	14
Emajõgi	Kavastu	IIIB		*?	10
Jänijõgi		IB	*		22
Jägala	Linnamäe	IIIA	*		20
Õhne	Roobe	IIA		*?	25
Õhne	allpool Suislepat	IIA		*?	21
Porijõgi	Reola	IIB	*		25
Räpu	Arkma	IB		*	17
Võhandu (Kirumpää)	Vagula vv.	IIB		*	
Võhandu (ülemjooks)			*		25

Kõik interkalibreerimiseks väljapakutud jõed (Amme, Võhandu ülemjooks) seirelävendite nimestikust siiski ei pärinenud. Kuni on teadmata, missugust või missuguseid Amme jõe osi oli klassipiiride iseloomustajateks valitud, ei saa hinnata ka seisundit suurselgrootute järgi.

Ahja, Emajõe ning Õhne jõe kohti on lävendite seas mitu ning pole selge, millist neist on mõeldud. Ahja jõe Lääniste lõigu kohta on suurselgrootutest ainult üks kvalitatiivne proov, mis andis hea hinnangu. Hea seisund on saadud hiljem ka keskjooksult. Eelduste kohaselt võiks see jõgi olla tõepoolest pigem H/G kui G/M seisundipiiril. Emajõe lävenditest on Rannu-Jõesuu lõik suurselgrootute mõttes ebaõnnestunud valik, sest väga suure järve väljavooluna ta praegusesse hindamissüsteemi ei sobi (sisaldab pigem järve kui jõe loomi). Kvissentali proovikoht ülalpool Tartu linna on väga aeglasevooluline, kuid selle kiirevooluline analoog

Käreveres sobiks pigem H/G kui G/M piirile (see on peaaegu parima seisundiga koht, mida Emajões üldse leidub). Emajõe Kavastu lõik on samuti väga aeglane ning suurselgrootute madal hinnang hüdrokeemiaga võrreldes võib olla osaliselt sellest tingitud.

Jänijõe täpne proovikoht hüdrokeemia järgi pole teada, kuid arvatavasti asub see kesk-, mitte alamjooksul. 2003. a. keskjooksult hinnatud suurselgrootute seisund oli tõepoolest H/G piiril. Kui arvestada, et jõgi on väga allikaline (vt. ptk. 1.2.1.4), siis oleks tegelik seisund võinud olla isegi väga hea.

Jägala jõgi alamjooksul on Kehra asula tõttu korduvalt (viimati 2009. a. kevadel) kannatada saanud ning teda oleks mõistlik välja pakkuda pigem G/M kui H/G kandidaadina. Seda näitas ka varasem suurselgrootute analüüs.

Õhne jõgi see-eest kaldub suurselgrootute järgi pigem paremasse kui G/M seisundisse, ehkki pole selge, millist piirkonda G/M seisundisse kuuluvaks loeti.

Porijõgi keskjooksul oli 2004. a. suurselgrootute järgi väga heas seisundis, sisaldades muuhulgas Natura liike *Unio crassus* ning *Ophiogomphus cecilia*. Seega oli Porijõgi H/G piiri kandidaadiks isegi liiga hea.

Räpu jõgi oli suurselgrootute järgi üsna samas seisus (G/M piiri lähedal) nagu seda pakkus hüdrokeemia.

Võhandu ülemjooksu seisund suurselgrootute järgi oli 2001. a. kevadel väga hea., seega nagu Porijõelgi ületas ta H/G nõudmised.

Võhandu jõe kohta allpool Vagula järve pole esinduslikku suurselgrootute proovi, või on see kogutud suvel. Seega ei saa hästi hinnata, kas see ala sobib G/M esindajaks, kuid see võib olla tõenäoline, arvestades Võru linna mõju ning kaevetöid lähiaastatel.

1.2.1.4. Mõnedest suurselgrootute seisundit alandavatest looduslikest mõjudest Eesti vooluveses

Mõnede vooluvee-elupaikade puhul on senise süsteemi (Pinnaveekogumite..., 2009) kasutamisel seisund tulnud madalam kui hea, ehkki looduslike eelduste poolest võiks tegemist olla isegi etalonkohtadega. Niisuguste paikade hulka kuuluvad 1) väga väikesed vooluveed või suuremate väga väikesed osad, mida senisesse süsteemi pole sisse võetud. Peale nende osutus seisund kahtlaselt madalaks 2) suurte soode läheduses või happelisema mullastikuga piirkondades (nt. Palumaa, Hiiumaa,

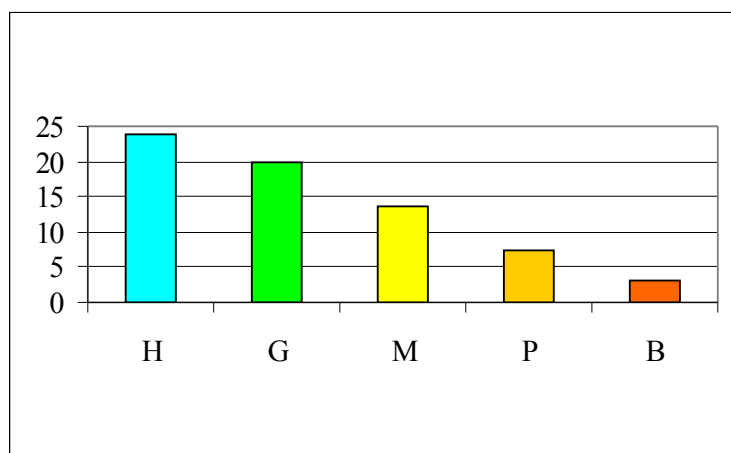
Alutaguse); 3) külmaveelistes allikalistes ojades ning 4) looduslikult väga aeglase vooluga jõelõikudes.

Väga väikesteks veekogudeks loeti jõelõigud jõe pikkusega (kaugusega lähtmest) alla 5 km, välja arvatud allikaliste vete puhul, kus nad arvati suurematega kokku.

Allikalisteks (muudetud) veekogudeks loeti ka kunstlikud põhjaveetoitelised kraavid ja kanalid Kirde-Eestis.

Allikaliste ja pruuniveeliste lõikude suuruse ülempiiriks valiti kaugus lähtmest 25 km (see vastab ligikaudu valgla suurusele 100 km²). Voolukiirus jäeti kõigi kolme puhul arvestamata. Väga aeglase vooluvete hulka loeti väga aeglase või seisva veega jõelõigud jõe pikkusega üle 25 km.

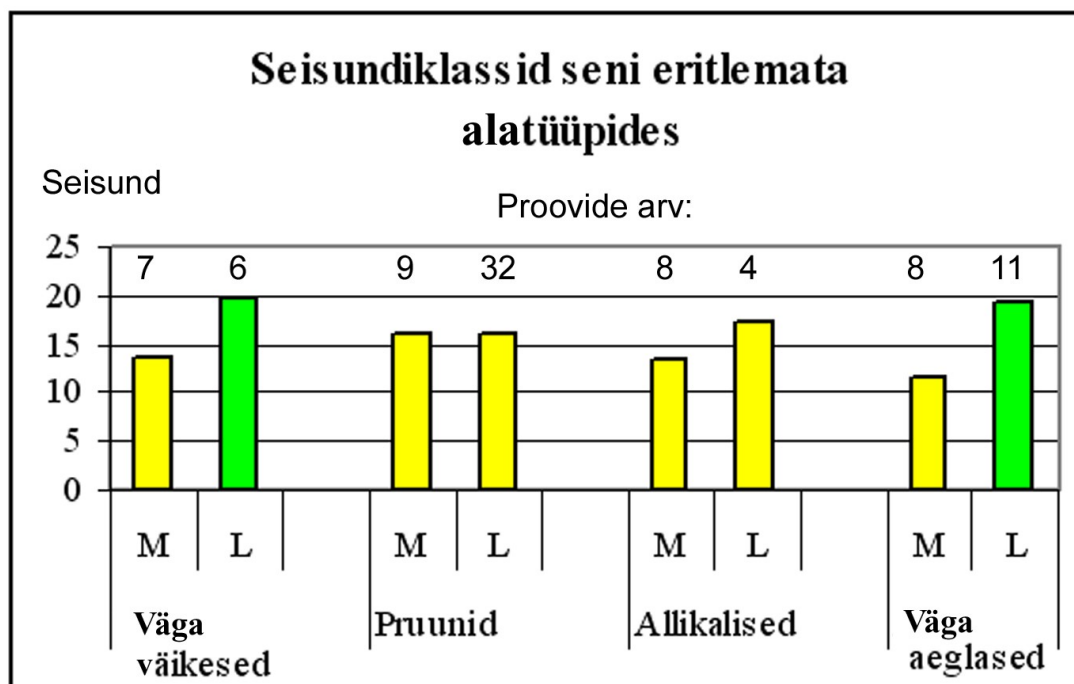
Püüti hinnata nende vooluveerühmade loodusliku seisundi erinevuste ulatust "normaalsetest" vooluvestest praegu kehtiva seisundisüsteemi järgi (Joonised 14 ja 15).



Joonis 14. Vooluvete seisundiklasside keskväärtsused suurselgrootute põhjal (Pinnaveekogumite..., 2009 järgi). H - väga hea, G - hea, M - kesine, P - halb, B - väga halb seisund

Joonisel 14 näidatud keskväärtsuste arvutamisel eeldati, et seisundi kujundasid 5 indeksi (Pinnaveekogumite..., 2009), millest igaüks annab väga hea seisundi puhul 5, hea seisundi puhul 4, kesise seisundi puhul 2 ning halva või väga halva seisundi puhul 0 punkti.

5 indeksi kokkuvõttes oli väga hea seisund niisiis vahemikus 23-25 (keskmine 24), hea seisund 18-22 (20), keskine seisund 10-17 (13,5), halb seisund 6-9 (7,5) ja väga halb seisund 0-5 (2,5). Indeksid olid järgmised: üldine taksonirikkus, tundlike taksonite (EPT) rikkus, Shannoni erisus, taksoni keskmine tundlikkus (ASPT), Taani indeks (DSFI), mis näitab orgaanilise reostuse taset.



Joonis 15. Seisundihinnangud seni eritlemata, võimalikele vooluveekogude alatüüpidele suurselgrootute järgi 5 indeksi põhjal (vastavalt Pinnaveekogumite... järgi). M - muudetud, L - looduslähedased kohad. Roheline - hea seisund, kollane - keskine seisund

Jooniselt 15 nähtub, et väga väikeste, looduslähedaste mitteallikaliste vooluvete keskmine seisund oli hea, muudetud vetel aga keskine. Sama seaduspära kehtis väga aeglase jõelõikude puhul. Looduslähedane veekogu tähendab siin, et olulist reostust polnud teada, jõesäng oli õgvendamata ja selle lähem ümbrus kaetud puistu või muu loodusliku elupaiga (näiteks sooga). Muudetud veekogudeks loeti reostuskahtlusega või hüdro-morfoloogiliselt rikutud lõike (v.a. paisjärved ning paisualused, mida nende tugeva mõjutatuse tõttu, mis võib varjutada muud tunnused, siin üldse ei käsitletud). Pruuniveeliste ja allikaliste vooluvete puhul ei saavutanud ka looduslähedased lõigud keskmist head seisundit, ehkki looduslähedastel allikalistel vooluvetel oli seisund parem kui muudetutel. Pruuniveeliste vooluvete põhiline mõjur oli õgvendus, mille

mõju osutus teiste rühmadega võrreldes kõige vähem oluliseks. Ehkki kõigis neljas elupaigarühmas oli looduslähedastes lõikudes vähemalt üks tavapärase mõttes väga head seisundit näitav mõõtmistulemus (lisa 1), on ilmne, et kõik need neli rühma jäävad seisundi poolest "harilikele" vooluveekogumitele alla ning indeksite seisundipiirid vajaksid korrigeerimist. Ehkki väga väikeste vooluvete hindamist praegune määrus ette ei näe, peaks mingi baasinfo nendegi kohta siiski olema, sest suure arvu tõttu on tõenäoline, et just mõnes nendest võib juhtuda inimese põhjustatud ebasoovitavaid muutusi. Siis oleks võimalik tekitatud kahju kasvõi ligikaudseltki hinnata.

Mõned väga aeglase vooluga üleminekualad (n. Emajõgi Võrtsjärvest väljumisel, Narva jõgi enne merre suubumist või Nasva jõgi Mullutu lahe ja mere vahel) on sedavõrd iselaadsed, et nende seisundi hindamiseks pole kehtiv süsteem kuigivõrd kohandatav.

1.2.2. Jõetüüpide esindajate ettepanekud ökoloogilise seisundi klassifikatsiooni täiustamiseks.

1.2.2.1. Abiootilised näitajad

‘hea’ / ‘väga hea’ piir

Otsustades 2008. aasta jõgede hüdrokeemilise seire aruande (Lepingu..., 2009) põhjal oli nimetatud aastal jõgede lävendeid, mis jäid oma seisundi järgi ‘väga hea’ ja ‘hea’ piirile (koondmäärangu hindepunktide summa 22-23) kokku 23. Nendest Kunda, Loobu ja Võisiku ei sobi H/G piiri esindajaiks, kuna mõne näitaja järgi on nad hinnatud ka ‘kesiseks’. Samuti ei sobi Narva jõe Vasknarva lävend, kuna seal on sisuliselt tegu Peipsi järve veega. Viimase viie aasta (2004-2008) andmete järgi (Lepingu..., 2009) on H/G piiri lähedasi lävendeid koguni 26. nendegi hulgast tuleks kõrvale jätta Piusa, Võhandu (Himmiste), Preedi, Põltsamaa, Loobu, Pudisoo ning Võisiku, kuna seal esineb mõnede näitajate põhjal ‘kesist’ või lausa ‘halba’ kvaliteediklassi, ning Narva jõe Vasknarva lõik, mis iseloomustab Peipsi järve. Head kandidaadid H/G piiri esindama oleksid järgmised: Võhandu (allpool Räpinat), Väike Emajõgi (Tõlliste), Õhne jõgi (allpool Suislepat), Tarvastu, Porijõgi, Avijõgi (Mulgi),

Alajõgi (Alajõe), Narva jõgi (Narva), Kunda (suue), Vihterpalu (Vihterpalu), Kasari (Kasari), Pärnu (Oore) ning Sauga (Nurme). Nende jõelõikude puhul oli nii 2008. aasta kui ka aastate 2004-2008 andmete põhjal veekvaliteedi üldseisundi hindepunktid vahemikus 22-23. Enamasti kuuluvad nad B tüüpi (orgaanikavaesed), vaid Alajõgi, Vihterpalu ja Sauga kuuluvad tüüpi 2A.

Tüüpide kaupa oleksid H/G piiri esindavad võimalikud jõelõigud järgmised:

1A – kasutatud andmestiku järgi hetkel väga sobivat jõelõiku ei ole. Jänijõgi ei ‘ulatu’ päris piirini. Väikejõgede seire 2008.aasta aruandest sobiks ehk Uruste oja, kuid selle hüdrokeemia kohta on vaid ühekordsed andmed.

2A – Alajõgi, Vihterpalu, Sauga

3A – sobilikke jõelõikude kohta andmeid ei ole. See tüüp on Eestis üldse vähe esindatud.

1B – Tarvastu

2B – Õhne, Porijõgi (ka praegu kuulub esitatute hulka), Avijõgi, Kunda. Sobiks ka Ahja (Lääniste)

3B – Võhandu (allpool Räpinat), Väike Emajõgi (Tõlliste), Kasari (Kasari), Pärnu (Oore). Sobiks ka Jägala (suue).

‘hea’ / ‘kesine’ piir

Kui otsida G/M piiri võimalikke esindajaid, on valik veel väiksem. Jõgede hüdrokeemilise seire aruande (Lepingu..., 2009) oli 2008 aastal jõelõike, milliste seisund jäi ‘hea’ ja ‘kesise’ piirile (koondmäärangu hindepunktide summa 17-18) vaid kaheksa. Nendest Emajõe (Rannu Jõesuu) lõik ei sobi, kuna esindab Võrtsjärve vett, ning teistes jõelõikudes esineb üksikutele kvaliteedielementidele ka ‘halb’ või isegi ‘väga halb’ hinnanguid. Vaadates viie aasta andmeid oleks esmapilgul sobilikke jõelõike kolm: Leivajõgi (Pajupea), Keila jõgi (Keila) ning Räpu oja (Arkma). Ka siin

esineb nii Leivajõe kui Keila jõe puhul kvaliteedielemente, mille puhul seisund on 'halb'. Seega ainus sobilik G/M piiri iseloomustav jõelõik oleks ka praegu esitatud Räpu, mis kuulub tüüpi 1B.

Vooluveekogude puhul erinevate kvaliteedielementide korral on kvaliteedi piiri näidisobjektide leidmine, millised sobiksid kõigile elementidele (hüdrokeemiline üldseisund, fütobentos, põhjaloomastik) üsna lootusetu ülesanne. Kuna eri kvaliteedielemendid peegeldavad vooluveekogu seisundi erinevaid aspekte ning on eriti väiksemate mõjutuste korral erineva tundlikkusega, siis on see ka üsna oodatav tulemus. Seetõttu tuleks leppida olukorraga, et erinevatel kvaliteedielementidel on erinevad seisundi klassipiiri iseloomustavad objektid.

1.2.2.2. Fütobentos ja suurtaimed.

Teatavasti ei ole fütobentos jõgedes tüübispetsiifiline. Fütobentose andmete põhjal soovitan (Sirje Vilbaste) H/G piiril olevaiks veekogumeiks järgmised neli lõiku (**tabel 17**).

Tabel 17. Väga hea ja hea ökoloogilise kvaliteedi piiril olevad jõelõigud fütobentose alusel. **Lühendid tabelis 4.**

Jõgi	Uurimislõik	N koord.	E koord.	IPS		WAT		TDI		Koondhinnang
Võhandu jõgi	Kirumpää	57°51'58"	26°59'36"	12,4	G	13,4	G	60,3	H	G
Mustjõgi	Roosiku	57°44'34"	26°42'58"	16,4	H	14,9	G	70,1	H	H
Purtsi jõgi	alamjooks	58°05'32"	26°04'47"	15,1	G	16,3	H	67,8	H	H
Elva jõgi	Viljandi - Tartu mnt. sild	58°20'82"	26°27'29"	15,2	G	19,9	H	61,6	H	H

Fütobentose andmete põhjal soovib S. Vilbaste G/M piiril olevaiks veekogumeiks järgmised neli lõiku (**tabel 18**).

Tabel 18. Hea ja kesise ökoloogilise kvaliteedi piiril olevad jõelõigud fütobentose alusel.

Jõgi	Uurimislõik	N koord.	E koord.	IPS		WAT		TDI		Koondhinnang
Navesti jõgi	Pöörde	58°29'51"	24°57'04"	12,0	M	14,7	G	56,4	H	G
Alajõgi	Pootsiku	58°03'10"	27°23'68"	13,2	G	11,4	M	70,4	H	G
Tänassilma jõgi	Rebaste	58°25'06"	25°52'37"	13,4	G	11,0	M	73,2	H	G
Penijõgi	Penijõe	58°42'52"	23°48'43"	13,5	G	14,4	G	84,7	M	G

Fütobentose kohta on võrreldava meetodikaga andmeid kogutud alles 2005. a. alates. Seetõttu on tegemist ühekordsete uuringutega. Aruande peatükis 1.2.2.2. on esitatud kõik vanemteadur Sirje Vilbaste valduses olevad andmed.

Esialgsete andmete põhjal pakub Aive Kõrs välja etalonkogumitena 14 kohta viiest jõetüübist suurtaimede alusel (**Lisa 2**). Halliste jõe Kariste lõik on referentskogum fütobentose poolest ja sobib ka kaldataimestiku jaoks.

1.2.2.3. Jõgede makroselgrootud.

Väga hea ning hea (H/G) ning hea ja kesise piiril (G/M) olevate vooluveekogumite (suurselgrootute järgi) valik veekogumite interkalibreerimisvõrku

Ülesanne: igast jõetüübist (v.a. Narva jõgi) esitada vähemalt 4 veekogumit, mille seisund on suurselgrootute järgi väga hea ja hea piiril, ning vähemalt 4 veekogumit, mille seisund on suurselgrootute järgi hea ja kesise piiril.

Vooluvete seisund suurselgrootute järgi on alljärgnevatel lõikudes arvatud keskkonnaministri määruse (Pinnaveekogumite..., 2009) järgi.

Tabel 19 näitab, millistes vahemikes asuvad erinevate indeksite seisundihinnangud.

Tabel 19. Suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti vooluvetele. 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
Taksonirikkus	<100 km ² , kiire	29	>26	23-26	17-22	<17	
Taksonirikkus	<100 km ² , aeglane	18	>16	14-16	11-13	<11	
Taksonirikkus	100-1000 km ² , kiire	35	>32	28-32	21-27	<21	
Taksonirikkus	100-1000 km ² , aeglane	29	>26	23-26	17-22	<17	
Taksonirikkus	>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	
Shannoni erisus	<100 km ² , lubjakivi	2,4	>2,1	1,9-2,1	<1,9-1,4	<1,4	
Shannoni erisus	<100 km ² , liivakivi ning	3	>2,7	2,4-2,7	<2,4-1,8	<1,8	
	>100 km ²						
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 ,	7	6-7	5	4	<4	
	v.a. Emajõgi allpool Võrtsjärve						
Koondhinnang 5	indeksi põhjal		23-25	18-22	10-17	<10	
Koondhinnang 4	indeksi põhjal		18-20	14-17	8-13	<8	

Seisundi koondhinnang (korraka mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (keskpärane) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha indeksite punktid summeeriti (Pinnaveekogumite..., 2009).

Kogumeid esindavad vooluveelõigud valiti Eesti Maaülikooli limnoloogiakeskuse andmebaasist (tabel 20). Need andmed ei tulene ainult riiklikust seirest keskkonnaministeriumi kaudu, vaid pärinevad erinevatest projektidest. 5 indeksiga hinnangute puhul valiti H/G piiri võimalikeks esindajateksproovid koondseisundiga 22 või 23 ning G/M piirile vastavalt 17 või 18. 4 indeksiga hinnangute puhul

(Emajõgi) olid vastavad numbrid 17-18 ja 13-14. Üksikutel juhtudel loeti esinduslikeks ka piiridest veidi kaugemale jäävate väärtustega kohti.

Eesti vooluvete hüdrokeemilised tüübid on järgmised (Pinnaveekogumite..., 2009; §7).

- 1) tüüp I A – tumedaveelised ja humiaineterikkad (PHT 90% väärtus üle 25 mg O/l) jõed valgla suurusega 10–100 km²;
- 2) tüüp I B (RC-6)– heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (PHT 90% väärtus alla 25 mg O/l) jõed valgla suurusega 10–100 km²;
- 3) tüüp II A (RC-4)– tumedaveelised ja humiaineterikkad (PHT 90% väärtus üle 25mg O/l) jõed valgla suurusega 100–1 000 km²;
- 4) tüüp II B (RC-4, RC-6)- heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (PHT 90% väärtus alla 25 mg O/l) jõed valgla suurusega 100 -1 000 km²;
- 5) tüüp III A (RC-5)– tumedaveelised ja humiaineterikkad (PHT 90% väärtus üle 25 mg O/l) jõed valgla suurusega 1 000–10 000 km²;
- 6) tüüp III B (RC-5) – heledaveelised ja vähese orgaanilise aine sisaldusega (PHT 90% väärtus alla 25 mg O/l) jõed valgla suurusega 1 000 – 10 000 km².

Et A ja B alatüüpe pole suurselgrootute tarvis mõtet eristada, siis on nad kõigis järgnevates kombinatsioonides ühendatud (tabel 20).

Peale valgla suuruse on suurselgrootute järgi seisundi hindamiseks olulised järgmised lisatunnused: voolukiirus (kiire: kivine või kruusane põhi: aeglane: liivane või mudane põhi); I tüüpi kogumites ka aluskivim - lubja- või liivakivi (tabel 20).

Tabel 20. H/G ja G/M piiride võimalikke esindajaid Eesti vooluveekogumite hulgas.

Tüübid ja koondseisund - Pinnaveekogumite... (2009) järgi. Sinine - väga hea, roheline - hea, kollane - kesine, oranž - halb seisund. * - Emajões allpool Võrtsjärve hinnatakse seisundit 4, mitte 5 indeksi järgi, seepärast on seal koondseisundi klassipiirid teistsugused kui mujal

Tüübid ja veekogud	Koht (Regio maanteede atlase järgi)	Laiuskraad N	Pikkuskraad E	Koond- seisund	Piir	Proovi kuupäev
Hüdrokeemia I A + I B; kiire vool, lubjakivi aluskivim						
Kolga jõgi	Kolga - Pudisoo tee ääres	5930,318	2535,488	22	H/G	20020428
Sõtke jõgi	Sild Vaivara rdtj. lähedal	5922,53	2745,63	23	H/G	20090506
Vändra jõgi	Võidula – Eidapere	5842,65	2502,917	23	H/G	20010504
Prandi jõgi	Taikse – Türi	5847,962	2528,594	22	H/G	20020421
Maidla jõgi	Maidla – Kiisa	5913,067	2434,778	17	G/M	20050426
Maidla jõgi	Ääsmäe – Saue	5915,508	2430,5	17	G/M	20050426
Räpu jõgi	Arussaare - Soomevere	5838,02	2538,78	17	G/M	20040427
Vändra jõgi	Jõeküla – Koogiste	5846,617	2503,917	17	G/M	20010504
Hüdrokeemia I A + I B aeglane vool, lubjakivi ja liivakivi aluskivim; ei ole häid esindajaid						
Hüdrokeemia I A + I B, kiire vool, liivakivi aluskivim						
Võhandu jõgi	Kanepi – Karste	5759,51	2643,23	22	H/G	20090426
Hilba jõgi	Karilatsi - Ihamaru	5806,376	2655,168	22	H/G	20020420
Tarvastu jõgi	Sild Tarvastust NE, teeristis	5814,71	2555,54	22	H/G	20070420
Ilmatsalu jõgi	Rõhu – Tartu	5821,29	2636,84	18	G/M	20070419
Kaarnaõja	Otepää - Nõuni	5804	2629,93	17	G/M	20070419
Hüdrokeemia II A + II B, kiire vool						
Lähkma jõgi	Surju – Jaamaküla	5814,63	2443,7	23	H/G	20080426
Amme jõgi	Kauda - Kikivere	5829,38	2650,4	22	H/G	20040526
Purtse jõgi	Erra – Varja	5922,27	2702,4	22	H/G	20070423
Kasari jõgi	Uudiku – Sooniste	5857,983	2417,167	22	H/G	20010505
Jägala jõgi	Simisalu - Vetepere	5906,282	2534,034	17	G/M	20030424
Pärnu jõgi	Mõnnaku – Kirna	5850,731	2528,965	17	G/M	20020421
Keila jõgi	Kohila – Juuru	5904,871	2449,693	17	G/M	20050426
Keila jõgi	Lohu mõis	5908,17	2447,017	17	G/M	20050426
Hüdrokeemia II A + II B, aeglane vool						
Pirita jõgi	Patika - Vaida	5918,06	2457,03	23	H/G	20040426
Hüdrokeemia III A + III B, kiire või aeglane vool						
Keila jõgi	allpool juga	5923,747	2417,676	23	H/G	20020514
Pärnu jõgi	Sindi (allpool paisu)	5824,51	2438,921	23	H/G	20060516
Põltsamaa jõgi	Tartu - Tallinna mnt.	5840,24	2556,49	22	H/G	20081102
Pirita jõgi	Tallinn - Maardu	5927,51	2454,08	22	H/G	20040426
Kasari jõgi	Jõeääre	5846,306	2405,168	18	G/M	20060516
Pedja jõgi	Kirna - Jürikäla tee ääres	5832,8	2615,118	18	G/M	20020421
Põltsamaa jõgi	ülalpool Kamari veehoidlat	5837,21	2559,57	16	G/M	20071016

Hüdrokeemia III A + III B, Suur Emajõgi, kiire vool						
Emajõgi *	Kärevere	5825,367	2630,483	14	H/G	20081014
Emajõgi *	Ihaste	5820,533	2646,483	9	G/M	20021007

Hüdrokeemia I A + I B tüüpi kogumite puhul leiti, et vajalikel piiridel asuvaid esindajaid leidub vaid kiirevooluliste lõikude hulgas, aluspõhjast sõltumata. Lubjakivi-aluskivimiga kogumite puhul (Põhja- ning Kesk-Eestis) oli võimalik välja tuua 4 esindajat nii H/G kui G/M piiri tarvis. Liivakivil asuvate vooluvete jaoks leiti 4 H/G esindajat, kuid ainult üks, mis vastas G/M tingimustele (Kaarnaoja allpool Otepää linna).

Hüdrokeemia II A + II B tüüpi kogumite puhul, kus aluspõhi ei ole eristavaks tunnuseks, eristati kiirevooluliste lõikude jaoks 4 esindajat nii H/G kui G/M klassipiirile. H/G piirile sobis ka üks aeglasevooluline lõik Pirita jõest.

Hüdrokeemia III A + III B tüüpi kogumite puhul ei ole eristavaks tunnuseks ei voolukiirus ega aluskivim. Klassipiiril asuvatest vooluveekogumitest oli võimalik välja pakkuda 4 H/G piiri ning 3 G/M piiri jaoks.

Emajõe allpool Võrtsjärve asuv osa (Suur Emajõgi) kuulub hüdrokeemia järgi III tüüpi, kuid Võrtsjärve tugeva mõju ning vähese langu tõttu asustavad teda tavapärasest erinevad selgrootud nii, et on mõistlik kasutada teistest jõgedest erinevaid klassipiire. H/G kui G/M piiri iseloomustamiseks on kummastki esitatud üks jõelõik. Ehkki 2002. a. andmetel oli Emajõe Ihaste lõik isegi halvemas kui kesises seisundis, on põhjust arvata, et selle seisund on hiljem paranenud seoses Tartu puhastusseadmete täieliku tööle hakkamisega pärast proovivõtmist. Ka H/G esindajaks pakutud Kärevere lõigu seisund oli numbriliselt tegelikult kehvem kui "ette nähtud". Põhjuseks võib pidada Suure Emajõe eripära ("seisuveelisemat" loomust enamiku teiste Eesti jõgedega võrreldes), mistõttu seisundinumbrid ongi absoluutväärtustelt madalamad.

Seega tuli suurselgrootute järgi kokku 31 interkalibreeritava vooluveekogumi kandidaati (tabel 21). Puuduvaid esindajaid peaks vajadusel ilmselt eraldi otsima, sest praegused on saadud lihtsalt andmebaasist seisundi headuse tasemete järgi välja sõelumise teel, mitte kaalutletud programmi täites.

Lihtsam oli leida kandidaate kiirevooluliste kui aeglasevooluliste lõikude hulgast, lihtsam lubjakivi-aluskivimiga kui liivakivi-aluskivimiga lõikude hulgast, ning lihtsam leida H/G kui G/M esindajaid. Viimane suund peaks olema muidugi

tervitatav. On ka selge, et seisundiklassidesse (vahemikesse) endisse mahub ikka rohkem tulemusi kui nendevahelistele piiridele.

Tabel 21. H/G ning G/M seisundipiiridel asuvate veekogumite kandidaatide arv mõnedes Eesti jõetüüpides suurselgrootute järgi

Tüüp	H/G	G/M
I A + I B	7	6
II A + II B	5	4
III A + III B	4	3
III A + III B	1	1
(Emajõgi)		
Kokku	17	14

2. Bioloogiliste kvaliteedielementide klassipiiride väljatöötamine ja olemasolevate meetodikate täiustamine

2.1. Järvede kalastik

2.1.1. Järvekalastiku seire, hindamine ja kriteeriumid

Kalastiku seisundit iseloomustavate kvaliteedielementide klassipiirid ja hindamise meetodika on Eestiga samas regioonis Läänemerd ümbritsevatest riikidest välja töötatud Poolal, Rootsil, Soomel, Taanil, Saksamaal ja Hollandil. Leedu tegeleb seire- ja hindamisprogrammi väljatöötamisega, Läti järvekalastiku seirele erilist tähelepanu ei pööra. Järvetüpe jaotavad klassideks enamus riike peale Hollandi, kes hindab järvede asemel elukohatüpe. Enamus riikidest on jaganud järved tüüpidesse abiootiliste – järve morfomeetriat iseloomustavate näitajate alusel, vee kvaliteedinäitajatest on kasutatud üldaluselisust, vee värvust, veevahetusaega, vee kihistumist. Kalastiku seire standardi EN:14757 kohaselt jagatakse kalastiku seisundi hindamiseks järved sügavuse alusel kolme eri tüüpi. Ka riigid, kellel on juba kalastiku seisundi hindamiseks kriteeriumid ja hindamissüsteem välja töötatud, jätkavad täiustamis- ja täpsustustöid. Nii pöörab Taani praegu enam tähelepanu pruuniveeliste järvede kalastikule, Saksamaa töötab ümber ja laiendab Böömimaal väljatöötatud hindamissüsteemi kogu riigile jne.

2.1.1.1. Järvede tüpologia

Vee raamdirektiivi Lisa II sätestab, et järvi tuleb jaotada tüüpideks asukoha kõrguse üle merepinna (<200, 200-800, >800 m), keskmise sügavuse (<3, 3-15, >15 m), pindala (0.5-1, 1-10, 10-100, >100 km² ja pinnase (kaltsium, räni, orgaaniline) alusel.

Ametlik Central-Baltic GIG (2008/915/EC and WFD Intercalibration Technical Report Part 2:lakes) järvede tüpologia 200 m ümp asuvate järvede kohta on: L-CB1 - madal, kaltsiumpinnasel (3-15m, >1 mekv/l, veevahetuse kestus 1-10 aastat); L-CB2 - väga madal, kaltsiumpinnasel (< 3 m, >1 mekv/l, veevahetuse kestus 0,1-1 aasta); L-CB3 - madal, väike, ränipinnasel (3-15 m, 0,2-1 mekv/l, veevahetuse kestus 1-10 aastat).

Taani. Kalastiku hindamiseks jagatakse järved tüüpidesse nelja põhikriteeriumi alusel – sügavus (madalad järved keskmise sügavusega alla 3 m ja sügavad järved keskmise sügavusega üle 3 m), üldaluselisus (madala üldaluselisusega järved, <0,2 mekv/l ja kõrge üldaluselisusega järved, $\geq 0,2$ mekv/l), pindala (väikejärved pindalaga 5 ha või vähem ja suuremad järved pindalaga üle 5 ha) ning toitelus üldfosfori gradiendi alusel (5 klassi). Vee raamdirektiivi alusel on Taanis kasutusel 11 järvetüüpi, neist tüübid 1 kuni 5 on madala üldaluselisusega, tüübid 6-11 kõrge üldaluselisusega. Veel on tüüpideks jagunemisel arvestatud vee värvust, soolsust ja järve sügavust. Enamus Taani järvedest (49 %) on kõrge üldaluselisusega heleda ja mageda veega madalad järved, samasugused sügavad järved moodustavad 24 % uuritud järvedest. Ükski ülejäänud 9 tüübist ei hõlma enam kui 6 %, seejuures tumedaveelised järved moodustavad kõigest Taani järvedest ligi 10 %.

Saksamaa. Järvede tüpologia väljatöötamisel arvestati 5 abiootilise (järve pindala, keskmine ja maksimaalne sügavus, järvepõhja süvenevus, valgala ja paiknemine) ja 5 kalastikku iseloomustava näitajaga - liikide koguarv, bentiliste võrkude NPUE ja WPUE (vastavalt arvuline ja kaaluline saagikus võrkpüünise kohta) ning avavees püüdvate võrkude NPUE ja WPUE, mille tulemusena selgus, et kalastik eristus peamiselt järve maksimaalse sügavuse ning vee kihistumise alusel, mida kasutati ka eristamiseks kolme järvetüüpi – madalad järved sügavusega alla 10 m, kihistunud veega järved sügavusega alla 30 m ja kihistunud veega järved sügavusega üle 30 m.

Holland. Elukohatüüpide eristamisel arvestati 250 veekogu, millede hulka kuulusid nii sügavad kui madalad, samas nii looduslikud kui inimtekkelised veekogud. Kalastikku kuuluva 9 liigi optimaalsete ja esinemise/puudumise kriteeriumide alusel eristus kuus elukohatüüpi – linaski-kogre, roosärje-haugi, särje- haugi, särje- ahvena, särje-latika ja koha- latika.

Poola. Kalastiku seisundi hindamiseks kasutatakse Poolas kalapüügiandmeid ja järved on jagatud kalastiku ja järve maksimaalse sügavuse alusel kolme tüüpi – rääbisejärved

sügavusega üle 20 m ning täielikult kihistunud veega, latika-kohajärved maksimaalse sügavusega 8-20 m ning täielikult või osaliselt kihistunud veega ja linaski-haugi järved maksimaalse sügavusega kuni 8 m ning kihistumata veega.

Soome. Kaksteist eristuvat järvetüüpi saadakse esmalt järve keskmise sügavuse (üle või alla 3 m), vee värvuse (alla 30, 30-90, üle 90 mg Pt/l), pindala alusel (kokku 9 tüüpi), lisaks veel järvetüübid 10 – aeglase veevahetusega järved, 11 – kõrgustikujärved ja 12 – looduslikult eutroofsed kõrge kaltsiumisisaldusega järved.

Rootsi. Kuigi hindamissüsteem on kõigile Rootsi järvede kalastikule ühtne, jaotatakse järved väga happeliseks, kus kalad puudusid, vähem happelisteks (pH<6), eutroofseteks (üldfosfor >20 µg/L), happelisteks lubjatud ja referentsjärvedeks. Lisaks jagatakse järved geograafilise asukoha alusel – lõunas või põhjas asuvateks.

Interkalibreerimise Põhjamaade rühm (Northern-GIG). Järved on jagatud seitsmesse tüüpi, kaks kõrgustikujärvedele ja järvedele asukohaga alla 200 m ümp. Kõik järvetüübid kajastavad ränipinnasel, madala/keskmise üldaluselisusega, madalaid/sügavaid, humiinainega/selgeveelisi järvi, millede pindala on vähemalt 50 ha.

2.1.1.2. Kalastiku seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedinäitajad

Kalastiku seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedinäitajad on praegu kasutusel olevates süsteemides riigiti mõnevõrra kattuvad, samas ka erinevad, seetõttu esitame riikide ülevaate. Kokkuvõtlikult on interkalibreerimiseks esitatud kalastiku ja järve iseloomustavate üldandmete alusel dr. David Ritterbuschi (Saksamaa) poolt statistiliselt leitud seosed kalastiku ja (järvevee) elukoha vahel esitatud tabelis 22.

Taani. Kvaliteedinäitajatena rakendatakse kalade arvu seirevõrkudes, lisaks võrgusilmades 68 ja 85 mm, kalade kogukaalu Nordic seirevõrkudes, lisaks võrgusilmades 68 ja 85 mm, sama liiki kalade arvu ja kogukaalu Nordic seirevõrgus, lisaks 68 ja 85 mm võrkudes, pikkus-kaalu seost. Liigirikkust peetakse pigem järve pindala kui vee kvaliteediga seotuks. Suurim liikide arv on rahuldava veekvaliteediga järvedes, seejuures vee kvaliteeti väljendatakse suvise üldfosfori sisaldusena. Samasugune on tendents ka liikide jaotumise ja osakaalu alusel arvutatavatel indeksitel. Vee toitelisusega tõusevad Nordic seirevõrguga püütud saagi kogukaal ja

kalade arv. Väheneva väärtusega kvaliteedinäitajateks on isendi keskmine kaal, röövtoiduliste liikide kaaluline ja arvuline osakaal ning ahvena osakaal ahvena ja särje kogukaalust. Parimate indikaatorite hulka kuulub veel röövkalade keskmine kaal.

Saksamaa. ER 14 kvaliteedinäitajad on valitud hindamaks peale vee toitelisuse ka inimõõju ja kaldajoone inimtegevusest tulenenud muutetust. Kalastiku hindamiseks kasutatavad näitajad on: liigiomased näitajad, seirevõrgu saak, suhteline arvukus, avavee ja põhjaelupaigad, liigiline koosseis, liikide arv, autökoloogia, taksonoomia, liikidevahelised osakaalud. Järvevee toitelisuse tõusu indikaatoriteks on kiisa, koha ja litofütofiilsete liikide biomasside osakaalude suurenemine ning latika osakaalu tõus arvukuses. Vee toitelisuse tõusuga kahanevad ahvena arvuline osakaal, latika keskmine kaal ja fütofiilsete liikide osakaal kogu kalastiku biomassist. Kaldajoone muutetust iseloomustavad kiisa osakaalu tõus biomassis ja särje keskmise kaalu suurenemine, samuti fütofiilsete kalaliikide osakaalu langus biomassis ning haugi osakaalu langus kalade koguarvus. Lisaks on Saksamaal leitud järve teiste veekogudega seotuse hindamiseks indikaatorliigid, millisteks on säinas, tõugjas, koha, ogalik, luukarits, hink ja rünt.

Holland. Kalastiku kvaliteedinäitajad on valitud iseloomustamiseks kõiki järvetüüpe ja neid on viis – 1) latika osakaalu tõus kogu kalastiku biomassist näitab veesisese taimestiku kadumist, järgmiste kvaliteedinäitajate väärtuse langus näitab elukohatüübi kvaliteedi langust: 2) särje ja ahvena biomassi jagatis eurütoopsete liikide (latikas, karp, angerjas jt.) biomassiga 3) fütofiilsete liikide (haug, roosärg, linask, koger jt.) osakaalu langus kogu kalastiku biomassis näitab kaldataimestiku kadumist 4) hapniku sisalduse suhtes tolerantsete liikide (linask, koger ja vingerjas) osakaal kogu kalastiku biomassist, 5) liikide koguarv.

Tabel 22. Kesk/Balti ökoregiooni interkalibreerimisrühma (Central-Baltic GIG)

liikmesriikide järvedes kalastiku kvaliteedinäitajate ja survegurite vahelised seosed (sügavate järvede kohta leitud seosed on välja jäetud):

Kvaliteedinäitaja	Täpsustus	Järvetüüp	Survetegur
Üldiselt			
Liikide arv	□	kõik järved	kombinatsioon
NPUE	/	väga madalad	eutrofeerumine
	/	madalad	eutrofeerumine
WPUE	/	-	kombinatsioon
Isendi biomass	□ Isendi keskmine biomass	madalad	eutrofeerumine
Liigid			
<i>Abramis brama</i>	/ % koguarvust	väga madalad	eutrofeerumine
	/ % biomass	väga madalad	eutrofeerumine
	/ % biomass	-	kombineeritud
	/ median ind. biomass	väga madalad	kaldajoone muudatused
<i>Blicca bjoerkna</i>	/ % biomass	väga madalad	eutrofeerumine
<i>Esox lucius</i>	□ kg/ha	-	kombineeritud
	□ % koguarvust	madalad	kaldajoone muudatused
<i>Gymnocephalus cernuus.</i>	/ WPUE või % biomass	-	eutrofeerumine
	/ biomass	väga madalad,	kaldajoone muudatused
	/ % koguarvust	madalad	kaldajoone muudatused
	% biomass		
<i>Perca fluviatilis.</i>	□ % koguarvust	väga madalad	eutrofeerumine
	□ % biomass	väga madalad	eutrofeerumine.
	□ % koguarvust	madalad.	eutrofeerumine.
	□ Keskmise isendi pikkus	madalad.	kaldajoone muudatused
	/ WPUE või % biomass	-	eutrofeerumine
<i>Rutilus rutilus</i>	/ % koguarvust	väga madalad	Eutrofeerumine
	/ % biomass	väga madalad	eutrofeerumine
	/ % biomass	-	kombineeritud
<i>Sander lucioperca</i>	/ % biomass	väga madalad	eutrofeerumine
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	□ % biomass	-	kombineeritud
	□ % biomass	madalad	eutrofeerumine
	□ % koguarvust	madalad	kaldjoone muudatused,
			eutrofeerumine.
<i>Tinca tinca</i>	□ kg/ha	-	kombineeritud
Taksonoomilised grupid			
karpkalalased	/ % biomass	madalad	eutrofeerumine
Funktsionaalsed grupid			
Võõrliigid	/ % biomass	-	kombineeritud
<i>Perca fluviatilis</i> + <i>Rutilus rutilus</i>	□ % biomass	Kõik tüübid	kombineeritud
<i>rutilus</i>	□		
Kõikjal elavad liigid			

Fütofiilsed liigid	□	% biomass	kõik tüübid	kombineeritud
	□	% koguarvust	väga madalad	kaldajoone muudatused
Röövtoidualised liigid	□	% biomass	madalad	eutrofeerumine
Röövtoidualised/muutoidualised liigid	□	% biomass	-	kombineeritud
Tolerantsed liigid	/	% koguarvust	väga madalad	eutrofeerumine
	/	% koguarvust	madalad.	eutrofeerumine
Hapnikuvaegust taluvad liigid	□	% biomass	Kõik tüübid	kombineeritud

Poola. Parimateks indikaatoriteks valitud kalastiku kvaliteedinäitajad on 1) suure latika osakaal kogu latikasaagis, 2) keskmise suurusega särje osakaal kogu särjesaagis, 3) ahvena osakaal, 4) röövkalade osakaal, 5) litoraalis elavate liikide osakaal. Kalastiku seisundi halvenemist näitavad väikeste karpkalalaste osakaalu tõus ja koha osakaalu tõus rääbisejärvedes.

Soome. EQR4 sisaldab nelja näitajat – 1) indikaatorliigid, 2) biomass, 3) isendite arv, 4) karpkalalaste osakaal kogusaagis. Hindamisel jagatakse järved kaheks – pindalaga alla või üle 200 ha. Mõlemas järvetüübis on kalastik väga heas seisundis kui järves on esindatud paalia, siia, lepamaimu, trullingu või mageveelise merihärja *Trigloporus quadricornis* looduslikud populatsioonid. Kalastik üle 200 ha pindalaga järves heas seisus kui järves leidub lutsu, jõeforelli, rääbise, harjuse, võldase, luukaritsa või kirjuim võldase *Cottus poecilopus* looduslik populatsioon. Rahuldavat kalastiku seisundit iseloomustab ahvena, haugi ja särje populatsioonide tasakaal. Juhul kui ka ahvena, haugi ja särje populatsioonid on tasakaalust väljas, on kalastiku seisund halb.

Rootsi. EQR8 alusel on kalastiku seisundi hindamine tugevalt seostatud toitainete sisaldusega vees – kuue kvaliteedinäitaja väärtused kaheksast muutuvad sarnaselt vee toitelisusega. Nendeks on 1) looduslike kalaliikide arv 2) Simpsoni D (biomass), 3) suhteline biomass, 4) suhteline arvukus ja 5) isendi keskmine kaal. Vee happelisusega on seotud röövtoidualiste ahvenate osakaal kogu biomassist. Veekvaliteedist sõltumatu indeks on ahvenlaste/karpkalalaste biomasside suhe.

2.1.1.3. Kalastiku seire ja vaatluskoha kirjeldamise meetodika

Eurostandard kalastiku seireks Nordic tüüpi võrkudega on esitatud dokumendina Euroopa Standard EN 14757:2005. Kuna ainuüksi nakkevõrkude kasutamist ei peeta mitmete riikide ekspertide poolt piisavaks, esitame kokkuvõtlikult erinevate riikide

seisukohad selles küsimuses. Kõik riigid peale Poola ja Hollandi on leidnud, et Nordic tüüpi seirevõrgud on kui mitte piisavad, siis vähemalt väga ülevaatlikud, ning kasutavad sel moel kogutud andmeid kalastiku seisundi hindamiseks.

Taani. 1989-2003 kehtis Mortensen'i ja kaasautorite väljatöötatud kalastiku seire meetod, mis põhines Lundgreni tüüpi seirevõrkudega (silmasuurused 6,25-75 mm) ja elektripüükidel. Alates 2004.a. kasutatakse CEN 2005.a. standardi muudetud versiooni „Standardiserad metodik för provfiske i sjöar“, mille kohaselt kasutatakse Nordic tüüpi nakkevõrke (silmasuurused 5 – 55 mm), millele on lisatud 68 ja 85 mm silmasuurused. Kalastatakse sügavusvahemikes 0-3, >3-6, >6-12 ja >12 m, lisaks kasutatakse elektripüüki ja mõrrapüüki.

Saksamaa. ER 14 jaoks kogutakse andmed Nordic tüüpi nakkevõrkudega, elektripüügiga ja noodapüügiga.

Holland. Ametlik seirestandard näeb ette andmete kogumist traalimise, noodapüügi ja elektripüügiga.

Poola. Hindamissüsteem on töötatud välja kutselise kalapüügi andmete alusel.

Soome. EQR4 jaoks kogutakse andmed 6-60 Nordic-tüüpi nakkevõrgu juhusliku paigutamisega järve juulis-augustis. Lisaks kogutakse andmeid kaldaliikide kohta elektripüügiga, püügistatistika ja kalapüügi uuringutega. Võrgud paigutatakse vastavalt standardile EN 14 757:2005.

Rootsi. EQR8 jaoks kogutakse andmed Nordic tüüpi nakkevõrkudega (EN-14 757) Lisaks kirjeldatakse vaatluskohta asukoha kõrguse, järve pindala, maksimaalse sügavuse, aasta keskmise temperatuuri ja asukohaga.. Kui järve iseloomustavad andmed jäävad väljapoole etteantud piirväärtusi: kõrgus 10 – 894 m ümp, pindala 2-4236 ha, suurim sügavus 1-65 m, keskmine aastane temperatuur -2 – 8 °C, tehakse hinnanguid kogutud andmete alusel ettevaatlikult.

2.1.1.4. Järvekalastiku seisundi esialgsed indikaatorid ja väärtusklassid

Tabelist 22 on võimalik leida 39 madalates, väga madalates või kõikides järvetüüpides koos keskkonna seisundiga muutuvat kalastiku seisundi kvaliteedinäitajat. Kuna tabel on koostatud Eestist lõuna pool paiknevate Baltic-Central GIG liikmesriikide poolt esitatud kalastikku ja järve kirjeldavate

taustaandmete alusel, ei oleks mõistlik kõiki seoseid otse ilma testimata üle võtta. Eestiga samal geograafilisel laiuskraadil paikneb Centarl-Baltic GIG liikmesriikidest vaid Taani põhjapoolseim osa, seevastu Northern-GIG liikmesriik Rootsi asub küll üle mere, kuid hõlmab ka Eestiga sarnaseid geograafilisi laiuskraade. Samuti mahuvad Eesti järved nii sügavuselt, asukoha kõrguselt kui aastaselt keskmiselt õhutemperatuurilt EQR8 kasutamiseks sobivasse vahemikku. Sellistelt lähtekohtadelt alustades oleme eelnevatel aastatel rakendanud Eesti väikejärvede kalastiku seisundi hindamiseks järgmisi EQR8 kvaliteedinäitajaid: looduslike liikide arv, kalastiku erisust määratlevad Simpsoni indeksid D_n ja D_w , isendi keskmist kaalu, röövtoiduliste ahvenlaste osakaalu saagis ja ahvenlaste karpkalalaste biomasside suhtarvu. (Palm, Krause, 2007, 2008 lepingute 'Väikejärvede hüdrobioloogiline seire' kalastiku osa aruanded ja 'Eesti väikejärvede kalastik' aruanded). Lisaks oleme kasutanud EQR4 kvaliteedinäitajatest karpkalalaste osakaalu. Kvaliteedinäitajad NPUE ja WPUE on kasutusel mitmete riikide kalastiku hindamispraktikas (Saksamaa, Taani, Soome), katseliselt oleme rakendanud selliseid kvaliteedinäitajaid nagu avavees ja järve põhjal püütud kalade biomasside ja arvukuse suhtarv ning järvepõhja seisundit litofiilsete liikide arvukuse suhtelise osakaalu alusel kirjeldavat indeksit KS_n .

Järvekalastiku seisundi indikaatorite väärtuste klassid on piiritletud vastavalt dokumendile 32000L0060**Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik**, mille kohaselt järvekalastiku seisund on:

väga hea kui liigiline koosseis ja arvukus on täielikult või peaaegu täielikult sama, mis häirimatus olekus. Kõik tüübispetsiifilised tundlikud liigid on olemas.

Kalakoosluste ealises struktuuris ilmneb vähe inimpõhjuslikke häiringuid ja neist ei ilmne ühegi liigi paljunemis- või arenguhäireid;

hea kui liigilises koosseisus ja arvukuses esineb kergeid muutusi, võrreldes tüübispetsiifiliste kooslustega, mida võib seletada inimtegevuse mõjuga füüsikaliskemilistele ja hüdro-morfoloogilistele kvaliteedielementidele. Kalakoosluse ealises struktuuris ilmneb häireid, mida võib seletada inimtegevuse mõjuga füüsikaliskemilistele või hüdro-morfoloogilistele kvaliteedielementidele ning mis mõnel juhul näitavad häireid teatavate liikide paljunemises ja arengus sel määral, et mõned earühmad puuduvad.

Keskmine (kesine) kui kalade liigiline koosseis ja arvukus on tüübispetsiifilistest kooslustest mõõdukalt erinev, mida võib seletada inimtegevuse mõjuga füüsikalisk-

keemilistele ja hüdro-morfoloogilistele kvaliteedielementidele. Kalakoosluse ealises struktuuris ilmneb suuri inimtegevusest põhjustatud häireid sel määral, et mõõdukas osa tüübispetsiifilisi liike puudub või on väga väikesearvuline.

Kvaliteediklasse **halb** ja **väga halb** eelnimetatud dokument ei täpsusta ja on ilmselt kirjeldatavad kui kesisest halvemad..

Tüübispetsiifilite liikide väljaselgitamiseks koostasime ülevaate liikide esinemisest erinevates järvetüüpides (**tabel 23**). On üsna selge, et liikide nimistu järvetüübis ei jää lõplikuks, vaid täieneb seirepüükide/järvede lisandudes. Tabelis toodud liigid ridades rääbis - koha seostuvad kindlate elukohatüüpidega, sealjuures rääbis on indikaatorliigiks enam kui 20 m sügavustes Poola järvedes. Liigid ridades koha-luukarits iseloomustavad järve head seotust teiste veekogudega (Saksamaa), meie vetes kuuluvad sellesse ritta ka teib ja turb; vingerjas esineb ka hapnikuvaestes oludes (Holland). Vee üldfosforisisaldust kuni 30 µg/l määratlevad roosärg ja rääbis, vahemikku 40-50 µg/l haug, särg ja ahven. Veetes, mille üldfosforisisaldus ületab 80 µg/l elavad kiisk, latikas ja koha. Üldfosfori sisaldus võimaldab seletada vaid veerandit liikide suhtelise arvukuse muutustest, veekogu sügavus ja humiinainete sisaldus seletavad mõlemad alla kolmandiku (Solheim, 2007). Karpkalalaste suhteline arvukus tõuseb ja ahvena suhteline arvukus langeb üldfosfori sisalduse tõustes. Ogalikku ja luukaritsa võiks pidada pigem rannikumerega seotud järvede (VRD tüüp 8) tüübispetsiifilisteks liikideks, kuid meie tabasime ühe liigi neist Klooga (VRD 2) ja teise Maardu (VRD 2) järvest.

Tabelis 23 toodud andmetest on selgesti näha, et erinevate elupaikadega seostatavad Nordic-tüüpi võrkude tavalise saagi moodustavad liigid on olemas kõigis Eesti väikejärvede VRD-tüüpides. Haug, koger, linask ja latikas jäävad ka nende liikide olemasolul sageli EN:14757 standardikohaste katsepüükide saakidest välja. Seega jäävad Nordic-tüüpi seirevõrkudega hästitabatavateks indikaatorliikideks ahven ja särg. Kuigi Rootsi EQ8 nimestikus leidub 61 liiki (Eesti väikejärvedest oleme tabanud 25 looduslikku liiki) keskendub see hindamissüsteem põhiliselt ahvenlaste ja karpkalalaste suhete hindamisele. Madalate, keskmiselt kareda veega järvetüübis lisaks tabatud liikide alusel võib väita, et Eesti väikejärvedes on kalastik väljakujunenud pigem veekogu seotuse alusel teiste veekogudega. Samaaegselt on täheldatav, et nurg näib vältivat pehmet ja viidikas tumedat vett. Liikide suurim arv väikejärves sõltub põhiliselt tema pindalast ja seotusest teiste veekogudega – seega

elukohatüüpide rohkusest. Vee toitelisuse tõusuga on seotud karpkalalaste liikide arvu suurenemine. Samas on näidatud ka liikide arvu seotust katsepüükide arvuga, mistõttu järelduste täpsuse huvides oleks vaja täiendavalt uurida järvetüüpide 1, 4, 5 ja 8 kalastikku. Eriti rannikumerega seotud VRD tüüp 8 peaks olema esindatud tunduvalt suurema arvu liikidega.

Esitatud andmete alusel on õigem vaadelda kõiki väikejärvi ühtse kogumina, kus vee keskmine karedus on seotud järvede suurema seotusega teiste veekogudega, mis väljendub vastavate indikaatorliikide esinemises eriti VRD tüüp 2 järvedes. Vee kareduse tõustes või langedes ja ka vähema seotuse juures teiste veekogudega, halvenevad kalastikule sobivad tingimused. Kirjandusele vastavalt peaks pehmes vees karpkalaste liikide arv oluliselt vähenema, uuritud Eesti väikejärvede andmestiku alusel puudub pehmes vees vaid nurg.

Tabel 23. VRD järvetüüpides (Tamre, 2006) looduslikult esinevad kalaliigid 1995-2009 toimunud katsepüükide alusel

	VRD tüüp					
Kalaliik	I	II	III	IV	V	VIII
Uuritud järvi (s>50 ha)	1(0)	34(29)	29(15)	7(3)	12(6)	4(3)
Rääbis			x			
Linask		x	x	x	x	x
Koger		x	x		x	x
Roosärg	x	x	x	x	x	x
Haug		x	x	x	x	x

Särg	x	x	x	x	x	x
Ahven	x	x	x	x	x	x
Latikas		x	x	x	x	x
Koha		x	x			
Hink		x	x			
Rünt		x		x	x	
Säinas			x			x
Tõugjas		x				
Ogalik		x				x
Luukarits		x				
Vingerjas				x		
Höbekoger		x			x	
Kiisk		x	x	x	x	x
Siig			x			
Mudamaim		x	x	x	x	x
Teib			x			
Turb			x			
Nurg		x	x			
Viidikas	x	x	x		x	x
Liike	4	18	18	10	12	12
Liikide arv järves						
Keskmine	4	6,05	5,85	4,71	3,28	5,14
Suurim		11	9	6	6	7

Seega võib tüübispetsiifilisteks lugeda kõiki elukohatüübi esindavaid liike – ahven, särg, haug, koger, linask, roosärg, koha ja latikas, kusjuures koha oleme tabanud vaid keskmise karedusega veest. Koha ja viidikas kuuluvad ühtlasi koos siiglastega litofiilsete liikide hulka, kellede loodusliku populatsiooni olemasolu eeldab hapnikurikka veega kiviklibulist või liivast-kruusast järvepõhja. Eelpool loetud elukohatüüpe esindavad liigid sobivad ka populatsiooni vanuselise struktuuri hindamiseks.

Sarnaselt EQR8, EQR4 ja teiste hindamissüsteemidega peame otstarbekaks ja teaduslikult põhjendatuks kvaliteedinäitaja väärtuse teisendamist vahemikku 0-1. EQR8 kasutab selleks üleminekut esmalt standardi jääkväärtustele ja seejärel tõenäosusele, millega saadud väärtus vastab referentsväärtuse standardiseeritud jääkväärtusele (Holmgren *et al.*, 2007) ja klassipiirid on antud vaid sel viisil kujunenud lõppväärtuste keskmisele. Erinevalt meie võimalustest kujuneb EQR8 alusel väärtushinnang lisaks kalastiku ja püügivahendi andmetele ligi saja erineva järve ja püügikohta iseloomustava kirje ning referentsjärve viite alusel. Eraldi hinnatakse erinevaid järvesügavusvahemikke, samuti hinnatakse kõigi katsevõrkude saagid eraldi. Meie poolt esialgsete kvaliteedinäitajate väärtused on esitatud ühe katsepüügi keskmistele andmetele.

EQR8 alusel kujunev hinnang on tugevalt seotud tõttu eelkõige vee toitelisusega. VRD näeb ette aga kalastiku seisundi hindamist. Seega otsustasime leida etteantud tingimustele - arvukus, liigirikkus, vanusstruktuur - kohased järvekalastiku seisundi esialgsed indikaatorid (tabel 24) e kvaliteedinäitajad: kalade arvukust iseloomustav ja vee toitelisusest otseselt sõltuv $KA_{\log NPUE/kjpKI} = \log NPUE /$ (kaldajoone keerukus x Lepiskalade osakaal) (KI e lepiskalade osakaal saagis on lisatud tasakaalustava faktorina, sest röövkalade ülekaal iseenesest vähendab küll kalade arvukust, kuid ei taga ideaalset kalastikku), liigierisust järve pindalast sõltumatult iseloomustavad $LE_{SDw/\log S} = \text{Simpson } D_w / \text{Log Järve pindala}$ ja vanusstruktuuri üldiseloomustava indeksi $VS = \text{olemasolevate põlvkondade arv} / 10$. EQR_{VS} kujuneb kõigi hinnatavat järve katsepüükide alusel asustava tüübispetsiifilise liigi VS väärtuste keskmiste alusel. Iga Punase Raamatu liigi olemasolu lisab eeltoodud kvaliteedinäitajate EQR- $3/3$ väärtuste keskmistena kujunenud hinnangule 0.05 ühikut.

Referentskalastikku peegeldavad $LE_{SDw/\log S}$ ja $KA_{\log NPUE/kjpKI}$ väärtused on esitatud eksperthinnanguna. EQR_{LE} ja EQR_{KA} saadakse pöördväärtustena tingimusel, et 1st suurem EQR väärtus teisendatakse 1ks..

Tabel 24. Eesti väikejärvede kalastiku seisundit iseloomustavad esialgsed kvaliteedinäitajad, soovitatavad klassipiirid ja EQR väärtused

Klassipiirid	Kalastiku seisundi kvaliteedinäitaja	EQR
	VS	
Väga hea = referents	0.9-1	0.9-1
Hea	0.6-0.8	0.6-0.8
Kesine	0-0.5	0-0.5
	$LE_{SDw/\log S}$	
Väga hea = referents	<1	1
Hea	1,1-1,9	0,5-0,9
Kesine	>2	<0.5
	$KA_{\log NPUE/kjpKI}$	
Väga hea = referents	<1	1
Hea	1,1-1,9	0,5-0,9
Kesine	>2	<0.5

2.1.1.5. Kalastiku seiremetoodikast Eesti väikejärvedel

Eestis kasutame kalastiku seireks metoodilist juhendit, mis on jõustunud 29.09.2005 ning on kinnitatud Eestis Euroopa standardina EN 14757:2005 'Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets'.

Käsitlusala: kirjeldab standardiseeritud kalapüügimeetodit järvedes kasutades sektsioonvõrke. Meetodi aluseks on kogu järve veeala läbipüügil määratleda kalaliikide esinemist, nende suhtelist arvukust ja biomassi, kasutades CPUE väärtusi (saak ühe võrkpüümise kohta). Samaaegselt kogutakse materjali kalakoosluse liikide vanusstruktuuri kohta parasvöötme järvedes.

Samasugune meetod kalade seirepüügiks on kasutusel veel Austrias, Belgias, Küprosel, Tšehhi Vabariigis, Taanis, Soomes, Prantsusmaal, Saksamaal, Kreekas, Ungaris, Islandis, Lätis, Luksenburgis, Maltal, Hollandis, Norras, Portugalis, Slovakkias, Hispaanias, Rootsis, Šveitsis, Suurbritannias.

Interkalibreerimiskoosolekul osalejatest kasutab seda standardmetoodikat ka Rumeenia.

Sektsioonvõrguga seirepüügi põhimõtteks on kalade juhuslik püük järvedes erinevates sügavustest. Uuritav veekogu jaotatakse erinevateks sügavuskihtideks ja igas sellises piirkonnas siis ka püük toimub. Bentiliste kalade püük toimub uppuvate põhjavõrkudega, mille pikkus on 30 m (ülemise selisenööri pikkus on 27 m, alumisel 33 m – nagu rakendatud võrkudel tavaliselt on). Sektsioonvõrgu eripäraks võrreldes teiste võrkudega on asjaolu, et samas võrgus on kombineeritud 12 erinevat silmasuurust vahemikus 5-55 mm sõlmest sõlmeni. Meie kalapüügieeskirjas on kasutusel süsteem, mis mõõdab võrgusilma diagonaalis, seega on silmasuured sektsioonvõrgus vastavalt 10-110 mm. Siin ja edaspidi lähtume vaid standardmetoodikas esitatud silmasuurustest. Pelaagiliste (avavees liikuvate) kalade püügiks kasutatakse sektsioonvõrke, mille pikkus on 27,5 m ja kõrgus 6 m, väikseim silmasuurus on 6,25 mm. Võrgupüügil kasutatud võrkude arv, mis tagab piisava andmete usaldusväärsuse on väiksemates veekogudes 8 ning ulatub 64-ni kui järve veepind on 50 km² suur.

Võrkude paigutus järves. Kalade paiknemine veekogus sõltub nende liigilisest kuuluvusest ja samas nende vanusest ja see muutub ontogeneesi vältel. Horisontaalne

jaotus muutub sõltudes kalade suurusest ja eluviisist. Toitumisränded on olulised pelaagilistel kaladel ning toimib ööpäevane vertikaalne liikumine veekihtide vahel. Kudemisränded (ka veekogu piires) on olulised kalade paiknemist mõjutavaks faktoriks. Aastaringselt toimivad kaladele keskkonnafaktorid → peamiselt veetemperatuur, ka hapnikukontsentratsioon ja suurtel järvedel tuule tugevus ja suund. Iga sektsioonvõrk on iseseisev püügivahend, mille kalasaaki hiljem analüüsitakse. Võrgud paigutatakse järve kaldajoonega erineva nurga all ja erinevatesse sügavustesse juhuslikult, kuid arvestades järve morfomeetriat ja batügraafiat. Kui viimased puuduvad oleks hea kasutada värskema loodimisandmeid (loodimine tuleks läbi viia mõned nädalad varem kui toimub kalapüük) või siis tuleks kasutada hoopis kajaloodi.

Uppuv võrk. Mageveekalade erinevate vanusrühmade püügiks on kasutusel multisektsiooniline nakkevõrk. Uppuv võrk on 1,5 m kõrge, koosneb 12 paneelist (igaüks neist 2,5 m pikk), ülemise selisenööri ujuvklasi (tihedus) vees 6 g/m, alumise selisenööri e tinanööri tihedus vees 9,9 g/m. Võrk on jõhvõrk (tamiilvõrk e nailonvõrk), värvuselt läbipaistev kuni hall, võrguniidi läbimõõt 0,1 mm (5 mm paneelis) kuni 0,25 mm (55 mm silmasuurus). Paneelid on võrku rakendatud kindlas järjestuses, kõik silmasuurused on jaekaubanduses müügil, rakendatud võrguühiku hind praeguses hinnakirjas ~4000 EEK. Paneelide rakendusjärjekord on alljärgnev (tabel 25).

Tabel 25. Võrgupaneelide jaotus ja silmasuurused Nordic tüüpi võrgus

Võrgupaneel, No	Silmasuurus, mm	Võrguniidi läbimõõt, mm
1	43	0,20
2	19,5	0,15
3	6,25	0,10
4	10	0,12
5	55	0,25
6	8	0,10
7	12,5	0,12
8	24	0,17
9	15,5	0,15
10	5	0,10
11	35	0,20
12	29	0,17

Ujuv võrk. Selline võrk on 27,5 m pikk, 6 m kõrge. Kasutatakse pelaagiliste kalade püügiks sarnaselt eelnimetatud võrkudele, kuid puudub 5 mm osa (seletuseks on

väide, et sellise väikese silmasuurusega 6 m kõrgust võrku on raske tehases toota). Kogu võrgulina läbib 3 m kõrguselt värvitud joon, mis tähistab keskosa jaotades võrgu kaheks (ülalpool ja allpool 3 m sügavust) ning abistab püüdjaid analüüsil. Võrgu hind ca 14000 EEK.

Passiivsete kalapüünistega püükide saak on tugevalt korreleeruv veetemperatuuriga, erinevatele liikidele ainuomaste käitumismustrite, kudemispaikade jne. tingimustega. Sellest tulenevalt on mõnikord mõned liigid püügis kas üle- või alahinnatud. Parim püügiaeg sõltub geograafilisest piirkonnast ja on erinevates riikides ka erinev. Aastate- ja veekogudevaheliste erinevuste vähendamiseks on kokkuleppeliselt määratud, et Põhja-Euroopa vetes toimuksid multisektsiooniliste võrkudega katsepüügid 15. juuli ja 31. augusti vahel. Sõltuvalt kliimatilistest asjaoludest (näiteks Alpides on osa kalaliike hõlpsamini püütavad hoopis madalamatel temperatuuridel) võib püügiperiood pikeneda 15. septembrini. Eestis oleme kasutanud, tänu viimase aastakümne soojadele sügistele, samuti perioodi 15. juulist 15. septembrini.

Võrkudega püük vältab 12 tundi, püügi algus vastavalt öhtupoolikul kell 6-8 ning võrkude väljavõtmine hommikul vastavalt kell 6-8 vahel. Märkusena tuleb arvestada, et kui on tegemist väga kõrge kalaproduktsiooniga, siis peab (peaks) püügiaega lühendama ja arvutama saaki püügipäeva kohta. Kriteeriumiks selliseks tegevuseks on võrgusaagi ulatumine üle 6 kg 12 tunni kohta. Saakide analüüsil tuleb arvestada, et sellised kalaliigid nagu angerjas, luts, koger, haug ja samasuvised kalad on võrgupüügil tugevalt alahinnatud ning nende püügil kasutatakse täiendavalt teisi püügivahendeid (mõrrad, noodad jne.).

Püük multisektsiooniliste nakkevõrkudega eeldab, et kogu veekogu oleks piisavalt läbipüütud. Selleks on kehtestatud vastavad vähimad (piisavalt suured) kasutusel olevate võrkude arvud. Need sõltuvad veekogu pindalast ja maksimaalsest sügavusest. Skaala algab kuni 6 m sügavusest järvest, mille pindala on kuni 20 ha. Väikseim vajalik võrkude arv 8. Suurimad arvud on 75 m sügavused, 50 km² pindalaga järved, kus tuleks püüda 64 võrguga.

Eesti oludes on mõistlik, arvestades kahte järvede morfomeetrilist iseärasust

- a) väike sügavus (tavaliselt 6 m, harva kuni 20 m, erandina 30 m)
- b) väike pindala (tavaliselt 100 ha, harva üle 300 ha, üksikud suuremad)

kasutada kuni 50 ha pindalaga vetes 8 võrku

50- 250 ha pindalaga vetes 16 võrku

250-1000 ha pindalaga vetes 24 võrku

juhul kui sügavus on kuni 6 m, sügavamates vetes lisandub sügavamates veekihtides püüdmiseks vastavalt 8 võrku. Eesti oludes on hea teada ja arvestada, et üldjuhul on sügavamate järvede põhjakihid hapnikuta ning kalad seal puuduvad. Sellistes piirkondades püüda ei ole vaja ning selle asemel peaks rakendama suuremat nakkevõrkude arvu litoraaliveendises.

Võrgud paigutatakse järve selliselt, et seal oleks kaetud sügavustsoonid 0-3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35 m, mis on enamvähem ühesuguse veemahuga. Minimaalne vajalik nakkevõrkude arv väikejärvedel on esitatud tabelis 26.

Tabel 26. Minimaalne vajalik nakkevõrkude arv väikejärvedel

Järve pindala	Sügavustsoon, m	Vähim arv võrke püügil		
		<6m	6 -12m	>12m
Kuni 20 ha	<3	4	3	4
	3-6	4	3	4
	6-12		2	4
	12-20			4
Σ		8	8	16
20-50ha	<3	4	5	5
	3-6	4	6	5
	6-12		5	3
	12-20			3
Σ				3
50-100ha		8	16	16
	<3	8	8	7
	3-6	8	8	7
	6-12		8	5
Σ	12-20			5
100-250ha		16	24	24
	<3	8	8	8
	3-6	8	8	8
	6-12		8	8
Σ	12-20			8
250-1000ha		16	24	32
	<3	12	11	10
	3-6	12	11	10
	6-12		10	10
Σ	12-20			10
Σ		24	32	40

Eesti suurimates veekogudes – Võrtsjärves ja Peipsis - ulatuks esimeses neist (arvestades, et Võrtsjärv on üldiselt kuni 3 m sügav ja vaid väike osa sügavam) minimaalne vajalik võrkude arv 125ni. Peipsis, kus on esindatud kaks sügavuskihti (0-

6 ja 6-12m) võrdlemisi sarnase põhjaprofiili juures ja suhteliselt väikese kaldajoone liigestatuse juures 600 võrguni.

Katsepüügid

Üldosa. Katsepüükidel tuleb eelnevalt arvestada kalapüügiseadustest ja kalapüügieeskirjast tulenevaid kohustusi:

- 1) avalik-õiguslikel veekogudel võrkudega püükideks peab omama eripüügiluba
- 2) eraomanduses järvedel ka järve omaniku luba
- 3) järvelt järvele liikudes jälgida sanitaarhügieeni üldnõudeid s.t. vältida püünistega veeloomade haigustekitajate ülekandumist ühest veekogust teise.

Kõik võrgud märgistatakse vastavalt kalapüügieeskirja nõuetele lippudega, samuti määratakse ja fikseeritakse GPS seadmega võrgu otsmised koordinaadid, võrgud ankurdatakse. Pelaagilised võrgud paigutatakse järve sügavaimasse piirkonda.

Praktiliste oskustega, vilunud püüdjad-uurijad on võimelised püüdma ja analüüsima umbes 10 sektsioonvõrgu saagi ööpäevas. Kalad võetakse igast võrgust võrgusilmasuuruste kaupa välja ja analüüsitakse värskelt. (Lõunapoolsemates riikides on rakendatud ka võrkude kiiret sügavkülmutamist ning hilisemat analüüsimist laboris). Eestis analüüsime püütud saagi koheselt välitingimustes pärast võrkude veekogust väljatoomist. Analüüsiks kuluv aeg sõltub veekogu produktiivsusest ja ilmastikust ulatudes 4-10 tunnini.

Kalade analüüsi andmestik. Iga üksik püügil olnud võrk kantakse analüüsilehele koos koordinaatide ja sügavusandmetega, võimaluse korral järvekaardile. Võrkude silmasuurustes mõõdetakse-kaalutakse kõik eri liiki isendid (täpsus 1 mm, 1g; väiksemad isendid kaalume elektronkaaluga täpsusega 0,1g). Leitakse andmebaasi kandmiseks püügitulemuste alusel veel:

- 1) püütud liikide nimestik
- 2) iga kalaliigi isendite arv, selle kalaliigi isendite kogukaal (viimane on vajalik eripüügiloa koondi täitmiseks)
- 3) arvukus võrgu kohta (NPUE)
- 4) mass võrgu kohta (WPUE)
- 5) luustruktuurid vanuse määramiseks.

Lisaks on vajalikud taustaandmed, mida protokollitakse (nõutakse erinevate riikide kalibreerimisharjutuste puhul andmete ühildamiseks):

- a) järve number
- b) valgala andmed

- c) järve kõrgus merepinnast
- d) pindala
- e) sügavus
- f) veetaimestiku katvus ja põhiliigid (kui võimalik)
- g) temperatuur veesambas (0,5m ja siis iga 1 m tagant) püügipiirkonnas
- h) vee läbipaistvus Secchi järgi
- i) hapnikuolud
- j) vee keemilised näitajad (on Limnoloogiakeskuses üldiselt olemas)
- k) püügipäev, võrkude arv ja tüüp, vajadusel püügierisused, milleks püütakse
- l) ilm (pilvisus, tuule suund ja tugevus)

Oluline on märkida, kes olid püüdnud. Nende nimed ja uurimisasutus, et vältida mõnikord ettetulevaid hilisemaid valestimõistmisi ja teinekord esilekerkivaid õiguslik-juriidilisi aspekte ja vastutust.

Püütud kalade vanusstruktuuri ja kasvu analüüs muudab ja suurendab võrgupüügil tabatud kalade valimi informatiivsust. Vanusemäärangud ise on aluseks kasvukiiruse arutamisel, võimaldab saada andmeid kalaliikide vanusrühmade arvukuse kohta, igaaastast liigi täiendust 0+ rühma arvelt ja looduslikku suremust.

Vanusmäärangu aluseks on luustruktuurilt vaadeldav, mõõdetav, loendatav aastaring (aastarõngas), mis peegeldab erinevatel aastatel toimivat metabolismi resultaati. Paljudel liikidel on olulisemad luustruktuurid vanuse määramiseks soomused, luud ja otoliidid (kuulmeluud). Mõnel kalaliigil on uurijad tõdenud, et vanemate isendite vanuse hindamisel osutuvad soomused vanuse määramist mittevõimaldavaks. Sageli määratakse vanust komplekselt-võrdlevalt kasutades nii isendilt kogutud luid kui ka otoliite. Otoliit annab kõige objektiivsema pildi, samas on kõige keerulisem ja töömahukam nii neid kogudes kui hilisemal vanusemääramisel. Lihtsaim on luustruktuuride kogumine isenditel sõlg-, tiib- ja lõpuskaaneluudelt vanuse määramiseks.

Vanuse määramisel tuleb kindlalt lähtuda, millist osa populatsioonist vanuse määramiseks kasutatakse. On ilmselge, et kõigil püütud kaladel ei ole võimalik määrata vanust, samas peab püüdlema, et võimalikult laialdaselt oleks analüüsitava kalade hulgas esindatud erineva pikkusega isendeid. Sageli tehakse viga selles, et ei arvestata kalade sugu, samas on kindlaks tehtud paljude

kalaliikide kasvuerinevused suguküpsuse saabumisel ja hilisema ontogeneesi perioodil.

Vanuse määramiseks kogutakse luustruktuurid erinevatel kalaliikidel oma kindlaksmääratud printsiibil. Otoliididest kasutatakse paarilisi *sagitta* kuulmeluukesi, välja arvatud karpkalalised, kel soovitatakse *lapillus* luid. Tavalisemate mageveekalade vanuse määramiseks enamkasutatavate luustruktuuride loend on esitatud alljärgnevalt:

ahven	<i>Operculum</i>
koha	<i>Operculum</i>
kiisk	Soomus
särg	Soomus
latikas	Soomus
roosärg	Soomus
teib	Soomus
tõugjas	<i>Operculum</i>
säinas	<i>Operculum</i>
haug	Sõlgluu, tiibluu
luts	Otoliidid (ainult)
linask	<i>Operculum</i>
võldas	Otoliidid
siig	Soomus
rääbis	Soomus
tint (peipsi tint)	Soomus
meriforell	Soomus
lõhe	Soomus
angerjas	Otoliidid (ainult)
harjus	Soomus
lepamaim	Otoliidid (ainult)

Traditsiooniliselt märgitakse (lisatakse) luustruktuurile võrgu ID number ja andmed järve, kalaliigi, pikkuse, massi ning täiskasvanud kaladel ka soo kohta.

Otoliidid eemaldatakse kaladel kolju avamise teel. Selleks lõigatakse skalpelliga (või muidu terava noaga) lõige silmadest kaaneluu otsani. Koljutükid eemaldatakse ettevaatlikult koos koljuga. Pintsettidega korjatakse kuulmeluukesed koljuõõnest, mille järgi nad puhastatakse, pestakse ja ladustatakse paberkottides. Et otoliidid on pisikesed, tuleks neid tõsta õrnalt. Kuulmeluid analüüsitakse mikroskoobi all ja mõnedel liikidel on vajalik neid prepareerida või siis teha mikrotoomiga lõikeid enne analüüsimist.

Soomused kogutakse kindlast piirkonnast (igal kalaliigil erinevalt) kasutades skalpelli või teravat nuga. Siiglastel kasutatakse soomuseid, mida võetakse kõhtmiselt küljelt pärakuuime eest. Lõhilastel kogutakse soomuseid kala küljelt, ülaltpoolt küljejoont,

seljauime alt. Soomused pannakse paberkotti. / Meie kasutame selleks minigriip kotikesi./ Soomuseid vaadeldakse stereomikroskoobi all (okulaaril on mõõteskaala).

Või siis mikrofilmide lugemise seadeldisega tavaliselt suurenduselt 16 -32 x.

Kaaneluud. Ahvenatel ja kohadel kasutatakse neid luustruktuure. Tavaliselt võetakse mõlemad kaaneluud. Soojas vees eemaldatakse luude ümbert lihaskude, loputatakse ja pestakse, kuivatatakse. Vanus määratakse stereomikroskoobi all.

Tiibluu ja sõgluu haugi vanuse määramiseks. Tiibluu asub kala koljus otse silma all ning on liitunud teda ümbritsevate luudega. On kaks võimalust, kuidas tiibluud kätte saada: a) kala pea kuumutatakse keemiseni ja otsitakse üles luuosis, mida vaadatakse hiljem stereomikroskoobi all; b) meie oleme eraldanud välitingimustes

kirurgikääridega luud, sest terve kalapea ladustamine ja hoidmine on suveperioodil küllalt ebamugav. Sõgluu asub kaaneluu all ning on otstarbekas see eraldada.

Seejärel on teda pikalt võimalik hoida külmiku sügavkülmas ning enne kala vanusemäärangut töödelda sarnaselt tiibluuga.

Vanuse määramine. Vanust määrav isik peaks olema tuttav kala vanuse määramise liigiomaste detailidega, lisaks omama teatavat vilumust, praktilisi kogemusi ja arusaamu tehtavatest toimetustest. Andmete kvaliteedi tõstmiseks kalade vanuse määramisel soovitatakse kasutada neid spetsialiste, kes võtavad aktiivselt osa interkalibreerimise kohtumistest.

2.1.1.6. Katsepüükide metoodikast Peipsi järvel

Peipsi erineb teistest meie sisevetest oma suure pindala, kalade liigirikkuse, aga ka kalapüügi mahtude ja intensiivsuse poolest. Neid asjaolusid tulebki arvestada kalandusuuringute läbiviimisel ja eesmärkide püstitamisel. Praeguse ajani kasutatakse Peipsi kalavarude uurimisel peamiselt katsetraalimisi. Eesti poolele uuritakse Peipsi kalastikku TÜ Eesti Mereinstituudi laevaga 'Maru' (vähemal määral ka Maaülikooli Limnoloogiakeskuse laevaga „Õnneleid“). Vene poolel toimuvad kalandusuuringud GosNIORHi Pihkva osakonna uurimislavaga. Mõlema riigi uurimislavad on varustatud sarnase katsetraaliga. Traali üldparameetrid: 18 m laiune põhjatraal, silmasuurus traalipäras 10 mm, püüniskoti pikkus 37,5 m, traali kõrgus 2 m, veotrosside pikkus 70 m. Laeva traalimiskiirus 5,5 km/h. Püügi vältus 30 min. Läbipüütav järveala ligikaudu 4,5-5 ha. Kogu püütud kalamass analüüsitakse, kogutakse materjal vanuse ja röövkalade toitumise määramiseks. Aastate jooksul

Peipsi traaliandmetest Eesti poolel olemas piisavalt informatiivsed aegread, aga ka vahetusandmed Pihkva teadlastelt. Kõik need andmed on eelkõige kalavarude dünaamikat peegeldavad uurimistulemused. Peipsi traalipüükide puuduseks on aga selle järvepõhja iseärasusest tulenevad asjaolud: kaldavööndis (kõikjal 2-3 km kaldast), Mustvee lahes, 13. piiripoist kirdesuunas ja Emajõe sissevoolust lõunasuunas, ei ole võimalik kasutada aktiivpüüniseid s.o. katsetraali ja põhjanootasid. Need järveosad jäävad läbi püüdmata ja seal asuvad paikse eluviisiga kalad (ahven, luts) jäävad tunduvalt väiksema püügisurve alla võrreldes teiste piirkondadega.

Erinevalt väikejärvedest on Peipsil sektsioonvõrkudega katsepüüke tänaseni läbi viidud mõnel üksikul korral (eelkõige liigilise mitmekesisuse ja koelmupiirkondade isendite arvukuse määramisel seoses näiteks faarvaatri süvendamisega Emajõe-Piirissaare piirkonnas Peipsi lõunaosas. 1997-1999 viisid Eesti Mereinstituudi teadlased (sealhulgas siinkirjutaja Teet Krause) läbi seeria püüke kapronvõrkude jadadega, kus olid liinis 9 erineva silmasuurusega 30-m nakkevõrku (silmasuuruste vahemik 17 – 75mm). Püügid toimusid 21 punktis kõikjal üle Peipsi järve. Hõivatud oli neli palgalist inimest, lisaks tudengid. Püügid vältasid 2 kuud peaaegu igapäevaselt ning sealhulgas oli umbes 10 tormipäeva. Sellel töömahukal välitööde perioodil kogutud andmed on Eesti Mereinstituudis.

Peipsi järve sektsioonvõrkudega uurimise alustamine eeldab järgmisi lahendusi:

1. meetoodiliselt peaks kogu järvest piisava andmestiku saamiseks püüdma vähemalt 600-625 võrgupüügiööd. Eeldusel, et päevas on 3 vilunud uurijal võimalik analüüsida 8-10 sektsioonvõrku, oleks vaja intensiivselt töötada järvel 2,5 kuud. Tegelikkus näitab, et võimalike püügipäevade arv hooajal väheneb sagedaste tormipäevade tõttu ja ulatub 30-35. Seega, minimaalne aeg vajalike andmete saamiseks on kahel järjestikusel suvel püük a 1,5 kuud.
2. Püük toimuks juulis-augustis, sest suvel on Peipsis keelatud püük nakkevõrkude ja põhjanootadega. Püügiks tuleks valida vaid vaikse tuulega ilmad. Alates 1. septembrist, mil algab intensiivne kalapüük, on kogutud andmed juba 'kallutatud' ega peegelda tegelikkust.
3. Nakkevõrkudega katsepüük peaks toimuma litorali vööndis s.o. 2-4 km kaugusel kaldast ja avavees sügavamal kui 6 m 10 km kaugusel

kaldast. Lisaks mõned valitud järvepiirkonnad, mis eristuvad kalastiku koosseisult teistest. Pakume välja näiteks Pedaspea lahe, Mustvee lahe, Narva jõe suudme, Emajõe suudme ja Sääritsa piirkonna.

4. Uuringutes tuleks lähtuda seni Peipsil kasutusel olevast kaardivõrgustikust see on küll nõukogude ajast pärit slaavi tähestikus koordinaadistik, kus horisontaaltelg tähistatud tähtedega A-L ja vertikaaltelg numbritega 1-16 sealjuures üks kaardiruut vastab looduses 25 km². Selline süsteem tagab järjepidevuse ja vajadusel varasemate andmetega võrdlemise.

Kokkuvõttes. Võrgupüügil suurel Peipsi järvel on vajalik andmete saamiseks välitöödel rakendada piisaval hulgal kogemuste ja materiaaltehnilise baasiga uurijaid kahel järjestikusel suvel. Väiksemate töömahtude juures peaks soovitatavalt võrgupüügile eelnevalt teostama püügipiirkondade valiv analüüs.

2.1.1.7. Võrtsjärve kvaliteet kalastiku alusel

Sissejuhatus

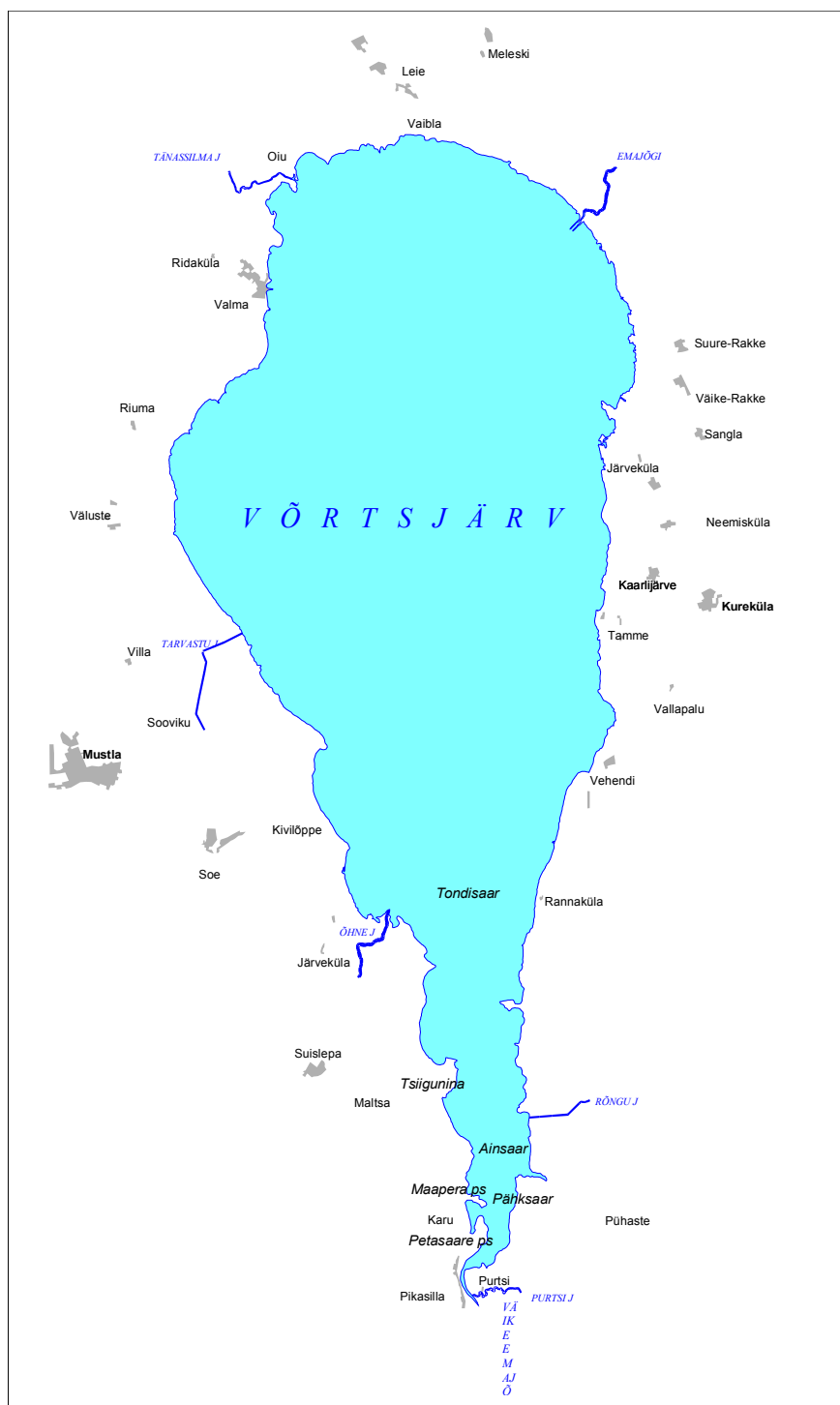
Võrtsjärves on registreeritud 33 kalaliiki ja üks sõõrsuu ojasilm. 1930-ndate aastatel oli suhteliselt arvukas järves ka Peipsi siig ja 1950-ndatel rääbis, kuid nende liikide üksikuid isendeid kohtab väga harva. Peamisteks põhjusteks nende kahe hapnikutundliku liigi hääbumisel on halvenenud hapnikuolud ja kesksuvine kõrgenenud veetemperatuur.

Käesolevas aruandes on esitatud 2005, 2006. ja 2008. aasta juulis-septembris Võrtsjärvel tehtud mitmesektsiooniliste võrkudega (Lundgren ja Nordic tüüpi võrgud) kalastiku seirepüükide alusel väljatöötatud indeksid. Eeskujuks on võetud Rootsi Kalandusnõukogu poolt koostatud juhised järvede kvaliteedi hindamine kalastiku alusel: *Assessment criteria for ecological status of fish in Swedish lakes – development and application of EQR8*, Kerstin Holmgren, Anders Kinnerbäck, Susanna Pakkasmaa, Björn Bergquist, Ulrika Beier, Swedish Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Stångholmsvägen 2, SE-178 93 Drottningholm. Kuna võrgupüügid ei anna täit ülevaadet kalastiku koosseisust ja nende vahekoorast, siis analüüsitakse ka Võrtsjärve traalpüükide andmeid.

Materjal ja meetodika

Mitmesektsiooniliste võrkudega tehtud suviste katsepüükide andmed on olemas 2005, 2006 ja 2008. a. kohta. Püüke teostati juulist kuni septembrini mitmesektsiooniliste nakkevõrkudega (ühes võrgus 14 erineva silmasuurust, kus võrgusilma külje pikkuse varieerub vahemikus 5 – 85 mm (Nordic tüüp), järjestusega: 29; 35; 5; 15,5; 24; 12,5; 8; 55; 10; 6,25; 19,5; 43; 65; 85 mm), või Lundgren'i tüüpi (6,25; 8; 16,5; 75; 38; 25; 12,5; 33; 50; 22; 43; 30; 60; 10). Seirel kasutati ainult uppuvaid võrke. Võrgud (igasse piirkonda 2-3 võrku) pandi järve õhtul ja võeti välja hommikul (püügiaeg ~ 12 tundi). Saadud andmete põhjal leiti liikide suhteline arvukus ja kaaluline vahekord erinevates püügipiirkondades (CPUE, g või NPUE tk. kalu ühe standardvõrgu kohta öö jooksul). Püütud kalad kaaluti (täiskaal, g) ja

mõõdeti (täispikkus L ja standardpikkus l) ning arvutati түsedusindeks valemi $TI = G/l^3 \cdot 100$ abil. Mida suurem түsedusindeks, seda paremini tunneb kala ennast antud keskkonnas. Tүsedusindeksit vähendavad halvad hapnikuolud ja/või toidupuudus. Tүsedusindekseid omavahel saab võrrelda ainult ühe liigi piires. Pүügipiirkondade (joonis 16) koordinaadid on toodud tabelis 27.



Joonis 16. 2005., 2006. ja 2008. aasta kalade seirepiirkonnad Võrtsjärves

Tabel 27. Kalade seirepiirkondade geograafilised koordinaadid.

Punasega tähistatud litoraali punktid, mustaga avavee punktid.

Jaama nr	Jaam	Põhjalaius	Idapikkus
1	Pähksaar	58°07'38''	26°04'07''
2	Sula	58°09'23''	26°02'18''
3	Sula kesk	58°09'28''	26°03'57''
4	Nooni	58°09'45''	26°04'40''
5	Õhne suue	58°11'49''	26°00'34''
6	Tondisaar	58°12'37''	26°04'10''
7	Limnoloogia	58°12'49''	26°06'18''
8	Väluste	58°16'55''	25°58'11''
9	Tamme kesk	58°16'48''	26°02'42''
10	Tamme ida	58°16'56''	26°06'59''
11	Tänassilma	58°23'36''	25°59'13''
12	Jõesuu	58°22'46''	26°07'29''

Seireandmed

Seirepüügid toimusid 2005. aasta septembris kuues (tabel 28), 2006. ja 2008. aasta juulis-augustis Võrtsjärve 11 piirkonnas (joonised 17-22). 2006. aastal saadi seirepüükide käigus kokku 13 liiki kalu, 2008. aastal 12 liiki kalu (tabelid 29, 30). 2008. a. 11 uuritud piirkonnast domineeris kuues piirkonnas kaaluliselt särg (tabel 31), nurg ja koha kahes kohas, ahven ühes kohas. Püütud liikide arv kõikus piirkonniti 5-9 (tabelid 30 ja 32). Võrdluseks 2006. aasta püükidest domineeris särg 11-st uuritud piirkonnast 10-s. Arvukateks liikideks püükides olid särg, ahven, koha, kiisk, latikas ja nurg. Vähearvukateks tõugjas, viidikas, rünt, tint, teib ja roosärg (tabel 29). Haugi püükides ei esinenud. Selle põhjuseks on peamiselt see, et haug kesksuvel soojade ilmadega liigub minimaalselt ja ka see, et haugi arvukus oli 2008. aastal järves madal.

Hapniku sisalduse suhtes tundlikumat tinti leidis vähesel määral ja seda ainult veesiseste taimede poolest vaeses järve põhja- ja keskosas. Suuremad kalade biomassid saadi järve taimestikurikkas lõunaosas. 2006. aastal, kui järves oli madal

veeseis, hoidusid kalad peamiselt järve põhja- ja keskossa ning lõunaosas oli kalu suhteliselt vähe.

Tabel 28. 2005. aasta CPUE, kalade kaaluline (g) hulk sektsioonvõrkudega seirepüükides ühe võrgu kohta (püügiaeg ca 12 tundi)

	Limnoloogia profiil	Püügikoht joonisel 16	Tamme profiil	Püügikoht joonisel 16
Idakallas	866	7	1726	10
Keskosa	295	6	1000	9
Läänekallas	2023	5	930	8
Keskmine	1215		1824	

Tabel 29. Võrtsjärve kalade arvuline ja kaaluline vahekord sektsioonvõrgupüükides august 2006. Esimene arv näitab protsenti arvust, teine kaalust.

	Pähksa ar	Sula	Noon i	Õhne	Tondi	Lim. keskus	Tamme ida	Tamme kesk	Väluste	Tänassilma	Jõesuu
Särg	45/44	47/34	38/44	77/63	53/53	44/34	53/34	31/15	36/30	43/35	29/33
Viidikas	37/8	31/7	39/11	2/1	18/8	12/4	12/4	5/3	8/3	24/13	29/19

Latikas	1/1	1/1	5/8	4/7	5/7	10/13	15/12	18/21	16/42	12/8	13/17
Nurg	2/7	6/12	3/9	1/6	5/5	4/6	3 / 4	4/6	8/6	2/5	1 / 4
Roosärg	1/5	0,1/1		1/4							
Höbekoger	0,1/4										
Rünt					0,1/0,1	0,1/0,1	0,2/0,2				1/0,2
Tõugjas						0,1/1					
Ahven	6/17	5/13	5/4	10/12	6/13	9/19	4/6	4/5	5/6	3/10	2/3
Koha	4/13	3/22	4/7	1/5	2/10	3/8	3/8	6/20	2/5	7/24	4/14
Kiisk	1/1	7/2	6/0,1	5/2	11/4	18/6	10/32	31/15	22/8	9/5	19/10
Haug		0,6/8	0,1/7								
Tint					0,1/0,1			0,2/0,2	3/0,2		2/0,2
CPUE (arv)	192	170	150	404	308	158	201	157	246	269	188
CPUE (kaal)	3263	3212	2010	3677	5005	2901	5160	2763	6784	4422	2900
Liikide arv	9	9	8	8	9	9	8	8	8	7	9
Kala keskmine kaal g	17,0	18,9	13,4	9,1	16,2	18,4	25,7	17,6	27,6	16,4	15,4

Tabel 30. Kalade kaaluline jaotus (% püügipiirkonnas) 2008. aasta seirepüükides.

	kiisk	ahven	koha	tõugjas	särg	latikas	nurg	viidikas	rünt	tint	teib	roosärg
Pähksaar		33,2		18	28,3			1,2				19,3
Sula	1,5	7,5	48,3		28,6	6,5	4,5	3	0,02			
Sula kesk	0,7	26,4	1,3	2	53,4	5,6	9,7	0,9				
Nooni	1	37	14,9		40,3	2,4	3,1					1,2
Õhne suue	5	22,2	14,7		27,6	7,4	22,1	0,8	0,2			
Tondisaar	26	8,8	7,3		37	11	8,9	0,8		0,2		
Limnoloogia	32,2	3,3	0,7		7,9	2,8	52,9	0,2				
Väluste	9,9	2	20,4		50,8	9,3	7,6			0,02		
Tamme kesk	18,8	1	16,5		40,4	13,5	9,4			0,4		
Tamme ida	6,4	7,5	46,5		16,4	4	18,3	0,9		0,02		
Jõesuu	14,6	15,9	1,5		22,1	4,6	35,2	3,5	0,1		2,5	

Tabel 31. Kalade keskmine kaaluline vahekord Võrtsjärves 2008. aastal

	% kaalust
Kiisk	11,6
Ahven	13,2
Koha	17,2
Tõugjas	0,2
Särg	32,5
Latikas	6,7
Nurg	17,7
Viidikas	1,12
Rünt	0,03
Teib	0,25
Roosärg	0,12
Tint	0,06

Tabel 32. Võrtsjärve kalade suhteline arvukus ja biomass ning kala keskmine kaal ja liikide arv 2008. aasta võrgupüükides

		CPUE g/võrk	NPUE tk/võrk	Kala keskmine kaal g	Liikide arv
1	Pähksaar	960	27	35,6	5
2	Sula	6538	235	27,8	8
3	Sula kesk	6508	374	17,4	7
4	Nooni	4674	191	24,5	7
5	Õhne suue	3063	137	22,3	8
6	Tondisaar	1577	107	14,7	8
7	Limnoloogia	644	39	16,5	7
8	Väluste	3246	154	21,1	7
9	Tamme kesk	2165	96	22,5	7
10	Tamme ida	2831	82	34,5	8
11	Jõesuu	1632	91	17,9	9
	Keskmine	3076	139	23,2	7,7

2008. a. oli kalade suhteline biomass kõrgem järve lõunaosas, ületades enamasti rohkem kui kaks korda järve põhjaosa biomasse. 2006. aasta püükides olid kalade suhtelised biomassid aga tunduvalt suuremad järve põhjaosas. Kui 2006. aastal olid põhjaosast püütud kalad keskmiselt raskemad, kui lõunaosast püütud, siis 2008. aastal kala keskmine kaal lõuna- ja põhjaosa vahel oluliselt ei erinenud. Kalade tusedusindeksid on toodud tabelis 33.

Tabel 33. Võrtsjärve kalade tusedusindeksid 2008. aasta seirepüükides

	kiisk	ahven	koha	tõugjas	särg	latikas	nurg	viidikas	rünt	roosärg	tint	teib
Pähksaar		1,50		1,42	1,72			1,03		2,44		
Sula	1,63	1,67	1,26		1,66	1,72	1,89	1,11	1,28			
Sula kesk	1,36	1,96	1,17	1,57	1,78	1,83	2,12	1,13				
Nooni	1,48	1,75	1,21		1,44	1,55	1,97			2,34		
Õhne suue	1,63	1,65	1,14		1,54	1,89	1,99	1,04	1,17			
Tondisaar	1,62	1,54	1,14		1,55	1,70	1,85	1,02			0,63	
Limnoloogia	1,59	1,45	1,43		1,57	1,62	1,93	0,82				
Väluste	1,67	1,77	1,33		1,52	1,89	2,02				0,23	
Tamme kesk	1,53	1,71	1,17		1,58	1,86	1,94				0,50	
Tamme ida	1,62	1,63	1,33		1,55	1,91	2,04	0,7			0,23	

Jõesuu	1,69	1,60	1,19		1,64	1,83	1,88	1,14	0,81			1,61
Keskmine	1,6	1,6	1,2	1,5	1,6	1,8	2,0	1,0	1,1	2,4	0,4	1,6

Mida kõrgem on selle väärtus, seda paremad elutingimused kaladel reeglina on. Elutingimusi võib mõjutada nii toidu kättesaadavus kui ka hapnikuolud. 2008. aasta kõrge veeseisu ajal olulist hapnikupuudust ei esinenud. Kuigi lühiajaliselt tõusis veetemperatuur juuli lõpus järve pinnakihi üle 26°C ja öösel langes hapnikusisaldus ca 50 %-ni küllastusest. Selline suur hapnikusisalduse ööpäevane kõikumine võib halvendada oluliselt hapnikutundlikemate kalaliikide elutingimusi. Kalade keskmised tusedusindeksid olid võrreldavad varasematel aastatel (2002-2006) arvatututega.

Katsetraalimised

Alates 1978. aastast sama meetodikaga läbi viidud katsetraalimised annavad olulist informatsiooni lisaks peamistele tööduskaladele ka teiste kalaliikide arvukuse kõikumiste kohta pikal perioodil. Kogu 25-aastase perioodi vältel on suurima osakaaluga (40-68%) olnud latikas (tabel 34). 2008. aastal oli see näitaja 57%. Kuni 1990ndate keskpaigani oli teisel kohal koha, kuid hiljem on seda positsiooni võrdselt jaganud särk ja kiisk. Teiste liikide osatähtsus traalpüükides on oluliselt väiksem. Arvukuselt on kiisk tavaliselt latikaga võrdne, neile järgneb särk. Eelnevate aastatega võrreldes “tänu” mitmele järjestikusele suvisele massilisele hukkumisele oli aastatel 2003-2006 kiisa arvukus väga madal. 2007. aastataks on kiisk oma endise arvukuse taastanud, CPUE 37 kg, tänavu 29 kg traaltunnis. Viidika osakaal on taas tõusnud. Kõige suurema tõusu on teinud koha, ulatudes juba 54 kg/traaltunnis. Koha keskmine kaal traalpüükides on tõusnud (452 g). 2007. aastal oli vastav näitaja 337 g. Traalpüükide järgi on haugi arvukus ja biomass suhteliselt väike, kuigi varu on suhteliselt heal tasemel. Suur osa järvest on taimestikku täis kasvanud, kus ei ole võimalik traalida. Taimestikurikkad alad on aga haugi meeliselupaik. Sarnaselt Peipsi järvega oli tindi arvukus Võrtsjärves äärmiselt madal. Seetõttu ei õnnestus traaliga tabada vaid mõni üksik isend. Oluliselt on langenud ka ahvena osakaal traalpüükides. Peipsi siig ja räabis on juba pikka aega Võrtsjärvest peaaegu täielikult kadunud. Kõigi kutseliste püüdjate peale kokku saadakse aastas, peamiselt järve põhjaosast, mõni üksik siig ja räabis.

Alltoodud tabelis 34, 35, 36 on toodud traalpüükide liigiline koosseis, hooaja keskmine kaal, arvukus ja isendi keskmine kaal, arvatuna traaltunni kohta erinevatel perioodidel ja aastatel.

Arvestades traali püüdvustegurit erinevate liikide puhul, saame arvutada ligilähedaselt tegeliku liikide arvulise ja kaalulise vahekorra järves, millest edasi saab tuletada liikide kaupa ja kogu järve kalastiku produktiivsuse. Sama kalastiku biomassi juures on Peipsi järve produktiivsus kaks korda kõrgem ja seetõttu ka üldine saak samavõrra suurem. Peipsi järves on ülekaalus väga ökonoomsed energia tarbijad ja seetõttu produktiivsemad (zoo)planktonoidulised kalad (peamiselt peipsi tint). Seevastu Võrtsjärves on ülekaalus bentostoidulised kalad, kelle energiatarbimine toiduahelas on tunduvalt vähem efektiivne. Peipsi järve aasta keskmine saak on ligikaudu 20 kg/ha.

Tabel 34. Traalpüükide liigiline koosseis, liikide osakaal ja keskmine CPUE (g/traaltunnis) Võrtsjärves aastatel 1984-2008

Liik	84-87	90-93	00-01	Keskm. %	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
Peipsi tint	1511	760	576	971	0,4	875	58	466	0	63	11
Haug	15932	9189	14158	12335	5,12	17144	8177	7425	2928	7372	2012
Angerjas	4068	2531	537	1939	0,81	95	517	377	276	16	240
Särg	36310	38027	26943	28803	11,96	28618	25513	21096	33185	30838	37731
Viidikas	1517	840	529	1010	0,42	393	29	158	825	3096	1187
Latikas	105169	121945	88767	106165	44,1	104575	92038	99670	116234	88690	182812
Nurg	5869	3694	2862	4403	1,83	2407	2483	1307	20740	237	9084
Luts	955	705	864	932	0,39	621	290	0	553	1835	458
Ahven	8475	3681	5091	5145	2,14	1265	1156	2179	4984	4557	945
Koha	58135	53436	21170	42365	17,6	16213	12213	5712	22441	31128	54725
Kiisk	31363	45013	37734	36671	15,23	11351	769	9039	7245	39030	29874
	269304	279821	199231	240738	100	183557	143243	147429	209411	206862	319085

Tabel 35. Traalpüükide liigiline koosseis ja liikide osakaal CPUE (g/traaltunnis) Võrtsjärves 2008 aastal.

2008	* CPUE (traaltunnis)				Keskmine kaal g
	TW g *	%	N *	%	
Peipsi tint	11	0,003	10	0,13	1,1
Haug	2012	0,63	2,2	0,03	920
Angerjas	240	0,08	0,4	0,01	548
Särg	37731	11,8	2171,1	28,1	17
Viidikas	1187	0,37	110,7	1,43	11
Latikas	182812	57,3	2697,4	35,0	68
Nurg	9084	2,85	340,9	4,42	27
Luts	458	0,14	0,4	0,01	1048
Koger	221	0,07	0,2	0,00	1012
Ahven	945	0,30	20,4	0,26	46

Koha	54725	17,1	121,0	1,57	452
Kiisk	29874	9,4	2250,8	29,2	13

Tabel 36. Traalpüügi CPUE (kg/h), erinevate kalaliikide rühmade protsentuaalne jaotus ja keskmised kaalud Võrtsjärves aastatel 1978-2005

Aasta	1978	1979	1986	1991	1996	2000	2004	2005
CPUE tot (kg/h)	107	335	351	303	119	209	184	143
röövkalade %	19,3	29	36,1	24,7	14,0	20,8	18,9	14,9
Siiglaste is./a. *	2-C.l.m.	1C.a.	1-C.l.m.+1C.a.	0	0	0	0	0
ahvenlaste %	20,6	36,7	32,3	43,9	20,1	25,7	15,7	9,9
Karplaste %	76,4	58,9	56,4	51,9	75,9	64,8	74,1	83,8
keskm. is. kaal g	100	205	194	285	182	244	330	307
keskm. rööv. kaal	182	517	422	714	366	543	367	682

*C.l.m.=*Coregonus lavaretus maraenoides* peipsi siig - püütud

isendeid aastas

C. a.=*Coregonus albula* räabis

Kokkuvõte.

Indeksite keskmiste väärtuste arvutamiseks on kasutatud peamiselt 2006. ja 2008. a. andmeid juuli-augusti võrgupüükidest (tabel 37). 2006. ja 2008. a võrgupüügi andmetest arvatud keskmised kalastiku indeksid on määratletud kui “hea”, seega kalastiku alusel kuulub Võrtsjärv kvaliteediklassi „hea” (tabel 38).

Tabel 37. Kalastiku indeksid Võrtsjärves

Indeks	Ühik		Märkused
Kalaliikide arv	n	7,86±0,99	
Simson Dn (arvukusel põhinev mitmekesisuse indeks)		3,32	1/(Pi ²)
Simson Dw (kaalul põhinev mitmekesisuse indeks)		5,16	1/(Pi ²)
Suhteline biomass	g/võrk	3181	
Suhteline arvukus	tk/võrk	180	
Keskmine kala kaal	g	23,2	
Röövkalade ja karpkalalaste suhe		0,27 0,11 (ilma kiisata)	

Tabel 38. Võrtsjärve esialgsed kvaliteediklassid kalastiku järgi. Klassipiiride vahed erinevad üksteisest 25% ulatuses.

	v. halb	halb	kesine	hea	v. hea
Röövkalade ja karpkalalaste suhe	0,14	0,18	0,22	0,27	0,33
Suhteline biomass	>5850	>5850 - 4680	4680 - 3750	3750 - 3000	<3000
Keskmine kalaliikide arv võrgupüükides	<6	<6	<6	7-10	>10

Tindi esinemine	ei	ei	ei	jah	Jah
--------------------	----	----	----	-----	-----

Kuna mitmeseksiooniliste võrkudega seirepüüke on standardsetes tingimustes tehtud ainult 2006. ja 2008. aastal, siis andmete vähesuse tõttu käesolevas aruandes esitatud indeksid on esialgsed ja subjektiivsed.

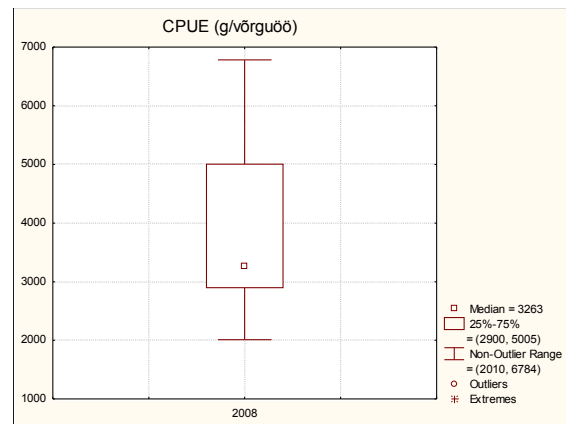
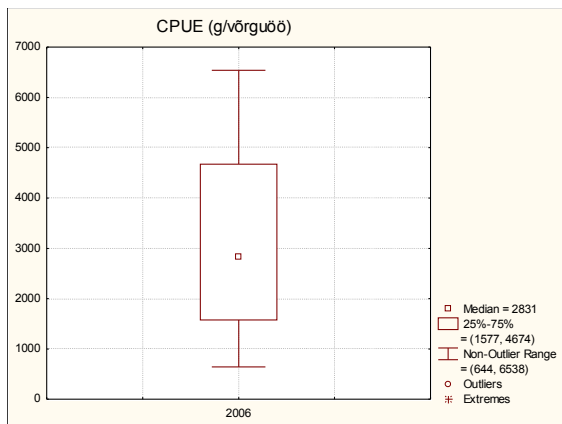
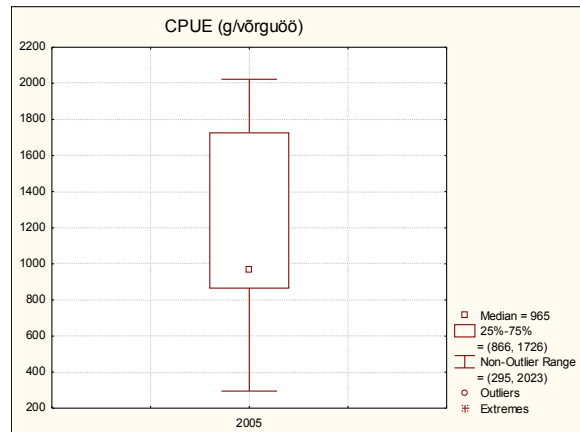
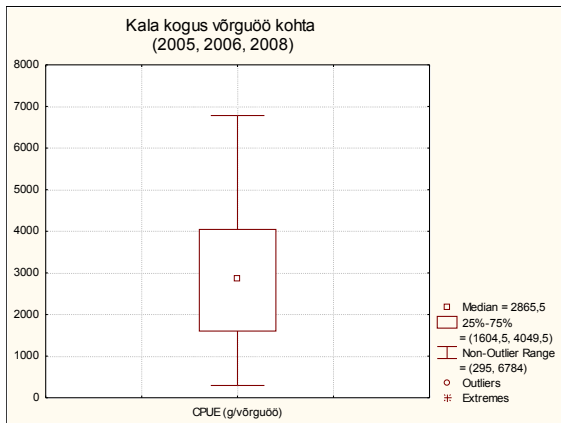
Traalpüük vs. võrgupüük

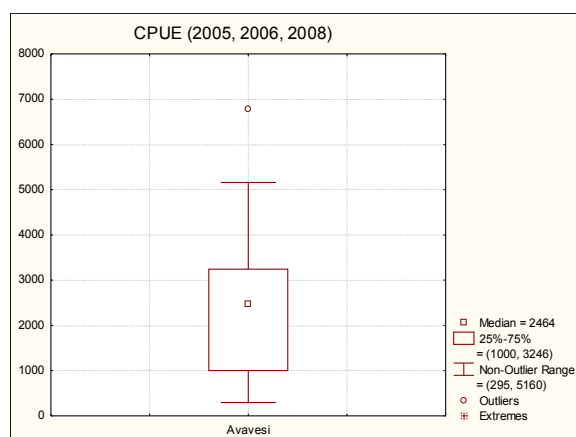
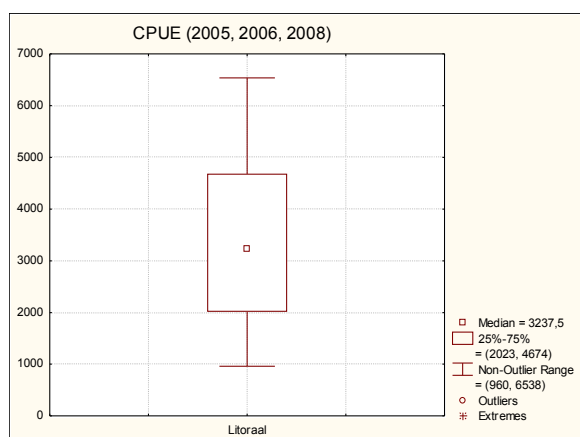
Traalpüügi ja võrgupüügi andmed erinevad suurel ääral. Traalpüügi järgi on domineerivaks liigiks järves kaaluliselt latikas, järgneb koha. Võrgupüügi andmetel on domineerivaks liigiks kaaluliselt särg. Traalpüügi andmetel on see kala alles neljandal kohal. Võrgupüügid näitasid seda, et kõrge veetaseme puhul, kui on tagatud veesambas piisav hapniku sisaldus, on kalade biomass oluliselt kõrgem taimestikurikkas litoraali osas. Madala veetaseme korral hoiavad kalad rohkem hapnikurežiimi poolest soodsamasse avavette. Neid olulisi erinevusi tuleks kalade püügi korraldamise juures arvesse võtta.

Ettepanekud seire täiendamise osas

1. Kasutusele võtta ka pelaagilised võrgud. 2009. aasta oktoobrikuus tehtud pilootuuringute käigus kasutati ka pelaagiliste võrkude analüüs näitas, et tint ja viidikas, aga samuti teiste liikide noorvormid paiknevad peamiselt veesamba ülemises kihis. Kasutades ainult bentilisi (nn. uppuvaid) võrke alahindame tindi ja viidika arvukust.
2. Juulis-augustis sektsioonvõrkude püügid alahindavad haugi osatähtsust järves, seoses haugi vähese liikuvusega sellel ajal. Haugi seire võrkudega tuleks teha näiteks oktoobris, kui haug hakkab aktiivselt liikuma.
3. Kvaliteedielementidena võiks kasutusele võtta domineerivate liikide (näiteks särg, latikas, nurg, ahven, kiisk, koha) tusedusindeksid.

4. Kvaliteedielementide hindamisel tuleb teha võrgupüükide ja traalpüükide omavahelised kalibreerimised, samuti tuleks omavahel kalibreerida Nordic ja Lundgreni võrgud.





Joonised 17-22. Kalade suhtelised biomassid väljendatuna saagikusena püünise kohta (CPUE) Võrtsjärves aastatel 2005, 2006 ja 2008.

2.1.1.8. Peipsi seisund kalastiku alusel

Kalakoosluste seisundit peetakse veeökosüsteemide tervise koondnäitajaks.

Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD, 2000) lisa V sätestab, et järvede puhul on üheks vajalikuks kvaliteedielemendiks ökoloogilise seisundi klassifitseerimisel kalad ja hinnang tuleb anda kalastiku liigiline koosseisu, arvukuse ja vanuselise (pikkuselise) struktuuri järgi.

Kalad on enamasti meie järvede toiduahelate üheks lõpplüliks. Kalade elukvaliteet ja kalaproduksioon järves sõltub kogu toiduahela struktuurist ja funktsioneerimisest. Muutused madalamates troofilistes tasemetes (füto- ja zooplanktonis, põhjaloomastikus, suurtaimestikus) mõjutavad ka kalastiku struktuuri; kalad omakorda mõjutavad toiduahelate madalamaid lüüsid. Pika elutsükli tõttu võivad kalad puhverdada muutusi järves ja reageerida neile hilinemisega (Sarvala et al., 2000).

Peipsi järv on olnud kalarikas veekogu, kuid 20. sajandi jooksul on Peipsi töenduslikud kalasaagid vähenenud. Eesti taasiseseisvumisega kaasnenud sotsiaalmajanduslikud muutused on põhjustanud püügisurve olulise suurenemise Peipsi kalavarudele, mis ohustab kogu järve ökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimist. Kuid kalanduse mõju ökosüsteemile ei ole Veepoliitika raamdirektiivis (VRD, 2000) läbi töötatud. Kalanduse mõju avaldub mitte ainult

kalastiku struktuuris, vaid ka toiduahela madalamate lülide – taimse ja loomse planktoni ning põhjaselgrootute seisundis.

Euroopa Liidu ühtse kalanduspoliitika (*EU Common Fisheries Policy 2002*) nõuete kohaselt tuleb kalavarude säästlikuks majandamiseks minetada senine töendusliku kalanduse keskne majandamine ning suunata tähelepanu kalavarusid ja kogu ökosüsteemi kui tervikut hõlmavale poliitikale. Ka Eesti keskkonnastrateegia aastani 2030 järgi tuleb kalavarude majandamisel lähtuda ökosüsteemist kui tervikust (Eesti keskkonnastrateegia aastani 2030, 2007).

Tõepärane pilt suurjärvede kalastikust

Tõene pilt kalavarudest peaks võimaldama meil öelda, kui palju indiviide igast kalaliigist ja igast vanusest elab järve ruumalaühikus antud ajahetkel (Kubečka *et al.*, 2009). See pilt peaks sisaldama vähemalt järgmist informatsiooni:

1. Kalade hulk – biomass või isendite arv vee mahu- või pindalaühiku kohta;
2. Liigiline koosseis – iga liigi osakaal teatud veemahus või elupaigas;
3. Suuruseline ja vanuseline koosseis – iga liigi suurus- või vanusegruppide osakaal teatud elupaigas;
4. Üldnimetatud näitajate ruumilise jaotus elupaikades;
5. Üldnimetatud kalastiku näitajate ajaline dünaamika;
6. Hinnang informatsiooni täpsuse ja usaldusväärsuse kohta.

Suurjärvedel on võrreldes väikejärvedega palju raskem saada usaldatavat informatsiooni kalastiku kohta. Võrgupüük ja hüdroakustiliste meetodite rakendamine pole sageli piisavad. Nakkevõrgud (passiivsed püünised) on selektiivsed püügivahendid (Erös *et al.*, 2009). Aktiivsete püüniste, nagu traalid eelis on selles, et nad püüavad ka siis, kui kala ei liigu. Ükski neist meetodeist pole universaalselt kasutatav (Winfield *et al.*, 2009). Mitmesuguste meetodite kombineerimine on üks võimalus saada selgemat pilti kalastikust. Püügimeetodite ja kalastiku andmete

standardiseerimine võimaldaks võrrelda eri uurimuste tulemusi ja tõstaks andmete kvaliteeti (Kubečka et al., 2009).

Tulu ja kulu suurjärvede kalastiku seisundi hindamisel

Kalafauna muutuste tuvastamiseks on vaja pikaajalist seiret, kusjuures tähelepanu ei tohiks fokuseerida mingile üksikule liigile (Johnston & Maceina, 2009). Kalastiku seire suurjärvedel on tunduvalt keerulisem kui väikejärvede puhul. Küsimus on, kui võrd kallis ja töömahukas on representatiivsete andmete saamine ja kas see ära tasub? Peipsi puhul tuleb arvestada veel tema piiripealse asendiga Eesti ja Venemaa vahel, mis ei võimalda pidevalt kogu järve uurida. Venemaale kuuluva järveosa andmed on raskesti kättesaadavad ja nende usaldusväärsuses võib kahelda.

Euroopa vee raamdirektiivi (VRD, EU 2000) järgides toimub kalapüük väiksemate järvede kalastiku seisundi hindamiseks enamasti standardiseeritud viisil - elektripüük litoraalis ja mitmeseksiooniliste nakkevõrkudega, nn monitooringuvõrkudega avaveelal (Appelberg *et al.*, 2000). Soome järvede ökoloogilise seisundi hindamisel (Rask *et al.*, 2009) on kasutatud kalakoosluse andmeid, mis olid saadud katsepüükidega põhjala mitmeseksioonilisi seirevõrkudega (1,5x30 m; 12 paneeli silma suurusega 5 kuni 55 mm sõlmest sõlmeni; European standard EN14757:2005).

Suurjärvedes, kus biotoobid varieeruvad suuremas ulatuses, nõuab representatiivse hinnangu saamine, arvestades, et veekogu ulatuslikumadki biotoobid oleks vaatluse all, suurt aja- ja tööjõukulu ning suuri rahalisi vahendeid. Näiteks Konstanze'i järve (pindala 536 km², Saksamaa) kalastiku seisundi hindamiseks oleks vaja püüke teha sadu võrk/õid (Brämick et al., 2008). Vajaminevat võrkude kogust on hinnanud ka TÜ Eesti Mereinstituudi ja Eesti Maaülikooli töötajad (vt. ptk. 2.1.1.7). Ülaltoodut silmas pidades peetakse suurjärve kalastiku seisundi hindamist nakkevõrkudega tehtud katsepüükide baasil ebaotstarbekaks (Brämick *et al.* 2008). Tehtud kulutused ja saadud tulem ei ole vastavuses.

Brämick *et al.* (2008) on seisukohal, et suurjärve kalakooslust võib kirjeldada liigilise koosseisu ja ka kalaliikide suhtelise ohtruse järgi töendusliku püügistatistika baasil, samuti kirjanduslikele andmetele ja ekspertotsustustele tuginedes.

Kuna Peipsi kohta on olemas viimast poolt sajandit hõlmav töendusliku kalapüügi statistika, siis võivad need andmed suurel määral täiendada kalakoosluse seire andmeid VRD (2000) nõudmiste täitmiseks.

Avaveelised biotoobid ja ka avaveekalastik on Peipsis domineerivad. Seetõttu tuleks Peipsi kalastiku seisundi seirel tugineda põhiliselt katsetraalpüükide andmetele, analüüsides seejuures kogu kooslust, mitte ainult töonduskalu. Litoraali kalastiku uuringuid nakkevõrkudega või ka elektripüügiga võiks teha mitte tihedamini kui viie aasta tagant (selle osa autori Külli Kanguri seisukoht). Kuna litoraali osa kalastikust on sageli teistsuguse koosseisuga, teistes biotoopides, ökotoni osana funktsioneerib puhervalana, siis eriti ökosüsteemi tervikliku funktsioneerimise seisukohalt ei tohiks seda alahinnata (projekti juhi Ingmar Oti seisukoht). Selle ala uurimise meetodika vajaks optimeerimist. Peipsi spetsiifikast lähtudes pole ilmselt võimalik võtta otseselt üle teiste riikide meetodikaid.

Eelpool öeldut kokku võttes peame praeguses riigi majanduslikus olukorras otstarbekaks täiendada Peipsi töonduskalade varude seiret nii, et vaatluse all oleks kogu kooslus.

ECOFRAME seisukoht on Peipsi puhul eksitav

Euroopa Komisjoni projekti ECOFRAME üldise seisukoha järgi on kalatoiduliste kalade ja planktonitoiduliste kalade biomassi suhe madalate järvede ökoloogilise seisundi hea indikaator (Moss *et al.*, 2003). Selle kriteeriumi järgi peaks Peipsi seisund olema paranenud, kuna röövkalade osakaal biomassi järgi on viimase paarikümne aasta jooksul kahekordistunud. Peipsi puhul on see seisukoht eksitav, kuna puhaste vete planktonitoiduliste kalaliikide (rääbise, siia ja tindi) varud oma ajaloolises miinimumis, aga suurenenud on eutroofsete vete röövkala – koha arvukus.

Peipsile iseloomuliku rääbise kadumine püükidest on tõsine ohusignaal järve seisundi halvenemisest ja/või ilmastiku soojenemise mõjust. Ka Peipsi tindipopulatsioon on pikaajalises plaanis järk-järgult kahanenud. Veekeskkonna soojenemine koos järve jätkuva eutrofeerumisega ja sellest tulenevate veeõitsengutega vähendab tindi sigimise edukust, suurendab täiskasvanute otsest suremust ning kahandab nõnda tema arvukust (Kangur *et al.*, 2007). Peale selle on regioonile

iseloomuliku liigi - angerja - looduslik rändetee Läänemerest Peipsisse inimese poolt tõkestatud. Järves on kõrge omnivooride ja elupaiga suhtes vähevalivate liikide (kiisk, särg) arvukus, kuid liiga vähe on suuri röövkalu.

Peipsi kalastik on tasakaalust väljas

Peipsi kalastikku mõjutavad a) muutused ökosüsteemis (vee kvaliteedi halvenemine, veeõitsengud, koelmute mudastumine, nihked toiduahelates), b) looduslikud protsessid (muutused ilmastikus, veetasemes, jääoludes) ja c) ülemäärane püügisurve (Kangur *et al.*, 2007; 2009). Vetikate vohamise tagajärjel on kalakoelmud mudastunud, mistõttu kalade sigimistingimused on halvenenud. Järv on risustunud vette jäetud nakkevõrkudega, mis mitte ainult ei reosta järve surnud kaladega, vaid muudab ka elustikukooslusi (võrgud on kinnituskohaks näiteks rändkarbile).

Puhta ja külmaveelistele kaladele - räabisele, siiale, lutsule ja ka tindile - pole Peipsi enam sobiv elupaik. Peipsi kalakoosluses on toimunud nihe koha ja latika domineerimise suunas, kes eelistavad kõrge toitelisusega, sooja ja sogast vett. Ka ahvenat on praegu järves palju, millele võis kaasa aidata talvise sikutipüügi puudumine 2007/2008. aasta talvel, kui järvel ei olnud püsivat jääkatet.

Peipsi kalasaagid on üldiselt vähenenud. Intensiivse püügi tagajärjel on järves liiga vähe suuri röövkalu, kes hoiaks kalakoosluse tasakaalus. Koha püütakse liiga vara välja. Röövkalade populatsioonide nihkumine väikesemõõtmeliste isendite ülekaalu suunas muudab nende ülalt lähtuva (nn. *top-down*) kontrolli vähem efektiivseks ja kogu ökosüsteemi ebastabiilseks. Koha võib mõnel aastal (näiteks 2005. aasta tugev põlvkond) olla arvuliselt palju, kuid domineerivad noored isendid (1-2 põlvkonda), kes ei suuda veel täita röövkala funktsiooni. Leidmata sobivat esmast saakkala (tinti), viibib noore koha üleminek kalatoidule ja tema surve zooplanktonile (või isegi zoobentosele) kestab kauem.

Peipsi kalastik on tasakaalust väljas: koha arvukus pole vastavuses tema esmaste saakkalade – planktontoidulise tindi ja räabise varudega. Räabise- ja tindivarud on järves praegu praktiliselt nullis.

Kalastiku tasakaalustamatus mõjutab toiduahelate kaudu negatiivselt kogu ökosüsteemi, muutes kaskaadselt teiste elustikurühmade proportsioone, eelkõige füto- ja zooplanktoni vahekorda. Kalavarude kaitseks tuleks piirata mutnikupüüki ja tõsta püüniste silmasuurst.

Peipsi kalastiku seisundi hindamisel tuleks arvestada järgmiste asjaoludega:

1. Kalastiku referentstingimuste määramisel tuleks arvestada kirjanduse andmeid järve kalastiku kohta alates 19. sajandi keskpaigast; Puhaste hapnikurikaste külmade vete kalade (rääbise, siia) arvukus on järsult kahanenud;
2. Peipsi tindipopulatsioon on pikaajalises plaanis järk-järgult kahanenud;
3. Aeg-ajalt on esinenud kalade massilist suremist;
4. Kalad on üldiselt väiksemaks muutunud, eriti koha, haugi keskmine kaal on langenud;
5. Kalatoiduliste kalade (eriti koha) populatsioonid on noorenenud;
6. Kalatoiduliste ja planktontoiduliste liikide (röövkalade ja saakkalade) vahekord on muutunud;
7. Elupaiga suhtes vähevalivate ja kõigesööjate kalade (särg, kiisk) ohtrus on suur;
8. Peipsi järve põlisasuka – angerja- looduslik rändete on inimese poolt tõkestatud;
9. Roostike vohamise, luhtade võsastumise ja jõesuudmete kinnikasvamise tõttu on paljude kalade pääs koelmutele takistatud.
10. Kalakoelmud järves on mudastunud.

Ettepanekud Peipsi järve kalastiku ökoloogiliseks seireks:

1. Kuna Peipsil on valdav avaveeline biotoop ja litoraal moodustab vaid väikese osa kogupindalast, siis tuleks kalastiku seirel põhitähelepanu pöörata avavee kalastikule ja seal toimuvatele protsessidele.
2. Põhiliseks teaduspüügi vahendiks avajärvel peaks jääma aktiivsed püügivahendid (katsetraal). Peipsi eri piirkondades tuleks analüüsida kõiki kalaliike ja kõiki pikkusrühmi, mitte ainult töendusliku püügi objekte. Katsetraalide sobivust hindamaks kalastiku kui ökosüsteemi ühe troofsulüli seisundit oleks vaja katsetada senisest täiuslikumate meetoditega (Teet Krause seisukoht).

3. Kalastiku seisundi hindamiseks tuleks leida üldine ja iga üksiku kalaliigi arvukus ja mass püügiühiku (CPUE = catch per unit effort, isendit traaltunnis, kg traaltunnis) kohta, liikide arvuline ja kaaluline vahekord ning pikkuseline struktuur.
4. Litoraali kalastiku uuringuid võiks läbi viia iga viie aasta tagant mitmesektsiooniliste Nordic seirevõrkudega (silmasuurusega 5–55 mm), elektripüügiriistadega ja nootadega. Madalad ja taimestikurikkad piirkonnad on mitmetele kalaliikidele ka ainus elupaik. Analüüsida tuleks kaldavööndi kalaliikide (trulling, vingerjas, luukarits, hink, rünt, roosärg, teib) populatsiooni seisundit ja selle muutusi ([teksti autori, Külli Kanguri seisukoht](#)). Litoraali uuringutele tuleb senisest rohkem tähelepanu pöörata selgitamiseks välja sobivaimat meetodit (Teet Krause ja Ingmar Oti seisukoht).
5. Kaldavööndis ja jõgede suudmealal tuleks erilist tähelepanu pöörata kaitsealustele liikidele (tõugjas, säga, harjus, hink, vingerjas, võldas), kes võivad häirivate keskkonnatingimuste toime jätkudes sattuda hävimisohtu.
6. Peipsil tuleks läbi viia kalade elupaiku ohustavate tegurite (sealhulgas eutrofeerumise ilmingute, koelmute mudastumise, hapnikutingimuste halvenemise) uuringud.
7. Jälgida tuleks põhiliste töõnduskalade (koha, latikas, ahven, haug) pikkuselise struktuuri muutusi, kuna kalapopulatsioonide noorenemine ja põlvkondade arvu vähenemine saakides näitab ülemäärast püügisurvet, mis seab ohtu kalaliikide vahelise tasakaalu ning nende taastootmisvõime.
8. Analüüsida tuleks sünkroonseid muutusi kalapopulatsioonides, mis näitavad olulisi nihkeid kalakoosluses tervikuna, kalastiku troofilises struktuuris, röövkalade ja saakkalade tasakaalus ning peegeldavad režiimi muutusi kogu ökosüsteemis.
9. Kalastiku seire tuleks integreerida muu elustiku ja hüdrokeemilise seirega, kuna ebapädevad otsused võivad negatiivselt mõjutada kogu ökosüsteemi.

Peipsi ökoloogilisele seisundiklassile vastavad kalastiku kvaliteedinäitajad

- 1) Peipsi kalastikku mõjutavad korraga mitmed inimtekkelised survetegurid, mida on raske eristada. Neist kalastiku seisukohast on kõige olulisemad eutrofeerumine, ülemäärane püük ja rändeteede tõkestamine. Nende stressifaktorite suhtes võiks Peipsi ökoloogilise seisundi klasse iseloomustada kalastiku põhjal, nagu toodud tabelis 39.

Tabel 39. Peipsi ökoloogilise seisundi hindamine kalastiku alusel (K. Kanguri ja A. Kanguri järgi)

Ökoloogiline seisundiklass	Seisundiklassile vastavad Peipsi kalastiku kvaliteedinäitajad
Väga hea	<p>Kõik Peipsi järvele iseloomulikud kalaliigid (37 liiki: ojasilm, jõeforell, räabis, Peipsi siig, harjus, Peipsi tint, haug, angerjas, sasaan (karpkala), särg, roosärg, teib, säinas, turb, tõugjas, lepamaim, mudamaim, linask, rünt, viidikas, tippviidikas, latikas, nurg, vimb, koger, hõbekoger, hink, vingerjas, trulling, säga, luts, ogalik, luukarits, ahven, koha, kiisk, võldas) on esindatud. Peipsis teada olevatest liikidest on viimase poolteise sajandi jooksul kadunud ainult abakala (<i>Abramis ballerus</i>) (B. Dubowski, 1862). Kuid pole teada, et abakala kaotsimineks oleks seotud inimtegevusega. Indikaatorina võiks käsitleda kalaliikide koguarvu eri piirkondades ja kogu 6 aastase seireperioodi jooksul kokku.</p> <p>Kõik vanuse- (pikkus-) rühmad (marjast koorumisest kuni liigispetsiifilise maksimaalse suuruse ja vanuseni) on esindatud. Vajalik oleks jälgida eriti röövkalade vanuserühmade arvu. Koha vanuserühmade arv katsepüükides peaks olema kuni 10-11 aastat ja pikkus kuni 70 cm ; haugil 10-12 aastat ja pikkus 100 cm.</p> <p>Liigiohtrus on suur. Hinnang põhineb kaudsetel andmetel saakide suuruse kohta, mis kirjanduse andmetel (Baer, 1860; Tjurin, 1974) olid</p>

	<p>mitu korda suuremad praegusest. Suur liigiohtrus tähendab, et kalavarud on praegusest kaks-kolm korda suuremad, mis võimaldaks püsivat saaki 30-40 kg/ha aastas nagu see oli 1930ndatel aastatel.</p> <p>Kalastikus domineerib Peipsi tint. Tindivarud on järk-järgult vähenenud kogu aja, mil üldse andmed saakide kohta on olemas (alates 1930ndatest). Kliima soojenemine polnud tollal veel aktuaalne. Tindivarude järk-järguline vähenemine näitab keskkonnatingimuste üldist halvenemist eutrofeerumise tagajärjel. Kestvad tuulevaiksed ilmad koos “veeõitsengutega” on põhjustanud kuumadel suvedel tindi massilist suremist alates aastast 1959, mille kohta on esimesed kirjalikud teated. Tindivarud on küll taastunud pärast suremisi, kuid endisest madalamal tasemel. Võimalikud meetmed oleks inimtekkelise eutrofeerumise piiramine ja tinti ei oleks tohtinud juba ammu püüda, vaid jätta ta kohale ja teistele röövkaladele toiduks.</p> <p>Looduslik rändetee angerjale Läänemerest Peipsisse on vaba. Koelmutele pääs ei ole takistatud. Kalade taastootmise võimalused on head, koelmud on looduslikus seisundis (otsustades vanade fotode ja kirjanduse andmete põhjal K. E. von Baeri uurimustest (1860) alates). Kalastik on looduslikust seisundist vähem kui 10% kõrvale kaldunud (EQR 0.9-1) (indikaatorid: püsiv liigiline koosseis, varude hea seisund, mis tagab kõrged saagid –35-40 kg /ha aastas, kalatoiduliste pikk vanuserühmade rida, tindi domineerimine (>40% kogusaagist), vaba rändetee Läänemerest Peipsisse, koelmud ei ole võsastunud ega roogu täis kasvanud, vähene vetikate pealiskasv näitab, et puudub otsene reostus biogeenidega.</p>
Hea	<p>Kõik järvele iseloomulikud kalaliigid on alles (liikide nimekiri on sama, kuid mõne liigi, sealhulgas tindivarud on kahanenud).</p> <p>Kaitsealused liigid (tõugjas, säga, harjus, hink, vingerjas, võldas) on alles. Kuid puhaste hapnikurikaste külmade vete planktontoiduliste kalade (räabis, siig, tint) liigiohtrus on veidi kahanenud. Tindivaru on kahanenud võrreldes 20. sajandi algusega, mil saagid ulatusid 20000</p>

	<p>tonnini (Tjurin, 1974) ligi poole võrra (keskmine saak ca 15 kg/ha aastas). Järve ökosüsteemi tasakaalu seisukohalt on optimaalne, et tindipopulatsioon tagaks koha varustatuse esmase saakkalaga ja kohamaimud suudaksid röövtoidule üle minna esimese elusuve lõpuks. Suuri röövkalu (koha, haug, luts) on piisavalt ja kalastiku troofiline struktuur (röövkalade ja saakkalade vahekord) on optimaalne, et hoida ära varase suguküpsusega, kõrge viljakusega ja elupaiga suhtes vähevalivate kõigesööjate (nn “prügikalade” kiisk, särg, nurg) arvukust kontrolli all. (Kui katsepüükides on näha, et prügikalade arvukus hakkab aasta aastalt suurenema, siis see näitab, et suuri röövkalu on alla optimaalse. Arvuliselt ei saa seda paika panna).</p> <p>Angerja looduslik rändetee Läänemerest Peipsisse on inimese poolt tõkestatud.</p> <p>Kalade pääs koelmutele on vaba. Kalade taastootmine pole takistatud, vähemalt 75 % koelmuid on heas seisukorras (pole mudastunud ega reostunud –kohalikku toiteainete sissevoolu näitab ilmekalt vetikatest pealiskasv veetaimedel, roostik ja võsa ei takista koelmualadele (luhtadele) pääsu). Koelmute seisukorda saaks parandada toiteainete sissevoolu piiramise teel. Sealhulgas on oluline kõrvaldada väikesed kohalikud reostusallikad. Üheks jälgitavaks koelmuks võiks olla Pedaspää laht, kus koevad mitmed liigid (sh olulised töönduskalad koha, haug, latikas, tint), vaatlusi tuleks teha jääminekust kuni mai lõpuni.</p>
Kesine	<p>Kõik järvele iseloomulikud kalaliigid (vt nimekiri esimeses lõigus) on alles, kuid kogusaak on vähenenud ligi kahekordselt võrreldes 1930 ndate aastatega. Kaitsealuste liikide (tõugjas, säga, harjus, hink, vingerjas, võldas) esinemissagedus (% , kontrollpüükide arvust) on vähenenud võrreldes 2004. aasta uuringuga. Indikaatorliikide (rääbise, tindi) varud on tugevasti vähenenud (saagid on 10-20% maksimaalsest 3271 tonni).</p> <p>Kalakoosluses on toimunud nihe puhta ja külmaveelistelt kaladelt (rääbis, siig, luts, ka tint) koha domineerimise suunas (ligi 1/3 kogusaagist), kes eelistab kõrge toitelisusega, sooja ja sogast vett. Ülepüügi tõttu on kahanenud röövkalade arvukus, kes on alammõõdust</p>

	<p>suuremad; kohapopulatsioon on noorenenud, isendi keskmine kaal saakides on vähenenud. Kalastiku troofiline struktuur on tasakaalust väljas. Koha ei suuda reeglina röövtoidule üle minna esimese elusuve lõpuks, mistõttu toitumissurve zooplanktonile (või põhjaloomastikule) kestab kauem (kuni järgmise suveni).</p> <p>Episoodiliselt (umbes 10 aasta tagant nagu praegu) esineb kalade suremist. Kalakoelmud on mudastunud. Sinivetikaõitsengute tagajärjel on koelmute mudastumine üldine nähtus. Mõnede kalade pääs koelmutele on takistatud jõesuudmete ja luhtade kinnikasvamise ja võsastumise tõttu.</p>
Halb	<p>Enamus kalaliike (umbes 90%) on alles, kuid varud ja kalasaagid on tugevasti vähenenud (rohkem kui kaks korda võrreldes 1930ndate aastatega). Indikaatorliikide (räabise, tindi) varud on minimaalsed (saagid alla 10% maksimaalsest). Karpkalalaste (särg, nurg) ning elupaiga suhtes vähevaliva ja kõigesööja kiisa biomass on tõusnud. Kaitsealused liigid (tõugjas, säga, harjus, hink, vingerjas, võldas) on hävimisohus, mida näitab liigi puudumine katsepüükides.</p> <p>Kalad on üldiselt väiksemaks muutunud (otsustades nende keskmise kaalu järgi ja võrreldes nende pikkusjaotuskõveraid varasemaga). Paljude kalade kasvukiirus ja tüsedus on kahanenud. Vähe on suuri kalatoidulisi kalu (koha, haug), kes on suguküpsed (vähemalt 3-4 aastased) ja ületavad suuruse poolest alammõõtu.</p> <p>Kalade haigused ja arengu anomaaliad on sagedased (esinevad igal aastal).</p> <p>Kalastikus esinevad võõrliigid (näiteks kaugida unimudil e rotaan jt, kuid osakaalu ei oska öelda).</p> <p>Kalade taastootmine on raskendatud. Koelmute seisukord on halb (koelmud on mudastunud, reostunud biogeenide sissekande tagajärjel).</p> <p>Kalade pääs koelmutele on takistatud.</p> <p>Episoodiliselt (umbes 10 aasta tagant nagu praegu) esineb kalade suremist.</p>
Väga halb	Kalastik on vaesunud (umbes 80 % liikidest on alles). Kalakooslusest

	<p>on kadunud tundlikumad (kaitsealused liigid võivad kõik kaduda, täpselt ei oska ennustada) liigid, võimalik ka rääbis. Võõrliigid on sagedased (hinnanguliselt kümnendik kooslusest, kuid täpset osakaalu ei oska öelda).</p> <p>Kalastiku taastootmine on piiratud (koevad nooremad väiksemad isendid, kudekari on noorenenud, viljakus on vähenenud). Kalade kasvukiirus on vähenenud. Haigused, parasiidid ja anomaaliad on sagedased (esinevad igal aastal). Kalade rändeteed on tõkestatud.</p> <p>Koelmute seisukord on väga halb (mudastunud reostunud, kinni kasvanud, vähemalt pooled koelmud ei ole kasutatavad kalade poolt)</p> <p>Sageli esineb kalade massilist suremist (iga paari aasta tagant).</p> <p>Massiliseks võib lugeda kalade suremist, kui veepinnal on hulgaliselt surnud kalu, täpset arvu ei oska öelda. 2002.a. kalade massilise suremise ajal loendasime 9. augustil kaldajoone jooksva meetri kohta keskmiselt 135 (piirid 46 kuni 460) surnud kiiska (Kangur et al., 2005).</p>
--	---

2.2. Peipsi järve suurselgrootud (Henn Timmi järgi)

2.2.1. Suurselgootud

Euroopa Liidu Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) ning Eesti Vabariigi keskkonnaministri vastava määruse (Pinnaveekogumite..., 2009) järgi on suurselgrootute (ingl. “*macroinvertebrates*”) taksonoomiline koosseis ja arvukus veekogude seisundi hindamiseks hädavajalikud. Suurselgrootuteks loetakse palja silmaga nähtavaid loomi, läbimõõduga enamasti üle 0,5 mm. Nende hulka kuuluvad peamiselt põhjajaelulised olendid (makrozoobentos): putukad, ämblikulaadsed, vähid, limused, ümarloomad, lame- ja rõngussid, käsnad ning sammalloomad.

Hõljumiloomadega võrreldes on nende eelisteks suur liigiline ja toitumistüüpide mitmekesisus ning pikk eluiga (mõnest kuust aastakümneteni, enamasti 1-2 aastat); kaladega võrreldes vähene liikuvus. Taimedest erinevalt suurselgrootud otsesest päikesevalgust ei vaja ning elutsevad ka varjus (tihedate puuvõrade või sildade all). Neid on kerge koguda ja lihtne määrata. Erinevalt hüdrokeemilistest mõõtmistest on suurselgrootute seisundihinnangud tagasiulatava mõjuga. Tundlike taksonite (liikide

või suuremate süstemaatiliste rühmade) leidmine näitab, et mitte ainult kogumishetkel, vaid vähemalt nende eluea jooksul pole veekogus olulisi kahjustusi toimunud. Suurselgrootud esinevad igal aastaajal ning reageerivad inimtegevusele tugevalt ja sageli ennustatavalt. Nad võimaldavad jälgida nii punkt- kui haja-, nii lühikui pikaajalist reostust. Paljude taksonite vastused eri stressitüüpidele on teada ning selle alusel on välja töötatud usaldusväärset toimivaid indekseid.

2.2.2. Peamised elupaigad

Vooluveses kasutatakse seisundi hindamiseks üldjuhul madala vee (sügavus < 1 m) loomi, mis võimaldab võrrelda erineva sügavuse ja suurusega veekogusid ning nende osi. See on väga levinud meetod, mida arendati algul orgaanilise reostuse, hiljem juba muude mõjurite (n. hapestumine, voolukiiruse muutmine, pehmete setete ladestumine, mürgid) tugevuse üle otsustamiseks. Vooluvetel väljatöötatud kogumismeetodeid sobib väikese täiendusega rakendada ka seisuvete madalaveelistes osades (Rosenberg & Resh, 1993; Johnson 1999; Solimini *et al.*, 2006).

Seisuvetes liigub ning seguneb vesi palju aeglasemalt kui vooluveses. Samuti koguneb nendes muda (mis enamikule loomarühmadest elupaigaks ei kõlba) ka looduslikult palju hõlpsamini. Seepärast on seisuvetes madala ja sügava elupaiga vaheline erinevus olulisem. Järved ja tiigid võivad sügavates kohtades kihistuda, mida jõgedes ja ojades reeglina ei juhtu.

Järvede madalaveelist ja/või taimedeta ala nimetatakse litoraalik, sügavaveelist mudast ala profundaalik (mõnede autorite järgi ka sublitoraalik juhul, kui järv pole sellel sügavusel kihistunud). Praegu kasutatakse edaspidises tekstis madalaveeliste (sügavusega alla 1 m), kiviste, liivaste ja/või taimedega järveosade tähistamiseks sõna "litoraal" ning sügavamate mudaste alade tähistamiseks sõna "profundaal" (kihistumisest sõltumata). Sügavaid kõvapõhjalisi elupaiku tähistab "sublitoraal".

Vooluveses neid termineid ei pruugita.

Litoraali ja profundaali loomastik erinevad omavahel samas järves looduslikult rohkem kui erinevates järvede sarnaste alade vahel. Nad võivad väljendada täiesti erinevaid asju: heas seisundis litoraaliga järve profundaal võib olla halvas seisundis (Solimini *et al.*, 2006). Ajalooliselt on rohkem tegeldud profundaaliga, sest merebioloogiast arenenud sisevete bioloogia matkis algul merel kasutatavaid

meetodeid. Seepärast oli loogiline, et selgrootute proove hakati kõigepealt võtma suuremate siseveekogude avaveest, kas laevalt või paadist. Suuri veekogusid eelistati muidugi ka nende kalandusliku tähtsuse tõttu.

2.2.3. Profundaali loomastik

Bioindikatsioon järvede sügava veega alade loomastiku järgi tugineb peamiselt kahele muda taluvale rühmale: surusääsklased (*Chironomidae*) ja väheharjasussid (*Oligochaeta*). Seda sõltumata kliimavöötimest või järvetüübist, sest tingimused mudasel järvepõhjal on litoraalgiga võrreldes reeglina karmimad. Ühest küljest enamikule loomaliikidest ei sobi vedel muda kui elukeskkond, teisest küljest ohustab neid seal hapnikupuudus. Eeliseks on stabiilne temperatuur.

Euroopa sügavate järvede profundaali eutrofeerumise hindamisel suurselgrootute järgi on pikk traditsioon (Brundin, 1949; Järnefelt, 1953; Saether, 1979; Wiederholm, 1980; Verneaux *et al.*, 2004). Muude rühmade (peale surusääsklaste ja väheharjasusside) kaasamine on jäänud siiski pigem erandiks. Vaatamata mudase põhja näilisele ühetaolisusele, erinevad ka sügavad ja madalad järved omavahel siiski oluliselt. Tugevasti kihistunud järvedes võivad allpool hüppekihti elada ainult klaasikääsklaste vastsed (*Chaoboridae*), sõltumata järve seisundist või looduslikust tüübist. Seepärast on soovitatud neis järvedes piirduda kihistumata aladega (Walz *et al.*, 2002), kuid needki võivad põhja iseloomult ja loomastikult oluliselt erineda (liiv, muda, suurte limuste esinemine või puudumine jne.; Timm *et al.*, 2006).

Ka Eesti põhjaloomade uurimine ning järvede seisundi hindamine nende järgi tugines aastaid peamiselt avavee-aladelt põhjaammutitega kogutud proovidele (Timm *et al.* 1982). Proovid koguti tehnilistel põhjustel (alati koos planktoni- ja suurtaimeuurijatega) suvel, mis putukatest suurselgrootute (sh. surusääsklaste) jaoks aga tähendab tavaliselt hoopis lennu-, mitte vastseaega. Seepärast oli saadud materjal arvatavasti lünklikum, kui oleks olnud kevadel või sügisel kogutud proovides. Praegu võetakse Eestis makrozoobentose profundaali ja sublitoraali proove regulaarselt ainult Võrtsjärvest (igal aastal kevadel, varasuvel ja hilissuvel) ning Peipsist (peamiselt varasuvel).

Peipsi profundaal järve keskosas osutus surusääsklaste koosluse järgi tugevalt eutroofseks (Kangur, 1999; Timm *et al.*, 2001) ning sarnanes Erie järve lääneosaga USA-s ning mõnede Mälari piirkondadega Rootsis. Põhiliseks indikaatoriks osutus

dominantne suur surusääsk *Chironomus plumosus*. Sama kooslus on arvatavasti püsinud juba aastaid ning asustab järve ka praegu.

Vastavate programmide lõppemise või muudele eesmärkidele suunatuse tõttu (kalade toidu hulga hindamine) pole profundaali seisundi hindamist suurselgrootute järgi Eesti suurjärvedes hiljem eriti arendatud. Eesti madalates ning enamasti rohketoitelistes, samas sageli rabastuvates väikejärvedes ei taha Põhjamaade sügavamatele ja läbipaistvatele järvedele mõeldud indeksid (Johnson, 1999) aga töötada. BQI (Biological Quality Index) arvutamiseks Eestis lihtsalt puudub enamik nõutavatest indikaatoritest (surusääsklaste liikidest), või asendavad neid "valed" liigid, mille indikatoorne väärtus pole teada. Tulemuseks on peaaegu alati rohke- või liigtoiteline seisund ka siis, kui hüdrokeemia näitab teisiti (H. Timm, avaldamata andmed). Teine, Wiederholmi indeks eeldab, et eutroofsust saab hinnata väheharjasusside ja surusääsklaste arvukuste suhte järgi. Eesti järvedes (eriti madalamates) pole aga haruldane olukord, kus üks või teine neist rühmadest (eriti väheharjasussid) proovis puuduvad, mis muudab indeksi arvutamise võimatuks.

2.2.4. Profundaal või litoraali?

Euroopa sisevete seisundi hindamise Kesk- ja Baltimaade töörühmas, kuhu Eesti geograafilises mõttes kuulub, pole profundaalile tuginev hindamine elujõuline ka enamikus teistes riikides. Mitmes neist pole Eestist erinevalt põhjaloomade uurimise ajaloolist järjepidevust või pole õieti järvi. Profundaali ja sublitoraali proove on kogutud peamiselt Saksamaal, vähem Põhja-Prantsusmaal, kus küll leidubki ainult 4 võrdluseks sobivat järve. Suurbritannia arendab hoopis omaette nn. CPET-meetodit (Ruse & Wilson, 1995), mis tugineb surusääsklaste ujuvate nukukestade kogumisele kalda äärest. Tegijate meelest peaks see ühendama nii litoraali kui profundaali omadused. Samas ei ole enam võimalik otsustada, kummast piirkonnast on materjal pärit, samuti ignoreerib see meetod kõiki teisi loomarühmi.

Seepärast on järvede põhjaloomade interkalibreerimise töörühmas esimese ülesandena võetud väikejärvede (< 100 km²) litoraali loomastiku võrdlemine, kasutades kõiki loomarühmi, mitte ainult surusääsklasti või väheharjasusse. Suurjärvede (nagu Peipsi või Võrtsjärv) interkalibreerimiseks on veelgi vähem võrdlusvõimalusi ning nendega ei tegelda selles mõttes praegu ei litoraali ega profundaali osas.

Litoraali kohta leidub interkalibreeritavat materjali 5-6 riigil (Saksamaa, Holland, Eesti, Leedu, Belgia; ebaselge on Poola ja Läti olukord).

Kõige usaldusväärsemal juhul tuleks iga järve kohta hinnata nii litoraali kui profundaali seisundit. Siiski, ainult vähestes kaasaegsetes seirejuhendites on välja töötatud hindamiskord nii litoraali kui profundaali kohta (Johnson, 1999).

2.2.5. Litoraali loomastik

Ka põhjaammuti abil on võimalik loomi koguda madalamalt kui 1 m sügavuselt. Kui eesmärgiks on tabada esinduslik valik taksoneid ning loomade väga täpne arvukus pole oluline, siis töötab kahv selles mõttes paremini. Seepärast kasutataksegi litoraalis tavaliselt ammutist kergemat, kuid suuremat kahva, kusjuures kvantitatiivsus saavutatakse kindla aja- või pinnaühiku järgi.

Madalast veest kogumisel on lisaeeliseks, et siis saab omavahel otse võrrelda väga erinevaid veekogusid, sõltumata nende suurusest, voolukiirusest, veekeemiast või kihistumisest. Madalaid alasid leidub kõigis veekogudes, sügavaid ainult mõnedes. Mõnikord polegi lihtne vahet teha, kas tegu on voolu- või seisuveekoguga (Timm & Möls 2008).

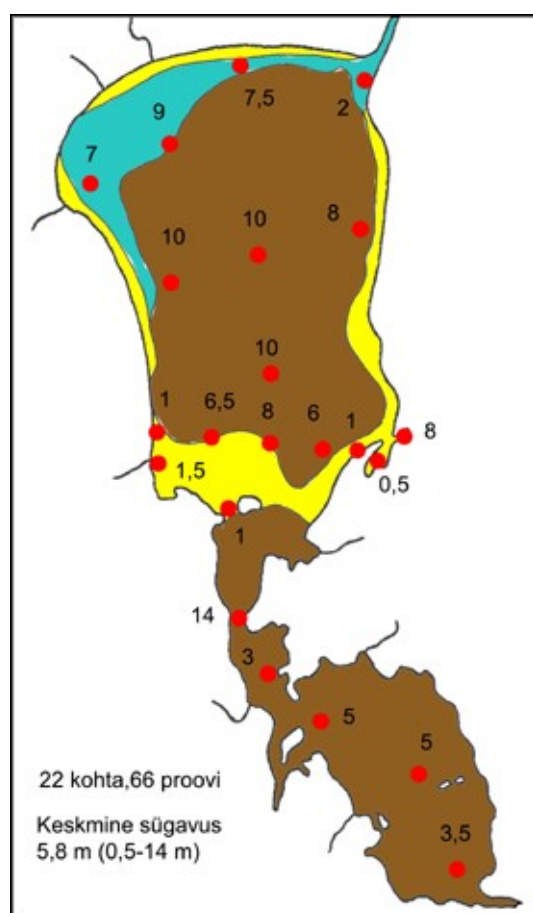
Eesti jõgede ja järvede (välja arvatud Peipsi järv) seisundi hindamise praegune süsteem (Pinnaveekogumite..., 2009) ongi üles ehitatud madala vee proovidele nii jõgedest kui järvedest.

2.2.6. Peipsi seisundi hindamine suurselgrootute alusel (Henn Timmi järgi)

2.2.6.1. Proovipunktide senine paigutus.

Peipsi suurselgrootute kõrvalejäämine pinnaveekogumite määruusest on osalt tingitud ajaloolisest traditsioonist, osalt kahtlusest, kas kitsa kaldaserva elustik hiiglasliku avaveealaga võrreldes midagi olulist näitab. Nagu ülalpool kirjas, on Peipsi keskosa profundaali surusääsklaste liigilise koosseisu järgi rohke- või isegi liigtoiteline ja see olukord jääb ilmselt kauaks püsima. Et Peipsile on tema eripärase suuruse, morfomeetria ja hüdrokeemia tõttu raske leida etaloni või muud võrdlusala teiste Eesti järvede hulgast, oleks profundaalis ja sublitoraalis otstarbekas usaldusväärset võrrelda vähemalt eri järveosi omavahel. Selleks peaks igast olulisemast järveosast olema avaveest proov nii mudaselt kui liivaselt põhjalt, mis paikneksid üksteise läheduses. Kõige ökonoomsem oleks need paigutada sügavusprofiilidele (sirgetele kaldalt avajärve suunas).

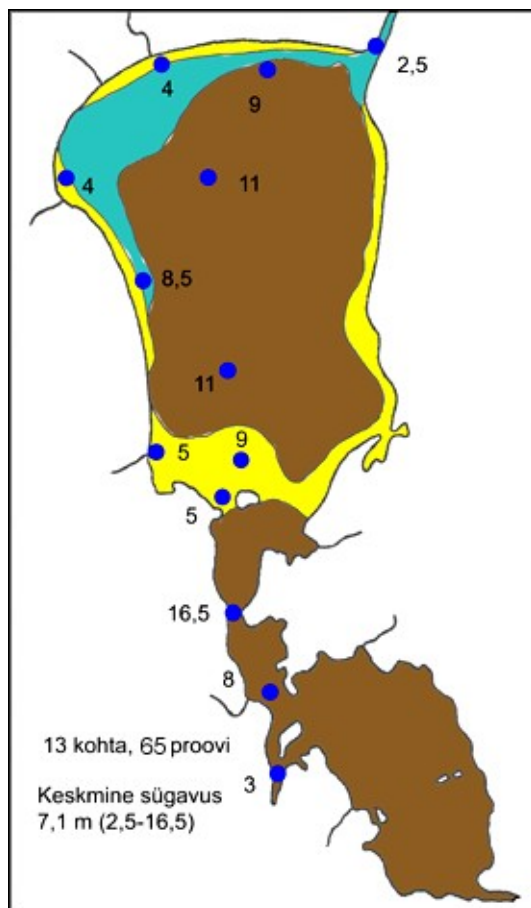
Suurselgrootute proovide paigutus Peipsis on läbi aegade palju muutunud (joonised 23, 24 ja 25).



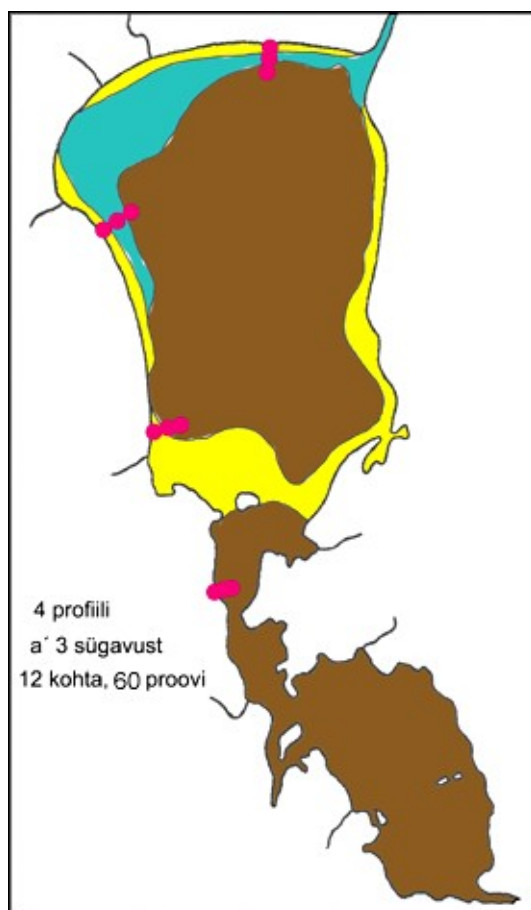
Joonis 23. Makrozoobentose proovikohade paigutus Peipsil 1964-1992. Pruun - mudane, kollane - liivane, sinine - savine ja/või kivine põhi.

Paljude proovide eesmärgiks ei ole alati (või ainult) olnud seisundi hindamine. Aastatel 1964-1992 koguti makrozoobentose iga-aastaseid proove juuni alguses nii Eesti kui Vene poolel, kokku 22 kohast (joonis 23). Proovikorduste arv oli igas kohas 3. Kohti oli küll palju, kuid nende paigutus ei lähtunud põhjatüüpide levikust kuigi loogiliselt.

Alates piiri sulgumisest Venemaaga hakati makrozoobentose proove koguma hüdrometeoroloogiateenistuse veeproovide "jaamadest" (joonis 24). Need ei arvestanud põhjaloomade leviku eripärasid niigi palju kui varem. Ühtlasi suurenes keskmine proovisügavus 1,3 meetri võrra, sest veeproovi võtmiseks ei ole vaja kalda lähedale sõita ning proovid muutusid kokkuvõttes "mudasemaks". Kohtade arv vähenes samuti, seoses juurepääsetava ala kitsenemisega. Korduste arvu igas kohas suurendati autori initsiatiivil kolmelt viiele, et muuta tulemusi usaldusväärsemaks. See proovikohtade paigutus on (koos täiendustega) jäänud käibele tänini ja ehkki seda mingis mõttes õigustab veeproovide võtmine täpselt samadest kohtadest, pole veekeemial makrozoobentose levikule järvede avavees kaugeltki sellist mõju kui põhja iseloomul (madal või sügav, mudane või liivane jne.; Brodersen, 1995; Meriläinen *et al.*, 2000, Tolonen *et al.*, 2001, Tolonen *et al.*, 2003). Hüdrokeemilised näitajad oleksid tõenäoliselt samasugused ka seal, kus järvepõhi oluliselt erineb. Profundaali ja sublitoraali põhjaloomade proovikohtade paigutamine nii, et eri järveosad oleksid otse võrreldavad, tooks arvatavasti kaasa paremaid tulemusi, sest teadaolevalt erinevad Peipsi eri osad omavahel kasvõi troofsustasemelt tugevasti (Kangur & Möls, 2008).



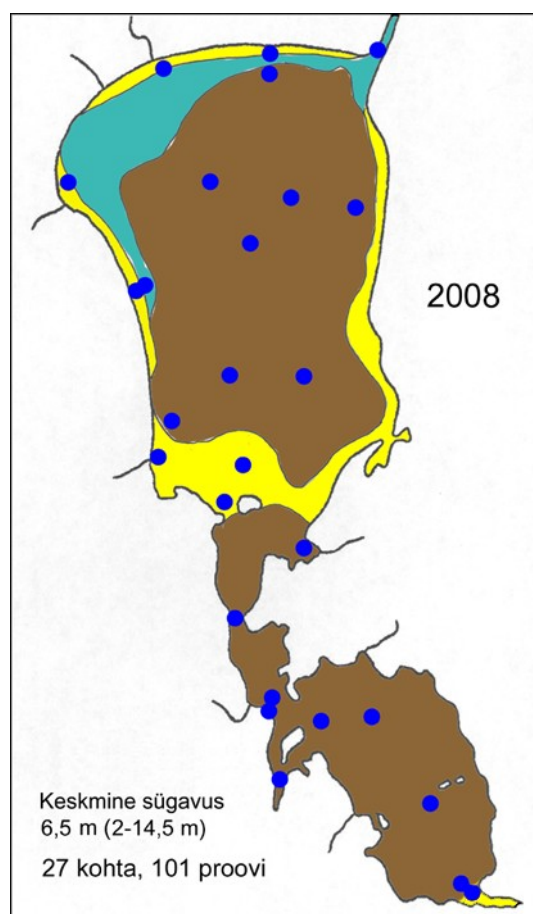
Joonis 24. Makrozoobentose proovikohade paigutus Peipsil alates 1993. a. Pruun - mudane, kollane - liivane, sinine - savine ja/või kivine põhi



Joonis 26. Makrozoobentose proovikohade üks võimalik paigutus Peipsi Eesti-poolsete osade seisundi hindamiseks sügava vee alade järgi. Pruun - mudane, kollane - liivane, sinine - savine ja/või kivine põhi

Igasse uuritavasse piirkonda tuleks paigutada esinduslik valik peamistest põhjatüüpidest, mis leiduvad kõigis järveosades. See valik võiks sisaldada komplekti ühest madalamast (2-4 m) liivase põhja proovist, ühest sügavamast (6-7 m) liivase põhja proovist ja ühest mudase põhja proovist (sügavus 9-10 m). Arvestades Eestile kuuluvat järveosa, piisaks sellest, kui hõlmatud oleksid Peipsi järve (kitsas mõttes) põhja- või kirdeosa, loodeosa ja edelaosa. Lisaks võiks ühe niisuguse sügavusprofiili paigutada Lämmijärve, mis asub eeldatavale suurima reostuse allikale kõige ligemal (**joonis 26**). Kui igast proovikohast võtta viis kordust nagu ennegi, jääks kogutavate proovide arv ligikaudu samaks (60 prooviruutu). Transpordikulud väheneksid, sest poleks enam tarvis läbida kaugeid avavee-osi järve keskel. Peipsi ning Võrtsjärve makrozoobentost on ka litoraalis ja madalamas sublitoraalis põhjaammutitega palju uuritud (Timm *et al.*, 1996; Kumari *et al.*, 2007), kuid

sellistele proovidele on seisundi mõttes veel raskem võrdlusvõimalust leida kui profundaali proovidele.



Joonis 25. Makrozoobentose proovikohtade paigutus Peipsil alates 2007. a. Pruun - mudane, kollane - liivane, sinine - savine ja/või kivine põhi

Alates 2004. a. õnnestus iga-aastasi avavee-proove koguma hakata uuesti ka Venemaale kuuluvast järveosast. Alates 2007. a. on püütud **joonisel 26** esitatud profiilide-põhimõtet senises programmis rakendada, täiendades nelja piirkonna profundaali ja sügava sublitoraali proove madala sublitoraaliga (**joonis 25**). Kokku kuulus 2008. a. uurimisprogrammi 27 proovikohta, millest kokku võeti 101 prooviruutu (mõnest kohast 3, mõnest 5 kordust; Siseveekogude..., 2009). Keskmine sügavus kohtades oli väiksem kui varem (6,5 m), seda osalt Peipsi järve madalamate proovialade, osalt terve Pihkva järve kui madala ala lisandumise tõttu. Põhjaloomade jaotuses esialgsel katseprofiilidel, kus üks proovikoht paiknes madalamal 3-4 m sügavusel mudasel liival, teine sügavamal mudasel liival või mudal Peipsi Suurjärve põhjaosast kuni Velikaja suudme läheduseni lõunas, oli küll "varieeruv ning erilist

seaduspära seoses troofsuse suurenemisega põhjast lõunasse välja tuua ei saanud " (Siseveekogude..., 2009). Andmete lähemat analüüsi see aruanne ei võimalda. Peipsi avavee-põhjaloomad proovide eesmärk on aastati olnud erinev. Varasemad proovid olid mõeldud eeskätt liigilise koosseisu tundmaõppimiseks ning bentostoiduliste kalade toiduhulga hindamiseks. Praegune programm näib orienteeruvat 1990. aastatel alustatud kohtade pikaajalise jälgimise põlistamisele, millele viimasel ajal on õnnestunud lisada mõned Vene poole proovialad. Pikaajaliste andmeridade vajalikkus järve eri osadest on kindlasti oluline ning neid ridu katkestada pole mõistlik. Iseasi, kas kõik kunagi alustatud kohad ongi pikaajaliste trendide kajastamiseks vajalikud või põhjaloomade seire mõttes informatiivsed (praegu mõned neist kordavad üksteist, samas kui mõned olulised elupaigad või järveosad on jäänud proovidega üldse katmata). Väga vajalik on võimaluse korral Vene poolel asuvate järveosade seiramine, kuid samuti kui Eesti vetes, tuleks sellelegi kasuks proovikohtade mitte ainult ajalooliselt järjepidev, vaid mõtestatud paigutus. Nii oleks võimalik samaväärse jõupingutusega (samasuguse proovide hulgaga) saada olulistele küsimustele rohkem vastuseid. Iseasi, kui sama ekspeditsiooni käigus otsitakse vastust mitmele küsimusele (põhjaloomad kui kalade toit, kui järve seisundi indikaator, eriprogrammid jne.), mille tarvis proovikohad (või osa nendest) ei pruugi kokku langeda.

Arvestades Peipsi olulisust Eestile, tuleks ta seisundi hindamiseks siiski katsetada ka kahvaprovee litoraalist, sest kõigis muudes veekogudes on need ennast õigustanud. Litoraali proovid ei ütle muidugi kuigi palju sügavamate alade kohta ja vastupidi, kuid nii on see mujalgi (päris taimi täis kasvanud järved välja arvatud). Kõige täpsema iseloomustuse iga järve kohta saaks ikka siis, kui hinnatakse nii litoraali kui profundaali seisundit. Iseasi, et sageli valitakse neist ainult üks kas majanduslikel või traditsioonilistel kaalutlustel.

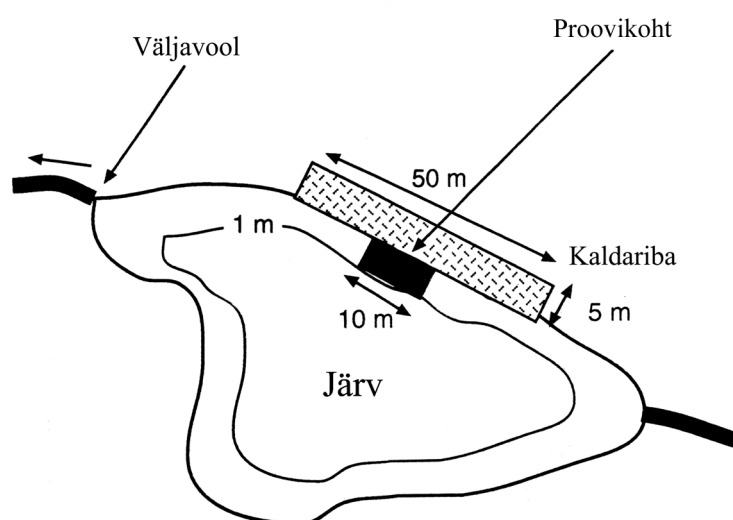
Alljärgnevalt kirjeldatakse, kuidas on kasutatud kahvaga kogutud litoraali suurselgrootuid Peipsi seisundi iseloomustamiseks.

2.2.6.2. Materjal ja meetodid

Proovimeetod

Suurselgrootuid püüti nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m; European..., 1994). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohest), mis oli ca 10 m pikk (joonis 27). Igast kohast võeti üks liitproov, mis koosnes viiest juhuslikult paigutatud jala- või (pehmel põhjal) tõmbeproovist ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999; Medin *et al.*, 2001). Kvalitatiivne proov üritatati igas kohas võtta võimalikult mitmekesine kõigist erinevatest elupaikadest (peale vedela muda), mis kompenseeriks substraatide erinevusi kohtade vahel.

Jalaproov seisneb jalaga põhjasette segamises vertikaalselt asetatud kahva ees ning järgnevas järsus kahvatõmbes madalal segatud ala kohal. Iga üksikproov kattis ligikaudu 1 m pikkuse osa (0,25 m²) järvepõhjast või -servast. Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku (kui neid oli). Selleks kasutati vajaduse järgi nii jalaproove, kahvatõmbeid taimestikust kui käsitsi noppimist (näiteks



Joonis 27. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves

taimedelt või kividelt). Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust.

Seisundi hindamine

Bioseisundi iseloomustamiseks järvede litoraalis kasutatakse Eestis standardset indekse komplekti (Pinnaveekogumite..., 2009). Arvutatakse taksonirikkus, Shannoni erisusindeks H' (Johnson, 1999), ASPT indeks (Armitage *et al.*, 1983), EPT

indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmeistiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat, 1988). Rootsi happelisusindeks (Johnson, 1999), mis paljudes väikejärvedes annab olulist infot tüübi või seisundi kohta, on Võrtsjärves sageli ettearvamatu käitumisega ning ka Peipsis pole sellel tõenäoliselt olulist otstarvet, sest järve happelisustase on teada ega muutu kergesti. Taksonirikkus, H', ASPT ja EPT on seisundiga võrdelised. Peale selle hinnatakse ka keskmist isendite arvu ruutmeetril (arvukust). Arvukust ning taksonierisust hinnatakse viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude keskkonnaindeksite ning taksonirikkuse puhul arvestatakse ka kvalitatiivset proovi. Tabelis 40 esitatakse bioloogilise seisundi määratlused suurselgrootute järgi neljale vaadeldud tunnusele (arvukus välja arvatud) 2000-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest (Timm, 2006; Pinnaveekogumite..., 2009). Üle 100 km² pindalaga järvi esindab selles tabelis Võrtsjärv. Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtust tähistav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (keskpärane) ja 0 (halb või väga halb). Seejärel iga proovikoha indeksite punktid summeeriti. Viie indeksi puhul tähistab summa 23-25 väga head, 18-22 head, 10-17 kesist, 6-9 halba ning <6 väga halba seisundit. Nelja indeksi puhul tähistab summa 18-20 väga head, 14-17 head, 8-13 kesist, 6-7 halba ja <6 väga halba seisundit.

Tabel 40. Suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. Karedus on vett, kivid, liiv ja taimed aga põhja iseloomustavad tunnused. Järve pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - keskine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P või B	n
Taksonirikkus	väga kare	28	>25	22-25	17-21	<17	3
Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21	31
Taksonirikkus	keskmise karedusega, liiv ja/või kivid	27	>24	22-24	16-21	<16	19
Taksonirikkus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	16,5	>15	13-15	10-12	<10	4
Taksonirikkus	pehme, pruun	16	>14	13-14	10-12	<10	11
Taksonirikkus	pehme, hele	22	>20	18-20	13-17	<13	11
Taksonirikkus	rannajärv	23	>21	18-21	14-17	<14	9
EPT	väga kare	5	>5	4-5	3	<3	3
EPT	keskmise karedusega, liiv ja kivid	9	>8	7-8	5-6	<5	19
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4	31
EPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	6,5	>6	5-6	4	4	4
EPT	pehme, pruun	4,5	>4	4	3	<3	11
EPT	pehme, hele	7	>6	6	4-5	<4	11
EPT	rannajärv	4	>4	3-4	2	<2	9
Shannoni erisus	väga kare	2,8	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,7	<1,7	3
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8	31
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1	12
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6	7
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1	4
Shannoni erisus	rannajärv	2,5	>2,2	2-2,1	<2-1,5	<1,5	9
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4	11
Shannoni erisus	pehme, hele	2,7	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,6	<1,6	11
ASPT	väga kare	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5	3
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4	43
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8	7
ASPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4	4
ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4	11
ASPT	pehme, hele	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8	11
ASPT	rannajärv	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5	9

Uurimisala

Eesti Maaülikooli limnoloogiakeskuse andmebaasist valiti proove nii Peipsist, Võrtsjärvest kui väiksematest järvedest (aastatest 2002-2008), et uurida, kui võrreldav on Peipsi litoraali muude veekogudega. Peipsi ja Võrtsjärve on sel eesmärgil ka varem kõrvutatud, sest Peipsi on elupaikadelt ja põhjaloomade liikide poolest Võrtsjärvega väga sarnane (Kangur *et al.*, 2003; Kangur *et al.*, 2008; Timm & Mälton, 2006).

Ehkki need kaks suurt järve on mõnede muude tunnuste poolest eraldi tüüpidesse paigutatud, pole madala (ja ka sügava) vee suurselgrootute mõttes nende vahel põhimõttelist vahet. Kumbki pole kihistunud ja mõlemas leidub nii kivist, liivast kui taimedega mudast põhja. Ühtlasi nenditi, et Peipsi parimaks iseloomustamiseks sobib pigem kivine kui liivane või taimerikas mudane litoraal (Timm & Mälton, 2006). Seepärast on kivist põhja Peipsis (ja hiljem ka Võrtsjärves) teiste elupaikadega võrreldes ka rohkem uuritud. Teisiti on asi väikejärvedes, kus kivine (ja isegi liivane) põhi sageli puudub, nii et kogu kallas on ümbritsetud õõtsikuga. Kokku võrreldi 165 madala vee proovi, mis paiknesid järgmiselt (tabel 41, joonised 28-29).

Andmete vähesuse tõttu jäeti nii Peipsi kui Võrtsjärve võrdlusandmestikku sisse kordusproovid samadest kohtadest (Peipsis oli kokku 15 proovi 12 kohast, Võrtsjärves 11 proovi 6 kohast). Peipsi järvest peaaegu ei ole proove mudaselt põhjalt taimestiku elupaigast (ainus mõõtmine pärineb Väraska lahest 2005. a.). Võrtsjärvest pole selliseid mõõtmisi seni tehtud ühtegi. Võrtsjärves tavaline liivane elupaik on peaaegu täiesti uurimata (ainus mõõtmine järve lõunaosast 2008. a.); Peipsist on siiski 4 liivase koha proovi.

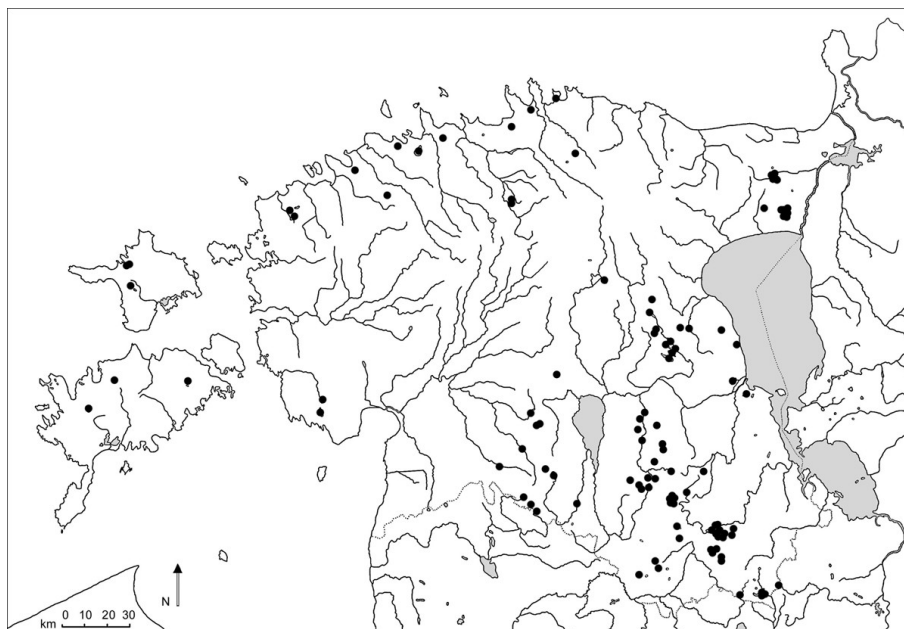
Tabel 41. Uuritud järved ja elupaigad. Järvetüüp - Pinnaveekogumite... (2009) järgi

Järv	Elupaik (põhjatüüp)	Järvetüüp	Proovide arv
Väikejärved	Kivid	II, III	25
Väikejärved	Liiv	II, III	60
Väikejärved	Taimed	II, III	54
Võrtsjärv	Kivid	VI	10
Võrtsjärv	Liiv	VI	1
Võrtsjärv	Taimed	VI	-
Peipsi	Kivid	VII	10
Peipsi	Liiv	VII	4
Peipsi	Taimed	VII	1

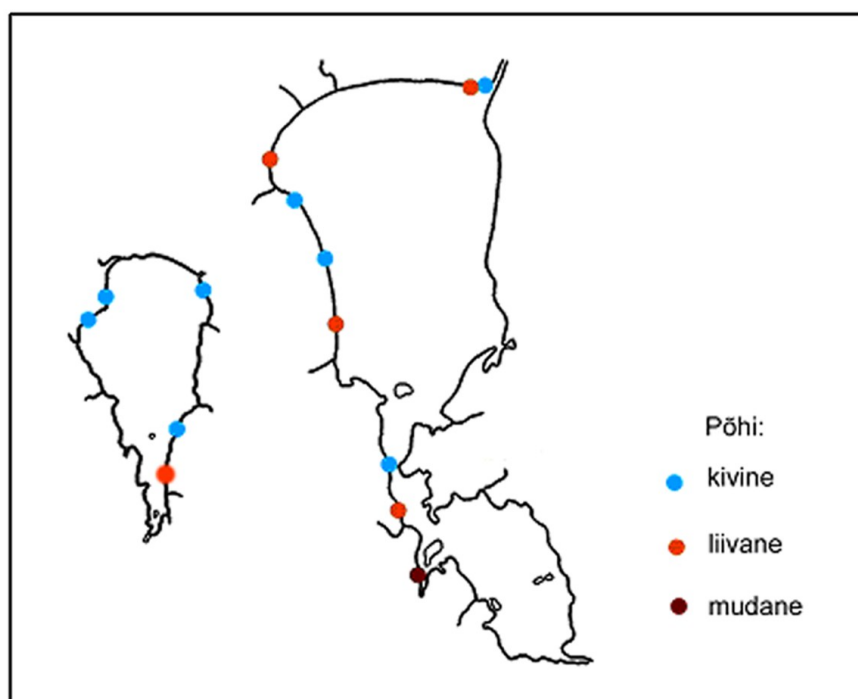
Enamasti oli igast väikejärvest üks proov. Kõik nad kuulusid keskmise karedusega järvede hulka nagu ka Võrtsjärv ja Peipsi (Pinnaveekogumite..., 2009 järgi kas II või III tüüpi). Võrdlusel ei arvestatud, kas järved olid kihistunud, sest madalas vees pole see oluline. Samuti jäeti tähelepanuta, mis seisundisse järved kuulusid (enamasti heasse).

Sobiv proovikogumisaeg on eri järvetüüpidel erinev. Väikejärvedel eelistatakse selleks maikuud või alternatiivina septembrit-oktoobrit. Suurte järvede (Võrtsjärv ja Peipsi) puhul on maikuus veeseis liiga kõrge. Mõnikord ei taandu see isegi suvel, siis aga on vesi juba soe ja veeputukad võivad minema lennata. Seepärast tuleks nendes järvedes (aga võib-olla ka mõnes väiksemas nagu Saadjärv, Ülemiste, Veisjärv,

Vagula, Tamula jne.) eelistada septembrit-oktoobrit koos võimalikult madala veetasemega. Mida aeglasemalt järv kalda ääres süveneb, seda suurem on oht teha viga proovikoha valikul, sest vesi võib katta loomadele näiliselt väga sobivat põhja, kus neid hiljutise madala veetaseme tõttu aga parasjagu pole.



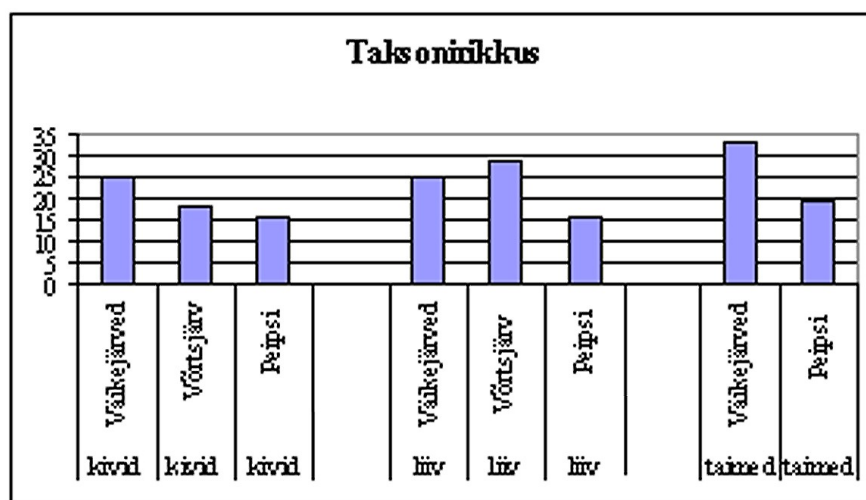
Joonis 28. Võrdluseks kasutatud väikejärvede paiknemine Eestis (proovid 2000.-2008. a.)



Joonis 29. Proovikohad Võrtsjärves ja Peipsis 2002.-2008. a. sügisel

2.2.6.3. Tulemused

Joonistel 30-34 on kõrvutatud olemasolevad andmed Eesti väikejärvede litoraalist (järvetüübid II ja III) põhjatüüpide kaupa (kivid, liiv, taimed), Võrtsjärvest (järvetüüp VI) ning Peipsist (järvetüüp VII).



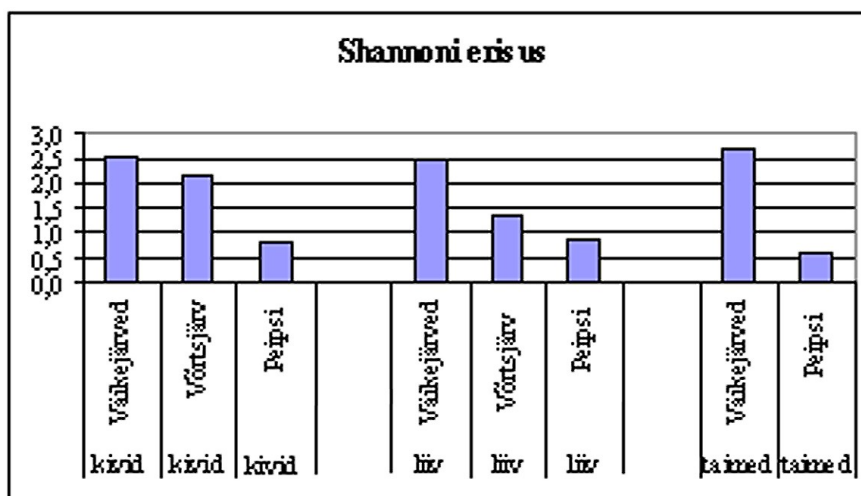
Joonis 30. Põhjaloomad taksonirikkus erinevates järvedes

Kõige taksonirikkam järvetüüp kõigis põhjatüüpides oli väikejärved (tüübid II ja III on siin ja edaspidi kokku arvestatud). Eriti palju taksonid oli taimestik pehmel põhjal. Liivasel põhjal on Võrtsjärve ainsas proovis olnud rohkem taksonid kui Peipsis 4 proovi keskmiselt, kuid selle järgi suuri järeldusi teha ei saa.

Taksonirikkus sõltub paljudest mõjuritest. Suurtes järvedes on nende hulgas tõenäoliselt põhja ühetaolisus ning ühtlasi avatus kaladest kiskjatele. Mida vähem varjupaiku ja mida parem kalajärv, seda vähem tuleb taksonid ühe proovi kohta. Vaatamata Peipsi ja Võrtsjärve kalastiku ning litoraali suurele sarnasusele, oli Peipsis taksonid oluliselt vähem. Tõenäoliselt põhjustas seda Peipsis ühe põhjaloomaliigi, kirpvähklase *G. melinoides fasciatus* vohamine. Väga tavalise varasema tulnuka, rändkarbi (*Dreissena polymorpha*) eeskujul võiks selle looma eestikeelne nimi olla rändvähk. *G. fasciatus* toodi Peipsisse 1970. aastatel kalade toidu mitmekesistamiseks (Panov *et al.*, 2000). Paraku hakkas ta kõigesööjana ise intensiivselt naaberliikidest toituma. Et varasemast ajast kahvaga võrdlusproove ei ole, pole võimalik tollaegset

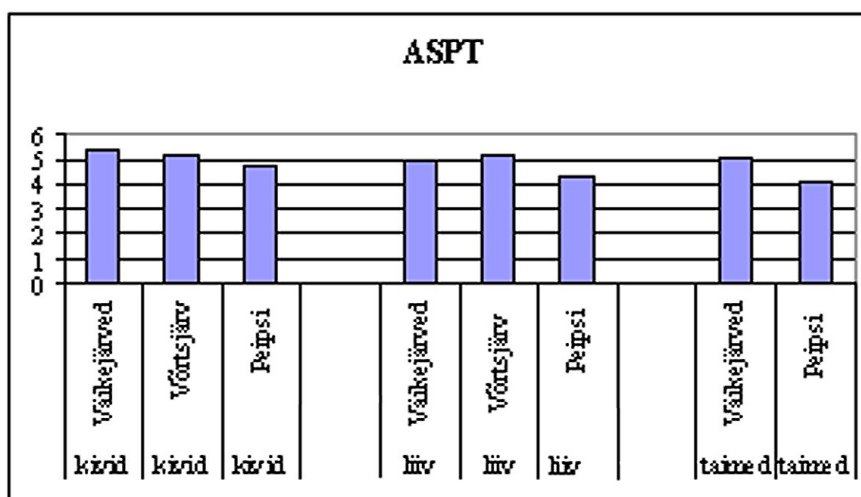
olukorda täpselt hinnata. Peipsi ning Võrtsjärve litoraali makrozoobentost on varem siiski põhjaammutitega uuritud. Võrdluseks sobib paremini Võrtsjärv, kuhu *G. fasciatus* tõenäoliselt siiani jõudnud ei ole, küll aga esineb seal järve-kirpvähk (*Gammarus lacustris*), kes enne rändvähi sissetungi ka Peipsit asustas (Timm *et al.*, 1996).

Teine Peipsile ebasoodus mõjur on viimasel ajal selle järve tugev eutrofeerumine, mille peamine allikas on Pihkva linn (Kangur & Möls, 2008). Samal ajal on täheldatud muude järvede, sh. Võrtsjärve hüdrokeemilise seisundi paranemist (Nõges *et al.* 2001, Ott & Kõiv, 1999).



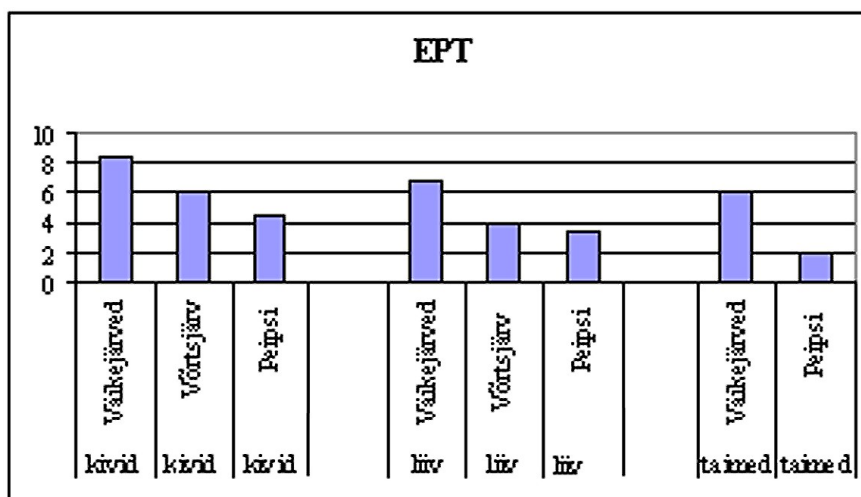
Joonis 31. Põhjaloomade Shannoni erisus erinevates järvedes.

Taksonierisus Shannoni järgi oli samuti kõrgeim väikejärvedes, eriti madal aga Peipsis. Erisus on seda suurem, kui palju on taksoneid kokku ning kui vähe mõni neist domineerib. **Jooniselt 31** nähtub, et suurtes järvedes on mõne liigi tugeva domineerimise tõenäosus suurem kui väikestes. Eriti madal oli erisus aga Peipsis, tõenäoliselt tänu rändvähi vohamisele.



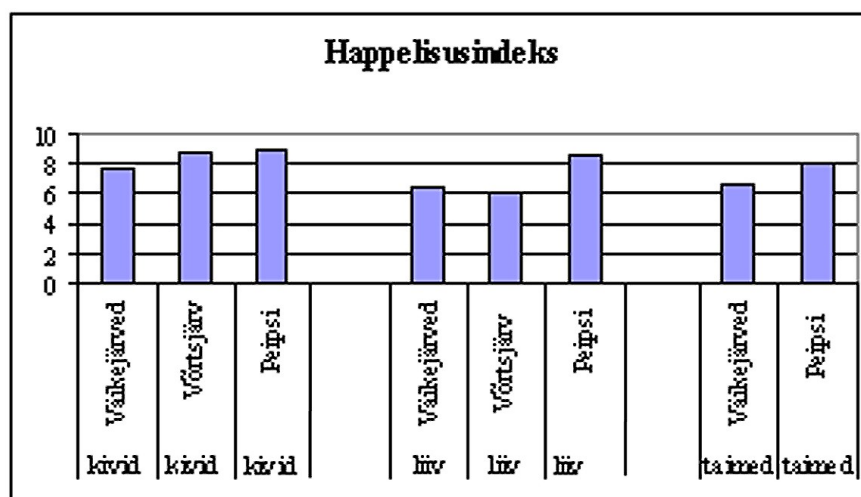
Joonis 32. ASPT (taksoni keskmine tundlikkus) erinevates järvedes

Taksoni keskmise tundlikkuse järgi (Joonis 32) saab täheldada sama seaduspära. Keskmiselt kõige tundlikumad taksonid olid väikejärvedes, neile järgnesid Võrtsjärv ja Peipsi. Seejuures Peipsis domineeriva rändvähi enda tundlikkus on isegi veidi üle keskmise (6 palli 10 võimalikust). Siit järeldub, et rändvähi kahjulik mõju seisundile seisneb just tundlikumate naaberliikide mõjutamises. Liivasel põhjal osutus Võrtsjärve üksik proov erisuse järgi paremaks kui väikejärvede keskmine.



Joonis 33. EPT (tundlike taksonite arv) erinevates järvedes.

Ka tundlike loomarühmade (Eesti järvedes kevikulisi samahästi kui ei ole; seega jäävad järele ühepäevikulised ja ehmeistiivalised, Joonis 33) järgi ilmnes samasugune seaduspära. Väikestes järvedes oli neisse rühmadesse kuuluvaid liike kõige rohkem ja Peipsis kõige vähem.



Joonis 34. Põhjaloomade happelisusindeks erinevates järvedes.

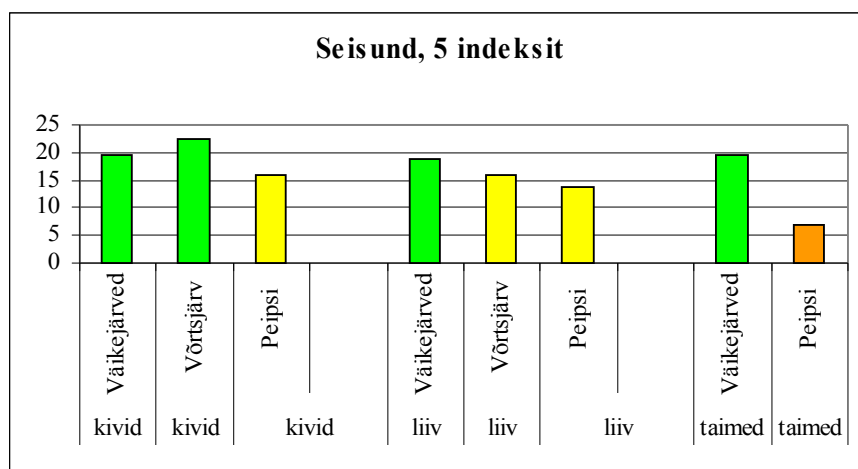
Happelisusindeks (Joonis 34) on happelisusega pöördvõrdeline: mida kõrgem indeks, seda aluselisem vesi. Erinevalt eelmistest indeksitest oli siin olukord vastupidine: Peipsis ja Võrtsjärves oli suurselgrootute järgi vähem happeline vesi kui väikejärvedes. See on tegelikkusega ka kooskõlas, sest vaadeldud väikejärvede seas leidub mitmeid segatoitelisi, kus vesi on küll kare, kuid ka pruun ning keskmisest vähem aluseline. Happelisusindeksi puuduseks on, et ta võib oluliselt sõltuda mõne üksiku taksoni olemasolust järves või tema juhuslikust puudumisest. Proovivõtmise ajal seda otsustada ei saa, seega ilmneb hälbinud tagajärg alles takkajärgi. Seepärast otsustati loobuda happelisusindeksist Võrtsjärve puhul, mille happelisustase on teada ega muutu tegelikult kuigi palju, küll aga võib happelisusindeks temas tugevasti varieeruda (Pinnaveekogumite..., 2009). Samuti oleks loogiline käituda ka Võrtsjärvele sarnase Peipsi puhul.

Järgnevates eri järvetüüpide ja elupaikade kõrvutamises seisundi järgi tehti seda seepärast kahel viisil: koos happelisusindeksiga (kokku 5 indeksit) ja ilma (kokku 4 indeksit; joonised 35 ja 36).

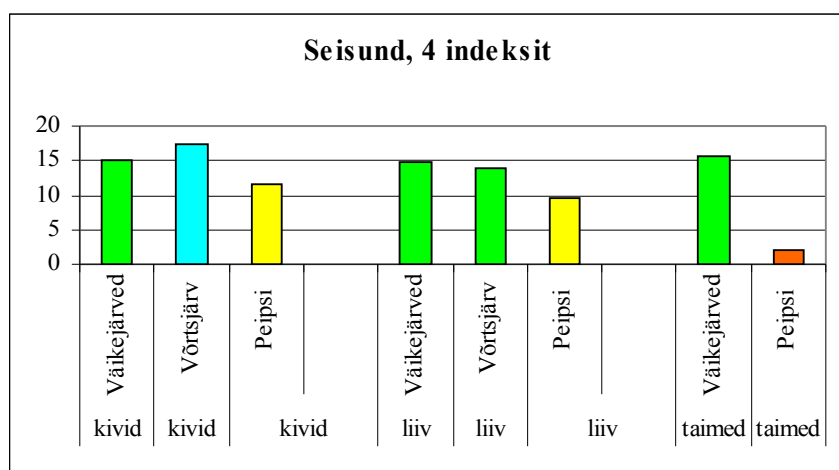
Seisundi hindamisel tuleb arvestada, et väikejärvede puhul arutati seda kõigis kolmes põhjatüübis vastava etalonseisundi järgi (Pinnaveekogumite..., 2009). Võrtsjärve ja Peipsi tarvis kasutati proove Võrtsjärvest, sest millegi muuga võrrelda ei olnud. Väikejärvede puhul oli keskmine seisund viie indeksi järgi stabiilselt hea kõigis kolmes põhjatüübis ega sõltunud sellest, kas happelisusindeksit arvestati või mitte. Võrtsjärve seisund kivisel põhjal oli hea, liivasel põhjal ainsa proovi järgi kesine. See tulenes arvatavasti sellest, et liivase põhja tarvis puudub õige etalon. Peipsi seisund

see-eest oli kesine ka kivisel põhjal. Liivase ja taimese põhja jaoks nagu Võrtsjärveski pole Peipsile etaloni. Need tuleks edaspidi koostada Võrtsjärve materjalil juhul, kui ei teki võimalust võrrelda mõne Eesti-välise sobiva veekoguga.

Kui happelisusindeksit ei arvestatud (joonis 36), siis Võrtsjärve kivise põhja keskmine seisund oli väga hea, liivasel hea. Peipsil seisund kivisel ja liivasel põhjal indekseite eri arvu korral ei muutunud; Värska lahe ainsas taimerikkas proovikohas aga happelisusindeksi mitteamvestamine isegi halvendas seisundit.



Joonis 35. Seisund suurselgrootute järgi 5 indeksi põhjal. Roheline - hea, kollane - kesine, oranž - halb seisund



Joonis 36. Seisund suurselgrootute järgi 4 indeksi põhjal (ilma happelisusindeksita). Sinine - väga hea, roheline - hea, kollane - kesine, punane - väga halb seisund

2.2.6.4. Arutelu

Peipsi nagu teistegi järvede seisundi hindamiseks suurselgrootute järgi on kaks põhilist võimalust: 1) sügava (>1 m) vee, peamiselt profundaali ja sublitoraali; ning madala vee (< 1 m) ehk litoraali järgi. Praegu järvel regulaarselt tehtav seire piirdub profundaali ja sublitoraaliga. Et Peipsile on Eestis tema eripärase pindala ja sügavuse tõttu võrdlusalasid raske leida, jääb sügavas vees üle võrrelda omavahel eri järveosi, mis võivad olla erineva troofsustaseme ning erineva loomastikuga.

Enamikus Eesti siseveekogudes (peale Peipsi ja Võrtsjärve) sügava ala suurselgrootute seire puudub. Põhjused on nii majanduslikud kui see, et Eesti järvede profundaali seisundi hindamiseks ei ole head meetodit. Põhjamaades kasutatavad indeksid BQI ning O:C Eesti järvedel usaldusväärselt ei tööta.

Peipsi litoraali teiste veekogudega võrdlemiseks saaks kasutada kahvaprove, millele tugineb praegu Eesti vooluvete ning kõigi muude järvede (peale Peipsi) seisundi hindamine. Litoraali puhul võiks Peipsi etalonina kasutada Võrtsjärve, sest siis poleks järvede sügavuse erinevus oluline. Võib-olla sobiksid võrdluseks ka mõned teised sama tüüpi (keskmise karedusega, kivise või liivase põhjaga) järved. Esialgsed proovid Peipsist on kogutud ning järeldused neist loogilised.

Peipsi kivine litoraal sarnanes nii elupaikadelt kui elustikult Võrtsjärvele. Seisund Peipsis oli aga ligikaudu ühe kvaliteediklassi võrra kehvem, mida tõenäoliselt põhjustas tulnukliigi *G. melinoides fasciatus* domineerimine. Liivase ja taimese põhja jaoks pole Peipsi jaoks etaloni, mille saamise ainsaks võimaluseks praegu on see koostada Võrtsjärve materjalil, nii nagu see kivise põhja jaoks on tehtud.

Kui seisundit hinnatakse nii sügavas kui madalas vees, siis võiks litoraali kahvaprovide paigutus järves hõlmata samu põhilisi piirkondi, mis profundaali ja sublitoraali ammutiproovide puhulgi. See tähendab, et iga ammutiproovide sügavusprofili madalamas otsas peaks asuma kahvaprov.

2.2.6.5. Järeldused

1. Kui hinnata Peipsi eri osade seisundit profundaali ja sublitoraali makrozoobentose järgi põhjaammutiga, tuleks proovikohad paigutada suuremate järveosade kaupa sihipäraselt nii, et kõigis neis oleksid erinevad elupaigad ühtemoodi esindatud.

2. Litoraali seisundi hindamiseks võiks kasutada kahvaproove, nii nagu seda on tehtud ülejäänud Eesti veekogudes. Kahvaproovide paigutus peaks olema kooskõlas ammutiproovide paigutusega.

2.2.7. Peipsi seisundi hindamine suurselgrootute alusel (Külli Kanguri järgi)

Pinnaveekogumi ökoloogiline seisund näitab veeökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimise kvaliteeti (Pinnaveekogumite..., 2009). Ka Peipsi järve ökoloogilise kvaliteedi hindamine peaks tuginema tema ökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimise hindamisel ning lähtuda tuleks bioloogilistest kvaliteedinäitajatest. Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD, 2000) lisa V sätestab, et järvede puhul on üheks vajalikuks kvaliteedielemendiks ökoloogilise seisundi klassifitseerimisel selgrootud põhjaloomad ja hinnang tuleb anda nende koosseisu ja arvukuse järgi. Kuid B. Moss (2007, 2008) kritiseerib seda seisukohta, näidates, et ökoloogiline kvaliteet ei ole mõõdetav fütoplanktoni, suurtaimestiku, selgrootute põhjaloomade või kalade taksonite nimekirja ja iga selle rühma arvukuse lihtsa skaala järgi. Sageli jääb suur osa koosluste varieeruvusest seletamatuks, ehkki võetakse arvesse terve jada kõikvõimalikke keskkonnategureid. Suurselgrootute kooslused on väga varieeruvad ja keerulised ning reageerivad väga erinevatele keskkonnatingimustele (Free *et al.*, 2009).

Ökoloogilise seisundi hindamine peaks olema suunatud sellele, et kindlaks teha inimtegevuse poolt esile kutsutud muutusi. Kuid litoraali ja sublitoraali makrozoobentose koosluste varieerumine ja nende jaoks välja töötatud meetrika on jäänud halvasti põhjendatuks (Moss *et al.*, 2003). Solimini *et al.* (2006) märgib samuti, et suurselgrootute tundlikkus mitmesugustele surveteguritele erinevates vööndites (litoraal, sublitoraal, profundaal) on jäänud kvantifitseerimata. Stoffels *et al.* (2005) järgi on leitud sageli üllatavaid erinevusi järvede struktuuris ja

funktsioneerimises, ehkki nad on paljude tunnusoonte ja ka füüsikaliste parameetrite poolest väga sarnased.

2.2.7.1. Kestvuse põhimõte

Kuna veekogude seisundi indikaatorid, sealhulgas suurselgrootute koosluste koosseis ja arvukus on oma **olemuselt varieeruvad**, siis on vaja pikki aegridu, et näha olulisi trende või muutusi ökosüsteemis. Seetõttu on seire üks põhiprintsiipe tema kestvus. Eriti oluline on selle printsiibi järgimine põhjaloomade puhul, kuna põhjaloomastik ei reageeri tavaliselt vee kvaliteedi lühiajalistele muutustele nii kiiresti kui planktoni kooslused. Kestvuse printsiip on tähtis suurjärvede (sealhulgas Peipsi) uuringutes, sest ökoloogilise inertsitõttu ilmnevad nii globaalsed kui lokaalsed muutused suurjärvedes viivitusega. Pikaajaliste uurimuste väärtus suureneb vastavalt nende kestuse pikenemisele, sest siis on võimalikud uued analüüsid ja suureneb tõenäosus näha harva esinevaid häiringuid (Benson *et al.*, 2009). Pikaajaliste uurimuste puhul on suurem tõenäosus kindlaks teha aeglasi, harva esinevaid, vaevumärgatavaid või keerukaid muutusi looduses (Jackson & Füreder, 2006); selgitada koosluste arengutrende ja ka üksikuid populatsioone mõjutavaid keskkonnategureid.

2.2.7.2. Eutrofeerumine kui Peipsi järve olulisim inimtekkeline survetegur

Eutrofeerumine (toitesooladega rikastumine) on üldine probleem peaaegu kõigi tasandikujärvede puhul (e.g. Moss, 2007; Watt *et al.*, 2007). Ka Peipsi ei ole selles suhtes erand. Selle Euroopa suurima piiriveekogu inimtekkelist eutrofeerumist näitab eelkõige järve polaarsuse (järveosade erinevuse) suurenemine vee fosforisisalduse suhtes (Kangur & Möls, 2008). Arvestades eutrofeerumist kui põhilist inimtekkelist survetegurit on viimasel ajal välja töötatud suur hulk troofilise seisundi indekseid, mis enamasti põhinevad lihtsatel parameetritel nagu üldfosfor (TP), vee läbipaistvus Secchi ketta järgi või klorofüllü kontsentratsioon (Nõges *et al.*, 2009). Ka järve litoraali suurselgrootute taksonispetsiifilisi optimume üldfosfori (TP) gradiendi suhtes on kasutatud nende ökoloogilise klassifikatsiooni mudeli väljatöötamiseks (Donohue *et al.*, 2009). Kuid Moss (2008) on neid indekseid kritiseerinud, väites, et

need on vaid survetegurite (toitesoolade) aseained (surrogaadid), mille suhtes nad on kalibreeritud. Moss rõhutab, et eutrofeerumise survetegureid võib keemiliselt palju täpsemini mõõta.

Mitmed autorid on näidanud (vt Donohue *et al.*, 2009), et suutlikkus kvantitatiivselt hinnata ja ette ennustada toitesooladega rikastumise efekti litoraali põhjaloomastiku koosluste struktuurile on jäänud viletsaks. Põhjuseks on litoraali struktuurne mitmekesisus ja sellega seoses ka põhjaloomade varieeruv levik, mis vähendab nende tundlikkust mõju avastamiseks ja teeb võimatuks nende kasutamise ökoloogilise seisundi hindamisel. Siiski on näidatud, et litoraali põhjaloomastikukoosluste reaktsioon toitesooladega rikastumisele on varieeruv sõltuvalt elupaiga tüübist ja kõige tugevamat efekti on leitud kivisel substraadil.

Bioloogilised kooslused, mida on mõjutanud eutrofeerumine, näitavad sageli ajalise nihkega taastumist oligotrofeerumise faasis või ei reageeri üldse fosfori taseme alanemisele (Nõges *et al.*, 2009). Sel juhul ilmselt võtavad üle teised faktorid kui toitesoolad kontrolli koosluse struktuuri üle (näiteks muutused valgustingimustes või toiduahelates) ja põhjustavad resistentsust taastamise meetmete suhtes (Nõges *et al.*, 2009).

Ökoloogiliste indikaatorite reaktsioon inimtekkelistele surveteguritele on tüüpiliselt mittelineaarne ja samal ajal ajas ja ruumis tugevasti varieeruv (Solomini *et al.*, 2009). Seetõttu on vajalik inimtegevuse põhjus tagajärg seoste selgitamisel mageveeökosüsteemides hinnata ka kvantitatiivselt usaldusväarsust, mis on seotud meie arusaamisega ökoloogilisest struktuurist ja protsessidest (Nõges *et al.*, 2009). Teiste sõnadega **tuleb hinnata seisundiklasside määrangute usaldusväarsust**. Keskkonna heterogeensuse tõttu on risk, et seisund, mis on tuletatud ühe või ka suurema arvu proovide andmetest, on erinev veekogu tegelikust seisundist (Kelly *et al.*, 2009).

Ökoloogilise seisundi hinnangu ja vastava klassifikatsiooni muudab keeruliseks **bioloogilistele kooslustele omane varieeruvus**. Abiootilised faktorid mageveekogudes on ajas ja ruumis väga erinevad ja põhjustavad suure osa koosluste varieeruvuse liikide mitmekesisuse, arvukuse, biomassi ja produktsiooni mõttes. Inimtegevus koos looduslike abiootiliste ja biootiliste faktoritega kujundab koosluste struktuuri. Loodusliku varieeruvuse eristamine inimtekkelisest võib olla äärmiselt keeruline. Suurselgrootud ei reageeri mitte ainult toitelisuse taseme muutustele vaid ka muudele mõjutustele nende keskkonnas, näiteks muutustele hüdrooloogilises

režiimis (sh looduslike veetaseme kõikumiste muutus või kaldajoone struktuurne muutus). Mitmesugused vigade allikad sõltuvad veekogust. Väikejärvede hindamise süsteemid erinevad nendest, mida kasutatakse suurjärvede puhul (Solimini *et al.*, 2008).

2.2.7.3. Peipsi avaosa põhjaloomastiku seosed eutrofeerumisega

Profundaali mudapõhi hõlmab praegu Peipsis vähemalt poole pindalast. Profundaali põhjaloomastiku poolest on Peipsi selgesti eutroofne, domineerivad hironomiididest *Chironomus plumosus* ja väheharjasussidest *Potamothrix hammoniensis*. Järvede toitelisuse hindamisel on seda hironomiidiliiki kasutatud juba Brundini (1949) töödest alates. Järvevee hea segunemise tõttu on Peipsi profundaal siiski liigirikas, esineb ka mitmeid teisi hironomiidiliike (*Procladius choreus*, *P. ferrugineus*, *Einfeldia carbonaria*, *Micrachironomus tener*), herneskarpe, sulgtigusid ja kääbusvormina ka *Tubifex tubifex* (Kangur jt., 2008). Profundaali fauna ühetaolisemaks muutumist nagu seda on täheldatud Võrtsjärves (Kangur jt., 2004) Peipsis ei ole näha. Profundaalifauna koosseisus ei ole olulist erinevust Peipsi Suurjärve ja kõrgema toitelisusega Pihkva järve vahel, ainult et viimases oli hironomiidivastsete liike rohkem ja nende biomass eri aastail heitlikum.

Järve keskosa mudapõhjal on sama kooslus, kus valitsevad *C. plumosus* ja *P. hammoniensis*, püsinud ilmselt sajandeid. Kaudseks tõendiks, et need rühmad on Peipsis domineerinud vähemalt Baeri aegadest, 19 saj. keskpaigast peale, on latika suur arvukus tol ajal (Baer, 1852). *C. plumosus* on latika nagu ka teiste bentostoiduliste kalade põhitoiduks. Balti ökoregiooni madalates eutroofsetes järvedes, sh Peipsis ja Võrtsjärves, peaks põhjaloomastiku kooslus, kus domineerivad *C. plumosus* ja *P. hammoniensis*, olema tüübiomane. Erinevus nende kahe suurjärve põhjaloomastikus on selles, et sügavama Peipsi järve profundaali mudapõhjal on säilinud rohkem liike kui Võrtsjärves. Peipsi profundaalis on hulgaliselt herneskarplasi ja tigusid, kes Võrtsjärvest on alates 1960. aastatest taandunud. Peipsi profundaalis on ka rohkem hironomiidiliike kui Võrtsjärves.

Peipsi ökoloogilise seisundi hindamisel põhjaloomade järgi eutrofeerumisega seotud survetegurite suhtes tuleks arvestada järgmist:

- 1) Peipsi profundaali põhjaloomastiku kooslus ei ole aastakümnete jooksul oluliselt muutunud, vaatamata vee keemilise koostise muutustele (Kangur & Möls, 2008). Domineeriva hironomiidiliigi *Chironomus plumosus* (rohketoitelisuse indikaatori) arvukus ja biomass pole suurenenud, samuti ei leitud pikaajaliste andmete põhjal olulist erinevust selle liigi ohtruses Peipsi Suurjärves ja Pihkva järves (Kangur jt., 2008). Mõnede autorite (Dévai & Moldovan, 1983) arvates näitab *C. plumosus*'e biomassi tõus veekogu eutrofeerumist.
- 2) Peipsi põhjaloomastiku liigiline mitmekesisus mitte ainult litoraalis vaid ka avaveelal on suur (võrreldes Võrtsjärvega). Profundaali fauna pole veel ühetaoliseks muutunud (homogeniseerunud), nagu seda on näha Võrtsjärves (Kangur *et al.*, 2004).
- 3) **Makrozoobentose arvukus ja biomass on kõrge** (2468 ± 88 is. m^{-2} ja $12,5 \pm 0,5$ g m^{-2} aastatel 1964 - 2009 mais-juunis) ja püsinud suhteliselt stabiilne. Pikaajalised võrreldavad andmed juunikuiste proovide kohta näitavad mitmekordseid erinevusi põhjaloomade eri aastate arvukuses ja biomassis, mis võib olla suuresti tingitud looduslikest põhjustest (näiteks ilmastikust veeputukate väljalennu ja sigimise ajal). Aastakümneid stabiilne paljuaastane keskmine arvukus ja biomass peegeldab ilmselt Peipsi üldisi keskkonnavarusid põhjaloomade jaoks (Kangur jt., 2008).
- 4) Kõrvuti tüüpiliste eutroofsete liikidega esinevad lainetusele avatud liivapõhjal mõned hapnikunõudlikud puhta vee liigid, mis on iseloomulikud oligotroofsetele järvedele või vooluveekogudele (hironomiid *Monodiamesa bathyphila* ja ning väheharjasussid *Lamprodrilus isoporus*, *Stylodrilus herigianus* jt.).
- 5) Ilmselt tuleb praeguste teadmiste juures Peipsil leppida olukorraga, et eutrofeerumise survetegureid võib keemiliselt palju täpsemini mõõta, kui seda saab teha põhjaloomastiku indekseid kasutades, mis on vaid survetegurite (toitesoolade) aseained (surrogaadid) (Moss, 2008).

2.2.7.4. Võõrliikide kui stressifaktorite mõju hindamine

Võõrliigid on laialt levinud probleem, mis mõjutab kõiki bioloogilise kvaliteedi elemente veekogudes. Võõrliike pole spetsiaalselt mainitud Vee Raamdirektiivi (2000) tekstis, kuid nad kujutavad olulist **bioloogilist survetegurit**, kuna nad on invasiivse iseloomuga, võivad muuta kohalikku bioloogilist struktuuri ja ökoloogilisi protsesse veeökosüsteemides (Olenin *et al.*, 2007; Cardoso & Free, 2008).

Rahvusvaheline Looduskaitse Liit defineerib invasiivseid liike kui tavaliselt inimese poolt sisse toodud elusorganisme, kes on edukalt kohanenud uues elupaigas ja kahjustavad kohalikku ökosüsteemi. Definiitsioone on mitmeid, kuid nende ühiseks elemendiks on see, et tegemist on lokaalselt uute liikidega, mis põhjustavad mingis mõttes kahju. Ettekavatsetult või juhuslikult sissetoodud liigid võivad konkurentsi mehhanismide kaudu asendada kohalikke liike (Dukes & Mooney, 1999).

Võõrliigid näitavad samaaegselt tugevat survet ja kesist või halba ökoloogilist seisundit ning neid tuleks veekogu ökoloogilisel hindamisel kindlasti arvestada (Nõges *et al.*, 2009). Võõrliigid on end ise taastotev survetegur, mida on väga raske kõrvaldada. Probleem suureneb, kuna klassifitseerimise meetodid, mis on VRD rakendamiseks välja töötatud, ei arvesta reaalselt võõrliikide mõju. Näiteks kahvaproot ei kogu adekvaatselt vähilaadseid ja perekonna tasemel määramisel võib mõni võõrliik kahe silma vahele jääda (Nõges *et al.*, 2009).

Võõrliigid - rändkarp *Dreissena polymorpha* ja Baikali päritolu kirpvähklane *Gmelinoides fasciatus* – koosluste kujundajad (võtmeliigid) Peipsis

Võõrliikide sissetoomine on pöördumatult muutnud Peipsi põhjaloomastiku kooslusi.

1) **Rändkarp** on erinevates veeökosüsteemides ilmselt üks kõige ulatuslikumaid muutusi põhjustanud võõrliik kogu maailmas. Veekogudes, kuhu rändkarp on sisse tunginud, on ta peagi muutunud domineerivaks liigiks. Rändkarbil võib olla veekeskkonnale tohutu mõju. Substraadile kinnitunult fikseerib ta setet ja vähendab sette resuspensiooni.

Peipsi järve ilmus rändkarp (tulnukliik Kaspia ja Musta mere piirkonnast) alles 1930. aastail (Mikelsaar ja Vinkel, 1936). Tõenäoliselt sattus ta Peipsisse paatidega, võibolla Velikaja jõe kaudu. Praegu on rändkarp Peipsis kodunenud ja väga arvukas, levides üle kogu järve ja kinnitudes kobaratena kõikjale kõvemale substraadile, välja arvatud madalvesi, kus jää ja lainetus teda lõhuvad. Viimastel aastatel on ka profundaalis saanud rändkarbi uueks substraadiks ohtrad uppunud nakkevõrgud, eriti

Pihkva järves. Ta biomass ületab paarikümne kordselt teiste põhjaloomade biomassi. Rändkarp eelistab suhteliselt puhast vett ja puhastab seda ka ise veest hõljumit filtreerides, suurendades vee läbipaistvust ja suunates orgaanilist ainet avaveest bentilisse toiduvõrgustikku. Filtreerides mõjutab rändkarp fütoplanktonikooslusi ja selle kaudu ka zooplanktoni ning planktonoiduliste kalade kooslusi. Planktoni kaudu ja vee läbipaistvust muutes võib rändkarp mõjutada veesiseste taimede kasvu. Suure filtratsioonivõime tõttu mõjutab rändkarp oluliselt energiavoogu pelagiaalist bentaali. Sel viisil võib rändkarp põhjustada veekogu bioloogilist oligotrofeerumist. Võib arvata, et rändkarp on märgatavalt pidurdanud Peipsi järve eutrofeerumist. Kuid välikatsed näitasid, et rändkarp ei saa süüa sinivetikat *Gloeotrichia echinulata*, kes Peipsis sageli veeõitsengut põhjustab. *Gloeotrichia* paarimillimeetrise läbimõõduga kolooniad ei mahtunud sissevõtusifoonist sisse ja karp heitis nad nagu pingpongipallid vette tagasi.

Rändkarbi arvukus oli 2005. aasta uuringu põhjal võrreldav 1980. aastate andmetega (Timm, 1980), kuid isendid olid keskmiselt väiksemad. Vee kvaliteedi halvenemise ja intensiivsete sinivetikaõitsengute tõttu surid rändkarbid ilmselt nooremas eas (Kangur jt., 2008). Ka rändkarbi purjukvastseid on viimastel aastatel Peipsi planktoniproovides vähemaks jäänud (Haberman jt., 2008).

Rändkarpi tuleb pidada Peipsi ökoloogilise seisundi hindamisel üheks võtmeliigiks, kuna tema populatsiooni struktuuri, järvesisese leviku ja arvukuse pikaajalised muutused näitavad nihet kogu ökosüsteemi struktuuris ja funktsioneerimises.

2) Teine Peipsi põhjaloomastikukooslusi oluliselt muutnud võõrliik on Baikali päritoluga kirpvähklane *Gmelinoides fasciatus*, kes toodi kalade toidubaasi rikastamise eesmärgil 1970. aastail venelaste poolt järve idaossa Selenga jõe deltast (Baikali järv Siberis). Praegu on *G. fasciatus* üks edukamaid tulnukliike Ida-Euroopas ja Siberis.

Invasiivse kirpvähklase *Gmelinoides fasciatus* sissetoomise tagajärjed Peipsisse: praegune levik ja võimalik mõju kalade toidubaasile (Kangur et al., 2009 esitatud).

Võõrliikide kui stressifaktorite mõju hindamiseks Peipsis uuriti, kuidas on mõjutanud *G. fasciatus* kohalike liikide arvukust, kuivõrd vähendanud järve bioloogilist mitmekesisust ja muutnud liikide dominantsisuhteid.

Töö eesmärgiks oli selgitada *G. fasciatus* kaasaegset levikut järves ja tema osa põhjaloomastikukooslustes. Iseloomustati *G. fasciatus* invasiooni ajalist kulgu ja tema võimalikku mõju kalade toidubaasi rikastamisele.

Töö käik ja tulemused

Aastatel 2002-2006 uuriti litoraali makrozoobentose kooslusi 17 profiilil (sügavus 0.1- 4 m, 384 kvantitatiivset proovi). Võrdluseks kasutati samalaadseid andmeid litoraali makrozoobentose kohta aastatest 1970, 1980, 1990 ja 2000.

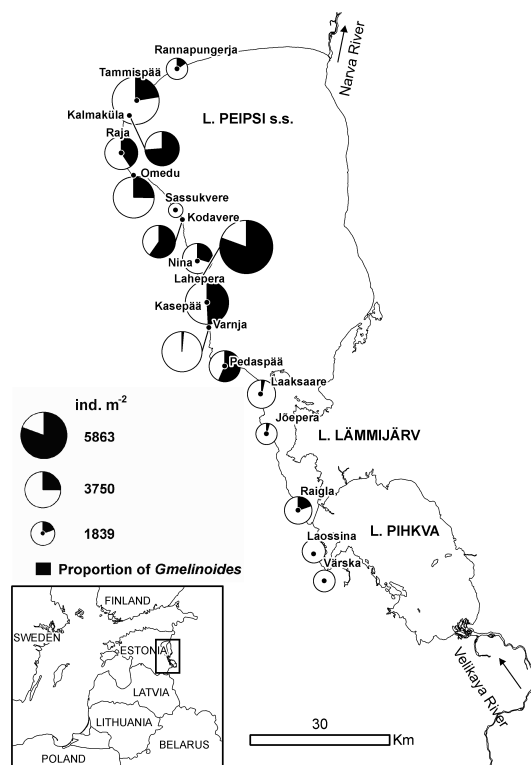
***G. fasciatus* leviku ruumiline varieeruvus**

Peipsi litoraalis oli 2002.–2006. aasta juulis-augustis makrozoobentose (ilma suurte limusteta) keskmine arvukus 3003 ± 447 is. m^{-2} ja biomass 11.2 ± 1.7 g m^{-2} .

Põhjaloomade arvukus ja biomass oli eri piirkondades märgatavalt erinev (joonis 1). *G. fasciatus* oli järve litoraalis laialt levinud (joonis 1) ja ainuke kirpvähiliik (tabel 1).

Ta on Peipsist peaaegu välja tõrjunud kaks kohalikku kirpvähiliiki: järve-kirpvähi (*Gammarus lacustris*) veepiiri lähedal ja pallaasea (*Pallasea quadrispinosa*) sügavamal, puhtal liivapõhjal. Pallaaseale võib negatiivselt mõjuda ka hapnikuolude halvenemine ja mudastumine. Uuringu tulemused näitavad, et *G. fasciatus* on praegu Peipsi litoraalis domineeriv (umbes 43% makrozoobentose koguarvukusest).

Lahepera proovipunktis (58°34'03" N, 27°12'59" E) moodustas see hiljutine tulnukas koguni 80,5% zoobentose arvukusest (5863 is. m^{-2}) (joonis 1). *G. fasciatus* vohas kõikjal kõvemal põhjal; pehmel mudapõhjal Väraska lahes teda ei leitud (joon. 1).

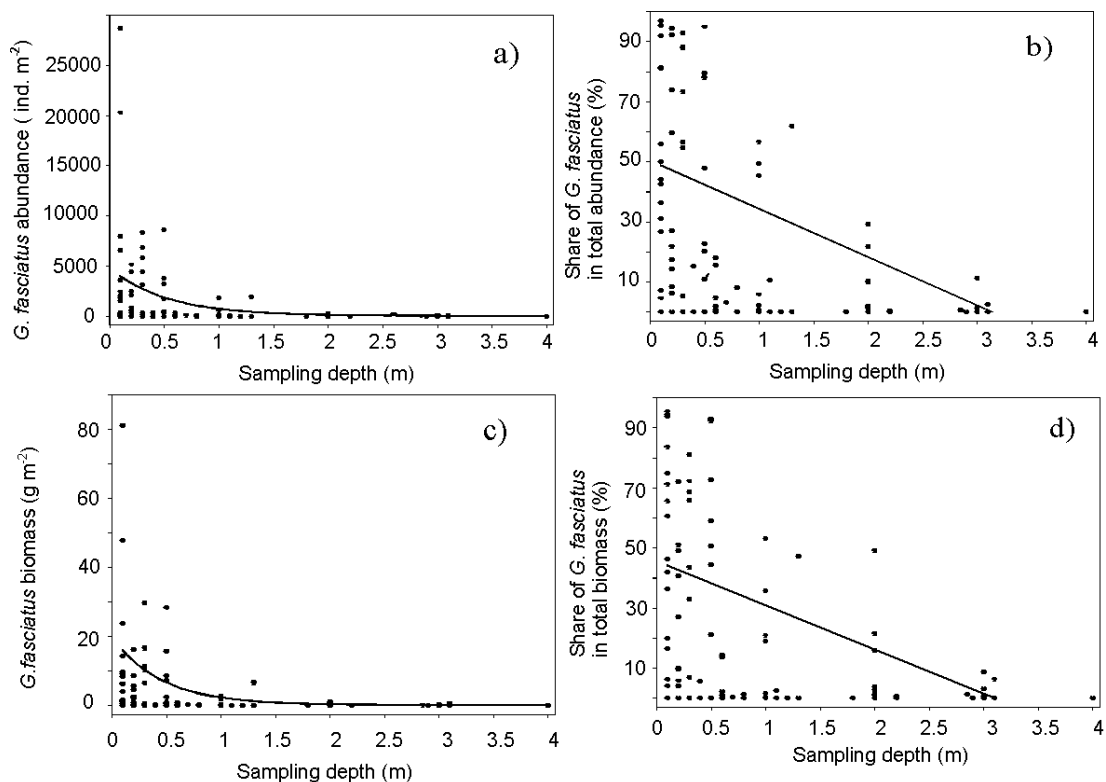


Joonis 37. Makrozoobentose arvukus (valge) ja *Gmelinoides fasciatus* (must) osa proovipunktides Peipsi litoraalis 2002.–2006. aastal. Ringi suurus on on proportsionaalne põhjaloomade arvukusega antud kohas. Skaala on näidatud vasakul.

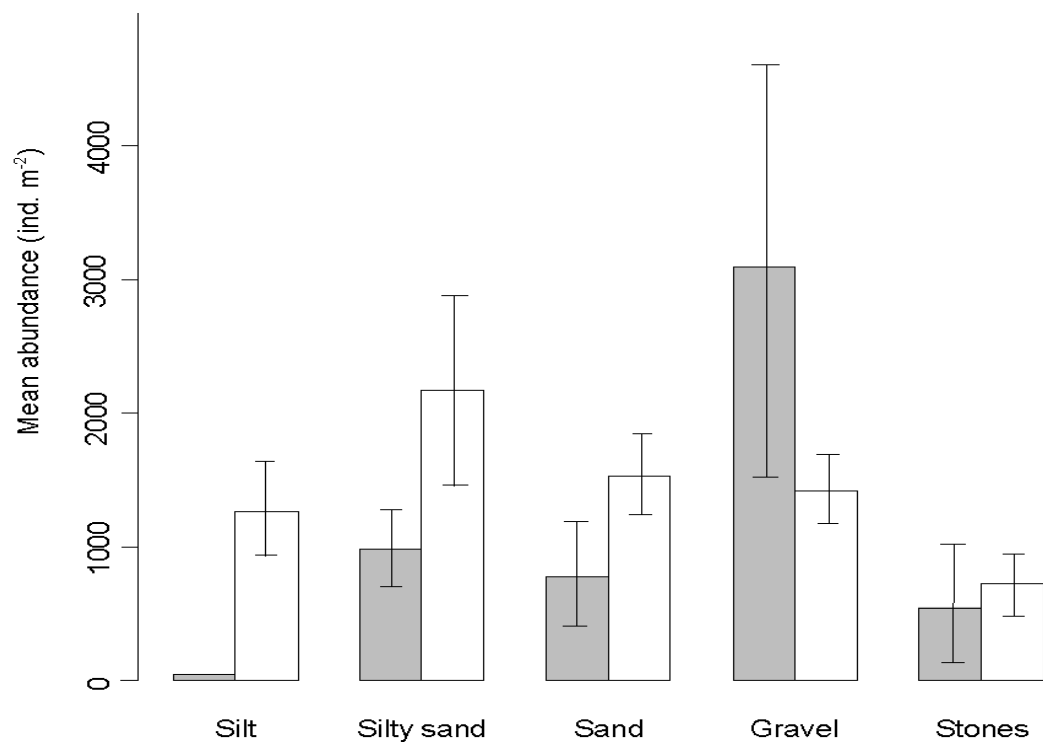
Vee sügavuse ja substraadi tüübi mõju

G. fasciatus oli kesksuvel levinud peamiselt veepiiri lähedal (alla 0,2 m sügavusel), kus tema arvukus küündis kohati 29000 is. m⁻² (97% kogu makrozoobentose arvukusest) ja biomass 81 g m⁻² (joon. 37). Ilmekas on selle liigi sügavuslevik (joonis 38). Üsna veepiiri lähedal küündis tema keskmine arvukus (\pm standard viga) 4475 \pm 1945 is. m⁻² biomassiga 12.4 \pm 5.2 g m⁻², kahanedes järjekindlalt sügavamal. Üle meetri sügavusel esines ta suhteliselt harva. Samamoodi muutus ka tema osakaal põhjaloomastikus.

Sobivaim elupaik sellele kirpvähklasele näib olevat kruusane põhi (joon. 39). Kruusapõhjal oli *G. fasciatus* keskmine arvukus 4775 is. m⁻² ja tema keskmine biomass küündis 16,8 g m⁻², kusjuures tema suhteline arvukus (48–54%) oli samuti kõrgem ($p < 0.001$) kui teistel substraatidel. Mudapõhjal esines *G. fasciatus* harva (esinemissagedus proovides 18%) ja tema keskmine arvukus oli madal (joon. 39).



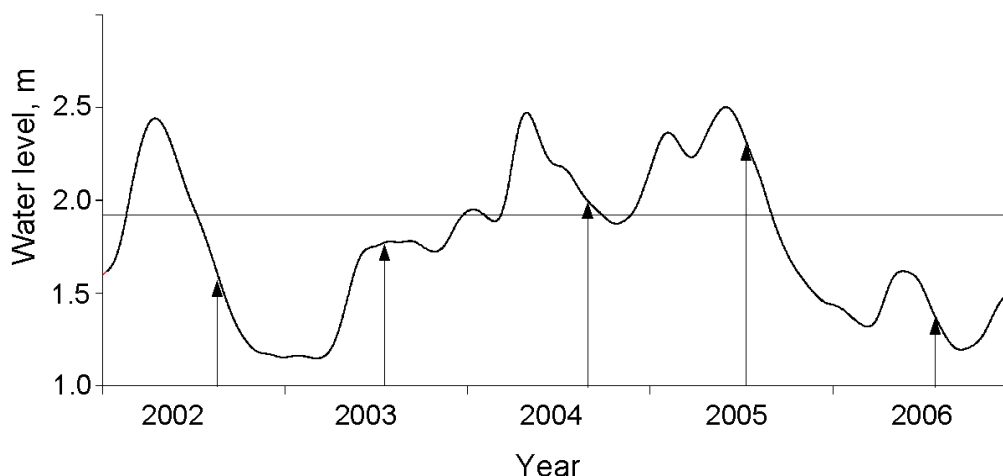
Joonis 38. *Gmelinoides fasciatus* leviku parameetrid sõltuvalt sügavusest (*sampling depth*): arvukus (a), tema osa kogu makrozoobentose arvukuses (b), biomass (c) ja tema osa kogu makrozoobentose biomassis (d).



Joonis 39. Kirpvähklase *Gmelinoides fasciatus* keskmine arvukus (hall) ja teiste suurselgrootute arvukus (valge) erinevatel substraadi tüüpidel Peipsi litoraalis aastatel 2002–2006.

***G. fasciatus* levik seoses veetaseme muutustega**

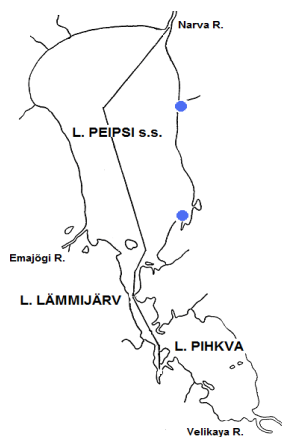
Veetaseme muutuste mõju põhjaloomastikule ilmneb kõige selgemalt litoraaliveendises, kus laiad alad jäävad mõnel aastal kuivale või vastupidi kaldalähedased alad on üle ujutatud. Joonis 4 illustreerib veetaseme kõikumisi uurimisaastatel 2002-2006. 2003 ja 2006. a. oli veetase madal (joonis 40) ja ligi 100 m laiune kaldalähedane ala jäi kuivale. Analüüs näitas, et kirpvähi isendi keskmine kaal oli oluliselt ($p < 0.0001$) madalam (2.4 ± 0.2 mg) kõrge veetasemega aastatel 2004 ja 2005 võrrelduna parameetri väärtustega (3.8 ± 0.3 mg) madalvee perioodil. Kirpvähi arvukus ja biomass ei korreleerunud oluliselt veetaseme muutustega. Vaatamata veetaseme märkimisväärsetele muutustele jäi *G. fasciatus* sügavusleviku muster samaks.



Joonis 40. Veetaseme kõikumised Peipsis aastatel 2002–2006. Nooled näitavad proovivõtu kuupäevi. Pikaajaline (1921–2006) keskmine veetase oli 1.95 m (2.95 m üle merepinna).

***G. fasciatus* invasiooni dünaamika**

Pärast *G. fasciatus* sisselaskmist 1970. aastatel Peipsi järve Venemaa poolses osas (joonis 41), levis võõrliik algul kiiresti sisselaskmise koha lähedal piki järve idakallast.



Joonis 41. Baikali päritoluga kirpvähi *Gmelinoides fasciatus* sisselaskmise kohad Oudova lähistel ja Raskopeli lahes.

Juba 1980.a. suvel leiti Baikali päritoluga võõrliiki ka Peipsi läänekalda litoraalis (tabel 42). *Gmelinoides* levis kiiresti kogu järves ja muutus massiliseks. Ta on Peipsist välja tõrjunud kaks kohalikku kirpvähiliiki *Gammarus lacustris* ja *Pallasea quadrispinosa* (tabel 42), keda nii 2000. kui ka 2000.-2006. aasta proovidest ei leitud (tabel 42). Mõlema liigi viimane teadaolev leid pärineb 1992. aastast (Panov et al., 2000). Pikad andmerealad (tabel 1) näitavad ka väheharjasusside arvukuse vähenemist pärast *G. fasciatus* sisselaskmist, kuid põhjaselgrootute koguarvukuses ja hironomiidide arvukuses ei ilmnenud selget trendi. Aastatel 2002–2006 oli järve läänekaldal *G. fasciatus* keskmine arvukus (\pm standardviga) 1301 ± 347 is. m^{-2} ja biomass 3.62 ± 0.96 g m^{-2} , moodustades vastavalt 43.3% põhjaloomade koguarvukusest ja 32.3% biomassist. Alates 1990. aastast on *G. fasciatus* arvukus stabiliseerunud Peipsi litoraaliveoõndis (tabel 42).

Arutelu

Kohalike liikide väljatõrjumine invasiivsete kirpvähiliikide poolt on üks ohtlikumaid mõjusid kohalikele ökosüsteemidele (Leppäkoski et al., 2002; Berezina, 2007). *G. fasciatus* sissetoomine on kaasa toonud drastilisi muutusi Peipsi kaldalähedase ala põhjaloomastikus. Ta on praegu kõige arvukam põhjaloom Peipsi kaldalähedasel alal ja on kohalikud kirpvähiliigid välja tõrjunud. Võõrliikide levik ja kohalike liikide vähenemine viib magevee fauna homogeniseerumisele (McKinney & Lockwood, 1999), kuid selle funktsionaalsed tagajärjed pole sageli veel selged (Devin et al., 2005). Kohalikku toiduahelasse sisenenud *Gmelinoides* ületab konkurentsisis teisi põhjaloomi, tõrjudes neid välja või süües lihtsalt ära, ja ohustab nõnda senist koosluste tasakaalu. Sarnaselt Peipsiga on tulnukliik *G. fasciatus* asendanud Neeva jõe suudmes kohaliku liigi *G. lacustris* hõivates tema elupaigad (Berezina, 2005). Peipsis puudus vesikakand *Asellus aquaticus* L. madalvees, kus *G. fasciatus* asustustihedus oli kõrge. Pankova ja Berezina (2007) on tõestanud katseliselt, et *G. fasciatus* sööb aktiivse röövloomana vesikakandit ja võib looduslikes tingimustes tugevasti mõjutada tema arvukust. Väheharjasusside arvukuse vähenemine Peipsi madalvees (tabel 1) võib olla samuti tingitud nende ärasöömisest *G. fasciatus* poolt.

Substraadi tüüp ja vee sügavus on põhilised faktorid, mis määravad makrozoobentose koosluste varieerumise Peipsi litoraalis. Suvel on *G. fasciatus* levinud vahetult veepiiri lähedal ja eelistab kõva substraati. Ilmselt leiab *Gmelinoides* veepiiril soojas ja hapnikurikkas vees rikkalikult toitu, aga ka varju kalade eest, kes ei saa nii madalale tulla. *Gmelinoides* kõrgeimat arvukust täheldati kruusasel põhjal, kus ta domineeris 80% ulatuses. See võib olla tingitud kruusa heast aereeritusest ja vabast ruumist kivikeste vahel; ühtlasi on kruusane põhi stabiilsem ja pakub rohkem varjevõimalusi kui muda või liiv. Ilmselt on kruusasel põhjal paksem kiht setet põhjaloomade elutegevuseks sobilik.

Tabel 42. Makrozoobentose keskmine (\pm standardviga) arvukus (ind. m⁻²) ja biomass (g m⁻²) of Peipsi lääne (A) ja idaosas (B) juulis-augustis 1970, 1980, 1990, 2000 and 2002-2006

A

Rühm	1970		1980		1990		2000		2002-2006	
	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²
Chironomidae	1067±149	1.53±0.37	1761±255	2.57±0.75	956±140	1.21±0.21	2812±95	5.60±1.82	980±273	1.73±0.68
Oligochaeta	1137±136	2.49±0.35	1292±228	1.70±0.25	734±93	1.36±0.18	815±113	1.34±0.17	368±48	0.78±0.11
Mollusca	112±29	5.87±2.08	143±48	4.57±3.37	54±14	1.42±0.42	151±27	5.92±1.54	142±28	4.00±1.14
(väiksed)										
Pallasea	5±2	0.01±0	6±3	0.04±0.02	4±2	0.02±0.01	0	0	0	0
quadrispinosa										
Gammarus	15±8	0.05±0.02	20±9	0.20±0.011	1±1	0	0	0	0	0
lacustris										
<i>Gmelinoides</i>	0	0	3±2	0.03±0.02	756±207	2.06±0.55	622±207	1.1±0.45	1301±347	3.62±0.96
<i>fasciatus</i>										
Teised	243±37	0.98±0.31	584±121	3.51±1.12	150±37	0.90±0.32	381±77	0.79±0.17	211±47	1.07±0.18
Kokku (ilma	2579±270	10.88±2.47	3810±464	12.62±3.78	2656±258	6.98±0.92	4781±93	14.90±2.95	3003±447	11.20±1.71
suurte limusteta)							1			
Suured limused	201±87	198±83	926±572	574±184	419±161	289±130	669±221	341±108	228±83	71±17

B

Rühm	1970		1980		1990	
	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²	ind. m ⁻²	g m ⁻²
Chironomidae	1545±242	2.46±0.7	1471±173	3.28±0.73	677±106	2.08±0.47
Oligochaeta	1310±233	2.13±0.34	1194±164	1.97±0.22	755±118	0.94±0.11
Mollusca (väiksed)	274±58	7.96±2.65	249±46	4.77±1.29	33±10	0.89±0.27
Pallasea quadrispinosa	8±3	0.02±0.01	23±8	0.04±0.02	5±2	0.01±0.01
<i>Gammarus lacustris</i>	32±23	0.16±0.10	11±5	0.05±0.03	2±2	0
<i>Gmelinoides fasciatus</i>	0	0	353±172	1.56±0.72	1242±289	3.63±0.73
Teised	426±48	1.61±0.32	700±156	3.96±1.15	159±46	0.97±0.24
Kokku (ilma suurte limusteta)	3595±442	14.35±2.86	4009±333	15.63±2.10	2869±347	8.52±1.06
Suured limused	248±93	195±82	728±296	479±162	540±188	2.44±76

Hea liikumisvõime tõttu ei ole *G. fasciatus* tundlik veetaseme kõikumiste suhtes madalates järvedes. Ta on võimeline kiiresti asustama tühje alasid, kui veetase tõuseb. Vastupidi, ta võib ka kiiresti põgeneda veetaseme alanemise eest. See asjaolu suurendab *G. fasciatus* ellujäämist ja annab talle eelise teiste väheliikuvate põhjaloomade ees, kes võivad vahel lihtsalt kuivale jääda.

Kirpvähklased annavad suure osa bentose biomassist paljudes veeökosüsteemides ja neil on tähtis osa toiduahelates ühenduslülina primaarproduktide ja kõrgemat järku tarbijate (kalad ja linnud) vahel (Pankova & Berezina, 2007). Veeselgrootute sissetoomine kalade toidubaasi rikastamise eesmärgil oli endises Nõukogude Liidus väga populaarne. Kuid *G. fasciatus* ettekatsetatud sisselaskmine Peipsisse ei täitnud oma eesmärki, kuna muu kõrgekvaliteediline kalatoit (eelkõige hironomiidivastsed) on kergesti kättesaadav ja kalade poolt alakasutatud (Kangur et al., 2008). Peipsi on makrozoobentose poolest rikas veekogu; zoobentose, eriti hironomiidide biomass on Peipsis ligi kolm korda kõrgem kui Võrtsjärves (Kangur et al., 2004; 2008). See loob põhjatoidulistele kaladele Peipsis suurepärased elutingimused. *G. fasciatus* sissetoomise efekt kalade toidubaasi rikastamise seisukohalt on tähtsusetu. Kalade ärasöömise mõju *Gmelinoides*' e arvukusele on väike, kuna ta hoidub suvel veepiiri lähedusse, kuhu kalad ei tiku, kuna sügavamal on toitu külluses.

G. fasciatus ettekatsetatud sissetoomise tagajärjel on Peipsi litoraali põhjaloomastikukooslused tugevasti muutunud ja kaks kohalikku kirpvähiliste liiki on välja tõrjutud. Kuid tema mõju kalade toidubaasi rikastamisele on tühine.

Kokkuvõte

- 1) Võõrliikide sissetoomine on pöördumatult muutnud Peipsi põhjaloomastiku kooslusi. Neist rändkarbi mõju kogu ökosüsteemi tervisele ja taastumisvõimele tuleb lugeda pigem positiivseks, kuna ta on vähendanud järve toiteainetega rikastamise efekti.
- 2) 1930ndail aastail sisse toodud rändkarbi biomass ületab praegu paarikümne kordselt teiste põhjaloomade biomassi. Ta on tähtis setete kinnistaja ja teistele väiksematele põhjaloomadele elupaiga looja karbi kodade vahel. Tugeva

filtraatorina orgaanilist ainet avaveest bentilisse toiduvõrgustikku suunates puhastab ta vett ja põhjustab sel viisil järve bioloogilist oligotrofeerumist.

- 3) Peipsi ökoloogilise seisundi hindamisel tuleks rändkarbi kui pelaagilise ja bentilise süsteemi vahelüli ning biomassilt domineeriva liigi populatsiooni struktuuri, järvesisese leviku ja arvukuse muutusi aastakümneid pidevalt jälgida, kuna need muutused on küll aeglased, kui näitavad kogu ökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimise muutust.
- 4) Järve ökoloogilise seisundi halvenemisele viitab asjaolu, et rändkarbi populatsiooni struktuur on nihkunud nooremate isendite suunas (vee kvaliteedi halvenemise ja intensiivsete sinivetikaõitsengute tõttu surevad rändkarbid ilmselt nooremas eas) ja ka rändkarbi purjukvastseid on viimastel aastatel planktoniproovides vähemaks jäänud.
- 5) Teine võõrliik, 1970ndail aastail inimese poolt järve toodud kirpvähklane *Gmelinoides fasciatus* on praegu kaldalähedasel alal massiline, ületab konkurentsist teisi põhjaloomi, tõrjudes neid välja või lihtsalt ära süües, ja ohustab nõnda senist koosluste tasakaalu. Ta on Peipsist välja tõrjunud kaks kohalikku kirpvähiliiki: järve-kirpvähi ja pallaasea.
- 6) *G. fasciatus* vohamine Peipsi litoraalis on nii võimas, et varjutab kõik muud, näiteks reostuse mõjud. Järveosade toitelisuse erinevused ja kohalike reostusallikate mõju ei tule seetõttu esile.
- 7) Võõrliigi *G. fasciatus* vohamise tõttu tuleks Peipsi litoraali põhjaloomastiku seisundit hinnata halvaks.
- 8) Praeguste teadmiste juures ei ole otstarbekas kvantifitseerida võõrliikide mõju viide klassi (väga heast halvani). Hinnang põhineb järgmistel faktidel: võõrliik vohab, teda kõrvaldada ei ole võimalik, kohalikud kirpvähiliigid on välja tõrjutud, koosluste dominantsisuhted ja mitmekesisus on muutunud.
- 9) Võõrliikide kui survetegurite mõju jälgimiseks kooslustele ja mitmete haruldaste liikide seisundi hindamiseks tuleks 2010. aasta suvel korrata Peipsi litoraalkoosluste komplekset uuringut samadel sügavusprofiilidel nagu seda on tehtud iga kümne aasta tagant - 1970, 1980, 1990 ja 2000. aastal.

2.2.7.5. Järeldused ja soovitused

- Põhjaloostikku iseloomustab suur ökoloogiline inert: ökosüsteemi struktuuri ja funktsioneerimist mõjutavad muutused ilmnevad aastakümnete jooksul.
- Põhjaloostiku kooslused sõltuvad palju enam substraadi tüübist, taimestiku olemasolust või mehhaanilisest stressist (näiteks Peipsi lagedal liivasel põhjakaldal) kui vee keemilisest koostisest ja toitesoolade sisaldusest.
- Kooslused on samaaegselt allutatud mitmete survetegurite, nii inimtekkeliste (võõrliigid, eutrofeerumine) kui ka looduslike (nt. veetaseme ja -temperatuuri muutuste) toimele, mida ei saa eristada.
- Tingituna elupaikade heterogeensusest on põhjaloostiku kooslused keerukad ja suure varieeruvusega ajas ja ruumis, mistõttu neis toimunud muutusi on raske usaldusväärselt kvantifitseerida.
- Peipsil puuduvad võrdlusveekogud ja praeguste teadmiste taseme juures ei suuda me usaldusväärselt kindlaks teha Peipsile omast minimaalselt mõjutatud põhjaloostiku-koosluste struktuuri (looduslikku seisundit), mille suhtes muutusi kvantitatiivselt hinnata.
- Inimese poolt sisse toodud võõrliigi (*Gmelinoides fasciatus*) kui surveteguri mõju on püsiv ja võimatu on selle mõju vähendada.
- Suurjärvede spetsiifikast tingituna ei saa neile rakendada väikejärvede või jõgede hindamismeetodeid (Küllil Kanguri seisukoht). Nagu on kirjeldatud Henn Timmi poolt ptk. 2.2.6. on otstarbekas kombineerida profundaali ja litoraali uurimismeetodid parima tulemuse saavutamiseks Kuna mõlemad eksperdid viitavad põhjaloostade kasutamise keerukusele (toetudes kirjandusallikatele), siis tuleks meetodite mitmekesistamist ainult pooldada (projekti juhi Ingmar Oti seisukoht).
- Õppida tuleks rahvusvahelisest kogemusest ja lülitada ka Peipsi rahvusvahelise interkalibreerimise protsessi, kuna suurjärvedel on oma spetsiifika.

2.3. Jõgede kaldataimestik

EL liimesriikidel on väga vähestel jõgede suurtaimestiku hindamiseks meetodika olemas ja neistki enamik kuuluvad Eestiga võrreldes teistesse ökoregioonidesse. Eestile lähim riik, kus on vastav ja sobiv meetodika olemas, on Poola.

Poola meetod põhineb suuresti Briti MTR (*Mean Trophic Rank*) meetodil, mille aluseks on troofsusastmed. Poolas hakati vooluveekogude suurtaimestiku jaoks meetodit välja töötama vahemikus 2000-2001. a. ning lõpetati 2007. a. Järgnevad kaks aastat on seda meetodit testitud ning poolakad leiavad, et see töötab väga hästi. Antud meetod on kasutatav tasandiku jõetüüpide puhul.

Poola meetodi järgi uuritakse suurtaimestikku 100 m pikkuses jõelõigis. Arvesse võetakse ainult vees kasvavad suurtaimed. Registreeritakse visuaalselt iga taimeliik eraldi ja pannakse liigile katvus 9. punkti skaalas:

Skaala	Katvus (%)
1	<0,1
2	0,1-1
3	1-2,5
4	2,5-5
5	5-10
6	10-25
7	25-50
8	50-75
9	>75

Poola jõgede suurtaimestiku indeksi (MIR- *Macrophyte River Index*) arvutamisel võetakse arvesse 146. indikaatorliiki, mille hulka kuuluvad soontaimed, samblad kui ka makrovetikad. Igale liigile on omistatud järgmised väärtused:

1. Troofsusväärtus (L) ühest (hüpertroofne) kuni kümneni (oligotroofne);
2. Tolerantsusväärtus (W) ühest (laia tolerantsiga liigid, erütoopsed-elupaigaleplikud) kuni kolmeni (kitsa tolerantsiga liigid, stenotoopsed-elupaigatruud).

Jõgede suurtaimestiku indeks MIR arvutatakse järgmise valemi järgi:

$$\text{MIR} = \frac{\sum L_i * W_i * P_i}{\sum W_i * P_i} * 10$$

L – troofsusväärtus

W- tolerantsusväärtus

P- liigi katvus skaala järgi

Ökoloogiline kvaliteedisuhe EQR_{MIR} arvutatakse järgmiselt:

$$EQR_{MIR} = \frac{O - E_0}{E_1 - E_0}$$

O – jõelõigu MIR indeksi väärtus

E_1 – MIR väärtus EQR jaoks = 1- referentsväärtus (mediaani väärtus teatud jõetüübi referentskohtade kohta)

E_0 – MIR väärtus EQR jaoks = 0 (madalaim MIR indeksi väärtus teatud jõetüübis)

Poola meetodika järgi arvutati Eesti vooluveekogude suurtaimestiku kohta MIR indekseid 2007., 2008. (Tabel 43) ja 2009. a. jõgede hüdrobioloogilise seire andmete põhjal. Tundub, et Poola meetodika sobib Eestile, kuid on vaja teha mõningaid täiendusi (kohandada vastavalt Eesti oludele). Liikidele, mida Poolas ei esine aga Eestis on tavalised, omistati esialgsed troofsus- ja tolerantsusväärtused, kuid nende paikapidavust tuleb edaspidi katsetada. Vastavalt Poola meetodikale peab MIR indeksi arvutamiseks jõelõigus esinema minimaalselt 4 liiki, kui on tugevad indikaatorliigid, ja 5 liiki, kui indikaatorliigid on nõrgad.

Alati ei saa taimestiku järgi jõelõigule hinnangut anda, kuna taimestiku levikus mängivad suurt osa keskkonnategurid. Näiteks, kui jõelõik on väga varjatud, suure voolukiirusega, sügav või ebastabiilse substraadiga, siis seal taimi pole või on väga vähe - see ei tähenda, et jõelõik on kehvast seisundis.

Poola meetodi järgi indeksi arvutamiseks saab kasutada andmestikku alates 2007. a., kuna 2007. a. muutus andmete kogumise meetodika. Enne 2007. a. registreeriti ainult taimestiku üldkatvus uuritavas jõelõigus. 2007. a. alates hinnatakse iga taimeliigi

katvus eraldi ning üldkatvus, vastavalt vooluveekogude suurtaimestiku hindamise Eesti standardile (EVS-EN 14184: 2003). Edaspidi on kavas hakata suurtaimestiku iga liigi katvust hindama 9. punkti skaalas, vastavalt Poola metoodikale.

MIR väärtused ökoloogilise seisundi hindamiseks:

Ökoloogilise seisundi klass	MIR väärtus
1. väga hea	$\geq 44,5$
2. hea	44,5-35,0>
3. kesine	35,0-25,4>
4. halb	25,4-15,8>
5. väga halb (bad)	<15,8

Kvaliteedinäitajate klassipiirid ökoloogilise kvaliteedisuhtena:

1. Väga hea	$EQR \geq 0,9$
2. hea	$0,65 \leq EQR < 0,9$
3. kesine	$0,4 \leq EQR < 0,65$
4. halb	$0,15 \leq EQR < 0,4$
5. väga halb	$EQR < 0,15$

2007. ja 2008. a. MIR indeksite järgi olid Eesti vooluveekogud suurtaimestiku põhjal väga heas kuni kesises seisundis (**Tabel 43**). **Tabelis 43** on eraldi välja toodud taimestiku üldkatvus protsentides jõelõigu kohta, indeksis kasutatud liikide arv ja kogu liikide arv, et hinnata, kas indeksi väärtus on usaldatav. Lisaks suurtaimestiku järgi saadud ökoloogilisele seisundile on võrdluseks toodud fütobentose, põhjaloomastiku ja kalastiku põhjal tehtud hinnangud. Fütobentose järgi on hinnang kõige parem, järgnevad suurtaimed ning seejärel põhjaloomastik ja kalastik.

Tabel 43. Vooluveekogud, mida seirati jõgede hüdrobioloogilise seire käigus 2007. ja 2008. aastal ning seirepunktid. Suurtaimestiku üldkatvus %; liikide arv, mida kasutati MIR indeksite arvutamisel; seirepunktis esinenud liikide koguarv; vooluveekogude suurtaimestiku indeks (MIR). Suurtaimestiku, fütobentose, põhjaloomastiku ja kalastiku ökoloogilise seisundi klassid iga seirepunkti kohta: H – high = väga hea; G – good hea; M – moderate = kesine; P – poor = halb.

2007							Ökoloogiline seisundi klass			
	Vooluveekogu	Kohanimi (tööversioonis)	Üldkatvuse %	Liikide arv indeksis	Kogu liikide arv	MIR	Suurtaimestik	Fütobentos	Põhjaloomastik	Kalastik
	Gorodenka oja	Tobrina	3	7	11	48,1	H	H	G	G
	Gorodenka oja	Sild enne suuet	<0,1	5	11	47,1	H	H	G	-
	Elva jõgi	Sild ülevalpool Kintslit	1	6	9	49,5	H	H	H	-
	Elva jõgi	Palu paremp. Haru sild	45	15	21	42,4	G	H	G	M
	Elva jõgi	Rundsu (Uderna sild)	22	8	10	45,9	H	H	H	G
	Elva jõgi	Peedu	75	12	16	45,9	H	H	G	M
	Elva jõgi	Mosina	95	13	16	47,1	H	H	-	G
	Elva jõgi	Viljandi-Tartu mnt.	95	18	22	43,8	G	H	M	-
	Kaarnaoja	Otepää –Tartu	80	16	21	40,6	G	H	M	G
	Laguja oja	Sild alamjooksul	3	10	14	32,4	M	H	G	-
	Nõo oja	Tõravere	<1	8	10	42,5	G	H	G	G
	Jõku jõgi	Kalme	25	10	15	38,3	G	H	G	G
	Jõku jõgi	Pikasilla-Tõrva	40	16	21	46,2	H	H	H	G
	Purtse jõgi	Koolma	30	8	10	42,4	G	H	H	G
	Purtse jõgi	Savala	75	16	21	42,6	G	H	H	M
	Purtse jõgi	Lüganuse	2	18	24	37,9	G	H	G	B
	Purtse jõgi	Suue	0,1-1	5	15	29,7	M	H	M	M
	Erra jõgi	Erra	30	14	20	41,8	G	H	G	-
	Kohtla jõgi	Püssi	22	15	23	34,8	M	H	M	-
	Tänassilma jõgi	Rebaste	100	16	19	42,0	G	G	-	-
	Tänassilma jõgi	Rahvamaja	100	27	32	38,3	G	G	H	-
	Tänassilma jõgi	Kuudeküla	95	17	21	38,4	G	M	H	-
	Preedi jõgi	Liigvalla	0,1-1	10	12	49,5	H	H	M	-
	Preedi jõgi	Preedi-Rõhu	17	8	13	44,5	H	H	M	H
	Vahujõgi	Preedi-Vahuküla	42	9	12	42,4	G	-	M	G
	Pähni jõgi	Hintsiko	<0,1	9	11	45,3	H	H	G	M
	Pedeli jõgi	Jaanikese	50	6	6	41,9	G	-	G	-
	Pedeli jõgi	alamjooks	53	16	18	37,9	G	G	M	G
	Kaave jõgi	Kaave	2	9	14	41,1	G	H	G	H

	Kaave jõgi	Kaatvere	3	11	17	46,6	H	G	H	H
	Kaave jõgi	Trummi	87	19	23	44,9	H	H	H	H
	Laeva jõgi	Pirusi	15	12	17	40,0	G	G	-	-
	Laeva jõgi	Valmaotsa	85	21	24	44,0	G	H	-	-
	Laeva jõgi	Kärevere	42	21	29	43,9	G	H	M	-
	Kullavere jõgi	Tõikvere	1-5	9	15	26,2	M	H	M	-
	Kullavere jõgi	Voore	30	7	12	42,0	G	H	G	-
	Kullavere jõgi	Veia	92	25	30	46,2	H	H	G	G
	Tarakvere jõgi	Tarakvere	<0,1	3	3	30,0	M	H	G	-
	Tagajõgi	Oonurme lähedal	28	10	13	46,8	H	G	M	-
	Tagajõgi	Tudulinna	1-5	15	28	50,8	H	H	H	H
	Kruusoja	alamjooks	0,1-1	12	18	33,8	M	H	G	-
	Mustajõgi (Raudi kanal)	Pagari-Iluka	30	12	18	50,5	H	H	M	M
	Mustajõgi (Raudi kanal)	Kurtna	45	15	19	51,5	H	H	M	G
	Alajõgi	Taga-Varesmetsa	8	9	12	48,4	H	H	G	M
	Alajõgi	Pootsiku	0,1-1	3	6	40,0	G	G	G	-
	Varesmetsa peakraav	Varesmetsa-lisaku	15	10	12	46,7	M	H	M	-
	Lõhavere oja	Lahmuse - Kõidama tee ääres	<0,1	3	4	40,0	G	H	G	M
	Lõhavere oja	Vihiküla	5-10	11	17	43,2	G	H	M	-
	Purtsi jõgi	Põhu pais	20	12	17	44,3	G	H	G	-
	Purtsi jõgi	Oona	25	12	17	45,8	H	H	G	G
	Purtsi jõgi	Alamjooks	0,1-1	12	18	49,0	H	H	H	-
	Pästra oja	Puka-Paluperä tee	<0,1	5	8	55,6	H	H	H	-
	Puka oja	Puka teerist	45	13	21	36,5	G	H	G	-
	Ärna jõgi	Holstre-Kärstna	<0,1	8	10	41,3	G	H	H	B
	Ärna jõgi	Mõnnaste	1	2	5	52,0	H	H	H	H
	Ärna jõgi	Ruudiküla	100	21	23	51,1	H	G	G	-
	Varastu oja	Holstre-Mustla	<0,1	2	2	40,0	G	H	G	-
	Verilaske oja	Verilaske	60	21	25	41,8	G	H	H	-
	Tarvastu jõgi	Ämmuste	30	16	22	43,3	G	H	H	-

	Tarvastu jõgi	alamjooks, Sooviku	25	12	16	42,2	G	H	H	H
	Tarvastu jõgi	Viljandi- Pikasilla	50	15	19	40,8	G	H	G	H
	Kiivitasoo peakraav	Ülemjooksu sild enne suuet	100	7	10	48,6	H	H	M	H
	Rõngu jõgi	Rõngu-Rannu sild	70	8	10	42,4	G	H	G	G
	Rõngu jõgi	Kõrgemäe	2	12	17	36,7	G	H	H	H
2008										
	Ilmatsalu jõgi	Külitse	90	10	18	37,6	G	G	H	M
	Ilmatsalu jõgi	Haage	60	5	12	37,3	G	H	G	M
	Taebala jõgi	Palivere	2	7	16	50,0	H	H	H	G
	Taebala jõgi	Kõrgema	70	14	19	38,1	G	G	G	-
	Rägina peakraav	Kirna (ülemjooks)	40	7	10	45,5	H	H	G	-
	Rägina peakraav	Alamjooks	<0,1	1	2	70,0	H	H	M	-
	Vardi jõgi	Põlli	ei hinnatud	3	4	47,5	H	H	M	-
	Vardi jõgi	Alamjooks	8	7	13	49,7	H	H	H	M
	Kuusiku jõgi	Kalbu	50	3	8	50,9	H	H	H	-
	Kuusiku jõgi	Sild Kehtnast 1 km W	40	7	13	32,6	M	H	M	G
	Nurtu jõgi	Ülemjooks	1	6	15	51,3	H	H	G	-
	Nurtu jõgi	Kohtru koole	3	4	5	43,1	G	G	H	G
	Nurtu jõgi	Alamjooks (Velise-Nõlva)	33	6	7	38,9	G	M	H	-
	Penijõgi	Penijõe	5	12	20	46,1	H	G	M	G
	Paadrema jõgi	Ülemjooks	20	7	11	43,1	G	H	G	-
	Paadrema jõgi	Paadrema	43	18	26	55,2	H	H	H	H
	Paadrema jõgi	Paatsalu	30	9	19	48,4	H	H	H	H
	Punaoja	Alamjooks	65	10	18	46,5	H	M	M	G
	Audru jõgi	Tammesilla	<1	2	3	46,7	H	H	G	-
	Audru jõgi	Audru	3	14	16	45,5	H	G	H	-
	Oara oja	Sild Jööprest WSW	10	9	12	41,8	G	H	G	-
	Uruste oja	Uruste	1	4	9	53,3	H	H	H	-
	Lokuta jõgi	Kirna	90	5	6	34,7	M	G	G	M
	Lokuta jõgi	Türi	42	21	30	42,5	G	H	H	G
	Pöögle oja	Abja-Nuia	1	9	11	54,4	H	H	G	H
	Pöögle oja	Metsaküla	<1	6	8	41,3	G	H	H	H

	Alva jõgi	Allikukivi	<1	7	12	38,5	G	G	G	M
	Alva jõgi	Suue	<1	3	6	31,4	M	H	H	H
	Raudna jõgi	Päri	9	16	21	42,1	G	H	H	G
	Raudna jõgi	Solu	7	4	10	34,6	M	G	H	-
	Raudna jõgi	Meiekose	28	6	10	43,3	G	G	H	-
	Uueveski oja	Uueveski oja	5	7	14	45,8	H	G	H	M
	Everti oja	Orika	5	10	15	48,8	H	H	H	G
	Sinialliku oja	alamjooks	75	4	7	61,7	H	H	H	G
	Kõpu jõgi	Morna	20	9	14	44,4	G	H	H	-
	Kõpu jõgi	Sild enne Öisu järve	35	8	12	42,7	G	H	H	-
	Kõpu jõgi	Rimmu	10	4	9	45,3	H	H	H	M
	Kõpu jõgi	Vanaveski	15	16	22	35,6	G	G	H	M
	Raadi oja	Hõbemäe-Kaarli	17	4	8	55,5	H	H	G	H
	Vidva oja	Vidva	95	18	23	45,1	H	G	G	P
	Lemmjõgi	Võlli paisust ca 1 km alamal	5-10	7	9	44,4	G	H	H	H
	Veelikse oja	keskjooks	90	10	17	46,7	H	G	P	-
	Külge oja	keskjooks	20	7	11	52,1	H	H	H	G
	Külge oja	alamjooks	<0,1	2	2	46,7	H	H	H	G
	Surju oja	keskjooks	1	7	14	52,3	H	H	G	G
	Lähkma jõgi	ülemjooks	<0,1	5	8	48,8	H	G	H	H
	Lähkma jõgi	alamjooks	1	7	13	44,4	G	H	H	H
	Valdimurru oja	Alamjooks	3	7	11	49,2	H	H	M	G
	Ura jõgi	Ilvese	20	7	10	45,8	H	H	M	G
	Sauga jõgi	Suigu	2	7	10	44,1	G	H	H	-
	Sauga jõgi	Nurme	20	9	15	38,1	G	G	H	-
	Sauga jõgi	Pärnjõe	28	7	12	39,4	G	G	H	M
	Hirve peakraav	ülemjooks	1	6	11	48,0	H	G	H	M
	Hirve peakraav	alamjooks	6	6	9	45,8	H	G	H	M
	Are jõgi	Mõnuvere bussipeatuse	23	7	13	39,2	G	H	G	-
	Elbu oja	alamjooks	80	9	13	27,7	M	H	H	-
	Timmkanal	Timmkanal	<1	4	9	54,0	H	H	H	H
	Lemmejõgi	keskjooks (Teaste)	0	1	1	60,0	H	H	H	H

	Lemmejõgi	Lemme	<1	2	4	60,0	H	H	H	H
	Luguse jõgi	Ülemjooks	30	1	3	70,0	H	H	H	-
	Vanajõgi	Alamjooks	<1	1	4	60,0	H	H	M	H
	Põduste jõgi	Jõe	17	8	15	47,3	H	H	G	P
	Põduste jõgi	Laadjala	35	7	12	60,0	H	H	M	P
	Põduste jõgi	Suuresilla	85	7	14	55,5	H	H	G	G
	Laugi peakraav	Laugi peakraav	1	7	12	35,3	G	H	H	M
	Nasva jõgi	Nasva	5	6	9	40,7	G	G	B	-
	Kärļa jõgi	Kärļa	10	8	15	39,2	G	H	H	H
	Kärļa jõgi	alamjooks	20	17	29	41,1	G	H	G	H
	Pühajõgi	Kogula-Viidu	<1	2	2	60,0	H	H	G	H
	Võlupe jõgi	Keskjooks	38	8	12	39,3	G	H	H	-
	Võlupe jõgi	Alamjooks	25	7	11	48,8	H	G	G	G

Aive Kõrs arvutas esialgsete andmete põhjal kvaliteedinäitajate klassipiirid Eesti jõetüüpide ökoloogilise seisundi hindamiseks vastavalt suurtaimestiku seisundi näitajale MIR (Lisa 3).

Kaldataimestik arvatavasti ei sobi kõigi Eesti jõetüüpide ökoloogilise seisundi hindamiseks. Jõgede suurtaimestiku hindamise meetodika on alles väljatöötamise järgus ning esialgsete andmete põhjal ei ole võimalik otsustada, milliste jõetüüpide hindamiseks kaldataimestik sobib või ei sobi.

3. Olemasolevate kvaliteedinäitajate meetodika täiendamine

3.1. Jõgede kalastik

3.1.1. Jõgede kalastiku seisundi hindamiseks kasutatavad kvaliteedinäitajad

Euroopa Komisjoni JRC (Joint Research Center) juhtimisel töötavas jõgede kalastiku interkalibreerimise töögrupis on osalenud eksperdid 26 riigist/piirkonnast (Austria, Belgia-Wallonia, Belgia-Flandria, Tšehhi, Taani, Inglisamaa-Wales, Eesti, Soome, Prantsusmaa, Saksamaa, Kreeka, Ungari, Iirimaa, Läti, Leedu, Luksemburg, Holland, Iirimaa, Norra, Portugal, Rumeenia, Šotimaa, Slovakkia, Sloveenia, Hispaania, Rootsi).

Töögrupp on töötanud alates 2006. a. ning praeguseks on koostatud ühine andmebaas, mis koondab vajalikke andmeid kalastiku seisundi hindamiseks ja seisundihinnangute vastastikuseks võrdlemiseks. Ühise andmebaasi struktuur annab ülevaate, missuguseid keskkonna-, surve- ja mõjutegureid ning kalastikku, selle elutingimusi ja teostatud seirepüüki iseloomustavaid näitajaid on peetud vajalikuks kalastiku seisundi kirjeldamisel arvestada.

Alljärgnevalt antaksegi ülevaade ühise andmebaasi struktuurist koos asjakohaste märkuste, selgituste ja kommantaaridega.

Ühine andmebaas koosneb kolmest järgmisest põhitabelist:

1) Tabel ”Seire koht” („*Fishing occasion*”)

See tabel koondab andmeid püügikoha asukoha määratlemiseks ja kirjeldamiseks ning samuti näitajaid kalastiku jaoks oluliste keskkonna- ja mõjutegurite kohta.

Tabel sisaldab järgmist andmestikku:

Seirekoha- ja keskkonnategurite kirjeldus

Seirekoha kood (*site code*)

Igal seirekohal on oma individuaalne kood, mille järgi seirekohti omavahel eristatakse ning millega kõik seirekoha andmed seotakse. Kahe erineva seirekoha koodid ei tohi kattuda. Vastavalt kokkuleppele algab seirekoha kood kahe tähega, mis määratlevad riigi või piirkonna. Edasi piirangud puuduvad, võib kasutada nii tähti kui numbreid. Enamasti lähtuti ühise andmebaasi koostamisel põhimõttest, et riiki/piirkonda määratlevatele tähtedele järgneb konkreetse vooluveekogu kood asukohariigis ning seejärel konkreetset kohta määratlev koodi osa.

Eesti andmestiku puhul kasutatakse ühises andmebaasis riigi määratlusena tähekombinatsiooni „EE”, millele järgneb 5-numbriline vooluveekogu kood Eesti NSV jõgede, ojade ja kraavide ametliku nimestiku (1986) ning seejärel ühe numbriline koha kood (ülemjooksult alates). Näiteks Purtsi jõe alamjooksul Purtsi lõigus asuva seirelõigu kood ühises andmebaasis on EE_10131_3 (jõel oli kokku 3 seirelõiku).

Seirekoha koodi kasutamine on otstarbekas ka edaspidisel seirel, viiekohaliselt vooluveekogu koodilt tuleks üle minna praegu ametlikult kehtivale seitsmekohalisele. Veekogu koodile võiks järgneda kolmekohaline arv, mis näitaks seirekoha kaugust vooluveekogu suudmest. Veekogu koodi asendamine veekogumi koodiga pole ilmselt otstarbekas, kuna veekogumid võivad edaspidi muutuda ning ühte veekogumikisse võib kuuluda mitu erinevat vooluveekogu. Kaugus suudmest on vooluveekogu puhul tõenäoliselt kõige selgem ja stabiilsem kohamääratlus olukorras, kus ühel vooluveekogul on mitu seirekohta.

Kuupäev (*date*)

Ühises andmebaasis on kuupäev formaadis YYYY/MM/DD. Sama formaati on mõistlik kasutada ka seireandmete edaspidisel esitamisel.

Geograafilised koordinaadid (*latitude, longitude*)

Ühises andmebaasis kasutatakse WGS 84 süsteemi, kraadid koos kuue kohaga pärast koma. Kuna koordinaatide esitamise viise on mitmeid ning need on üksteiseks lihtsalt teisendatavad, siis pole see väga oluline, mis formaadis need seireandmete juures on esitatud. Täpsus peaks seejuures olema vähemalt üks sekundi kümnendik.

Kuna kalastiku seirelõik on enamasti ca 100 m pikkune (vahel ka pikem), siis on seirelõigu täpseks määratlemiseks otstarbekas määrata seirelõigu koordinaadid nii üles- kui ka allavoolu piirilt. Juhul kui andmebaasis on hiljem võimalik kasutada vaid üht koordinaatide punkti, siis tuleks kasutada seirelõigu ülesvoolu piiri koordinaate.

Jõe nimi (*river name*)

Kasutada tuleks ametlikke vooluveekogude registri järgseid nimesid. Nende puudumisel kaartidel olevaid (välitöö vormil kindlasti koos viitega kaardile) ning kui ka need puuduvad, siis tuleks välitöö vormil näidata suubla ning vooluveekogu suubumiskoht suublasse (kas parem või vasak kallas ning mitmendal km-l suudmest).

Kohanimi (*site name*)

Kohanimi võib olla üldisem, viidata läheduses olevale asulale või paikkonnale. Oluline on see, et kohanimi oleks leitav kaartidelt. Välitöö lehel on kasulik kohanime taha lisada täpsustus (näiteks lähedal oleva talu, vana veskikoha nimi, viide mõnele paisule, teetruubile vms).

Koha staatus (*site status*)

Välitöö andmevormil tuleks ära näidata ekspertarvamusena, kas seirekoht võiks sobida referentskohaks ning lisada lühidalt poolt või vastu põhjendused. Hilisema andmeanalüüsi käigus saab otsustada referentskohaks sobivuse üle lähtudes kindlatest kokkulepitud kriteeriumitest. (Jõgede kalastiku töörühmas kokku lepitud kriteeriumid referentskohtadele on esitatud **lisas 4**).

Valgala pindala (*catchment size*)

Valgala pindala on üks võimalusi vooluveekogu suuruse ja veerikkuse iseloomustamiseks. Seirelõigust ülesvoolu jääva valgala pindala (km²) tuleb leida hilisema kameraaltöö käigus valgala kaartide alusel. Juhul kui seirelõigu veerežiimis on oluline osa põhjaveetoitel, tuleks selle kohta teha märge juba välitööde käigus välitöö lehele. Siis on hiljem lihtsam arvesse võtta seda kui topograafiline ja hüdroloogiline valgala oluliselt erineda. Sel juhul ei iseloomusta seirelõigu valgala pindala selle veerohkust (= suurust) kuigi hästi. Üldjuhul iseloomustab valgala pindala jõe suurust suhteliselt hästi alates suurusest >300 km².

Kaugus lähtest (*distance to source*)

Kaugust lähtest on teiseks paralleelseks võimaluseks jõe veerikkuse (= suuruse) hindamisel. Näitaja tuleb määrata põhikaardilt km täpsusega. Üldjuhul iseloomustab kaugus lähtest jõe suurust halvemini kui valgala pindala, kuna sageli loetakse jõe lähteks mõni ajutise vooluga kraav, kus vesi tegelikult harva voolab. Samas võib mõnel juhul jõgi alata suurtest allikatest ning olla veerohke kohe allpool lähet. Ka erinevate jõgede valgaslade kuju on erinev. Üldiselt iseloomustab kaugus lähtest jõe suurust suhteliselt hästi alates pikkusest >20 km.

Kõrgus (*altitude*)

Euroopa mastaabis oluline näitaja, kuid Eesti oludes sellel näitajal informatiivsus puudub. Kõik Eesti jõed liigituvad tasandikujõgede alla.

Lang (*slope*)

Lang on kalastiku jaoks veerikkuse kõrval üheks kõige olulisemaks mõjuteguriks. Probleemiks on aga see, et vooluveekogu lang muutub tavaliselt lõigust lõiku. Ühises andmebaasis on lähtunud kokkuleppest, et väikestel ojadel (valgala <100 km²) arvestatakse langu ca 1 km pikkusel oja lõigul (ca 0,5 km seirelõigu keskkohast üles- ja allavoolu), keskmise suurusega jõgedel (valgala 100-1000 km²) ca 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) ca 10 km pikkuse jõelõigu ulatuses. Jõelõigu keskmine lang määratakse topograafilistelt kaartidelt mõõtkavaga 1:25 000 või täpsem. Eesti oludes on sobivaimaks endised Vene topograafilised kaardid 1:10 000, hädapärastel on keskmiste ja suuremate jõgede puhul kasutatav ka Eesti põhikaart. Eesti baaskaart on täiesti sobimatu.

Probleemiks on aga see, et praktikas ei pruugi 5 km pikkuse jõelõigu keskmine lang mitte kuigi hästi iseloomustada kalastiku elutingimusi seirelõigus. Seetõttu oleks kindlasti vajalik määrata ka jõe lang seirelõigul. Ühises andmebaasis puudub see näitaja seetõttu, et vastavaid andmeid pole üldjuhul ühelgi eksperdil kusagilt võtta. Ainsaks võimaluseks on teha täpsed mõõtmised seirelõigul. See töö on väga aeganõudev. Põhimõtteliselt oleks see töö aga äärmiselt vajalik.

Seirelõigu mõõtmistulemuste puudumisel on võimalik kasutada eksperthinnangul põhinevat seirelõikude hüdro-morfoloogilist liigitust ritraalseteks ja potamaalseteks jõelõikudeks. Eestis praegu kasutatav kalastikuseire andmevorm kasutab seirelõigu hüdro-morfoloogilist iseloomustust, kus seirelõigud jaotatakse järgmisel viide alatüüpi: 1) kärestik, 2) ritraalne, 3) lausliivane, 4) potamaalne kõvapõhjaline, 5) potamaalne pehmepõhjaline.

Keskmine õhutemperatuur jaanuaris ja juulis (*temperature, January/July*)

Talvine ja suvine keskmine õhutemperatuur on olulised näitajad Euroopa mastaabis erinevate geograafiliste piirkondade eristamisel, kuid Eesti siseselt oluline tähtsus neil näitajatel puudub. Märksa olulisem on Eesti oludes kalade jaoks suvine maksimaalne vee temperatuur. Ühises andmebaasis see näitaja aga puudub, kuna üldjuhul puuduvad selle kohta andmed (ühekordne suvalisel ajal mõõdetud vee temperatuur ei näita suurt midagi, enamik eksperte on rõhutanud, et vastav andmestik on küll vajalik, aga andmeid lihtsalt pole). Kuna tegemist on kalastiku jaoks väga olulise näitajaga, siis on paljudes jõgedes Eestis seda näitajat kalastiku-uuringute käigus jälgitud ja mõõdetud. Osaliselt on andmed olemas ka nende jõelõikude kohta, kus on tehtud kalastiku seirepüüke.

Põhjasetted (*natural sediment*)

Ühises andmebaasis eristatakse 3 kategooriat: peened (orgaanika, savi, liiv), keskmised (kruus, kiviklibu, väiksemad kivid) ja suuremõõtmelised setted (rahnud, kalju, paeplaat). Oluline on domineeriv põhjaaines. Tegemist on väga üldistava liigitusega, mis Eesti tingimustes pole eriti informatiivne. Enamasti on meil jääajast tingituna tegemist segatud põhjaainestega. Seetõttu kasutatakse Eestis kalastiku seirel järgmist põhjasetete liigitust: 1) Paeplaat, 2) rahnud (>50 cm), 3) kivid (7-50 cm), 4) kruus ja kiviklibu (0,5-7 cm), 5) liiv (<0,5 cm), 6) savi, 7) muda, 8) turvas, 9) tehismaterjalist põhi (näiteks betoon).

Geomorfoloogiline jõesängi tüüp (geomorphological type / planform)

Ühises andmebaasis eristatakse 4 kategooriat: 1) sirge (muutumatu; constraint); 2) looklev (braided); 3) Tugevasti looklev (sinous); 4) Meandriline (meandering). Oluline on algne jõesängi tüüp enne inim mõjusid (=maaparandustöid). Hinnang antakse sarnaselt jõe languga jõe segmendi ulatuse – väikestel ojadel ca 1 km, keskmistel jõgedel ca 5 km ja suurematel jõgedel ca 10 km pikkuse jõelõigu alusel. Hinnangu andmisel lähtutakse vastavast juhendmaterjalist ning kasutatakse topograafilisi kaarte (Eesti oludes põhikaart mõõtkavas kuni 1:20 000).

Suurveega üleujutatavate luhtade olemasolu (floodplain)

Antakse eksperthinnang, kas üleujutatavad luhad jõe kallastel on olemas (üleujutused vähemalt kord 10 aasta jooksul regulaarselt). Võimalikud on kaks varianti: jah /ei. Hinnang antakse sarnaselt jõe languga väikestel ojadel ca 1 km, keskmistel jõgedel ca 5 km ja suurematel jõgedel ca 10 km pikkuse jõelõigu alusel. Oluline on olukord enne võimalikke inim mõjusid (maaparandustöid). Hinnangu andmisel lähtutakse nii välivaatlustest kui ka kaardimaterjalist (Eestis põhikaart, ajaloolised kaardid). Eestis on otstarbekas lisaks luhtadele hinnata kindlasti ka peajõega ühenduses olevate vanajõgede olemasolu. Lisaks algele (inim mõjuta) olukorrale on oluline hinnata ka praegust (võimalike mõjude järgset) olukorda.

Toitumistüüp (water source type)

Ühises andmebaasis eristatakse liustikult algavaid (*glacial-nival*) ja sadeveetoitelisi (*pluvial*) vooluveekogusid. Euroopa mõistes on kõik Eesti vooluveekogud sadeveetoitelised. Samas on Eestis rida väiksemaid vooluveekogusid, mille veerežiimis on oluline osa põhjaveetoitel. Selliste külmaveeliste ja suhteliselt stabiilse vooluhulgaga jõgede kalastik erineb oluliselt nende vooluveekogude omast, kus allikalise toite osakaal on väike. Interkalibreerimisel otsustati Lowland-Midland tööühmas (kuhu kuulub ka Eesti), et suure allikalise toitega vooluveekogud jäetakse nende eripärade tõttu kõrvale ning nendega ei tegeleta. Eesti oludes on sellistel väikestel külmaveelistel forellijõe tüüpi jõgedel aga oluline roll ning nende seisundi hindamine, kalastiku eripärasid arvesse võttes, on kindlasti vajalik.

Jõe laius (wetted width)

Ühises andmebaasis mõistetakse jõe laiuse all keskmist jõe veepeegli laiust seirepüügi momendil. Informatiivsem oleks jõe veepeegli madalvee aegne laius, kuid kuna selle kohta andmed enamasti puuduvad, siis leiti, et viimati nimetatud näitajat pole ühises andmebaasis võimalik kasutada.

Eestis on kalastiku seirel jõe laiust hinnatud järgnevalt: seirelõigul määratakse minimaalne, maksimaalne ja domineeriv seirepüügi aegne veepeegli laius ning jõesängi eeldatav tavapärane madalvee perioodi aegne laius (samuti minimaalne, maksimaalne, domineeriv). Ühtlasi püütakse võimaluse korral määrata seirelõigu veetase võrreldes minimaalse ja maksimaalse veeseisuga (näiteks ca 0,2 m üle madalseisu ja ca 1,5 m alla suurvee).

Geoloogiline aluspõhi (*geotypology*)

Ühises andmebaasis eristatakse kolme valgala aluspõhja tüüpi: räni, lubjakivi ja orgaanika. Hinnang antakse geoloogiliste aluspõhja kaartide alusel.

Eelnevate jääaegade tõttu on Eesti vooluveekogude valgala enamasti segatüüpi. Suurem osa meie vooluvetest tuleb nende kõrge aluselisuse tõttu lubjakivi aluspõhjalisteks hinnata, sh enamik Lõuna-Eesti liivakivi aluspõhjal olevaid jõgesid. Soode ja rabade mõju Eesti jõgede veerežiimile on ühtlaselt suur, kuid enamiku jõgede puhul ei ületa see tõenäoliselt piiri, mis kalastikule olulist mõju võiks avaldada. Mõistlik oleks orgaanika-valgalalisteks määratleda jõed, kus tumeda humiainetrikka veega kaasneb ka looduslik hüpoksia.

Seirepüügi strateegia (*electrofishing strategy*)

Ühises andmebaasis eristatakse kahte strateegiat: 1) kogu seireala lausaline läbipüüdmine (whole strategy); 2) seireala osaline läbipüüdmine (partial strategy).

Eelistatud on kogu seireala läbipüüdmine, kuid teatud jõelõikudes pole see võimalik (veesügavuse, suurtaimestiku vohamise vms tõttu) või mõistlik (seirepüük peab hõlmama kõiki erinevaid antud jõelõigule omaseid elupaigatüüpe). Sel juhul on otstarbekas teha seirepüük mitmes erinevas lõigus.

Eestis püütakse üldjuhul läbi kogu seireala, osaliselt läbipüütavate seirelõikude osakaal on enamasti alla 1/5 (2009. a. näiteks 16%).

Seirepüügi meetod (*electrofishing method*)

Ühises andmebaasis eristatakse kolme seirepüügi metoodikat: 1) püük kummiülikonnaga (by wading); 2) püük paadist (by boat); 3) kombineeritud püük (mixed, by wading and boat). Nii Euroopas kui Eestis kasutatakse väikestes ja keskmistes jõgedes kalastiku seirel ainult elektripüüki ning ülekaalukalt on valdav püük kummiülikonnaga vees vastuvoolu liikudes. Võimaluse korral tuleb seirelõikude valikul just sellest kriteeriumist lähtuda – valida seirelõikudeks need jõelõigud, kus püük kummiülikonnaga on võimalik. Alati see võimalik aga pole ning siis tuleb seirepüük teostada paadist. Kombineeritud püüki seirel üldjuhul ei kasutata. Suurtes jõgedes ja põhjalike uuringute läbiviimisel on see vahel siiski vajalik. Sel juhul on aga enamasti otstarbekas kasutada ka teisi püügiviise (mõrra, nooda, võrgupüük jne) ning tegemist pole enam tavapärase seire vaid pigem põhjalikumad laadi eriuuringutega.

Seirelõigu pindala (*electrofished area*)

Seirepüügil läbi püütud ala pindala (m²). Kummiülikonnaga läbi püütavatel aladel mõõdetakse läbi püütud ala osade kaupa mõõdulindiga ning arvutatakse seejärel suhteliselt täpselt ala pindala. Paadist teostatud püügi korral tuleb enamasti kasutada GPS-seadet, ortofotosid ning põhikaarti. Sel moel leitav ala püügiala pindala on ligikaudne.

Survetegurite kirjeldus

Valgalal allavoolu jäävad rändetõkked (*presence of downstream artificial barriers on the catchment scale*)

Survetegur näitab inimtekkeliste rändetõkete olemasolu seirelõigust allavoolu jäävas jõeosas kuni suubumiskohani merre (järve) ning selle mõju seirelõigu kalastikule.

Survetegurit hinnatakse 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui inimtekkelised rändetakistused allavoolu jäävas jõeosas puuduvad.

Mõju on nõrk, kui allavoolu jääb mõni rändetakistus, kuid see on ületatav hea

ujumisvõimega kalaliikidele ning eeldatavasti ei mõjuta see oluliselt diadroomsete

kalaliikide esinemist seirelõigust (ükski tüübispetsiifiline liik ei puudu). Mõju on

tugev, kui allavoolu asuva rändetõkke tõttu puudub seirelõigust mõni tüübispetsiifiline liik.

Jõelõigul (segmendil) ülesvoolu jäävad rändetõkked (*artificial barriers upstream from the site*)

Survetegur näitab inimtekkeliste rändetõkete olemasolu seirelõigust ülesvoolu jäävas jõesosas. Väikestel jõgedel (valgala <100 km²) kuni 1 km pikkusel lõigul, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ning suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkusel lõigul. Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui inimtekkelised rändetakistused ülesvoolu jäävas jõesosas puuduvad. Mõju on nõrk, kui ülesvoolu jääb ajutisi rändetakistusi, kuid need on kõigile liikidele vähemalt periooditi ületatavad. Mõju on keskmine, kui ülesvoolu jääb mõni liikide suhtes selektiivne rändetõke (ületamatu mõnele tüübispetsiifilisele liigile). Mõju on tugev, kui ülesvoolu asuv rändetõke on ületamatu enamikule liikidele.

Eesti ja Baltimaade spetsiifiline probleem on kopra kõrge arvukus ja jõgedel olevad koprapaisud. Kuigi tegu pole otsese inimõjuga (kaudselt küll) on surveteguri mõju kalastikule ilmne ning selle arvestamine vajalik. Tõenäoliselt tuleks jõesosades, kus esineb regulaarselt koprapaise, hinnata antud surveteguri mõju keskmiseks.

Jõelõikudes, kus koprapaise on harva ja juhuslikult nende mõju aga väikeseks.

Jõelõigul (segmendil) allavoolu jäävad rändetõkked (*artificial barriers downstream from the site*)

Survetegur näitab inimtekkeliste rändetõkete olemasolu seirelõigust allavoolu jäävas jõesosas. Väikestel jõgedel (valgala <100 km²) kuni 1 km pikkusel lõigul, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ning suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkusel lõigul. Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui inimtekkelised rändetakistused allavoolu jäävas jõesosas puuduvad. Mõju on nõrk, kui allavoolu jääb ajutisi rändetakistusi, kuid need on kõigile liikidele vähemalt periooditi ületatavad. Mõju on keskmine, kui allavoolu jääb mõni liikide suhtes selektiivne rändetõke (ületamatu mõnele tüübispetsiifilisele liigile). Mõju on tugev, kui allavoolu asuv rändetõke on ületamatu enamikule liikidele.

Koprapaisude mõju tuleks hinnata analoogiliselt eelmise surveteguriga.

Paisutamine (*impoundment*)

Survetegur iseloomustab veetaseme kunstlikku tõstmist seirelõigus. Survetegurit hinnatakse 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui seirelõigus pole vett paisutatud. Mõju on nõrk, kui seirelõigul esineb mõningane veetaseme tõstmine ning sellest tulenev voolukiiruse vähenemine. Mõju on tugev, kui seirelõik on paisutatud ning vee voolukiirus seetõttu oluliselt vähenenud.

Äravoolu reguleerimine (*hydropeaking*)

Survetegur iseloomustab jõe loodusliku äravoolurežiimi muutmist. Survetegurit hinnatakse 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui seirelõigus on tagatud jõe looduslik äravool, inimtekkelist äravoolu reguleerimist ei toimu. Mõju on nõrk, kui seirelõigust ülesvoolu toimub jõe äravoolu reguleerimine ning eeldatavasti mõjutab see teatud määral ka hüdroloogilisi tingimusi seirelõigus. Mõju on tugev, kui äravool seirelõigus reguleeritud ning sellel on potentsiaalselt negatiivne mõju seirelõigu kalastikule (hüdroelektrijaam seirelõigust ülesvoolu).

Vee võtt ja kõrvalejuhtimine (*water abstraction*)

Survetegur iseloomustab jõe vooluhulga kunstlikku vähendamist seirelõigus.

Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui seirelõik pole mõjustatud vee võtust või kõrvalejuhtimisest. Mõju on nõrk, kui seirelõik on vähesel määral mõjustatud vee võtust või kõrvalejuhtimisest (vooluhulk on vähenenud <10% kuukeskmisest mediaanist, sh madalvee periood).

Mõju on keskmine, kui seirelõik on olulisel määral mõjustatud vee võtust või kõrvalejuhtimisest (vooluhulk on vähenenud >10% kuukeskmisest mediaanist, sh madalvee periood). Mõju on tugev, kui seirelõik on väga oluliselt mõjustatud vee võtust või kõrvalejuhtimisest (vooluhulk on vähenenud >50% kuukeskmisest mediaanist, sh madalvee periood).

Märkus:

Praegu Eestis kehtiv keskkonnaministri määrus nr 39 (27.07.09) „Nõuded veekogu paisutamise, veetaseme alandamise ja veekogu tõkestamise ning paisu kohta”

kehtestab vee äravoolu reguleerimise ja vee kõrvalejuhtimise kohta järgmised nõuded:

§ 5. Sanitaarvooluhulga tagamine

(1) Paisust vahetult allpool olevas jõelõigus tuleb pidevalt tagada sanitaarvooluhulk või looduslik äravool, kui looduslik äravool on sanitaarvooluhulgast väiksem.

(2) Sanitaarvooluhulk on jäävaba perioodi (maist oktoobrini) 95% ületustõenäosusega kuu keskmine miinimumvooluhulk.

Eeltoodud nõuete järgmine tähendaks kalastikule ülitugevat surveteguri mõju.

Euroopa kontekstis hinnatakse vee vähendamise mõju kalastikule tugevaks surveks

juba olukorras, kus veekasutuse tõttu võib äravool periooditi väheneda üle 50%

kuukeskmisest mediaanist. On täiesti ilmne, et Eestis seatud piiri (95% tõenäosusega tagatud jäävaba perioodi kuukeskmine vooluhulk) järgimisel on kalastikule totaalselt

hukutavad tagajärjed. Eelkõige puudutab äravoolu reguleerimine ja vee

liigvähendamine jõgesid, kus töötavad hüdroelektrijaamad (kokku on Eesti jõgedel

praegu üle 40 hüdroelektrijaama), vähemal määral aga ka jõgesid, kus paisude juures

toimub tehnoloogilise, kastmis- vm veevõtt.

Jõega ühenduses olevad kalakasvandused ja –tiigid ning paisjärved (*colinear connected reservoir – fish farms, fish ponds ...*)

Eesti jõgedel on kalakasvatuse suhteliselt vähe ja nende otsene mõju piirdub enamasti

üksikute kasvandusest põgenenud kaladega (peamiselt vikerforellid). Sagedamini on

kalastiku koosseisus tunnetatav paisjärvede ja vahel ka jõega ühenduses olevate

tiikide mõju. Seetõttu võib aegajalt täiesti ebatüüpilistes kohtades esineda arvukalt

ahvenat, hõbekokre, kokre, vahel ka viidikat, särge, linaskit jt paisjärvedega seotud

liike. Eestis praegu kasutatava meetodika järgi mitte tüübispetsiifilistel liikidel mõju

kalastiku seisundi hinnangule puudub (nad ei alanda ega tõsta seisundihinnangut).

Seirelõigust ülesvoolu jääva paisu mõju (*upstream dams influence*)

Surveteguri puhul hinnatakse seirelõigust ülesvoolu jääva paisu mõju seirelõigu vee

temperatuurile, põhjasetetele ning äravoolule. Survetegurit hinnatakse seirelõigu

ulatuses 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui pais ülesvoolu puudub või kui see ei muuda jõe vee temperatuuri,

ei ole mõjutanud seirelõigu põhjaseteid, pole põhjustanud tulvavett või vee

liigvähendamist. Mõju on nõrk ülesvoolu asuv pais mõjutab vähesel määral seirelõigu

vee temperatuuri, võib olla mõjutanud seirelõigus põhjaseteid või on tõenäoliselt

esinenud tulvavett või äravoolu vähenemist. Kuid eeltoodud mõjuteguritel pole

eeldatavasti selget mõju seirelõigu kalastikule. Mõju on tugev, eeltoodud mõjuteguritel on potentsiaalselt negatiivne mõju seirelõigu kalastikule. Eesti jõgedel on sadu ülevoolupaise, mis ilmselgelt muudavad jõe temperatuurirežiimi. Peamiseks mõjuks on suvine vee temperatuuri tõus, mis otseselt avaldab mõju ka antud jõe kalakooslustele.

Vee temperatuuri muutmine, v.a. paisude mõju (*water temperature modification, excluding dam effect*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigu ulatuses 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju esineb.

Mõju esinemiseks loetakse vee temperatuuri muutust >1 °C, kuna sellel võib jõe kalastikule olla juba selge mõju.

Mõju allikatena tulevad arvesse eelkõige jahutusvete jõkke juhtimine, harvem kaevandusvete jm põhjevee väljapumpamine. Sageli kaasneb jahutusvete jõkke juhtimisega ka heitvete jõkke juhtimine. Sel juhul enamasti temperatuuri tõusust ja reostusest tulenevad mõjud kumuleeruvad. (Näiteks Jägala jões allpool Kehra paberivabriku heitvete sissevoolu on jõe vee temperatuuride erinevuseks eri kallaste ääres mõõdetud üle 20 °C ning veel 4,2 km heitvee lasust allavoolu on Jägala jõe vee temperatuur olnud üle 2 °C kõrgem looduslikust foonist).

Maaparandustööd – süvendamine, õgvendamine (*channelisation, cross section alteration – hard works*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses – väikestel jõgedel (valgala <100 km²) 1 km, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkuses lõigus. Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui vaadeldavas jõeosas on täielikult säilinud looduslik säng ja veetase. Mõju on nõrk, kui jõesängi on kohati vähesel määral muudetud ($<10\%$ ulatuses vaadeldava jõeosa kogupikkusest). Mõju on keskmine, kui vaadeldavat jõelõiku on olulisel määral maaparandustööde käigus muudetud (10-75% kogupikkusest). Mõju on tugev, kui valdav osa jõesängist on muudetud ($>75\%$ kogupikkusest).

Kaldataimestik (*riparian vegetation*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigu piires 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui kaldataimestik vastab selle looduslikule kasvukohatüübile.

Inimmõju kaldataimestiku kujundamisele pole märgatav. Mõju on nõrk, kui kaldataimestik vastab selle looduslikule kasvukohatüübile, kuid on märgatav kerge inimõju selle kujundamisel. Mõju on keskmine, kui vaadeldava jõelõigu kaldataimestikku on inimtegevuse käigus oluliselt muudetud või ümber kujundatud. Mõju on tugev, kui inimtegevuse tõttu kaldataimestik puudub.

Elupaikade muutmine (*local habitat alteration – soft works*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigu piires 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui seirelõik on säilinud looduslikus seisundis, pole toimunud inimese põhjustatud kaldaerosiooni, jõkke pole rajatud kivipaisukesi, jõe põhjas pole kive ümber tõstetud, pole tekitatud ujumiskohti jne. Mõju on nõrk, kui inimtegevuse käigus on vähesel määral muudetud elupaiku seirelõigu üksikutes kohtades (<20% ulatuses seirelõigust). Mõju on keskmine, kui seirelõigus on jõe elupaiku oluliselt muudetud. Mõju on tugev, kui valdav osa seirelõigust on elupaigaliselt muudetud.

Tammid jõe kallastel (*dykes, flood protection*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses – väikestel jõgedel (valgala <100 km²) 1 km, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkuses lõigus. Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui vaadeldaval jõeosal pole kaldatamme. Mõju on nõrk, kui kaldatammid asuvad jõest kaugemal ning vaatamata kaldatammidele on säilinud enamik üleujutatavaid luhtasid ning ühendus vanajõgede, kõrvalharude ja –soppidega (*significant lateral connectivity*). Mõju on keskmine, kui kaldatammid asuvad jõest kaugemal ning vaatamata nende olemasolule on säilinud teatud määral üleujutatavaid luhtasid, vanajõgesid, kõrvalharusid või –soppe (*some lateral connectivity*). Mõju on tugev, kui kaldatammide tõttu puuduvad üleujutatavad luhad, on katkenud ühendus vanajõgede, kõrvalharude ja –soppidega (*no lateral connectivity*).

Toksilised ained (*toxic risk, priority substances list*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses – väikestel jõgedel (valgala <100 km²) 1 km, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkuses lõigus. Survetegurit hinnatakse 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui saasteallikad puuduvad ning võimalik on vaid kaudne toksiliste ainete jõudmine jõkke (näiteks atmosfääri vahendusel). Mõju on nõrk, kui on olemas teatud risk, et heitvetega või muul moel võib mõni toksiline aine sattuda jõkke, aga konkreetset saasteallikat teada pole. Mõju on tugev, kui vaadeldavast jõeosast ülesvoolu asub teadaolev potentsiaalne saasteallikas.

Eesti jõgedes toksiliste ainete sisaldust praktiliselt uuritud pole, nõrga mõju olemasolu võib eeldada kaevandusvetega seotud jõgedes. Tugeva mõjuga on ilmselt tegemist mõnede Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas (põlevkivitöötlemisega seotud ettevõtted) olevate jõgede puhul (Purtse, Kohtla, Erra jõgi).

Vee happestumine (*water acidification*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses – väikestel jõgedel (valgala <100 km²) 1 km, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkuses lõigus. Survetegurit hinnatakse 3-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju tugev.

Mõju puudub, kui veekogu pH on looduslähedane, happetumist pole märgata. Mõju on nõrk, kui vee pH on looduslikuga võrreldes mõnevõrra langenud või kui varem on sellel veekogul teadaolevalt esinenud happetumist (veekogu on lubjatud). Mõju on tugev, kui esineb selge happetumise probleem (pH<6).

Eesti jõgedes happetumine teadaolevalt mitte kusagil probleemiks pole. Teatud juhtudel võib probleemiks olla pigem liiga kõrge vee pH. (Näiteks Narva elektrijaamade tuhaväljade valgmete pH on ülimalt aluseline 13,5-14. Aegajalt on varem Narva jõkke lastud suurtes kogustes neutraliseerimata tuhavett. Praegu lastakse pidevalt Narva jõkke ja veehoidlasse neutraliseeritud tuhavett).

Vee kvaliteedi degradeeritud – vee kvaliteediklass (*national water quality index*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses – väikestel jõgedel (valgala <100 km²) 1 km, keskmistel jõgedel (valgala 100-1000 km²) 5 km ja suurematel jõgedel (valgala >1000 km²) 10 km pikkuses lõigus. Survetegurit hinnatakse 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui vee kvaliteediklass on väga hea. Mõju on nõrk, kui vee kvaliteediklass on hea. Mõju on keskmine, kui vee kvaliteediklass on kesine. Mõju on tugev, kui vee kvaliteediklass on halb või väga halb.

Vee kvaliteedi degradeeritus – reostus, eutrofeerumine (*water quality alteration*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigul 4-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju nõrk, 3) mõju keskmine, 4) mõju tugev.

Mõju puudub, kui seirelõigul puuduvad märgid, mis viitaksid veekogu eutrofeerumisele (rohevetikate, suurtaimestiku intensiivne kasv) ning BHT₅ on lähedane looduslikule foonile. Mõju on nõrk, kui BHT₅ < 3 mgO₂/l lõhelaste elupaigaks olevate jõgede puhul ning < 4 mgO₂/l muude jõgede puhul. Mõju on keskmine, kui seirelõigul on näha selgeid märke veekogu eutrofeerumisest (rohevetikate ja suurtaimestiku vohamine). Mõju on tugev, kui seirelõigul on selgeid märke tugevast orgaanilisest reostusest (lõhnav mudasete, lagunev vetikamass) ning periooditi võib esineda tugev hapnikudefitsiit, hüpoksia.

NB! Eestis on ka jõgesid, mille puhul hüpoksia ja kaladele ebasoodsa gaasirežiimi põhjused on looduslikud!

Veetransport (*navigation*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju tugev.

Mõju puudub, kui laevaliiklust veekogul pole või esineb vähesel määral. Mõju on tugev, kui toimub intensiivne veeliiklus.

Eesti jõgedel intensiivset veeliiklust reeglina ei esine. Laevatatavaid jõgesid ja jõelõike on väga vähe, eelkõige puudutab see Emajõe, Narva jõge, Pärnu jõe alamjooksu, vähesel määral ka Väikese Emajõe alamjooksu.

Veekogu rekreatiivne kasutamine (*recreational use with high intensity – angling, boating, ...*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigu ulatuses 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju tugev.

Mõju puudub, kui veekogu rekreatiivne kasutamine pole intensiivne ning kui rekreatiivsel kasutusel puuduvad selged mõjud seirelõigu kalastikule. Mõju on tugev, kui veekogu rekreatiivsel kasutusel on seirelõigu kalastikule selge mõju.

Eesti jõgedel reeglina intensiivselt kasutatavaid supelrandasid pole. Mõnedel jõgedel võib mõjutegurina arvesse tulla intensiivne harrastuspüük, samuti illegaalne elektri- ja võrgupüük.

Võõrliikide ja asustatud liikide mõju algupärasele kalakooslusele (*impairment of indigenous species*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju tugev.

Mõju puudub, kui võõrliike vaadeldavas jões osas pole ning kui varasemad kodumaiste uute liike asustamised pole algupärast kalakooslust eeldatavasti ioluliselt muutnud.

Mõju on tugev, kui veekogus on võõrliike või asustatud liike, kelle sissetoomine on oluliselt muutnud antud jõe segmendi kalakooslust.

Eesti jõgedes esinevatest kaladest on võõrliikideks vikerforell, hõbekoger, karpkala ja hiljuti Narva veehoidla basseini leitud kaug-ida unimudil. Invasiivseks liigiks võib neist praegu pidada vaid kaug-ida unimudilat, kes praegu pidevalt oma leviala laiendab. Praegu esineb ta ainult Narva jões ja sellega seotud veekogudes. Peipsissee jõudes levib ta aga edaspidi tõenäoliselt juba väga paljudesse jõestikesse. On võimalik, et edaspidi satub kalakasvatustest, akvaristide või õngemeeste vahendusel veel mõni uus tolerantne ja kohanemisvõimeline kalaliik, kes teatud jõetüüpides võib algupärast kalakooslust oluliselt mõjutama hakata.

Kodumaiste kalade asustamisi ja nende mõju on praktikas hinnata väga raske, kuna meie vooluvete võrku kuuluvad veekogud on omavahel suhteliselt heas ühenduses (enamiku kalaliikide jaoks pole rannikumeri rändetõkkeks) ning pole kuigi lihtne kindlaks teha, et mingi kalaliik mõnes meie jõestikus on ajalooliselt juba algselt puudunud.

Looduslikud vaenlased (*heavy predation*)

Survetegurit hinnatakse seirelõigul 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju tugev.

Mõju puudub, kui looduslikel vaenlastel oluline mõju kalastikule puudub. Mõju on tugev, kui looduslikel vaenlastel on teadaolevalt seirelõigu kalastikule oluline mõju.

Eestis võivad kalade arvukust jõgedes mõjutada saarmas ja mink. Üldjuhul ei saa aga nende mõju hinnata sedavõrd oluliseks, et see mõjutaks kalastiku seisundi hinnangut seirelõigus.

Ka haiguspuhangud, millega kaasneks kalade massiline hukkumine on Eesti jõgedes seni teadaolevalt haruldased.

Asustamiste mõju algupärasele kalakooslusele (*major effect in indigenous populations by stocking activities*)

Survetegurit hinnatakse jõe segmendi ulatuses 2-astmeliselt: 1) Mõju puudub, 2) mõju tugev.

Mõju puudub, kui kalade asustamisi vaadeldavasse veekogusse ei tehta või kui tehtavate asustamiste mõju on eeldatavasti vähene. Mõju on tugev, kui veekogusse tehakse suuremahulisi asustamisi ning sellel on teadaolevalt oluline mõju antud jõeosa algupärasele kalastikule.

Eestis asustatakse igal aastal jõgedesse ca 50 000 kaheaastast lõhet ning 50 000-100 000 aastast lõhet. Ebaregulaarselt asustatakse võrdlemisi arvukalt ka forelli noorjärke. Jõed ja jõelõigud kuhu asustamisi tehakse on teada ning väga tõenäoliselt on neil asustamistel selge mõju ka nende jõeosade kalastikule. Mõju arvesse võtmine seiretulemuste hindamisel on kindlasti oluline.

2) Tabel "Seirepüük" („Catch“)

See tabel koondab andmeid seirepüügi tulemuste kohta.

Tabel sisaldab järgmist andmestikku:

- *Seirelõigu kood*
- *Kuupäev*
- *Registreeritud kalaliigid (ladina keelsed nimed)*
- *Registreeritud isendite arv iga liigi puhul*
- *Registreeritud isendite arv pikkusega <150 mm iga liigi puhul*

3) Tabel „Diadroomsed liigid“ („Diadromous species“)

See tabel koondab andmeid diadroomsete tüübispetsiifiliste kalaliikide kohta seirelõigus.

Tabel sisaldab järgmist andmestikku:

- *Seirelõigu kood*
- *Kuupäev*
- *Kõik tüübispetsiifilised diadroomsed kalaliigid (ladina keelsed nimed), kes esinevad või on varem eeldatavasti esinenud seirelõigus*
- *Ajaloolised andmed iga liigi esinemise kohta – a) esinemine antud jõesegmendis on registreeritud, b) ei ole registreeritud*
- *Praegused andmed iga liigi esinemise kohta – a) esineb looduslikult, b) esineb asustamiste tõttu, c) puudub*

Eelkirjeldatud jõgede kalastiku interkalibreerimise ühise andmebaasi andmestiku kõrval on lisaks veel geograafilistes töögruppides andmetabelid nende seireandmetega, mida kasutatakse ainult antud töögrupi piires.

Jõgede kalastiku interkalibreerimisel on hetkel 5 töögruppi: 1) Nordic, 2) Lowland-midland, 3) Danubian, 4) Alpine-Mountains, 5) Mediterranean.

Eesti koos Belgia-Flandria, Belgia-Wallonia, Luksemburgi, Hollandi, Inglismaa-Wales, Prantsusmaa, Taani, Saksamaa, Taani, Tšehhi, Poola, Läti ja Leeduga kuulub Lowland-midland töögruppi.

Igal töögrupil on ühise andmebaasi kõrval tabelid andmestikuga, mida kasutatakse kalastiku seisundi hindamisel ja seisundihinnangute võrdlemisel antud konkreetse töögrupi piires. Lowland-midland töögrupi andmestik sisaldab andmeid järgmiste näitajate kohta:

Keskmine voolukiirus (*mean flow velocity*)

Näitaja on vajalik kalastiku seisundi hindamisel Hollandi meetodika järgi. Vajalik on teada keskmist voolukiirust seirelõigus. Näitaja alusel eristatakse aeglaselt ja kiiresti voolavaid jõgesid. Lõigud, kus keskmine voolukiirus on >50 cm/s loetakse kiirevoolulisteks, lõigud keskmise voolukiirusega <50 cm/s aeglasevoolulisteks.

Keskmine veesügavus (*mean depth*)

Näitaja on vajalik kalastiku seisundi hindamisel Prantsuse meetodika järgi. Vajalik on teada keskmist veesügavust seirelõigus.

Samasuviste isendite osakaal populatsioonis (*No of YOY*)

Kalastiku seisundi hindamisel Saksa meetodika järgi on vaja juhtliikide puhul teada, kui suur on samasuviste isendite osakaal populatsiooni vanuselises struktuuris. Vajalik on iga liigi seirepüügil registreeritud isendite arvu kõrval teada ka registreeritud samasuviste isendite arvu.

Seirelõigu kalastiku referentskooslus (*reference fish fauna, in % species*)

Kalastiku seisundi hindamisel Saksa meetodika järgi on vaja teada kalastiku referentskooslust seirelõigus. Referentstingimuste määramiseks on välja töötatud põhjalik juhendmaterjal koos selgituste ja näidetega. Vajalik on teada kõiki antud seirekohale omaseid tüübispetsiifilisi liike ja hinnata nende liikide osakaal (%-des) referentskoosluses.

Saksa meetodika on põhimõttelt sarnane Eestis praegu kasutatava meetodikaga. Mõlemad meetodikad lähtuvad otseselt jõe segmendi spetsiifilistest referentstingimustest ning kalastiku seisundi hindamisel hinnatakse kõrvalekallet referentstingimustest. Põhimõtteliselt erinev on mõnede teiste riikide meetodikate lähenemine, kus hinnatakse rohkem või vähem nn absoluutset kvaliteeti ning eeldatakse, et ühte alatüüpi kuuluvatel jõelõikudel on täpselt ühesugused referentstingimused.

Seirepüügil registreeritud isendite pikkus (*total length per species per catch*)

Belgia-Flandria meetodika eeldab andmeid kõikide seirepüügil registreeritud isendite pikkuse (TL) kohta. Kuna kõigi seirepüügil saadud isendite eraldi mõõtmine on ühelt poolt väga aeganõudev, teiselt poolt aga kalu ülemäära häiriv, siis reeglina seda enamikus riikides ei tehta.

Eestis seirepüügil saadud isendite pikkust reeglina ei mõõdata, visuaalselt eristatakse kolm vanusjärku – samasuvised, kahesuvised ja vanemad isendid. Vajaduse korral mõõdetakse osa püütud isenditest ning võetakse neilt soomused vanuse määramiseks, kui tekib kahtlusi vanusrühma määramisel.

Seirepüügil registreeritud isendite kaal (*total weight per species per catch*)

Belgia-Flandria meetodika eeldab andmeid kõikide seirepüügil registreeritud isendite kaalu (Tw) kohta. Sarnaselt pikkuse mõõtmisega on kõigi seirepüügil saadud isendite

eraldi kaalumise väga aeganõudev (kalad tuleb eelnevalt uinutada või surmata) ning ühtlasi ka kalu ülemäära häiriv/kahjustav, siis reeglina seda enamikus riikides ei tehta. Eestis seirepüügil saadud isendite kaalu ei mõõdeta. Vajaduse korral on võimalik kaal arvutada kalaliikidele ja vanusrühmadele omse tusedusindeksi järgi.

Forelli, harjuse ja pardkala pikkusrühmade eristamine (*No of trout, grayling and nase in length classes*)

Belgia-Wallonia meetodika eeldab forelli, harjuse ja pardkala puhul järgmiste pikkusrühmade eristamist: 0-10 cm, 10-20 cm, >20 cm. Pikkusrühmad on vajalikud ainult nimetatud kolme liigi jaoks ning ainult Huet' kalastikutsoneeringu järgi forelli, harjuse ja pardkala piirkonda jäävate seirelõikude puhul.

Eesti jõgedes pardakala puudub, kuid forelli ja harjuse puhul pole pikkusrühmade eristamine probleem, kuna samasuvised harjused ja forellid on Eesti jõgedes alati <10 cm pikkused, kahesuvised aga alati 10-20 cm pikkused, kolmesuvised enamasti >20 cm pikkused. Üliharva on mõni kolmesuvine forell või harjus <20 cm pikkune. Samas selgus interkalibreerimise käigus, et forelli, harjuse ja pardkala piirkondade eristamine Eesti jõgede puhul on Belgias kasutatavate kriteeriumite järgi problemaatiline. Vaatamata teatud liigilise koosseisu erinevustele on eelnimetatud kalastiku-tsoonid on Eesti jõgedes eristatavad, kuid mitte ainult langu alusel (nagu Belgias, kus lang on enamasti oluliselt suurem) vaid langu ja vee temperatuuri koosmõju alusel (Eesti jõgedes kompenseerib väikest langu sageli madal vee temperatuur).

Eestis jõgede kalastiku seirel kogutav andmestik

Senine interkalibreerimise kõik on näidanud, et Eestis jõgede kalastiku seirel kogutav andmestik on piisav selleks, et seireandmed oleksid kasutatavad ka teistes riikides kasutatavate meetodikate puhul.

Interkalibreerimisel on meetodikate võrdlemisel aluseks ühine andmebaas, kuhu Eesti esitas andmed 77 seirekoha kohta. Üldse esitasid *Lowland-Midland* töögruppi kuuluvad 13 riiki ühisesse andmebaasi 1423 seirekoha andmed.

Lowland-Midland töögrupis olevatest riikidest on peale Eesti kalastiku seisundi hindamise meetodikad olemas Belgia-Wallonias, Belgia-Flandrias, Tšehhis, Saksamaal, Inglismaal-Walesis, Prantsusmaal, Leedus ja Hollandis. Meetodikad puuduvad Lätis, Luksemburgis ja Taanis. Poola ei ole interkalibreerimisest seni osa võtnud.

Interkalibreerimise käigus tehtud analüüsi käigus selgus, et Eesti jõgede kalastiku seireandmed ei ole kasutatavad vaid Belgia-Flandrias ja Inglismaal-Wales'is kasutatavate meetodikate puhul. Seejuures Inglismaal-Wales'is kasutatav meetodika pole põhimõtteliselt võrreldav ühegi teise riigi meetodikaga, Belgia-Flandria meetodika nõuab aga kõigi seirepüügil saadud kalade mõõtmist ning kaalumist, mida Eestis ei tehta. Ülejäänud riikide meetodikate puhul olid Eesti seireandmed üldjuhul kasutatavad. Belgia-Wallonia ning Hollandi meetodikate puhul ei saanud kõigile Eesti seirekohtadele hinnangut anda põhjusel, et jõe looduslik alatüüp on nende meetodikate jaoks sobimatu. Eri riikide seireandmete kasutatavust erinevate meetodikate puhul iseloomustavad tabelid 44 ja 45.

Tabel 44. Seirekohtade arv, mille puhul on võimalik kalastiku seisundit hinnata (*River Fish Intercalibration Group, Lowland-Midland Group, WFD Intercalibration Phase 2, Milestone 1 report.*

Riik	Kohtade arv	IBI_ BE-F	IBIP_ BE-W	Index_ CZ	FIBS_ DE	Index_ EE	FCS_ EW	FBI_ FR	LFI_ LT	Index_ NL
BE-F	82	82	53	65	51	0	0	54	82	55
BE-W	148	147	148	108	147	0	0	148	148	70
CZ	48	0	0	48	0	0	0	0	48	24
DE	252	56	189	105	252	0	0	252	252	149
DK	50	0	34	9	0	0	0	46	47	18
EE	77	0	52	77	77	77	0	77	77	42
EW	139	0	114	31	0	0	139	139	139	67
FR	269	252	229	193	149	0	0	269	269	137
LT	130	0	62	130	117	0	0	128	130	85
LU	20	0	20	20	20	0	0	20	20	9
LV	54	54	41	23	0	0	0	54	54	41
NL	154	136	0	154	148	0	0	154	154	154
Sum total	1423	727	942	963	961	77	139	1341	1420	851

Tabel 45. Seirekohtade %, mille puhul on võimalik kalastiku seisundit hinnata (*River Fish Intercalibration Group, Lowland-Midland Group, WFD Intercalibration Phase 2, Milestone 1 report.*

Riik	IBI_ BE-F	IBIP_ BE-W	Index_ CZ	FIBS_ DE	Index_ EE	FCS_ EW	FBI_ FR	LFI_ LT	Index_ NL
BE-F	100%	65%	79%	62%	0%	0%	66%	100%	67%
BE-W	99%	100%	73%	99%	0%	0%	100%	100%	47%
CZ	0%	0%	100%	0%	0%	0%	0%	100%	50%
DE	22%	75%	42%	100%	0%	0%	100%	100%	59%
EE	0%	68%	100%	100%	100%	0%	100%	100%	55%
EW	0%	82%	22%	0%	0%	100%	100%	100%	48%
FR	94%	85%	72%	55%	0%	0%	100%	100%	51%
LT	0%	48%	100%	90%	0%	0%	98%	100%	65%
NL	88%	0%	100%	96%	0%	0%	100%	100%	100%

Jõgede kalastiku seirel kasutatakse Eestis praegu andmevormi, mis sisaldab alljärgnevaid andmeid seirekoha ja seirepüügi kohta:

Jõe nimi

Jõe kood

Seirekoha nimi

Seirelõigu asukoha kirjeldus

Seirekoha koordinaadid (seirelõigu üles- ja allavoolu piirilt)

Kuupäev

Kellaeg

Eelneva ilmastiku kirjeldus (1-2 nädalat; temperatuur, sademed)

Ilm välitöö päeval (temperatuur, sademed, tuul, pilvisus)

Õhutemperatuur

Vee temperatuur

pH

O₂ (mg/l)

O₂ (%)

Vee elektrijuhtivus

Vee värvus (kirjeldus)

Vee läbipaistvus (cm, kui sügaval kalad on nähtavad; lisaks kirjeldus, kui suur osa jõe põhjast on nähtav)

Jõe sāngi laius (min., maks., dom., tavapārase madalvee tingimustes)

Jõe veepeegli laius (min., maks., dom., seirepūūgi hetkel)

Vee sūgavus (min., maks., dom., seirepūūgi hetkel)

Voolu kiirus (min., maks., dom., seirepūūgi hetkel)

Vooluhulk (hinnanguline, seirepūūgi hetkel)

Veetase (+/- m vōrreldes tavapārase madalvee ning suurvee seisuga)

Jõe pōhja aines (% seirelōigu pindalast)

Paeplaat

Rahnud (>50 cm)

Kivid (7-50 cm)

Kiviklibu, kruus (0,5-7 cm)

Liiv (<0,5 cm)

Savi

Muda

Detriit

Turvas

Tehismaterjal

Seirelōigu hūdromorfoloogiline tūūp (% seirelōigu pindalast)

Kārestik

Ritraalne

Lausliivane

Potamaalne, kōva pōhi

Potamaalne, pehme pōhi

Tehiskanal

Pōikmadalik-vōrendik varieeruvus (+++ tugev, ++ keskmine, + vāhene, 0 puudub)

Jōesāngi looduslikkus (% seirelōigu pindalast; looduslik, looduslāhedane, tehissāng)

Veetase seirelōigus (% seirelōigu pindalast; looduslik, alandatud, paisutatud)

Hūdroloogiline režiim (āravool looduslik, vāhesel māāral muudetud, reguleeritud)

Veetaimestiku katvus seirelōigus

Veetaimestiku dominantliigid

Epifūūtsete veesammalde katvus

Epifūūtsete vetikate katvus

Jõe kallaste kōrgus (vasak, parem)

Jõe kallaste kalle

Jõe kallaste pinnas

Veepinna varjatus seirelõigus (% seirelõigu pindalast)

Täielikult varjatud

Valdavalt varjatud

Poolavatud

Valdavalt avatud

Täielikult avatud

Seirelõigu pikkus (m)

Seirelõigu pindala (m²)

Seirepüügi tulemused (registreeritud kalaliigid, isendid loendatud kolme erineva vanusrühma kaupa – samasuvised, kahesuvised ja vanemad isendid).

Kvaliteedinäitajad/tunnused/mõõdikud (*metrics*), mida kasutatakse kalastiku seisundi hindamisel teistes *Lowland-Midland* töögruppi kuuluvates riikides

Belgia-Flandria meetodika

Kalastikuliselt eristatakse kaht põhilist jõetüüpi. Eraldi meetodika on forelli-harjuse piirkonna ja pardkala-latika piirkonna jõgede jaoks. Mõlema indeksi ühiseks puuduseks on see, et mõõdavad peamiselt nn absoluutset kvaliteeti, mitte ei hinda kõrvalekallet referentsist.

Forelli-harjuse piirkonnas kasutatakse seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Liigi indeks (*typical species valude*)
- 2) Esinevate liikide indeksite keskmine (*average species value*)
- 3) Shannon-Wiener'i indeks
- 4) Rändeid sooritavate liikide indeksite summa (*migrating species value*)
- 5) Kalade biomass (*biomass*)
- 6) Pikkusrühmade indeks (*length classes value*)
- 7) Veeselgrootutest toituvate isendite osakaal (*percentage of invertivorous individuals*)
- 8) Põhjaeluvuuga liikide arv (*number of benthic species*)

9) Kitsalt spetsialiseerunud sigijate osakaal (*percentage of specialized spawners*)

Pardkala-latika piirkonnas kasutatakse seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Liikide koguarv (*total number of species*)
- 2) Esinevate liikide keskmine tolerantsusindeks (*mean tolerance value*)
- 3) Tüübispetsiifiliste liikide osakaal (*proportion of type specific species*)
- 4) Haugi tüsedusindeks ja biomaas (*pike recruitment and biomass*)
- 5) Linaski tüsedusindeks ja biomaas (*tench recruitment and biomass*)
- 6) Kalastiku biomaas (*total biomass*)
- 7) Mitte algupäraste liikide osakaal kalastiku biomaasist (*weight % of non-native species*)
- 8) Rööv- ja lepiskalade biomaasi suhe (*weight ratio piscivores/non-piscivores*)

Belgia-Wallonia meetodika

Metoodika on kasutatav ainult forelli-, harjuse- ja pardkalapiirkonna jõgedel (Huet' klassifikatsiooni järgi). Metoodikal on kaks põhilist puudust: 1) Enamikus jõgedes on lisaks forelli-, harjuse- ja pardkalapiirkonnale veel teisedki ihtüoloogilised tsoonid, 2) metoodika mõõdab eelkõige nn absoluutset kvaliteeti ning ei arvesta piisavalt asjaoluga, et kõik forellijõe tüüpi jõelõigud ei ole täpselt ühesugused ja nende potentsiaalid erinevad juba loodulikult üksteisest.

Seisundi hindamiseks kasutatakse järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Algupäraste liikide koguarv (*number of native species*)
- 2) Bentiliste liikide arv (*number of benthic species*)
- 3) Intolerantsete isendite osakaal (*% of intolerant individuals*)
- 4) Isendite arvu suhe võldas / võldas+trulling (*bullhead / bullhead+stoneloach ratio*)
- 5) Kitsalt spetsialiseerunud sigijate isendite arv ning järelkasvu olemasolu (*individuals as specialized spawners and perence of fry*)
- 6) Juveniilide ja adultsete isendite osakaal (*juveniles and adults*)

Tšehhi metoodika

Metoodika baseerub ainult samasuviste isendite seirel. Vanemaid vanusrühmi ei arvestata. NB! VRD määratleb ühe kvaliteedinäitajana kalastiku seisundi hindamisel just populatsiooni vanuselist struktuuri arvesse võtmise! Tšehhi metoodika kirjeldus algab pika selgitusega, miks ikkagi ainult noorjärke seirel kasutada on mõistlik – ilmselt tekib see küsimus erinevatel ekspertidel üha uuesti ja uuesti. Võimalik, et vaatamata selgituste mahukusele, ammendavat vastust sellele küsimusele ei suudeta metoodika autorite poolt anda.

Teiseks probleemiks metoodika juures on see, et hinnatakse eelkõige nn absoluutset kvaliteeti, jäätes piisavalt arvestamata looduslikud erinevused üht ja sama tüüpi jõelõikude vahel.

Seisundi hindamiseks kasutatakse järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Tüübispetsiifiliste liikide esinemine (*presence of typical species*)
- 2) Isendite koguarv (*overall abundance*)
- 3) Voolulembeste liikide osakaal (*relative abundance of rheophilic species*)
- 4) Eurütopste liikide osakaal (*relative abundance of eurytopic species*)

Inglise-Wales'i metoodika

Täpset metoodika kirjeldust pole õnnestunud leida. Hinnatakse 23 kõige tavalisema kalaliigi esinemist. Metoodika puhul rõhutatakse alati, et see pole põhimõtteliselt ühegi teise riigi metoodikaga võrreldav ning, et see on kasutatav ainult Inglismaal-Wales'is.

Ilmselt ei ole mõtet seda metoodikat sügavuti tundma õppida ning analüüsida, kuna Eestis oleks selle kasutamine eeldatavasti ebaadekvaatne.

Prantsusmaa metoodika

Metoodika arvestab eri regioonide valgalade vahelisi ajaloolisi erinevusi (liikide erinevat leviku ajalugu). Kvaliteediklasside piirid on regiooni spetsiifilised. Metoodika puuduseks on see, et regiooni siseselt hinnatakse eelkõige nn absoluutset

kvaliteeti, ebapiisavalt arvestatakse jõetüüpide sisest looduslike tingimuste varieeruvust – kõik ühte tüüpi jõelõigud pole ühesuguse loodusliku potentsiaaliga.

Seisundi hindamiseks kasutatakse järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Liikide koguarv (*total number of species*)
- 2) Litofiilsete liikide arv (*number of litophilic species*)
- 3) Reofiilsete liikide arv (*number of rheophilic species*)
- 4) Tolerantsete liikide arv (*number of tolerant species*)
- 5) Omnivoorsete liikide arvukus (*density of omnivorous species*)
- 6) Veeselgrootutest toituvate liikide arvukus (*density of invertivorous species*)
- 7) Isendite koguarv (*total density of individuals*)

Saksamaa meetoodika

Meetoodika iseärasuseks on see, et erinevalt enamikust teistest meetoodikatest ei püüa see hinnata mitte seirelõigu absoluutset kvaliteeti, vaid hindab eelkõige kõrvalekallet referentskooslusest. Selle meetoodika puhul võetakse arvesse nii jõe tüüp, kui ka antud konkreetse jõelõigu looduslik eripära. Meetoodika piirangud – pole kasutatav väga liigi- ja isendivaeste kalakoosluste puhul. Meetoodika kasutamine nõuab väga head ja põhjalikku juhendmaterjali. Mõneti erinev on meetoodika liigirikkamates ja liigivaesemates seirelõikudes.

Liigivaesemates kooslustes (tüübispetsiifiliste liikide arv <9) kasutatakse seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Tüübispetsiifiliste liikide arv (*number of type specific species*)
- 2) Kaaslevate liikide arv (*number of accompanying species*)
- 3) Anadroomsete ja potamodroomsete liikide arv (*number of anadromous and potamodromous species*)
- 4) Mittetüübispetsiifiliste liikide arv (*number of species far from reference*)
- 5) Elupaigaliste gildide arv (*number of habitat guilds*)
- 6) Mittetüübispetsiifiliste elupaigagildide arv (*number of habitat guilds far from reference*)
- 7) Sigimisgildide arv (*number of reproductive guilds*)

- 8) Mittetüübispetsiifiliste sigimisgildide arv (*number of reproductive guilds far from reference*)
- 9) Toitumisgildide arv (*number of trophic guilds*)
- 10) Mittetüübispetsiifiliste toitumisgildide arv (*number of trophic guilds far from reference*)
- 11) Juhtliikide arvukus (*abundance of guiding species – guild A and B*)
- 12) Ahvena/särje arvukuse suhe (*perch/roach abundance*)
- 13) Ökoloogiliste gildide jaotumine (*distribution of ecological guilds – guild A and B*)
- 14) Samasuviste isendite osakaal juhtliikide puhul (*percentage of 0+ age class of each guiding species*)
- 15) Rände indeks (*migration index*)
- 16) Kalastiku piirkonna indeksite summa (*total index of fish regions*)
- 17) Juhtliikide indeks (*guiding species index*)

Liigirikkamates kooslustes (tüübispetsiifiliste liikide arv >9) kasutatakse seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Tüübispetsiifiliste liikide arv (*number of type specific species*)
- 2) Kaaslevate liikide arv (*number of accompanying species*)
- 3) Anadroomsete ja potamodroomsete liikide arv (*number of anadromous and potamodromous species*)
- 4) Elupaigaliste gildide arv (*number of habitat guilds*)
- 5) Sigimisgildide arv (*number of reproductive guilds*)
- 6) Toitumisgildide arv (*number of trophic guilds*)
- 7) Juhtliikide arvukus (*abundance of guiding species – guild A and B*)
- 8) Ahvena/särje arvukuse suhe (*perch/roach abundance*)
- 9) Ökoloogiliste gildide jaotumine (*distribution of ecological guilds – guild A and B*)
- 10) Samasuviste isendite osakaal juhtliikide puhul (*percentage of 0+ age class of each guiding species*)
- 11) Rände indeks (*migration index*)
- 12) Kalastiku piirkonna indeksite summa (*total index of fish regions*)
- 13) Juhtliikide indeks (*guiding species index*)
- 14) koosluse domineerimisindeks (*community dominance index*)

Hollandi meetodika

Metoodika on erinev ühelt poolt väikeste ja keskmiste jõgede jaoks ning teiselt poolt suuremate jõgede jaoks.

Väikestes ja keskmise suurusega jõgedes kasutatakse kalastiku seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Iseloomulike reofiilsete liikide arv (*number of characteristic rheophilic species*)
- 2) Iseloomulike reofiilsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of characteristic rheophilic species*)
- 3) Iseloomulike eurütoopsete liikide arv (*number of characteristic eurytopic species*)
- 4) Iseloomulike eurütoopsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of characteristic eurytopic species*)
- 5) Rändavate liikide arv (*number of that migrate regionally or to the sea*)
- 6) Rändavate liikide suhteline arvukus (*relative abundance of species migrating regionally or to the sea*)
- 7) Elupaigamuutustele tundlike liikide arv (*number of species sensitive to habitat destruction*)
- 8) Elupaigamuutustele tundlike liikide suhteline arvukus (*relative abundance of species sensitive to habitat destruction*)

Suuremates jõgedes kasutatakse kalastiku seisundi hindamiseks järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Diadroomsete liikide arv (*number of diadromous species*)
- 2) Algupäraste reofiilsete liikide arv (*number of indigenous rheophilic species*)
- 3) Algupäraste reofiilsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of indigenous rheophilic species*)
- 4) Limnofiilsete liikide arv (*number of limnophilous species*)
- 5) Limnofiilsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of limnophilous species*)

Leedu meetodika

Kõikide jõesõudude puhul on kasutusel üks meetodika. Kalastiku seisundi hindamiseks kasutatakse järgmisi kvaliteedinäitajaid/tunnuseid:

- 1) Tundlike liikide arv (*number of intolerant species*)
- 2) Tundlike liikide suhteline arvukus (*relative abundance of intolerant species*)
- 3) Litofiilste liikide arv (*number of lithophiles*)
- 4) Litofiilsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of lithophiles*)
- 5) Tolerantsete liikide arv (*number of tolerant species*)
- 6) Tolerantsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of tolerant species*)
- 7) Reofiilsete liikide arv (*number of rheophiles*)
- 8) Omnivoorsete liikide suhteline arvukus (*relative abundance of omnivore species*)

3.1.2. Jõgede kalastiku seire püügiandmete analüüs ja andmetabelid alates 2006. a.

Praegune jõgede kalastiku seire metoodika võeti Eestis kasutusele 2007. a. Välitööde käigus kogutud andmed võimaldavad kalastiku seisundit tagant järele hinnata ka 2006. a. seirepüükide alusel. Varasemate seirepüükide (1994-2005) käigus kogutud andmestik pole kalastiku seisundi hinnangute andmiseks piisav. Võimalik oleks anda ligikaudne hinnang, kuid seegi nõuaks enamikul juhtudel täiendavaid välitöid seirelõigus. Sel juhul oleks aga mõttekam teha juba samades jõelõikudes uued seirepüügid ning –uuringud.

Kalastiku seireandmed 2006.-2009. a. seirepüükide kohta koos seisundi hinnanguga on esitatud eraldi **lisas 5.1A ja 5.1B** (programmimis excel). Andmetabelis on seireandmed ja koos seisundi hinnanguga 242 seirelõigu kohta, 119 erinevast vooluveekogust. 40 seirelõigus hinnati kalastiku seisund seirepüügi põhjal väga heaks (17 %), 76 seirelõigus heaks (31 %), 51 seirelõigus kesiseks (21 %) ning 20 seirelõigus halvaks (8 %). 55 seirelõigus (23 %) jäi kalastiku seisundile hinnang andmata.

3.1.3. Veekogud, kus kalastik ei sobi veekogu seisundi indikaatoriks

Aastatel 2006-2009 seirati vooluvete kalastikku kokku 242 erinevas jõelõigus. Seisundi hinnang jäi andmata kokku 55 seirelõigus (22,7 %). Seisundi hindamisest loobumise põhjused olid järgnevad:

- 1) Tegemist oli kas ajutise regulaarselt ära kuivava või madalvee ajal väga veevaeseks jääva veekoguga (39 seirekohta; 16,1 % seirekohtade üldarvust)
- 2) Puudusid tavapärase metoodikaga kalastiku seireks sobilikud kohad (11 seirekohta; 4,5 % seirekohtade üldarvust)
- 3) Seire ajal oli jõe veetase liiga kõrge, seetõttu polnud seirepüügi tulemus usaldatav (3 seirekohta; 1,2 % seirekohtade üldarvust)

- 4) Seirelõigu kalastik oli liiga tugeva järvelise mõju all (2 seirekohta; 0,8 % seirekohtade üldarvust)

Ajutised või madalvee ajal väga veevaesed vooluveekogud

Kui vooluveekogu madalvee perioodidel regulaarselt ära kuivab, siis ei sobi kalastik selle veekogu seisundi indikaatoriks, sest tavaliselt on selliste vooluveekogude kalastik väga liigi- ja isendivaene ning juhusliku kalastiku koosseisuga. Veerohkel ajal võivad kalad sellistes ojades-kraavides küll esineda, kuid seos veekogu seisundi ja inimõjudega sel puudub. Kõige sagedasemaks liigiks ajutistes vooluveekogudes on luukarits, kes elab edukalt üle ka need perioodid, mil kusagil säilib mõni paari cm sügavune ja paari meetri pikkune veelomp.

Omaette küsimus on, kas ajutistes veekogudes üldse bioloogilise seire (mikrofütoentos, veeselgrootud) läbiviimine on põhjendatud. Mida näitab veerohkel ajal saadud põhjaloomastiku kesine või fütoentose hea seisund? Võibolla ainult seda, et tegemist ongi ajutise vooluveekoguga?

Ka neis väikestes ojades-kraavides, kus säilib madalvee ajal minimaalne veevool ning kus vesi niriseb lombist lompi, on kalastik samuti suhteliselt liigivaene ning muutlik. Liikideks, kes suudavad elada aeg-ajalt lompideks kuivavates vooluveekogudes, on eelkõige luukarits, lepamaim, trulling, haug, ahven ja luts, rannikujõgedes lisandub neile veel ogalik. Igas suuremas lombis võib tavaliselt esineda 2-4 liiki, kuid kalastiku koosseis on tavaliselt muutlik nii lombist lompi kui ka ühes ja samas lombis erinevatel ajaperioodidel. Ka sellistes vooluveekogudes on kalastiku seisundi hindamise mõttekus küsitav, sest muutused kalastiku koosseisus ei pruugi näidata mitte inimõju, vaid eelkõige seda, kas eelenenud on veerohkem või veevaesem periood.

Tavaliselt on väikeste veekogude kallastel võimalik leida märke, mis osutavad madalvee aegsele võimalikule veevaegusele. Enamasti osutab ka kalastiku koosseis (luukaritsa arvukas esinemine, kooslused luukarits-trulling, luukarits-lepamaim, luukarits-ojasilm), et tegu võib olla regulaarselt veevaeseks jääva vooluveekoguga. Vahel jääb olukord aga seire käigus ebaselgeks. Näiteks eriti veerikaste 2008. ja 2009. a. seire käigus võisid paljud väikesed veevaesed ojad jätta hüdro-morfoloogiliselt väga

hea mulje. Mitmel juhul oli 2008. ja 2009. a. seirekäigus raske otsustada, kas kalastiku kehva seisundi põhjused on looduslikku laadi (regulaarne veevaegus madalvee perioodidel) või on oluline osa negatiivsetel inimõjudel (paisud, süvendamine-õgvendamine jne).

Siinkohal tuleb siiski rõhutada, et alati ei ole madalvee aegne kuivamine ja veevaegus looduslikud nähtused. On ka selliseid väikesi ojasid-jõgesid, mille veerežiimile on ebasoodsat mõju avaldanud inimtegevus. Näitena võib tuua Purtse jõestikus asuva Hirmuse jõe, mille veerežiimi on tugevasti mõjutanud kaevandused ja kaevandusvete suunamine teistesse jõgedesse. Ka Räpu jõgi, mida hüdrokeemikute poolt isegi referentsjõeks on pakutud, jääb praegu alamjooksul regulaarselt kuivaks, kuna suur osa jõe veest suunatakse keskjooksult Kabala peakraavi (maaparanduse käigus rajatud tehisveekogu) kaudu otse Navesti jõkke. Vähemal või rohkemal määral on maaparandus muutnud paljude väikejõgede veerežiimi.

Kõikides vooluveekogudes pole tavapärane kalastikuseire teostatav nende veekogude hüdro-morfoloogiliste iseärasuste tõttu

Tavapärane kalastiku seirepüük tehakse ritraalsel jõeosal kummiülikonnaga vastuvoolu liikudes. Nii saadakse kätte enamik tüübiomaseid kalaliike ning ühtlasi on võimalik saada ka adekvaatne ülevaade esinevate liikide arvukusest ja vanuselisest struktuurist. 242-st seirelõigust 11-s (4,5 %) polnud võimalik aga leida selliseid jõelõike, kus kummiülikonnaga püük oleks olnud teostatav.

Jõe suuruse tõttu oli 5 seirelõigus (Väikese Emajõe alamjooksul, Elva jõe alamjooksul ja Tännassilma jõe alam- ja keskjooksul) võimalik seirepüük teostada vaid paadist. Kuid sellised paadist tehtud elektripüügid ei anna reeglina head ülevaadet jõe tegelikust kalastikust. NB! EL standard soovib jõgedes kasutada iga jõe laiuse 5 m kohta üht elektripüügi agregaat. Kui jõe laius on üle 100 m, siis peaks teoreetiliselt seirepüügil osalema enam kui 20 püügimeeskonda? P.s. ei anna elektripüük adekvaatseid tulemusi kohtades, kus vee sügavus on üle 1...1,5 m ning kus jõe põhi pole nähtav. Sellistes kohtades on ka võimsate alalisvoolu generaatoritel töötavate agregaatidega kalade kättesaamine juhuslik ning liigiliselt selektiivne.

Kuna suurtes jõgedes ei ole seire teostatav tavapärasel viisil, tuleb iga jõe puhul välja töötada konkreetne seireprogramm, mis hõlmab sesooneid püüke elektriagregaatidega jõe kaldavööndis, sesooneid püüke seirevõrkudega, mõrra- ja noodapüüke. Kalade arvukuse hindamiseks oleks tõenäoliselt vajalik ka kalade märgistamine ja korduspüüdmine.

Suurte jõgedena tuleb Eestis käsitleda Narva jõge, Emajõe, Väikese-Emajõe alamjooksu, Tännassilma jõe kesk- ja alamjooksu, Mustjõe kesk- ja alamjooksu. Mõnedes suuremates jõgedes (Kasari alamjooks, Pedja ja Põltsamaa jõe alamjooks, Navesti, Halliste ja Raudna kesk- ja alamjooksud jne) on tavapärane kalastikuseire teostatav vaid madalvee ajal ning vaid keskmisest veeaesematel aastatel.

Üksikutes jõgedes või jõeosades pole tavapärane kalastikuseire teostatav nende jõosade hüdro-morfoloogiliste eripärade tõttu. Aastatel 2006-2009 seiratud 242 jõelõigust kuues (2,5 %) polnud võimalik leida seirepüügiks sobivat kohta vaatamata sellele, et tegu polnud suurte veekogudega. Kui ritraalsed jõeosad puuduvad, jõgi on ligipääsetavates kohtades kõikjal mudase põhjaga, soiste kallastega, vohava suurtaimestikuga ning sageli ka konkreetse voolusängita, siis pole seirepüügi läbiviimine tavapärasel viisil võimalik.

Kalastikuseire läbiviimine on problemaatiline ka soodest ja rabadest toituvates jõgedes, kus esineb looduslik hüpoksia ja anoksia. Nende jõgede kalastik on liigi- ja isendivaene looduslikult. Seirejõgedest on tüüpiliseks näiteks Paadremaa jõe lisaoja Punaoja, teistest jõgedest Apna ja Kalli jõed, Endla järve suubuv Mustjõgi jt. Vähesel uurituse ja liigivaese kalakoosuse tõttu on neis jõgedes tüübispetsiifiliste liikide määramine keeruline. Vajalik oleks selliste jõgede põhjalikum uuring, mis annaks seire läbiviimisele ja tulemuste hindamisele kindlama aluse.

3.1.4. Jõgede kalastiku seisundi hindamine ja seisundiklasside piirid

Kalastiku seirel lähtutakse EL standardites EN 14962:2006 “Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods” ja EN 14011:2003 “Water quality – Sampling of fish with electricity” antud soovitustest.

Kalastiku liigiline koosseis, liikide arvukused ja vanuseline struktuur tehakse kindlaks seirepüügi käigus. Seirepüügil kasutatakse alalis-impulssvoolul, reguleeritava pinge, impulsi kestuse ja sagedusega töötavat elektripüügi agregaat. Seirelõikudena eelistatakse ritraalseid jõeosasisid, kus kalastiku liigirikkus ning häiringutele tundlike liikide arv on suurem kui potamaalsetes jõeosades. Seirelõigu pikkus ritraalsetes jõeosades on jõe suurusel ja hüdro-morfoloogilisest eripärast sõltuvalt reeglina 60-120 m, püügiala pindala 200-1000 m². Püük toimub kummiülkonda ja seljaskantavat elektripüügi agregaat kasutades. Seirelõik püütakse ühekordselt läbi. Püügil loendatakse kõik kalad liikide ja vanusrühmade kaupa. Vajaduse korral tehakse lisaks loenduspüügile täiendav püük, kalastiku liigilise koosseisu täpsustamiseks. Seirepüügi ajaline kestus väikestes jõgedes-ojades on reeglina vähemalt 40 minutit, suuremates jõgedes 1 tund.

Registreeritud kalaliigid jaotatakse 3 rühma:

- 1) Indikaatorliigid – antud jõelõigule tüüpilised, häiringutele tundlikud, kalastiku seisundi hindamisel esmatähtsad liigid; nende liikide puudumine viitab tavaliselt olulistele negatiivsetele mõjudele;
- 2) Tüübispetsiifilised liigid – antud jõelõigule tüüpilised liigid, kuid indikaatorliikidega võrreldes häiringutele vähem tundlikud; nende liikide esinemine või puudumine on indikaatorliikidega võrreldes väiksema informatiivsusega;
- 3) Mittetüübispetsiifilised liigid – liigid, kelle esinemist antud jõelõigulis ei saa eeldada, tavaliselt on tegemist juhukülalistega; neid liike kalastiku seisundi hindamisel ei arvestata.

Kalastiku seisundi hinnang antakse järgnevalt:

Väga hea	-	$S \geq 0,75$
Hea	-	$S = 0,74 \dots 0,4$
Kesine	-	$S = 0,39 \dots 0$
Halb	-	$S < 0$
Väga halb	-	kalad puuduvad

$$S = (2 \cdot I1 + I2 - I3 - 2 \cdot I4 + T1 + T2/2 - T3/2 - T4) / (L1 + L2)$$

I1 registreeritud indikaatorliikide arv (arvukus ja vanuseline struktuur vastavad jõelõigu elupaigalisele väärtusele);

I2 registreeritud indikaatorliikide arv (arvukus ja vanuseline struktuur ei vasta jõelõigu elupaigalisele väärtusele);

I3 indikaatorliikide arv, keda seirepüügil ei leitud (tõenäoline, et liik siiski esineb, kuid tema arvukus on sedavõrd madal, et seirepüügil teda ei leitud);

I4 indikaatorliikide arv, keda seirepüügil ei leitud (liik on tõenäoliselt antud jõeosast hävinud);

T1 registreeritud tüübispetsiifiliste liikide arv, (arvukus ja vanuseline struktuur vastavad jõelõigu elupaigalisele väärtusele);

T2 registreeritud tüübispetsiifiliste liikide arv (arvukus ja vanuseline struktuur ei vasta jõelõigu elupaigalisele väärtusele);

T3 tüübispetsiifiliste liikide arv, keda seirepüügil ei leitud (tõenäoline, et liik siiski esineb, kuid tema arvukus on sedavõrd madal, et seirepüügil teda ei leitud);

T4 tüübispetsiifiliste liikide arv, keda seirepüügil ei leitud (liik on tõenäoliselt antud jõeosast hävinud);

L1 antud jõelõigule omaste indikaatorliikide arv

L2 antud jõelõigule omaste tüübispetsiifiliste liikide arv

Märkus:

Sõltumata saadud tulemusest ei loeta kalastiku seisundit väga heaks, kui antud jõelõigust on hävinud mõni seal varem esinenud indikaatorliik.

Vajadus praeguse hindamismetoodika edasiarendamiseks

Vajalik on läbi viia Eesti metoodika võrdlusanalüüs teiste EL „Lowland-Midland“ töörühma riikide (12) vastavate metoodikatega. Praegu Eestis kasutatav jõgede kalastiku seisundi hindamise metoodika vastab EL Veepoliitika raamdirektiivi üldistele põhimõtetele, kuid kasutatavad kvaliteediklasside piirid on empiirilised. Väga tõenäoliselt näitaks tõsisem analüüs ka vajadust esialgset metoodikat täiustada/edasi arendada.

Eesti praegune metoodika on oma põhimõttelt sarnane Saksa metoodikaga, kuid viimane on oluliselt detailsem ning võimaldab seetõttu jõgede tüüpide ja kalastikuliste tsoonide (alatuüpide) eripärasid paremini arvesse võtta.

Otstarbekas oleks Eesti praeguse metoodika edasiarendamine ning võrdlusanalüüs teiste riikide metoodikatega läbi viia ühtse kompleksse protsessina.

3.2. Võrtsjärv.

Järve seire lõppeesmärk on järve ökoloogilise ja keemilise seisundi selge ja igakülgne hindamine reaalajas, et võimaldada veekogude majandajail planeerida tingimuste halvenemist vältivaid või parandamist võimaldavaid meetmeid. Tähtis on leida arvukate füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste näitajate hulgast sellised, mis on tundlikud inimõju suhtes, kuid samas vähemõjutatavad välise tegurite poolt. Selliste ökosüsteemide seisundi hindamiseks, mis sõltuvad tugevalt mitmetest üheaegselt toimivatest looduslikest mõjuteguritest nagu suured veetaseme kõikumised ja sesoonsus, on raske leida igas olukorras adekvaatselt toimivaid indikaatoreid.

Võrtsjärve vee ökoloogiline kvaliteet ongi ennekõike mõjutatud just kahe viimatimainitud loodusliku teguri poolt. Ka muutumatu inimõju tingimustes näitavad madalaveelistel perioodidel kõik tavapärased veekvaliteedi parameetrid olukorra halvenemist Võrtsjärves (Nõges jt., 2003). Ökoloogilise seisundi halvenemise puhul Võrtsjärves on raske vahet teha inimõjust tingitud ja looduslike muutuste vahel.

Võrtsjärve seire metoodika ja ökoloogilise seisundi kriteeriumid, mis on sätestatud keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määruses nr 44 (Pinnaveekogumite..., 2009), põhinevad lepingulisel tööel "Peipsi Suurjärve ja Võrtsjärve tüpologia ja klassifikatsioon" (koostajad T. Nõges ja P. Nõges, EMÜ PKI; tellija EV KKM, 2006). Kriteeriumide piirid määrati survetegurite ja -vastuste, morfoedaafilise indeksi ja pikaajalise andmebaasi analüüsi põhjal. Võrtsjärve peamise surveteguri, üldfosfori kontsentratsiooniga, korreleerusid vee läbipaistvus Secchi ketta järgi, BHT₇, Chl *a* ja ränivetikate biomass.

Üldlämmastiku klassipiiride määramisel lähtuti fosfori klassipiiridest sellise arvestusega, et lämmastiku ja fosfori massisuhe ei langeks järves alla 25, kuna sellest madalama N/P suhte juures suureneb oluliselt õitsenguid põhjustavate ja potentsiaalselt toksiliste lämmastikku fikseerivate sinivetikate osakaal planktonis (Nõges *et al.* 2008). pH klassipiiride määramisel Võrtsjärve jaoks lähtuti Tüüp II (madal, keskmise karedusega, heledaveeline järv) jaoks määratud klassipiiridest.

Sama uurimuse põhjal on paika pandud ka suurtaimede ja põhjaloomastiku kriteeriumid. Kalanduse mõju ökosüsteemile ei ole VRD raames läbi töötatud. Kuna Võrtsjärves on kalastiku koosseis, hulk ja vanuseline struktuur intensiivse kalamajanduse poolt tugevalt mõjutatud, leiti toona, et kalastiku näitajaid ei ole võimalik kasutada järve ökoloogilise seisundi hindamisel.

Kehtestatud kriteeriumide rakendamisel kolme aasta vältel on selgunud, et praeguses määruuse versioonis nimetatud näitajate või ka antud klassifikatsioonipiiride alusel ei saa alati anda järve seisundile tõepärasest hinnangut. Näiteks ühe kvaliteedielemendi, fütoplanktoni, näitajatest Chl *a* ja ränivetikate biomass (BAC) võivad anda täiesti vastupidise seisundi hinnangu – viimase viie aasta (2004-2008) andmete põhjal on seisundi hinnang Chl *a* põhjal väga halb, BAC põhjal aga hea. Ilmselt vajavad täiendamist suurtaimestiku kriteeriumid, milleks vajalik minimaalne andmebaas on tekkinud aastatel 2005-2009 tehtud seire käigus, kuid selle andmebaasi analüüs ja võimalike uute seirekriteeriumide väljatöötamine võtab rohkem aega, kui käesolev leping võimaldab. Võrtsjärve ökoloogilise seisundi hindamise kriteeriumite loetelu ja ka juba kehtestatud klassipiire on vaja veel täiendada või muuta, muuhulgas kaaluda ka zooplanktoni näitajate kasutamist järve seisundi hindamisel. Liiga väheste näitajate kasutamine ei lase arvesse võtta erinevaid järve seisundit mõjutavaid tingimusi ja alandab seisundi hinnangu usaldusväärsust.

Kvaliteedi hindamiseks kasutatavad ökosüsteemi parameetrid peavad olema selges seoses uuritava surveteguriga (Võrtsjärve puhul toiteainete koormusega), mis tähendab seda, et muutused survetegurite tugevuses peavad kajastuma mõõdetava parameetri muutustes ja et ökosüsteemi parameetri muutus oleks pöörduva iseloomuga: kui stress kaob või nõrgeneb, peab ka see parameeter omandama stressieelse väärtuse. Hiljutine uuring (Nõges *et al.*, 2010) näitas aga, et vaatamata toiteainete koormuse langusele alates 1980ndate aastate lõpust on Võrtsjärve seisund mitmete fütoplanktoni taksonoomiliste indeksite järgi selgelt halvenemas. Ühest küljest on see näide sellest, et kui mingi teguri või tegurite mõjul on ökosüsteemis toimunud kvalitatiivne muutus (tekkinud uus tasakaaluseisund), on endise olukorra taastumine pärast selle teguri mõju lakkamist pikaajaline ja märksa suuremat pingutust nõudev protsess. Teisest küljest, traditsiooniliselt seirel kasutatavad vee kvaliteedi indikaatorid nagu üldfosfor ja üldlämmastiku kontsentratsioon, Secchi

kettaga mõõdetud vee läbipaistvus, klorofüll *a* ja fütoplanktoni biomass, on Võrtsjärves looduslikest veetaseme kõikumistest nii tugevalt mõjutatud, et ei võimalda selgelt ja üheselt inimõjust tingitud seisundi muutusi hinnata.

Selleks, et kõrvaldada peamiste looduslike Võrtsjärve ökoloogilist seisundit määravate tegurite mõju seireindikaatorite väärtustelt ja suurendada indikaatorite efektiivsust inimõju hindajana, töötasime välja mitmemõõtmelise indeksi, mis põhineb tavalistel vee kvaliteedi määramisel kasutatavatel näitajatel, kuid milles on statistiliste meetodite abil kõrvaldatud veetaseme kõikumise mõju ja sesoonsusest tingitud muutlikkus. Mitmemõõtmelise indeksi iga moodul põhineb ühel parameetril ja võimaldab hinnata järve seisundit sõltumatult, kuid mitme mooduli keskmistamisel väheneb hinnangu määramatuse aste. Moodulit saab täiendada sama skeemi abil väljatöötatud uute indikaatorite lisamise teel, mis tõstab veelgi lõpphinnangu usaldusväärsust.

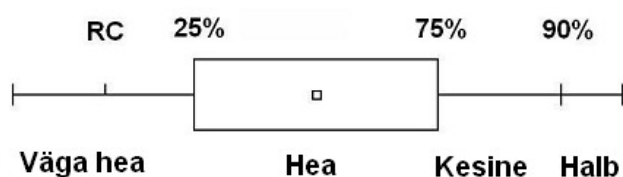
3.2.1. Metoodika

Käesolevas analüüsis kasutasime Võrtsjärve üldfosfori ($P_{\text{üld}}$; al. 1983), üldlämmastiku ($N_{\text{üld}}$; al. 1983), Chl *a* (al. 1982), Secchi ketta nähtavuse (S ; al. 1965) ja fütoplanktoni biomassi (FBM; al. 1965) andmeid Võrtsjärve pikaajalisest andmebaasist. Analüüsi käik:

1. Andmestiku standardiseerimine. Normaaljaotuse saamiseks logaritmisime $N_{\text{üld}}$, $T_{\text{üld}}$ ja Chl *a* kontsentratsioonid ja fütoplanktoni biomassi väärtused; S puhul logaritmisime tema pöördväärtust $1/S$, et näitaja numbrilise väärtuse kasvuga seostuks sarnaselt teiste näitajatega järve troofsuse kasv. Edasistes analüüsi etappides (regressiooniarvutused, keskmistamised) kasutasime muudetud väärtusi nagu tavalisi muutujaid ja arvasime pöördlogaritmitud väärtused (algsete väärtuste geomeetrilised keskmised) alles lõpuks, et esitada kvaliteediklasside piirid muutujate originaalühikutes.
2. Andmete korrigeerimiseks muutuva veetaseme suhtes arvasime iga kuu kohta lineaarsed regressioonid proovikogumispäevade veetasemete ja uuritava muutuja logaritmitud väärtuste vahel. Parandi arvutamiseks sisestasime regressioonivõrrandisse sõltumatu muutujana proovivõtu päeva veetaseme

erinevuse vastava kuu pikaajalisest keskmisest veetasemest. Kui näitaja seos veetasemega osutus mõnel kuul statistiliselt ebaoluliseks, kasutasime edasises analüüsis vastava kuu jaoks korrigeerimata andmeid.

3. Sesoonsuse mõju kõrvaldamiseks andmebaasist arvasime kõigi logaritmitud näitajate kuu- ja sesoonikeskmised (maist oktoobrini) kõigi aastate jaoks, jättes sesoonikeskmiste arvutusest kõrvale aastad, mille kohta olid olemas vähem kui nelja kuu andmed. Seejärel arvasime regressioonid, mille alusel iga üksiku kuu mõõdetud väärtusi teisendada sesooni keskväertusteks. Sellisel viisil sai arvutada usaldusväärsed sesooni keskväertused ka nende aastate kohta, mil oli tehtud vähem kui neli mõõtmist. Pärast mõlema parandi sisseviimist (veetaseme ja sesoonsuse suhtes) koosnes meie andmebaas uuritud näitajate sesooni ennustatud keskväertustest, millest oli kõrvaldatud muutliku veetaseme mõju.
4. Võrdlustingimuste (RC) leidmisel ja näitajate kvaliteediklasside piiride määramisel arvestasime ajalooliste andmete ja ekspertarvamuste põhjal (Nõges *et al.*, 2001; Nõges, 2003; Nõges & Nõges, 2006), et Võrtsjärve seisund oli uuritud ajaperioodil valdavalt vähe muutunud, võrreldes 20. sajandi alguses kirjeldatuga (Mühlen, 1918; Mühlen & Schneider, 1920), s.t. “hea” seisundis vastavalt Veepoliitika raamdirektiivile (Directive, 2000). Sellest lähtuvalt arvestasime, et vähemalt pooltel juhtudel (25.-75. protsentilide vahemik) pidid parameetri väärtused näitama “head” seisundit (joonis 42). Võrdlustingimuste juhenddokumendi (CIS, 2003) põhjal arvestasime, et “väga hea” kvaliteediklassi mediaanväärtused iseloomustavad tüübiomaseid võrdlustingimusi. Eeldasime, et teatud tegurite kokkulangemisel võib väike osa mõõtmistest langeda klassi "Halb". Selle klassi piiriks valisime kõigi mõõtmistulemuste 90. protsentiili. Ajalooliste elustiku andmete analüüs (Nõges *et al.*, 2001) näitas, et Võrtsjärv pole kunagi olnud “väga halvas” seisundis Veepoliitika Raamdirektiivi mõistes.



Joonis 42. Võrtsjärve vee kvaliteedinäitajate klassifikatsioonikriteeriumid geomeetriliste keskmiste statistilise jaotuse alusel uuritud ajaperioodil.

5. Lõpliku hinnangu andmiseks andsime kvaliteediklassidele väärtused: 1 – “väga hea”, 2 – “hea”, 3 – “kesine” ja 4 – “halb”. Näitajate kvaliteediklasside väärtuste keskmistamisel võeti kvaliteediklasside piirideks väärtused 1,5 (“väga hea”/”hea”), 2,5 (“hea”/”kesine”) ja 3,5 (“kesine”/”halb”). Lõpphinnangu määramatust väljendas kvaliteediklassi väärtuse standardhälve.

3.2.2. Tulemused

Kõik analüüsis kasutatud troofilise seisundi indikaatorid, v.a. $N_{\text{üld}}$, sõltusid enamiku jäävabast ajast oluliselt veetasemest: madala veetaseme korral näitasid nad halvemat seisundit. Enamiku troofusnäitajate puhul oli kuu ja sesooni keskväärtuste seos kõige tugevam augustis ja septembris ning kõige nõrgem mais, mis kinnitab määruses kehtestatud proovivõtuaegade sobivust.

Andmeridade parandamine veetaseme ja sesoonsuse suhtes ei muutnud oluliselt näitajate keskmisi väärtusi (t-testi keskmise p oli erinevate muutujate puhul 0,3-0,9). Andmeridade parandamine veetaseme suhtes ei muutnud oluliselt aegrea varieeruvust (t-testi p erinevate muutujate jaoks oli 0,1-0,9), kuid sesoonsuse parandus vähendas oluliselt kõigi analüüsitud näitajate muutlikkuse piire: varieeruvus vähenes fütoplanktoni biomassi, Chl a ja $N_{\text{üld}}$ puhul 5 korda, $P_{\text{üld}}$ puhul 9 korda ja S puhul 21 korda. Kahe parandusfaktori rakendamise tulemusel jäid pikaajalised keskmised samaks, kuid nii kuukeskmised kui sesooni keskmised muutusid märgatavalt.

Veetaseme suhtes korrigeeritud andmereal järgivad aasta keskmise veetaseme dünaamikat, vähendades näiteks FBM madalaveelistel aastatel kuni 23% võrra ja suurendades kõrge veega aastatel kuni 41% võrra. Korrigeerimine sesoonsuse suhtes annab isegi suurema efekti, vastavalt 28% ja 64%. Ligi 70% juhtudel muutuvad näitajate väärtused mõlema parandusfaktori rakendamisel samasuunaliselt, andes koguefektiks 41% suurenemist kuni 65% vähenemist.

Vastavalt kirjeldatud meetodikale arvutasime välja analüüsitud kvaliteedinäitajate klassifikatsioonikriteeriumid Võrtsjärve jaoks, mis arvestavad veetaseme muutusi ja andmete sesoonset muutlikkust (Tabel 46).

Tabel 46. Võrdlustingimused (RT) ja klassipiirid sesoonse muutlikkuse ja veetaseme muutuste suhtes korrigeeritud Võrtsjärve troofilise seisundi näitajate geomeetrilise keskmise väärtustele. Võrdlustingimuste väärtused on arvutatud “väga hea” klassi mediaanväärtustena.

Protsent	25%	75%	90%
Klassipiir	RT	Väga hea/Hea	Hea/Kesine
		Kesine/Halb	
	e		
FBM	13,4	14,5	23,2
Chl	30,4	32,3	43,6
P _{tot}	39,3	42,8	50,2
N _{tot}	0,9	1,0	1,2
S	0,90	0,82	0,74

3.2.3. Arutelu

Väljatöötatud ökoloogilise seisundi indikaatorite klassipiiride rakendamisel pikaajalisel andmebaasil eristus selgelt kaks perioodi järve ökoloogilises seisundis:

- 1) kiire eutrofeerumine 1970ndatel aastatel (FBM ja S põhjal)
- 2) lühiajaline paranemine 1979-1080 ja seejärel halvenemise tendents, mis on märgatavalt kiirenenud alates 2001. aastast. Samas näitas taksonoomiline Saksa PTSI indeks (Mischke *et al.*, 2008) 1979. aastal järve ökoloogilise

seisundi pöördumatut halvenemist samaaegselt veetaseme järsu tõusuga (Nõges *et al*, 2010).

Niisiis ilmnesid lahknevused fütoplanktoni liigilisel koostisel põhineva seisundi hinnangu ja traditsiooniliste toitelisuse indikaatorite rakendamise vahel.

Taksonoomiline indeks näitas järve ökoloogilise seisundi hinnangu langemist “hea-kesise” piirilt “halvale” samal ajal kui mitmemõõtmeline indeks näitas seisundi paranemist. Kuigi 1970ndate aastate algul toimunud toiteainetekoormuse tõusu tagajärjel kasvas FBM, põhjustas fütoplanktoni järsu liigilise koostise muutumise ja järve seisundi hüppelise halvenemise just veetaseme järsk tõus. Kaks väga hea varjutaluvusega *Limnotherix* liiki, *L. redekei* (Goor) Meffert ja *L. planktonica* (Wołosz.) Meffert asendasid eelnevalt domineerinud sinivetika *Planktolyngbya limnetica* (Lemm.) J. Komárková-Legnerová. Vaatamata toiteainetekoormuse edasisele vähenemisele ja veetaseme alanemisele ei ole fütoplanktoni liigilise koostise paranemist toimunud seniajani.

Indikaatorite sesoonsete keskväertuste märkimisväärne muutumine parandusfaktorite rakendamisel ($\pm 40\%$) näitab veetaseme muutumise suurt mõju neile näitajatele. Näiteks 1996. a erakordselt madala veetaseme puhul, kui enamik veekvaliteedi indikaatorite väärtustest näitasid järve hüpertroofset seisundit (Nõges & Nõges, 1999), elimineeris andmete korrigeerimine veetaseme mõju efektiivselt.

Sesoonsuse mõju kõrvaldamine troofilise seisundi indikaatorite väärtustelt võimaldab

- 1) iga üksiku mõõtmise kasutamist hindamisprotsessis,
- 2) täpsemate sesoonikeskmiste arvutamist mittetäieliku andmereaga aastatel,
- 3) vegetatsiooniperioodi ökoloogilisele seisundile keskmise hinnangu andmist.

Käesolev analüüs ja tulemuste rakendamine andmebaasi interpreteerimisel näitab taas, et selliste ökosüsteemide seisundi hindamiseks, mis sõltuvad tugevalt mitmetest üheaegselt toimivatest looduslikest mõjuteguritest nagu suured veetaseme kõikumised ja sesoonsus, on raske, kui mitte võimatu leida igas olukorras adekvaatselt toimivaid indikaatoreid. Nii ei saa me seda ikkagi kindlalt väita ka multimeetrilise indeksi kohta. Ka taksonoomiline indeks ei ole piisavalt paindlik, et reageerida kiiresti nt. toiteainete koormuse tõusule; pigem näitab fütoplanktoni halvenenud liigilise koostise püsivus inimõju ökoloogilist efekti, mis püsib palju kauem kui otsene inimõju

toiteainetekoormuse tõusu näol. Seega osutuvad fütoplanktonil põhinevad hinnangud Võrtsjärve puhul küllaltki ebakindlaks ja seisundi hinnangu usaldusväärsust saab tõsta teiste bioloogiliste kvaliteedielementide kaudu nagu makrozoobentos, suurtaimed ja ka metazooplankton, ehkki viimane ei kuulu direktiivi poolt nõutavate kvaliteedielementide hulka. Kalastiku andmete kasutamine Võrtsjärve ökoloogilise seisundi hindamiseks jääb kalamajanduslike meetmete tugeva mõju tõttu küsitavaks.

Väljatöötatud parandid vähendavad andmebaasi varieeruvust ja ahendavad klassipiire. Võrreldes kehtiva määrusega muutuvad enamiku näitajate puhul “väga hea”/”hea” seisundihinnangu piirid näilikut vähem rangeks, kuid “hea”/”kesise” ja “kesise”/”halva” hinnangu piirid rangemaks. Siiski tuleb arvestada, et kriteeriumid ei ole rakendatavad otsestele mõõtmistulemustele vaid nende veetaseme ja sesoonsuse suhtes parandatud väärtustele. Meetodi alusel leitud klassipiiride (Tabel 47) rakendamine ei tarvitse siiski igas olukorras järve seisundile eksperthinnanguga või eelnevate hinnangutega kokkulangevat tulemust anda.

Tabel 47. Esialgset klassipiirid veetaseme muutuste ja sesoonsuse suhtes parandatud bioloogilistele ja füüsikalise-keemilistele näitajatele Võrtsjärves (TüüpVI).

Kvaliteedinäitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
Chl <i>a</i> sügavuti integreeritud veeproovist	µg/l	≤32	>32-44	>44-49	>49-60	>60
Fütoplanktoni biomass	mg/l	≤14,5	>14,5-23	>23-27	>27-30	>30
P _{üld}	µg/l	≤42,8	>42,8-50,2	>50,2-54,2	>54,2-60	>60
N _{üld}	µg/l	≤1000	>1000-1200	>1200-1300	>1300-1400	>1400
Secchi ketta nähtavus	m	≥0,8	<0,8-0,75	<0,75-0,7	<0,7-0,5	<0,5

Kehtivas määruses tuleb muuta klorofüll *a* meetodika osa. Võrtsjärve puhul tuleks Chl *a* määramiseks võtta integraalne veeproov, st proov, mis iseloomustab kogu

veekihti, mitte vaid 0,5 m sügavust kihti. Peamiselt valgusoludest ning vee segunemisest või ka ajutisest kihistumisest olenevalt võivad vetikad proovikogumise hetkel olla hoopis pinnakihis või madalamal kui 0,5 m.

3.2.4. Kokkuvõte

Võrtsjärve seire metoodika ja ökoloogilise seisundi kriteeriumid, mis on sätestatud keskkonnaministri 28. juuli 2009. a määruses nr 44 (Pinnaveekogumite..., 2009), põhinevad lepingulisel tööel “Peipsi Suurjärve ja Võrtsjärve tüpologia ja klassifikatsioon” (koostajad T. Nõges ja P. Nõges, EMÜ PKI; tellija EV KKM, 2006). Nimetatud töö tulemusena selgitati välja bioloogilised ja füüsikalise-keemilised näitajad, mis andsid usaldusväärse korrelatsiooni Võrtsjärve peamise surveteguri, üldfosfori kontsentratsiooniga, seega need näitajad, mis peaksid kõige selgemalt peegeldama inimtegevuse mõju järve ökoloogilisele seisundile.

Kvaliteedielemendid, mille põhjal Võrtsjärve ökoloogilise seisundi hinnang antakse, on:

Bioloogilised kvaliteedielemendid:

- 1) fütoplankton
 - a. klorofüll a sisaldus
 - b. ränivetikate biomass
- 2) suurtaimed
 - a. suurtaimede kooslus (domineeriv taimerühm)
- 3) suurselgrootud
 - a. taksonirikkus
 - b. tundlike taksonite arv
 - c. Shannoni taksonierisus
 - d. Taksoni keskmine tundlikkus

Füüsikalise-keemilised kvaliteedielemendid

- 1) pH
- 2) fosforisisaldus ($P_{\text{üld}}$)
- 3) lämmastikusisaldus ($N_{\text{üld}}$)

4) Secchi ketta nähtavus

Nende kriteeriumide rakendamine 3 aasta jooksul on näidanud, et alati ei saa nende põhjal anda järve seisundile tõepäraselt hinnangut, kuna looduslikud veetaseme kõikumised varjutavad märkimisväärselt inimõjust tingitud muutusi ega võimalda viimaseid adekvaatselt hinnata.

Andmebaasi korrigeerimisel veetaseme ja sesoonsuse suhtes selgus, et nende looduslike faktorite mõju nii bioloogilistele kui füüsikalis-keemilistele kvaliteedinäitajatele on märkimisväärne ja võib varjutada inimõjust tulenevaid muutusi. **Väljatöötatud uued klassipiirid, mis nende mõjudega arvestavad, (Tabel 47) ei tarvitse siiski igas olukorras adekvaatset seisundihinnangut anda ja enne nende lülitamist määrusesse tuleks seda meetodit kindlasti katsetada ka teiste bioloogiliste ja füüsikalis-keemiliste näitajate (suurtaimed, kalad, zooplankton, BHT₇ jne) puhul.** Selgus, et fütoplanktonil põhinevad hinnangud on komplitseeritud, kuna fütoplankton ei reageeri keskkonnatingimuste muutustele, eriti nende paranemisele, koheselt ega üheselt.

Kalanduse mõju ökosüsteemile ei ole VRD raames läbi töötatud. Kuna Võrtsjärves on kalastiku koosseis, hulk ja vanuseline struktuur intensiivse kalamajanduse poolt tugevalt mõjutatud, leiti varem, et kalastiku näitajaid ei ole võimalik kasutada järve ökoloogilise seisundi hindamisel. Praeguses seisus näeme, et kalastiku seisundi hindamine võib siiski anda informatsiooni inimõjust tingitud muutuste kohta järves ja vastavate kvaliteedikriteeriumide ja klassipiiride lülitamist määrusesse tuleks kaaluda.

Rohkemate näitajate kasutamine võimaldab arvesse võtta erinevaid järve seisundit mõjutavaid tingimusi ja tõstab seisundi hinnangu usaldusväärsust.

Kehtivas määruses tuleb parandada viga klorofüll *a* meetoodika osas. Võrtsjärve puhul võetakse Chl *a* määramiseks integraalne veeproov, st proov, mis iseloomustab kogu veekihti, mitte vaid 0,5 m sügavust kihti.

Kirjandus

Alabaster, S.J., R. Lloyd 1984. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 1982. Butterworth Scientific, London-Boston-Sidney-Wellington-Durban-Toronto, 344 pp.

Appelberg, M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets, - Fiskeriverket Information 2000 1: 1-32.

Annex B. 2007. Milestone 6 Report – Lake GIGs (Eds. G. Phillips & M. van den Berg). EUROPEAN COMMISSION. DIRECTORATE GENERAL JRC JOINT RESEARCH CENTRE Institute of Environment and Sustainability. 19 pp.

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

(Ваер) Бэр К. М., 1860. Рыболовство в Чудском и Псковском озерах и в Балтийском море. В кн. Исследования о состоянии рыболовства в России 1. Санкт-Петербург: 1-96.

Benson, B, T. K. Kratz, J.J. Magnuson, 2006. Synthetic Summary and Prospective. In: Long-term dynamics of lakes in the Landscape. J. J., Kratz, T. K., Benson, B. J. (eds). Oxford University Press, 187-213.

Berezina, N. A., 2005. Seasonal dynamics and fecundity of *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899) (Amphipoda: Crustacea) in macrophyte zone of northern Neva bay (Gulf of Finland, Baltic Sea). Zoologicheskyy Zhurnal 84: 411–419.

Berezina, N. A., 2007. Changes in aquatic ecosystems of the north-western Russia after introduction of Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus*. In: Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Ed: F. Gherardi, Springer,

Dordrecht, the Netherlands, pp. 479– 493.

Brodersen K.P., 1995. The effect of wind exposure and filamentous algae on the distribution of surf zone macroinvertebrates in Lake Esrom, Denmark. – *Hydrobiologia* 297: 131-148

Brundin L., 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. - Institute of Freshwater Research Drottningholm Report 30: 1-914

Brämick, U. Diekmann, M., Lemcke, R. and Mehner, T., 2008. Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistic. *Fundamental and Applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie* 171/2: 87-103.

Cardoso, A.C. & G. Free, 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic invasions* 3: 361-366.

CIS, 2003. River and lakes – typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document 10, European Commission, 86 pp.
<http://circa.europa.eu>.

Dèvai, G. & Moldován, J., 1983. An attempt to trace eutrophication in a shallow lake (Balaton, Hungary) using chironomids. *Hydrobiologia* 103: 169-175.

Devin, S.; Beisel, J.-N.; Usseglio-Polatera, P.; Moreteau, J.-C., 2005. Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia* 542: 113–120.

Donohue, I., L. A. Donohue, B. Ní Ainín & K. Irvine, 2009. Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia* 633: 105-122.

Dukes & Mooney, 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.

Dybowski, B. 1862. Versuch einer Monographie der Cyprinoiden Livlands, Dorpat, 215 S.

Erös, T., J. Heino, D. Schmera & M. Rask, 2009. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54: 1788-1803.

European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance on typology, reference conditions, and classification systems for transitional and coastal waters. Luxembourg, Office for Official publications of the European Communities.

<http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. 23. oktoober 2000. 87 lk.

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

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

EVS-EN 14184: 2003, Water quality- Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters.

Free, G., A.G. Solimini, B. Rossaro, L. Marziali, R. Giacchini, B. Paracchini, M. Ghiani, S. Vaccaro, B. M. Gawlik, R. Fresner, G. Santner, M. Schönhuber & A. C. Cardoso, 2009. Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral:

relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. *Hydrobiologia* 633: 123-136.

Haberman, J.; T. Virro & K. Krikman, 2008. Zooplankton. In: Peipsi. Eds: J. Haberman; T. Timm; A. Raukas, Eesti Loodusfoto, Tartu, pp. 271–290.

Haugen, T.O. 2007. Fish responses to eutrophication. REBECCA final conference; 21-24 May 2007, Oslo, 39-41.

Heinsalu, A., Alliksaar, T. 2005. Järvetüüpide interkalibreerimiseks vajalike foonitingimuste väljaselgitamine paleolimnoloogiliste uuringute abil. TTÜ Geoloogia Instituut. Aruanne nr. 2005–29. 98 lk. Käsikiri TTÜ Geoloogia Instituudis.

Holmgren K., Kinnerbäck A., Olin M., Hesthagen T., Kelly F., Rask M., Saksgård R. unpublished. Preconditions for intercalibration of ecological status assessment using lake fish in the Northern GIG – results from pilot study.

Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B., Beier, U. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR9. Fiskeriverket Informerar, 3, 54 p.

Heinsalu, Atko; Alliksaar, Tiiu 2007. Saadjärve seisundi, eutrofeerumise kujunemise ja looduslähedaste foonitingimuste väljaselgitamine põhjasetete paleolimnoloogiliste uuringute abil. TTÜ geoloogia instituut. Tallinn.

Heinsalu, Atko; Alliksaar, Tiiu; Veski, Siim 2003. Reconstruction of past lake-water quality from sediment diatom assemblages: a pilot study. Viru-Peipsi Catchment Area Management Plan (LIFE00ENV/000925; Viru-Peipsi CAMP). Institute of Geology at Tallinn

Johnston, C. E. & M. J. Maceina 2009. Fish assemblage shifts and species declines in Alabama, USA streams. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 33–40.

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

Järnefelt H., 1953. Die Seetypen in bodenfaunistischer Hinsicht. - Ann. Soc. Zool. Bot. Fenn. "Vanamo" 15: 1-37

Kangur K., 1999. A comparative study of Chironomidae in two large lakes of Estonia. - Biodiversity in benthic ecology. Proc. from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. NERI Technical Report 266: 113-121

Kangur K., Möls T., 2008. Changes in spatial distribution of phosphorus and nitrogen in large north-temperate lowland Lake Peipsi (Estonia/Russia). Hydrobiologia 599: 31-39

Kangur, K.; H. Timm & T. Timm, 2004. Zoobenthos. In: Lake Võrtsjärv. Eds: J. Haberman; E. Pihu; A. Raukas, Estonian Encyclopaedia Publishers, Tallinn, pp. 265–279.

Kangur, K.; Timm, T.; Timm, H.; Mälton, E.; Kumari, M.; Melnik, M., 2008. Zoobentos ehk põhjaloomastik. In: Peipsi. Eds: J. Haberman; T. Timm; A. Raukas, Eesti Loodusfoto, Tartu, pp. 291–315.

Kangur K., Timm H., Timm T., 2003. Võrtsjärve põhjaloomastik. – Võrtsjärv. Loodus. Aeg. Inimene. Toim. J. Haberman, E. Pihu & A. Raukas. Eesti Entsüklopeediakirjastus, 313-332

Kangur K., Timm T., Timm H., Mälton E., Kumari M., Melnik M., 2008. Zoobentos ehk põhjaloomastik. - Peipsi. Toim. J. Haberman, T. Timm, A. Raukas. Eesti Loodusfoto, Tartu, 291-315

Kangur, A., P. Kangur, K. Kangur & T. Möls, 2007. The role of temperature in the population dynamics of smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* m. *spirinchus* Pallas in Lake Peipsi (Estonia/Russia). Hydrobiologia 584:433-441.

Kangur, K., Kangur, A., Kangur, P. & Laugaste, R. (2005): Fish kill in Lake Peipsi in summer 2002 as a synergistic effect of cyanobacterial bloom, high temperature and low water level. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology Ecology 54: 67–80.

Kangur, K., Park, Y.-S., Kangur, A., Kangur, P. & Lek, S., 2007. Patterning long-term changes of fish community in large shallow Lake Peipsi. Ecological Modelling 203: 34–44.

Kangur, K., K. Kangur & A. Kangur 2009. Effects of natural and man induced stressors on large European lake: case study of Lake Peipsi (Estonia/Russia). In Kovar, P., Maca, P. & Redinova, J. (eds). Water Policy 2009 Water as a vulnerable and exhaustible resource. Prague, Czech Republic, pp. 101-105.

Kelly, M. H. Bennion, A. Burgess, J. Ellis, S. Juggins, R. Guthrie, J. Jamieson, V. Adriaenssens, M. Yallop, 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. Hydrobiologia 633: 5-15.

Keskkonnaministri käskkiri nr. 887 2.08.2006, Lisa 1

(http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=236620/KK_887_lisa.pdf)

Krause, T., Palm, A. 2007. Järvekalastiku seire 2007. Aruanne, Tartu, 7 lk.

Krause, T., Palm, A. 2008. Järvekalastiku seire 2008. Aruanne, Tartu, 9 lk.

Lauridsen, T.L. 2008. Monitoring of fish in Danish lakes – measures and fish as indicators. Oral presentation, Aix-en-Provence.

Kumari M., Kangur K., Haldna M., 2007. Variation of macrozoobenthos communities in the reed *Phragmites australis* belt of two large shallow lakes. - Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 56: 141-153

Lavelle, J. Niemelä, P. Nowicki, M. Rebaner, C. Scheidegger, J. P. Sousa, C. van Swaay, A. Vanbergen, 2007. Trends in biodiversity in Europe and the impact of land-use change. In Harrison, R. M. & R. E. Hester (eds), Biodiversity under Threat. Issues

in Environmental Science and Technology 25. Royal Society of Chemistry,
Cambridge: 135-160.

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.

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

Lepingu 18-20/193 lõpparuanne riikliku keskkonnaseire programmi täitmise kohta. Põhja-Eesti jõgede hüdrokeemiline seire 2008.aasta. Tallinn, 2009.

(http://eelis.ic.envir.ee:88/seireveeb/aruanded/8895_aru08_4.1.1.3_TTUaruanne.pdf)

Leppäkoski, E.; Olenin, S.; Gollasch, S. (eds.) 2002: Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.

McKinney, M. L.; Lockwood, J. L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. Trends in Ecology and Evolution 14: 450–453.

Medin M., Ericsson U., Nilsson C., Sundberg I., Nilsson P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke

Meriläinen J., Veijola H., Hynynen J., 2000. Zoobenthic communities in relation to the depth zones in a large boreal lake in Finland. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 985-988

Mikelsaar, N.-Õ., Vinkel, R., 1936. Uusi andmeid rändkarbi Dreissensia polymorpha Pall. Esinemisest Eestis. Eesti Loodus 4: 142-145.

Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn, I. Schönfelder & B. Nixdorf, 2008.

Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). In Mischke, U. & B. Nixdorf (eds.), Brandenburg Technical University of Cottbus, ISBN 978-3-940471-06-2, BTUC-AR 2/2008: 117-146.

Moss B. 1998. Ecology of fresh waters. Blackwell Sci. Ltd. Oxford, 531 pp-

Moss, B., 2007. Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? *Hydrobiologia* 584: 381-394.

Moss, B., 2008. The Water Framework Directive: total environment or political compromise? *Science of the total environment* 400: 32-41.

Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van De Bund, W., Collings, S.E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernandez-Alaez, C., Fernandez-Alaez, M., Franken R.J.M., Garcia-Criado, F., Gross, E.M., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijow, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M.R., Nõges, P., Nõges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczula, W., Peeters E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Sievertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tõnno, I., Virro, T., Vicente, E. & Wilson, D., 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507–549.

Nõges, P., W. van de Bund, A.C. Cardoso, A.G. Solimini, A.-S. Heiskanen, 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia* 633: 197-211.

Mühlen, L. von zur, 1918. Zur Geologie und Hüdrologie des Wirtsjerwsees. *Abhandlungen der Königlichen Preussischen Geologischen Landesanstalt, Neue Folge*, 83. Berlin.

Mühlen, M. von zur & G. Schneider, 1920. Der See Wirzjerw in Livland. *Archiv für die Naturkunde des Ostbaltikums* 14, 1, 156 pp.

Nõges, P., U. Mischke, R. Laugaste & A. G. Solimini, 2010. Analysis of 44-year changes in phytoplankton of Lake Võrtsjärv (Estonia): the effect of nutrients, climate, and the investigator on phytoplankton based water quality indices. *Hydrobiologia* (in press).

Nõges, P., T. Feldmann, J. Haberman, A. Järvalt, A. Kangur, K. Kangur, H. Timm, T. Timm, A. Tuvikene & P. Zingel, 2001. Deviation of Lake Võrtsjärv from its pristine status documented 90 years ago. 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Proceedings. Session 5: 221-224.

Nõges, P. 2003. Milliseks hinnata Võrtsjärve praegust ökoloogilist seisundit fütoplanktonis 90 aasta jooksul toimunud muutuste põhjal? (How to evaluate the ecological quality of Lake Võrtsjärv on the basis of phytoplankton changes during 90 years?) In Möls, T., J. Haberman, L. Kongo, E. Kukk. & E. Möls (eds.) *Eesti LUS-i Aastaraamat 81*, Nordon, Tartu: 60-81.

Nõges, P. & T. Nõges, 2006. Indicators and criteria to assess ecological status of the large shallow temperate polymictic lakes Peipsi (Estonia/Russia) and Võrtsjärv (Estonia). *Boreal Environment Research* 11: 67-80.

Nõges, P., W. van de Bund, A.C. Cardoso, A.G. Solimini, A.-S. Heiskanen, 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia* 633: 197-211.

Nõges, T., Nõges, P., Laugaste, R. 2003. Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake *Hydrobiologia* 506 (1): 257-263.

Nõges, T.; Laugaste, R.; Nõges, P.; Tõnno, I. (2008). Critical N:P ratio for cyanobacteria and N₂-fixing species in large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe. *Hydrobiologia*, 599, 77 - 86.

Nõges, T. & P. Nõges, 1999. The effect of extreme water level decrease on hydrochemistry and phytoplankton in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 409: 277-283.

Official Journal of the European Union. 2005. Commission decision of 17 August 2005. on the establishment of a register of sites to form the intercalibration network in accordance with Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council (notified under document number C(2005) 3140). 48 pp.

Olenin, S., D. Minchin, D. Daunys, 2007. Assessment of the biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 55: 379-394.

Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P., Ylönen, O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60, 593-612.

Ott, I., Kõiv, T. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Estonian small lakes: Special features and changes. Tallinn: Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, 127 lk. (pp.).

Ott, I.; Kõiv, T. (Eds.). 2005. Lake Verevi, Estonia – A Highly Stratified Hypertrophic Lake. Springer. 203 pp.

Ott, I. 1994. Vesi on järve peegel. *Eesti Loodus*. 2. lk. 53-54.

Ott, I., Rakko, A. 2008. Kuidas elab Saadjärv?. *Eesti Loodus* 7. lk. 40-46.

Ott, I.; Timm, H.; Rakko, A.; Mäemets, H.; Kübar, K.; Tammert, H.; Laas, A.; Tambets, M.; Järvet, A.; Kübar, R. 2006. Viljandi järv - kas looduslik või oluliselt muudetud? Sammul, Marek (Toim.). *Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat (76 - 93)*. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts.

Pankova, E. S.; Berezina, N. A., 2007. Predation rate and size selectivity of the

invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* preying upon the native isopod *Asellus aquaticus*. *Acta Zoologica Lithuanica* 17: 144–150.

Panov V., Timm T., Timm H., 2000. Current status of an introduced Baikalian amphipod, *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing), in the littoral communities of Lake Peipsi. - *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 49: 71-80

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)

Poikane, S., Argillier, C., Alves, H., van den Berg, M., Buzzi, F., Hoehn, E., de Hoyos, C., Karotki, I., Laplace-Treyture, C., Lyche Solheim, A., Ortiz-Casas, J., Ott, I., Phillips, G., Pilke, A., Pádua, J. 2009. Defining reference conditions for the ecological status of European lakes. *Environmental Management*. Submitted.

Rask, M., M. Olin & J. Ruuhijärvi, 2009. Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution. *Fisheries Management and Ecology*, 2009.

Reshetnikov Yu.S. 1980. Ecology and classification of coregonid fish. Nauka, Moscow, 300 lk (vene keeles).

Rosenberg D.M., Resh V.H. (eds.), 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York – London

Ruse L.P., Wilson R.S., 1995. Long-term assessment of water and sediment quality of the River Thames using chironomid pupal skins. - In: *Chironomids: from genes to ecosystems*. Ed. P. Cranston. CSIRO (Australia), 113-125

Saether O.A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. - *Holarct. Ecol.* 2: 65-74

Sarvala, J., Ventelä, A.-M., Helminen, H., Hirvonen, A., Saarikari, V., Salonen, S., Sydänoja, A. & Vuorio, K., 2000. Restoration of the eutrophicated Kõyliönjärvi (SW-Finland) through fish removal: Whole-lake vs mesocosm experiences. *Boreal Environment Research* 5: 39–52.

Siseveekogude seire (2009). Eesti-Vene 2009. a. Peipsi järve zoobentose ühisseire. Leping nr. 18-20/08/222. Koost. K. Kangur

Solimini, A.G., M. Bazzanti, A. Ruggiero & G. Carchini, 2008. Developing multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain bonds in central Italy. *Hydrobiologia* 597: 109-123.

Solimini A.G., Free G., Donohue I., Irvine K., Pusch M., Rossaro B., Sandin L., Cardoso A.C., 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes. Current knowledge and way forward to support WFD implementation. European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. EUR 22347 EN

Solimini, A.G., R. Ptacnik & A. C. Cardoso, 2009. Toward a holistic assessment of ecosystem functioning: the relationships between anthropogenic pressures, chemical and ecological status under the Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 28: 143-147.

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

Stoffels, R.J., K. R. Clarke & G.P. Closs, 2005. Spatial scale and benthic community organization in the littoral zones of large oligotrophic lakes: potential for cross-scale interactions. *Freshwater Biology* 50: 1131-1145.

Tamre, R. (koost.). 2006. Eesti järvede nimestik. Looduslikud ja tehisejärved. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn. 144 lk.

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

Timm H., Möls, T., 2008. Do shallow-water macroinvertebrate assemblages correspond to physico-chemical habitats of streams and lakes? - Verh. Internat. Verein. Limnol. 31: 138-140

Timm H., Möls T., Timm T., 2006. Effects of long-term non-point eutrophication on the abundance and biomass of macrozoobenthos in small lakes of Estonia. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 187-198

Timm H., Mälton E., 2006. Littoral macroinvertebrates in large lakes: can they tell us something about the status of lake? - European Large Lakes Symposium 2006. Ecosystem changes and their ecological and socioeconomic impacts. Programme and abstracts. 11-15 September, 2006. Tartu, Estonia, 54-55

Timm T., Kangur K., Timm H., Timm V., 1996. Macrozoobenthos of Lake Peipsi-Pihkva: long-term biomass changes. - Hydrobiologia 338: 155-162

Timm T., Kangur K., Timm H., Timm V., 2001. Zoobenthos. - In: Lake Peipsi. Flora and Fauna. Sulemees Publishers, Tartu, 82-99

Timm T., Timm V., Kangur K., Tõlp Õ., 1982. Eesti järvede seisundi hindamine zoobentose alusel. - Eesti NSV järvede nüüdisseisund. Tartu, 134-141

Timm, V. 1990. Peipsi järve suured karbid (Bivalvia). Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Biology, Ecology 39: 46-54.

Tolonen K.T., Hämäläinen H., Holopainen I., Karjalainen J., 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. - Arch. Hydrobiol. 152: 39-67

Tolonen K.T. Hämäläinen H. Holopainen I.J., Mikkonen K., Karjalainen J., 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. - *Hydrobiologia* 499: 179-190

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

Verneaux V., Verneaux J., Schmitt A., Lovy C., Lambert J.C., 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. - *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40: 1-9

Walz N., Garcia X.-F., Pusch M., 2002. Typology of lakes based on macrozoobenthos in Brandenburg. - M. Ruoppa and K. Karttunen (eds.). *Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord*: 566: 123-125

Watt, A.D., R.H.W. Bradshaw, J. Young, D. Alard, T. Bolger, D. Chamberlain, F. Fernández-González, R. Fuller, P. Gurrea, K. Henle, R. Johnson, Z. Korzós, P.

Wiederholm T., 1980. Use of benthos in lake monitoring. - *Journal of Water Pollution Control Federation* 52: 537-547

Winfield, I. J. , J. M. Fletcher, J. B. James & C. W. Bean, 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK. *Fisheries research* 96.

LISAD

Lisa 1.

Seisund suurselgrootute järgi väga väikestes, pruuniveelistes, allikalistes ja väga aeglastes vooluvetes

Veekogu	Koht (kaardilt)	Jõe pikkus proovi- kohas km	Kuupäev	Laiuskraad N	Pikkuskraad E	Aluskivim	Koond- seisund
Väga väikesed muudetud							
Kaarnaoja	Otepää - Nõuni	3	20070419	5804	2629,93	Liiva	17
Alva jõgi	Allikukivi, vana tee	4	20080428	5809,09	2500,72	Liiva	19
Voka jõe lisaoja	Voka – Oru	1	20090506	5923,95	2734,73	Lubja	12
Muike kraav	Ilumäe – Palmse	2	20000524	5931,383	2555,5	Lubja	6
Metsaaluse oja	truup ülemjooksul	2	20050522	5922,843	2550,14	Lubja	11
Piirsalu jõgi	Metskonna - Annamõisa	3	20060419	5902,669	2405,95	Lubja	14
Raudoja	Pillapalu – Raudoja	4	20020429	5921,564	2534,392	Lubja	16
Väga väikesed looduslikud							
Lõotsa oja	Valgejõe - Nõmmeveski	2	20010425	5929,033	2548,167	Lubja	20
Inga oja	Pudisoo – Kolga	3	20020428	5930,324	2534,161	Lubja	23
Höbringi oja	Vanaküla - Höbringi	3	20060418	5907,781	2334,518	Lubja	18
Kõrtsioja	Kuijõe – Piirsalu	3	20060418	5905,708	2359,874	Lubja	14
Poslavitsa oja	sillast 30 m allavoolu	3	20090502	5801,07	2627,84	Liiva	21
Pikapõllu oja	100 m allpool paisjärve	4	20000524	5931,117	2558,912	Lubja	22
Pruuniveelised muudetud							
Laisma peakraav	sild Jõõprest 2 km WNW	12	20090528	5828,86	2417,84	Lubja	21
Armioja	Heiste – Lauka	10	20030524	5856,13	2232,249	Lubja	17
Ura jõgi	Tali mõis – Tali	11	20080426	5803,82	2446,73	Liiva	19
Alajõgi	Imatu - Taga-Varesmetsa	9	20070423	5907,22	2724,51	Lubja	21
Valdimurru oja	sild enne Lambaküla oja suuet	8	20080426	5816,86	2448,04	Liiva	15
Varesmetsa peakraav	Varesmetsa – Iisaku	7	20070423	5905,79	2721,67	Lubja	12
Veelikse oja	Veelikse – Uusnaru	5	20080426	5802,23	2453,34	Liiva	8
Veskijõgi	Nõmmemaa – Vaisi	5	20060418	5910,436	2343,818	Lubja	21
Madala oja	Oodsipalo - Kamnitsa	5	20010421	5755,3	2721,667	Liiva	10
Pruuniveelised looduslikud							
Mädara jõgi	Samliku – Võidula	25	20010504	5842,5	2511,917	Lubja	24
Piilsijõgi	Karusoo - Kalmaküla tee ääres	21	20090507	5853,87	2656,15	Lubja	24
Tarvasjõgi	Vetla – Krani	20	20010505	5915,2	2528,083	Lubja	24
Luguse jõgi	Käina - Jausa, vana sild	20	20080523	5848,19	2243,43	Lubja	15
Mustjõgi	Aegviidu - Pillapalu	19	20010505	5918,633	2533,783	Lubja	25
Armioja	Kõrgessaare – Reigi	17	20080523	5858,44	2229	Lubja	15
Tõramaa jõgi	Tõramaa - Kuusekäära	15	20010504	5826,083	2501,667	Liiva	4
Ridalepa oja	Lemmetsa – Jõõpre	13	200905028	5827,72	2421,08	Lubja	21
Punaoja	Viruna – Palatu	12	20080513	5829,92	2358,17	Lubja	14
Tarvasjõgi	Vetla – Lehtmetsa	12	20010505	5912,633	2532	Lubja	18
Penijõgi	Lihula – Penijõe	11	20080515	5842,8	2348,85	Lubja	10
Pala oja	allpool Pala - tankisilla teed	9	20050522	5921,293	2550,259	Lubja	16
Nuutri jõgi	Kärdla – Tubala	8	20080523	5858,73	2245,53	Lubja	21
Poruni jõgi	sild alamjooksul	7	20030521	5910,515	2747,827	Turba	14
Vanajõgi	Vanajõe org	6	20080523	5853,17	2226,11	Lubja	13
Metsaaluse oja	sild alamjooksul	6	20050522	5922,479	2546,881	Lubja	17
Karula oja	Pajuveski – Kiva	6	20000525	5932,912	2615,583	Lubja	6

Rekka oja	Maanteeääre - Apuparra	5	20010505	5919,133	2539	Lubja	24
Tõramaa jõgi	Tipu - Tõramaa tee ääres	5	20010504	5822,867	2502,717	Liiva	4
Gorodenka oja	Poruni – Gorodenka	21	20070423	5908,59	2748,51	Lubja	22
Ura jõgi	sild Surjust WSW	19	20080426	5813,85	2440,32	Liiva	15
Alajõgi	Pootsiku – Alajõe	19	20070423	5903,1	2723,68	Lubja	18
Vihterpalu jõgi	Aasa – Seljaküla	17	20060419	5903,499	2354,121	Lubja	19
Tagajõgi	Oonurme - Pasti bussipeatus	13	20070424	5906,69	2656,53	Lubja	6
Lutsu jõgi	Partsi mõis - Kivijärve	12	20090426	5801,74	2709,78	Turba	16
Liivoja	alamjooksu sild	12	20030425	5915,824	2529,236	Lubja	15
Mustjõgi	sild Aegviidu E servas	11	20030424	5917,1	2537,667	Lubja	20
Pikkoja	sild alamjooksul	11	20010425	5926,917	2546,717	Lubja	18
Veskijõgi	Nõva – Vaisi	9	20060418	5912,835	2342,765	Lubja	11
Pala oja	Pala - tankisilla tee	8	20010424	5921,6	2551,083	Lubja	23
Gorodenka oja	Kivinõmme - Agusalu	6	20070423	5908,93	2736,54	Lubja	19
Rebasmäe oja	Rebasmäe - Kamnitsa	6	20010421	5756,833	2724,883	Liiva	6
Allikalised muudetud							
Mustajõgi (Raudi kanal)	Ohakvere - Ridaküla	11	20070423	5913,93	2724,28	Lubja	10
Valgejõgi	väikese tee lõpp Tapalt NNW	23	20010424	5917,167	2554,5	Lubja	12
Vahujõgi	Preedi – Vahuküla	4	20070507	5857,03	2606,65	Lubja	12
Kiviõli kaevanduse kraav	Maidla – Soonurme	4	20090506	5919,74	2659,51	Lubja	10
Mustoja	Viitna – Haljala	4	20000525	5926,75	2606,833	Lubja	12
Annikvere oja	Annikvere – Noonu	6	20000525	5929,2	2611,167	Lubja	22
Areda oja	Sagadi – Haljala	9	20000524	5930,333	2607	Lubja	9
Jõuga peakraav	Jõuga – Sõrumäe	10	19980915	5907,9	2718,833	Lubja	10
Kiruma peakraav	Mustjala – Võhma	10	20020528	5829,962	2218,171	Lubja	25
Preedi jõgi	Preedi – Rõhu	20	20070507	5855,48	2607,28	Lubja	13
Soodla jõgi	Ambla – Tapa	7	20020429	5913,339	2553,565	Lubja	8
Valgejõgi	Uudeküla – Lasila	6	20010424	5912,583	2608,667	Lubja	13
Võisiku peakraav	Põltsamaa – Võhma sild	6	20090501	5838,54	2554,88	Lubja	16
Allikalised looduslikud							
Loobu jõgi	Neeruti mõis	4	20010424	5918,75	2609,912	Lubja	13
Pidula oja	Kallaste – Abula	4	200905027	5825,28	2207,15	Lubja	17
Nakimetsa allikaoja	Nakimetsa allikas 50 m allpool lähed	1	19991008	5817,43	2205,6	Lubja	12
Ilmandu jõgi	Padaküla - Liigvalla	11	20020704	5901,689	2610,166	Lubja	23
Jägala jõgi	Kiigumõisa	8	20030424	5902,876	2539,218	Lubja	4
Jänijõgi	väike sild Jäneda ja Nelijärve vahel	10	20030424	5915,606	2539,709	Lubja	22
Oostriku jõgi	sild ülalpool Oostriku allikat	5	20010818	5853,75	2602,25	Lubja	9
Preedi jõgi	Ao – Puhmu	7	20070507	5900,47	2606,56	Lubja	15
Rõuge jõgi	sild enne Liinjärve	6	20010421	5743,5	2655,75	Lubja	23
Rõuge jõgi	sild enne Liinjärve	6	20010719	5743,5	2655,75	Lubja	20
Soodla jõgi	Lehtse - Rabasaare tee ääres	15	20020429	5916,445	2548,581	Lubja	18
Valgejõgi	Niidu – Imastu	17	20010424	5915,717	2600,333	Lubja	20
Valkla oja	Lamme – Kiiu	5	20020429	5927,467	2521,227	Lubja	25
Vasaristi oja	joa all	6	20010425	5930,5	2545,75	Lubja	16
Vodja jõgi	väike tee Kriileväljalt NNE	19	20020421	5853,773	2535,859	Lubja	16
Võlingi oja	sild alamjooksul, 200 m pv	11	20010505	5851,25	2603,333	Lubja	22
Väga aeglaselt muudetud							

EMÜ PKI Limnoloogiakeskus. Lepinguline uurimus „Pinnavee seisundi hindamine...“

Mustajõgi (Raudi kanal)	Alamjooks	48	20021001	5915,5	2754,934	Lubja	12
Võhandu jõgi	Loosu – Kirumpää	72	20040813	5751,95	2659,61	Liiva	11
Võhandu jõgi	Tsolgo – Paidra	94	20020709	5754,891	2710,547	Liiva	8
Emajõgi	Kavastu	208	20081014	5822,64	2702,91	Liiva	12
Võhandu jõgi	Räpina	151	20020709	5805,499	2727,492	Liiva	11
Narva jõgi	Poruni suudmest 0,5 km N	599	20071025	5910,44	2752,08	Lubja	13
Narva jõgi	Mustajõe radari tornist 1 km S	608	20071025	5914,49	2754,03	Lubja	14
<hr/>							
Väga aeglasel looduslikud							
Elva jõgi	Kaimi – Rõhu	66	20070419	5820,82	2627,29	Liiva	11
Jõku jõgi	Tõrva – Pikasilla	28	20070414	5802,31	2558,26	Liiva	24
Lutsu jõgi	Rasina – Terepi	33	20090426	5811,03	2715,87	Turba	17
Lutsu jõgi	Jansi – Aarniku	45	20090426	5812,45	2710,07	Turba	22
Pärnu jõgi	Tori	115	20020421	5829,025	2448,969	Liiva	16
Rannapungerja jõgi	Tudulinna - Rannapungerja tee ääres	40	20020515	5901,097	2706,811	Lubja	19
Rannapungerja jõgi	Kauksi – Raadna	51	19980915	5858,267	2710,133	Lubja	20
Tänassilma jõgi	Kuudeküla – Uusna	38	20071016	5823,74	2542,21	Liiva	23
Tänassilma jõgi	Tänassilma	44	20071016	5823,67	2550,05	Liiva	24
Vihterpalu jõgi	Soo-otsa – Hatu	36	20060419	5911,825	2356,006	Lubja	17
Õhne jõgi	Riidaja – Pikasilla	80	20060516	5805,124	2558,407	Liiva	18
<hr/>							
Üleminekuvalad, mis ei sobi süsteemi							
Emajõgi	Rannu-Jõesuu	129	20081014	5818,1	2608,03	Liiva	0
Narva jõgi	Narva-Jõesuu	649	20081016	5927,83	2802,08	Lubja	4
Kärkla (Nasva) jõgi	Kuressaare - Mändjala	31	20080514	5813,7	2222,96	Lubja	8

Lisa 2. Esialgsete andmete põhjal etalonkogumiks sobivad jõelõigud, mis kuuluvad ökoloogilise seisundi järgi väga heasse (H) kvaliteediklassi vastavalt suurtaimestiku seisundi näitajale MIR

Jõgi	Kohanimi	Jõe tüüp	Taimestiku üldkatvuse %	Liikide arv indeksis	MIR indeks	Ökoloogiline seisundi klass
Tarvasjõgi	Metsaonni (Vetla)	1A	23	14	46,7	H
Punaoja	sildalamjooksul, Viruna-Palatu	1A	25	7	47,2	H
Mustjõgi	Linnusaareraba (Tooma)	1A	10	9	47,9	H
Kuke pkr	Rannaküla	1A	1	11	44,7	H
Paadrema jõgi	Paadrema	2A	43	24	53,6	H
Tagajõgi	Tudulinna	2A	40	9	46,2	H
Halliste jõgi	Kariste	1B	83	20	45,1	H
Kaave jõgi	Trummi (Jõune-Tammikuteeääres)	1B	70	16	45,2	H
Elva jõgi	Udernasild (Räppotalu)	2B	11	5	47,6	H
Navesti jõgi	Aesoo	2B	95	13	45,4	H
Ahja jõgi	Läänistesild	2B	35	20	45,1	H
Kullavere jõgi	Tartu-Mustveemnt	2B	60	13	46,6	H
Emajõgi	Tartu (Kvissental)	3B	22	15	44,9	H
Emajõgi	Rannu-Jõesuu	3B	5	10	45,6	H

Lisa 3. Eesti jõetüüpide ökoloogilise seisundi klassifikatsioon vastavalt suurtaimestiku seisundi näitajale MIR. $\text{ÖKS} = \text{EQR}$ - ökoloogiline kvaliteedisuhe

Ökoloogilise seisundi klass	ÖKS	MIR väärtus jõetüüpide kohta				
		1A	2A	1B	2B	3B
Väga hea (H)	$\geq 0,9$	$\leq 42,3$	$\leq 44,9$	$\leq 40,6$	$\leq 41,4$	$\leq 40,7$
Hea (G)	$0,65 \leq \text{ÖKS} < 0,9$	$42,3 - 30,5 >$	$44,9 - 32,4 >$	$40,6 - 29,3 >$	$41,4 - 29,9 >$	$40,7 - 29,4 >$
Kesine (M)	$0,4 \leq \text{ÖKS} < 0,65$	$30,5 - 18,8 >$	$32,4 - 20 >$	$29,3 - 18,1 >$	$29,9 - 18,4 >$	$29,4 - 18,1 >$
Halb (P)	$0,15 \leq \text{ÖKS} < 0,4$	$18,8 - 7 >$	$20 - 7,5 >$	$18,1 - 6,8 >$	$18,4 - 6,9 >$	$18,1 - 6,8 >$
Väga halb (B)	$\text{ÖKS} < 0,15$	< 7	$< 7,5$	$< 6,8$	$< 6,9$	$< 6,8$

Lisa 4. Kriteeriumid jõgede kalastiku referentskohtade valikuks survetegurite alusel.

(Jõgede kalastiku töörühmas interkalibreerimisel kasutatav kokkuleppeline

tööversioon – aktsepteeritav surveteguri mõju tugevus on varjutatud rohelisega).

Survetegur	Mõju skaala	Surveteguri tugevus			
Valgalal allavoolu jäävad rändetõkked	valgala	puudub	nõrk		tugev
Jõe segmendil ülesvoolu jäävad rändetõkked	segment	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Jõe segmendil allavoolu jäävad rändetõkked	segment	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Paisutamine	seirelõik	puudub	nõrk		tugev
Äravoolu reguleerimine	seirelõik	puudub	nõrk		tugev
Vee võtt ja kõrvalejuhtimine	seirelõik	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Jõega ühenduses olevad kalakasvandused, -tiigid ja paisjärved	segment	puudub			tugev
Seirelõigust ülesvoolu jääva paisu mõju	seirelõik	puudub	nõrk		tugev
Vee temperatuuri muutmine, v.a. paisude mõju	seirelõik	puudub			tugev
Maaparandustööd – süvendamine, õgvendamine	segment	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Kaldataimestik	seirelõik	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Elupaikade muutmine	seirelõik	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Tammid jõe kallastel	segment	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Toksilised ained	segment	puudub	nõrk		tugev
Vee hapestumine	segment	puudub	nõrk		tugev
Vee kvaliteedi degradeeritus (kvaliteediklass)	segment	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Vee kvaliteedi degradeeritus (reostus, eutrofeerumine)	seirelõik	puudub	nõrk	keskmine	tugev
Veetransport	segment	puudub			tugev
Veekogu rekreatiivne kasutamine	seirelõik	puudub			tugev
Võõrliikide ja asustatud liikide mõju algupärasele kalakooslusele	segment	puudub			tugev
Looduslikud vaenlased	seirelõik	puudub			tugev
Asustamiste mõju algupärasele kalakooslusele	segment	puudub			tugev

