

Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium

**Veemajanduskava analüüsid ja ülevaated.
Eesti järvede ja jõgede seisundi hindamisel kasutatavate
suurselgrootute näitajate seosed surveteguritega**

Henn Timm

Eesti Maaülikooli limnoloogiakeskus

2012

1. Sissejuhatus

Eesti siseveekogude seire korra sätestavad Veepoliitika Raamdirektiiv (2002) ning EV keskkonnaministri vastav määrus (Pinnaveekogumite... 2009). Mõlemad nendivad, et suurselgrootud moodustavad veekogude elustiku seisundi üle otsustamiseks vajaliku osa. Detailid selleks annab kohapealne tööjuhend (Timm & Vilbaste 2010).

Materjal seisundisüsteemi loomiseks suurselgrootute järgi koguti peamiselt aastatel 2000-2006. Seoses andmebaasi täienemise ning eesmärkide täpsustumisega on ette nähtud süsteemi täiendada. Ühtlasi on täiendamine ja täpsustamine vajalikud interkalibreerimise tõttu teiste Euroopa riikidega. Eesti kuulub interkalibreerimise mõttes geograafiliselt ja geoloogiliselt sarnaste veekogudega aladega Kesk - Balti regiooni, asudes selle kirdepiiril. Vooluvete suurselgrootute senine interkalibreerimine on toimunud kahes jaos, esialgu 2006. a. ning hiljem 2010-2011, seoses Eesti süsteemi vahepealse muutumisega. Väikejärvede suurselgrootute interkalibreerimine toimus 2008-2011, kusjuures Eesti esindaja H. Timm kuulus süsteemi koostajate hulka.

Siiski pole seisundi hinnanguid võrreldud paljude hüdrokeemilise seisundi hindamiseks oluliste parameetritega. Tugevasti muudetud (*heavily modified*) veekogude suhtes seisundi hindamise süsteem suurselgrootute põhjal Eestis puudub.

Seoses sellega püstitas Keskkonnaministeerium järgmised eesmärgid.

1. Looduslike, tehisjärvede ja tugevasti muudetud järvede ökoloogilise potentsiaali seisundiklasside kirjeldus suurselgrootute koosluse kaudu. Analüüsida Eesti järvedel aastatel 2006-2011 tehtud uuringute tulemusi ja selgitada, milline on erinevate Eestis kasutatavate järvede suurselgrootute indeksite ja nende koondhinnangu tundlikkus erinevatele surveteguritele. Iga surveteguri juures näidata intensiivsus, mille juures toimub järvede suurselgrootute indeksite ja nende koondhinnangu järgi seisundiklassi muutus. Iga surveteguri juures tuua põhimõtted, kuidas surveteguri intensiivsust hinnati. Selgitada, millistel järvetüüpidel tuleks suurselgrootute järgi seisundi hindamissüsteemi kohandada, nii et see oleks pinnaveekogumi seisundiklassi muutuste ja seisundi parandamise meetmete suhtes tundlikum.

2. Looduslike, tehisekkeliste ja tugevasti muudetud vooluveekogude ökoloogilise potentsiaali seisundiklasside kirjeldus suurselgrootute koosluse kaudu. Analüüsida Eesti jõgedel aastatel 2006-2011 tehtud suurselgrootute uuringute tulemusi ja selgitada, milline on erinevate Eestis kasutatavate jõgede suurselgrootute indeksite ja nende koondhinnangu tundlikkus erinevatele surveteguritele. Iga surveteguri juures näidata intensiivsus, mille juures toimub jõgede suurselgrootute indeksite ja nende koondhinnangu järgi seisundiklassi muutus. Iga surveteguri juures selgitada põhimõtted, kuidas surveteguri intensiivsust hinnati. Selgitada, millistel jõetüüpidel tuleks suurselgrootute järgi seisundi hindamissüsteemi kohandada, nii et see oleks pinnaveekogumi seisundiklassi muutuste ja seisundi parandamise meetmete suhtes tundlikum.

3. Välja pakkuda tugevasti muudetud veekogumite ja tehisveekogumite väga hea ökoloogiline potentsiaal ÖP, hea ÖP (kui inimõju on olemas, kuid ilma märkimisväärsete kulutusteta pole seda võimalik enam vähendada), kesine ökoloogiline potentsiaal (inimõju saab vähendada, tehes mõistlikke kulutusi), halb ÖP (inimõju tuleb kindlasti vähendada, ja see on vähese vaevaga võimalik) kirjeldused. Hinnata, kui palju võib tugevasti muudetud ja tehisveekogude hea seisundi kriteeriume alandada, kui olukorda pole võimalik parandada.

2. Materjal ja meetodid

Suurselgrootute andmestik ja osa taustaandmeid pärineb Eesti Maaülikooli limnoloogiakeskuse andmebaasist, enamik survetegurite andmeid aga Keskkonnaministeeriumist või Keskkonnateabe Keskusest. JäVI indeksi väärtused andis prof. I. Ott limnoloogiakeskusest.

Suurselgrootute proovid võeti ja töödeldi vastavalt Eesti kohapealsele juhendile (Timm & Vilbaste, 2010). Nii jõgedes kui järvedes koosnes igas kohas proov viiest 0,25 m² suurusest jala- või tõmbeproovist kahvaga, mida täiendas piiritlemata suurusega kvalitatiivne proov.

Suurselgrootute koondhinnang tugineb viiele indeksile (üldine taksonirikkus, tundlike taksonite rikkus, taksoni keskmine tundlikkus ja taksonierisus; järvedes Rootsi happelisusindeks, ning jõgedes Taani orgaanilise reostuse indeks). Kasutati mitte indeksite originaalväärtusi, vaid nende suhteid etalonväärtustesse (EQR - *Environmental Quality Ratio*), et muuta eri tüüpidesse kuuluvat paikade seisundid otse võrreldavaks. Esitati 161 suurselgrootute proovi 103 **järvest**, neist 143 proovi ja 87 järve kohta leidis survetegurite andmeid. Suurem osa järvedest (91) kuulus keskmise karedusega väikeste järvede hulka (määruse järgi tüübid II ja III). Kalgiveelistest järvedest (tüüp 1) oli 1 proov, pehme- ja tumedaveelistest (tüüp IV) 7, pehme- ja heledaveelistest (tüüp V) 19, Võrtsjärvest (tüüp VI) 16 ning rannajärvedest (tüüp VIII) 9 proovi. Peipsi järvest (tüüp VII) proove ei olnud. Kokku oli 117 "karedaveelisi" (tüübid I, II+III, VI ja VIII) ning 26 proovi pehmeveelisi (tüübid IV ja V). 3 järve olid kunstlikud või tugevasti muudetud (kaevatud karjäärid või oluliselt tõstetud veetasemega).

Vooluvete kohta pakuti võrdluseks välja 364 tavapärast (puhast või reostunud) ning 235 hüdro-morfoloogiliselt muudetud kohta. Vooluvetel leidis tavapärastest kohtadest hüdrokeemia andmeid 323proovide kohta, kuid ebahühtlaselt (eri parameetritel erinev arv). 47 operatiivseire proovi lisandus Keskkonnauuringute Keskuselt. 143 proovi kohta leidis maakasutuse andmeid valglal.

364 kohast olid 216 hinnanguliselt väiksema valgalaga kui 100 km², 114 valgalaga 110-1000 km², 25 kohta 1000-10000 km² ning 9 kohta Narva jõest (> 10000 km²). Muudetud kohtadest olid 133 väiksema valgalaga kui 100 km², 71 valgalaga 110-1000 km², 20

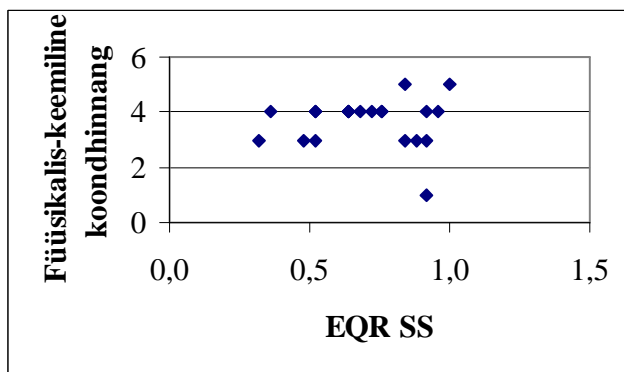
kohta 1000-10000 km² ning 10 kohta Narva jõest (> 10000 km²). Kõik paisjärved loeti vooluvete muudetud osadeks, mitte aga iseseisvateks järvedeks.

Vaadeldavad survegurid olid järgmised: füüsikalisk-keemiline koondhinnang (FKK), vee bioloogiline hapnikutarve 5 ööpäeva jooksul (BHT₅); hapniku, üldämmastiku, üldfosfori ja ammoniumiooni sisaldus ning elektrijuhtivus vee pinnakihis. Järvedes valiti füüsikalisk-keemilistest parameetritest need, mis iseloomustasid vee pinnakihti, sest suurselgrootud koguti madalast veest. Enamikku füüsikalisk-keemilistest andmetest leidis 143, FKK 21 järveproovi kohta. JäVI indeksi väärtusi oli 105 järve kohta.

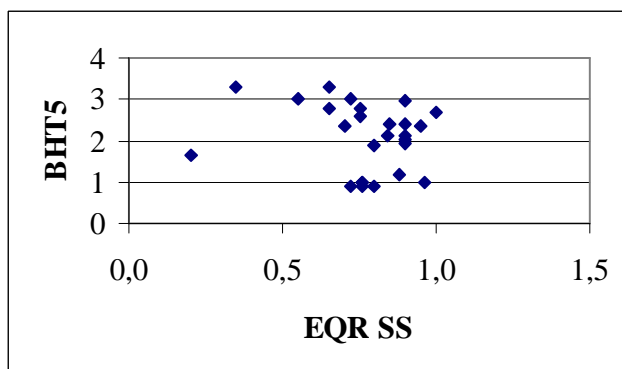
3. Tulemused

3.1. Järved

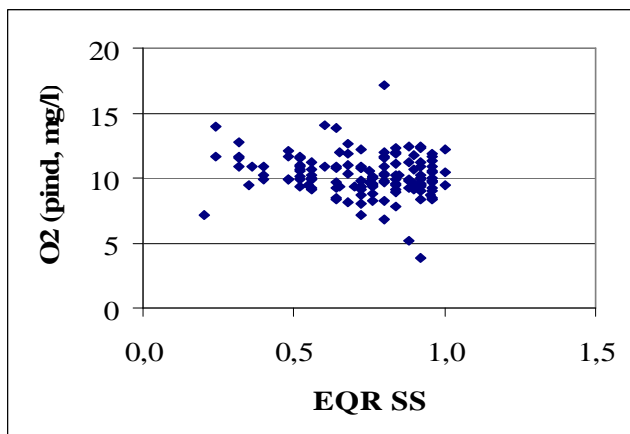
Suurselgrootute koondhinnaguga (EQR SS) ei näidanud olulist seost ($P < 0,05$) ükski survegur (joonised 1-8).



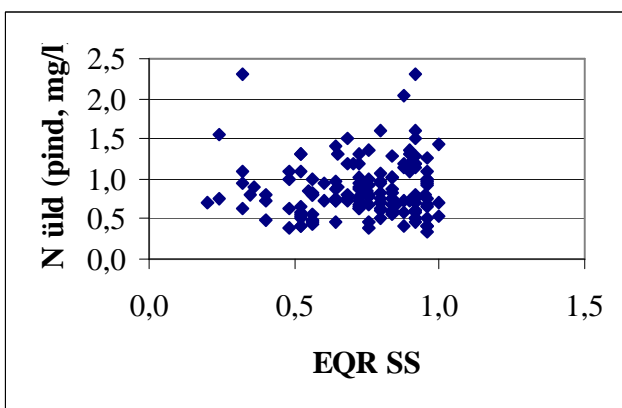
Joonis 1. EQR SS ning füüsikalisk-keemiline koondhinnang



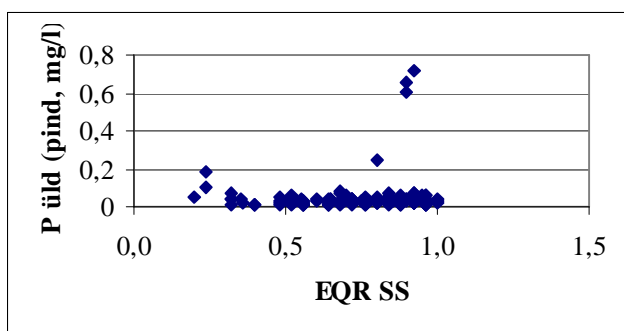
Joonis 2. EQR SS ning BHT₅ (mg O/l)



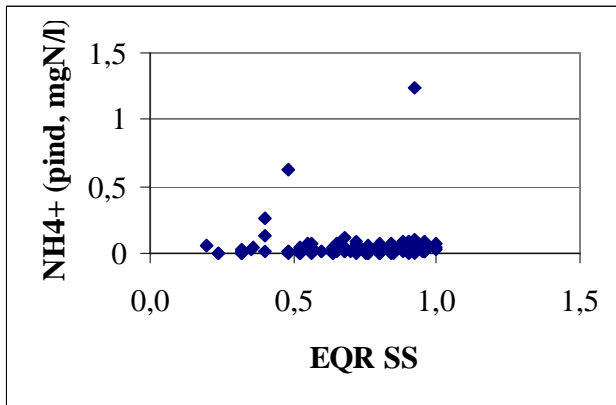
Joonis 3. EQR SS ning hapnikusisaldus vee pinnakihis (mg/l)



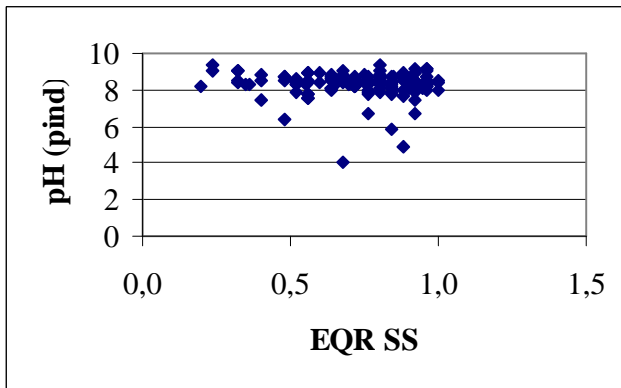
Joonis 4. EQR SS ning üldlämmastiku sisaldus vee pinnakihis (mg/l)



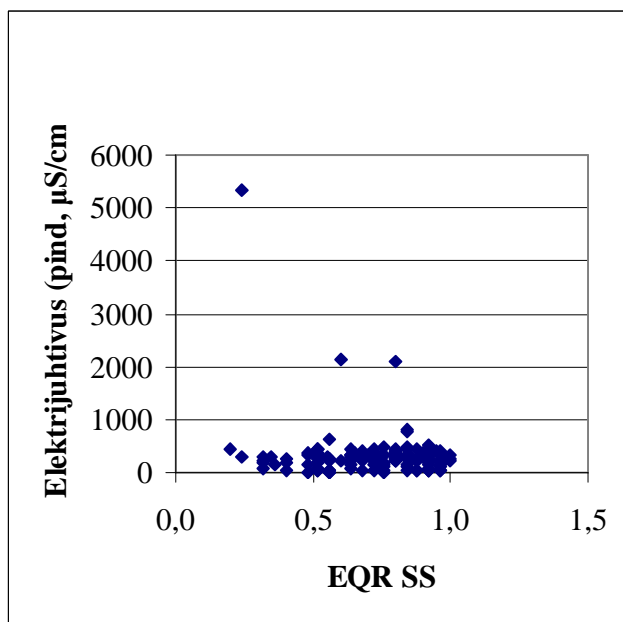
Joonis 5. EQR SS ning üldfosfori sisaldus vee pinnakihis (mg/l)



Joonis 6. EQR SS ning ammooniumioonii sisaldus vee pinnakihis (mg/l)

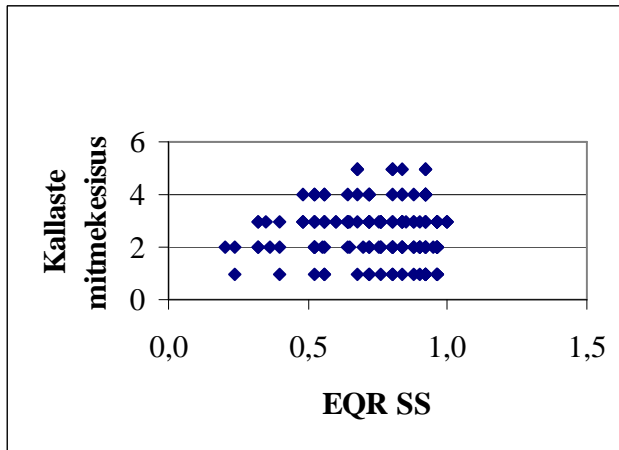


Joonis 7. EQR SS ning pH vee pinnakihis

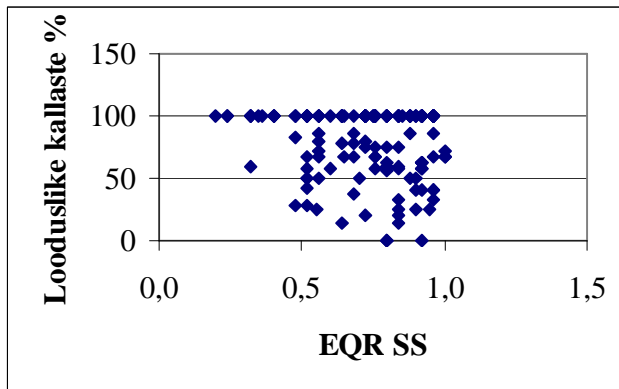


Joonis 8. EQR SS ning elektrijuhtivus vee pinnakihis (µS/cm)

Ebaoluline oli praegusel andmetel suurselgrootute koondseisundil seos ka kohapeal hinnatud kallaste mitmekesisuse (joonis 9) ning looduslike kallaste osakaaluga proovialal (joonis 10).



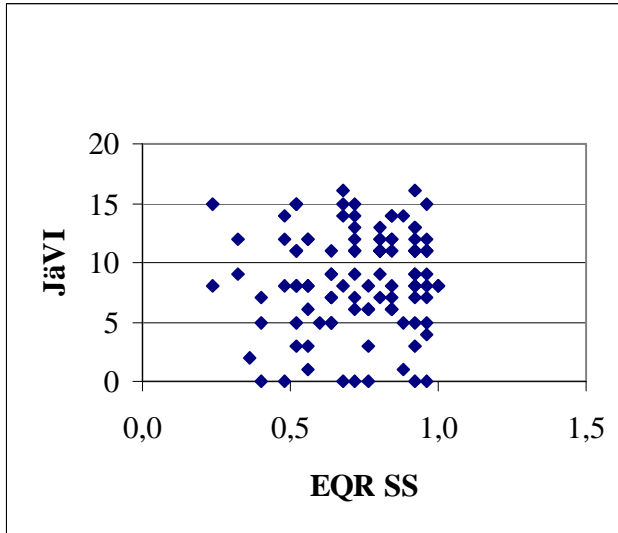
Joonis 9. EQR SS ning kallaste mitmekesisus proovikohas



Joonis 10. EQR SS ning looduslike kallaste osakaal proovialal

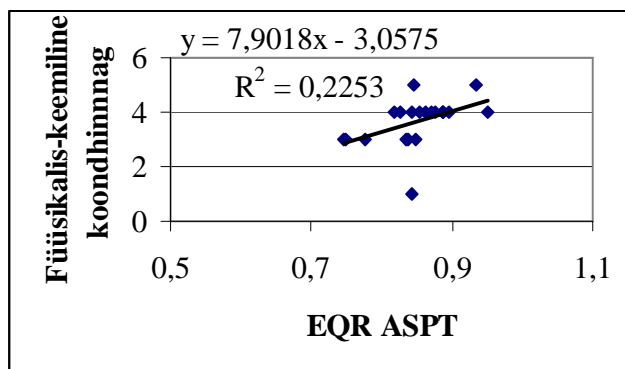
Veetaseme või valgla muutmisega mõjutatud proovides (n=15) oli keskmine EQR SS 0,79 (SD=0,15). Mõjutamata proovides (n=128) vastavalt 0,73 ja 0,20. Seega ei olnud suurselgrootute mõttes veetaseme või valgla muutmisel olulist mõju.

Samuti ei korreleerunud suurselgrootute koondseisund ka järve inimtekkelise surve indeksiga JäVI (joonis 11).



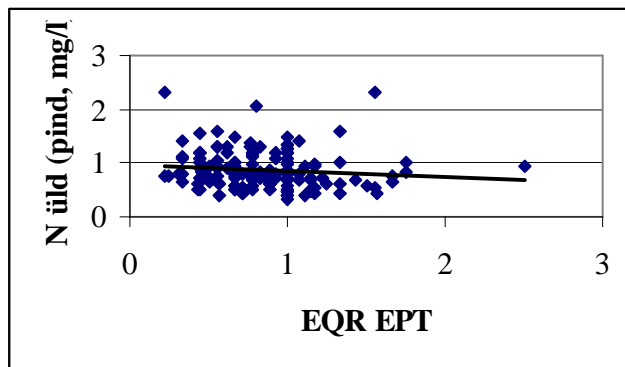
Joonis 11. EQR SS ning JäVI indeks

Suurselgrootute koondseisundi üksikutest komponentidest väärivad märkimist taksoni keskmise tundlikkuse (ASPT) ja füüsikalise-keemilise koondhinnangu (joonis 12), ning tundlike taksonite rikkuse (EPT) ja üldlämmastiku seosed (joonis 13).



Joonis 12. EQR ASPT ning füüsikalise-keemiline koondhinnang

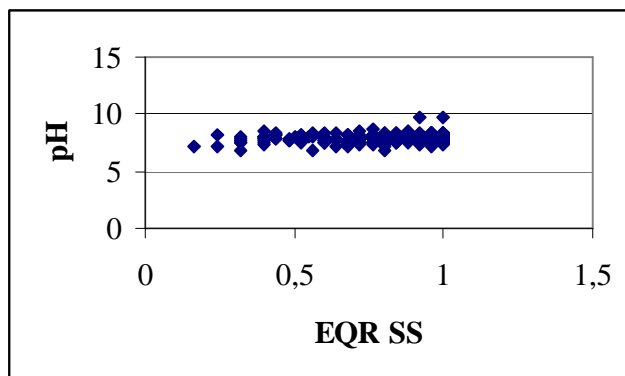
Vaatamata füüsikalise-keemilise koondhinnangu vähestele mõõtmistele osutus litoraalis mõõdetud ASPT tundlikuks ($P < 0,05$) avavee keemiliste omaduste suhtes. Üldlämmastiku sisaldus avavees aga oli negatiivses, ehkki ebaolulises korrelatsioonis tundlike liikide arvuga litoraalis.



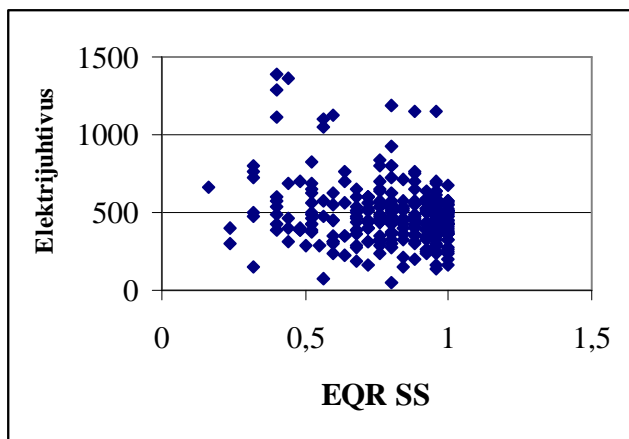
Joonis 13. EQR EPT ning üldlämmastiku sisaldus pinnakihis (mg/l)

3.2. Vooluveed

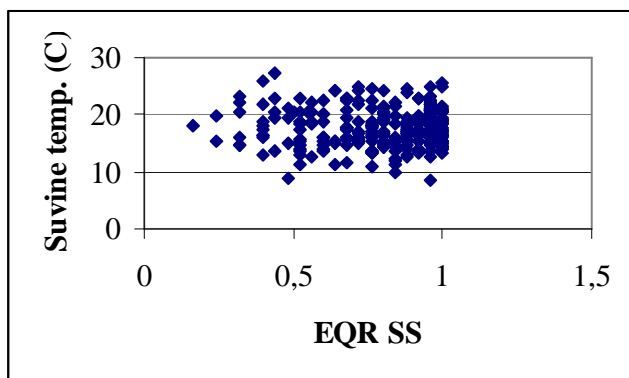
Suurselgrootute koondhinnagul (EQR SS) oli olulisi ($P < 0,05$) seoseid surveteguritega rohkem kui seisuveses (joonised 14-26). Kõige paremini sobivaks parameetrikis osutus samuti füüsikalise-keemiline koondhinnang (joonised 23-26). Üksikute hüdrokeemiliste parameetritega suurselgrootute indeksid oluliselt ei seostunud.



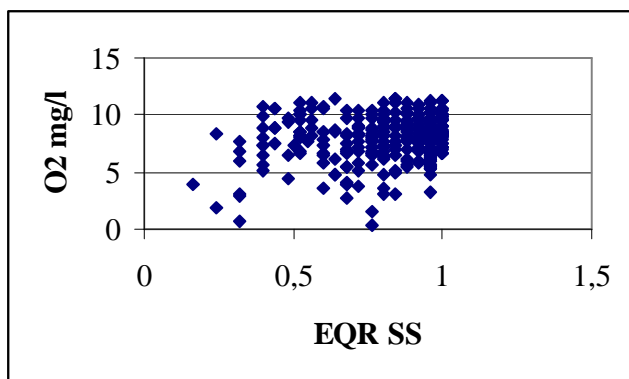
Joonis 14. EQR SS ning pH



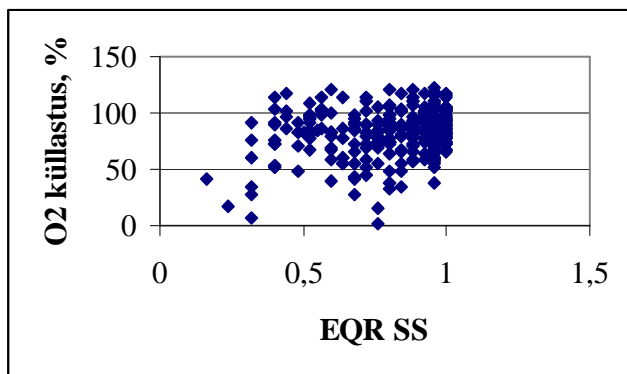
Joonis 15. EQR SS ning elektrijuhtivus ($\mu\text{S}/\text{cm}$)



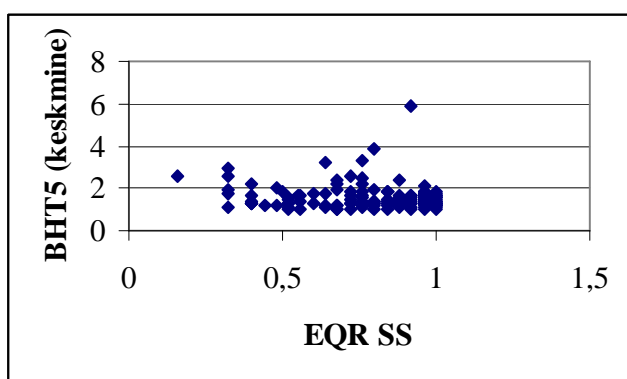
Joonis 16. EQR SS ning suvine vee temperatuur



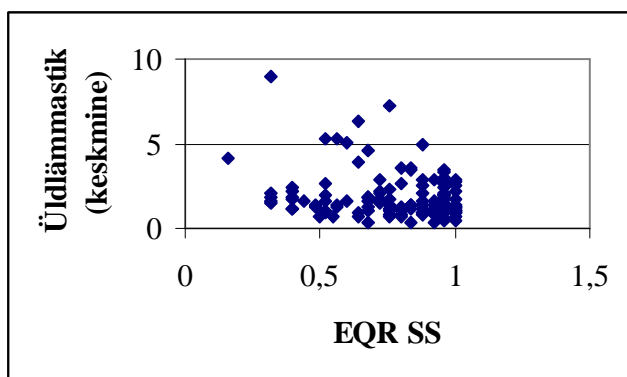
Joonis 17. EQR SS ning suvine vee hapnikusisaldus (mg/l)



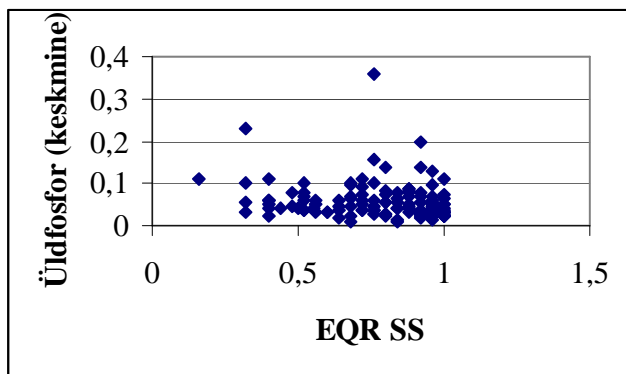
Joonis 18. EQR SS ning suvine vee hapnikuküllastus (%)



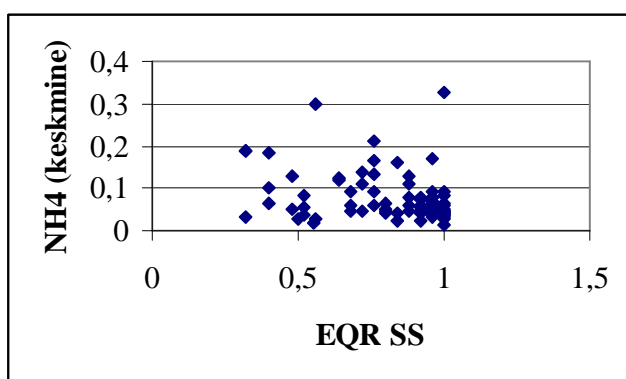
Joonis 19. EQR SS ning vee keskmine BHT₅ (mg O/l)



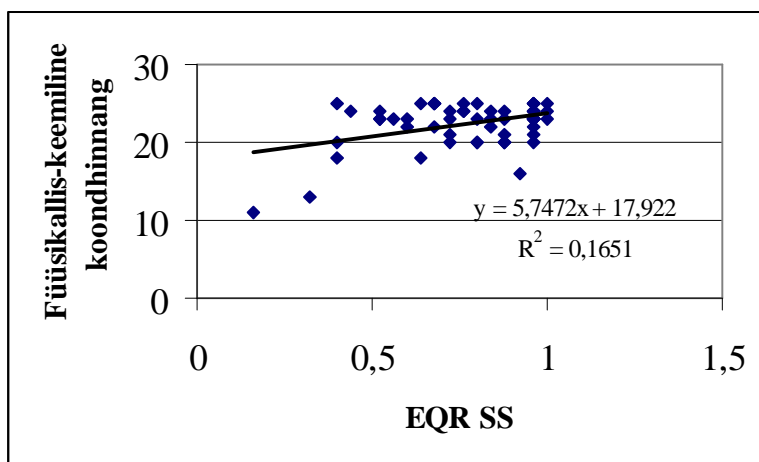
Joonis 20. EQR SS ning vee keskmine üldlämmastikusisaldus (mg/l)



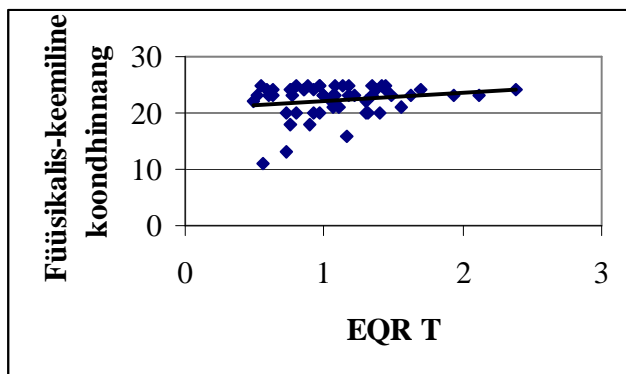
Joonis 21. EQR SS ning vee keskmine üldfosforisisaldus (mg/l)



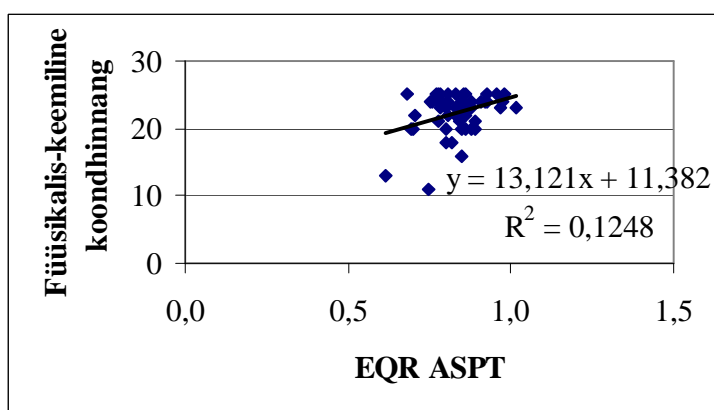
Joonis 22. EQR SS ning vee keskmine ammooniumisisaldus (mg/l)



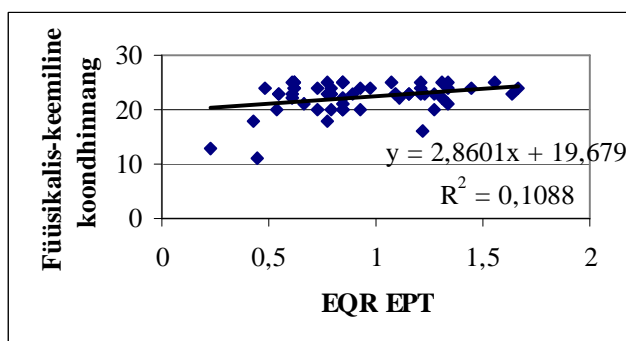
Joonis 23. EQR SS ning füüsikalis-keemiline koondhinnang



Joonis 24. EQR T ning füüsikalis-keemiline koondhinnang

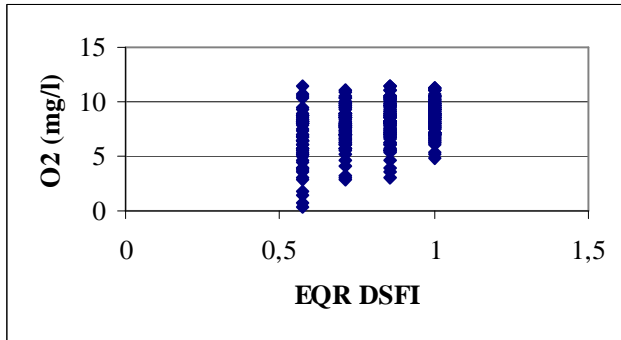


Joonis 25. EQR ASPT ning füüsikalis-keemiline koondhinnang

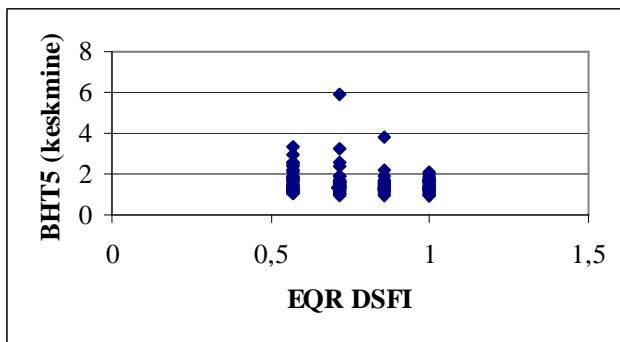


Joonis 26. EQR EPT ning füüsikalis-keemiline koondhinnang

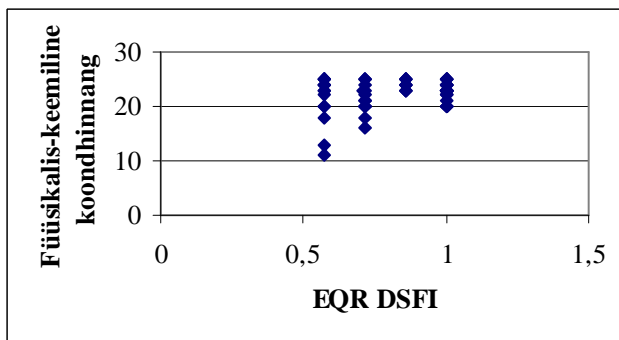
Füüsikalis-keemilist koondhinnangut ei peegeldanud olulise seosega mitte ainult EQR SS, vaid ka EQR ASPT (taksoni keskmine tundlikkus) ning EQR EPT (tundlike taksonite arv).



Joonis 27. EQR DSFI ning suvine vee hapnikusisaldus

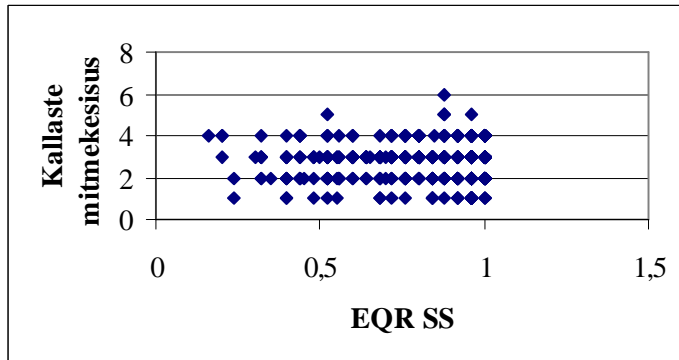


Joonis 28. EQR DSFI ning vee keskmine BHT₅

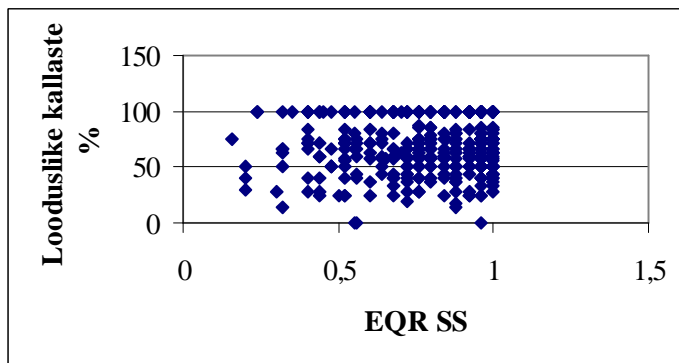


Joonis 29. EQR DSFI ning füüsikalis-keemiline koondhinnang

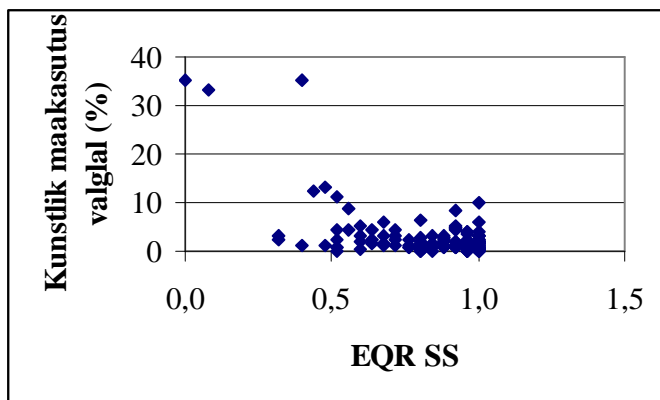
Taani indeks DSFI (Skriver et al. 2000), mis peaks otseselt iseloomustama orgaanilist reostust, ei andnud praeguste andmete järgi olulist seost ei füüsikalise-keemilise koondhinnangu, vee hapnikusisalduse ega BHT₅-ga (joonis 27-29). Nii nagu järvede puhulgi, ei seostunud elustiku indeksid oluliselt kallaste mitmekesisuse ega looduslike kallaste protsendiga proovikohas (joonised 30-31).



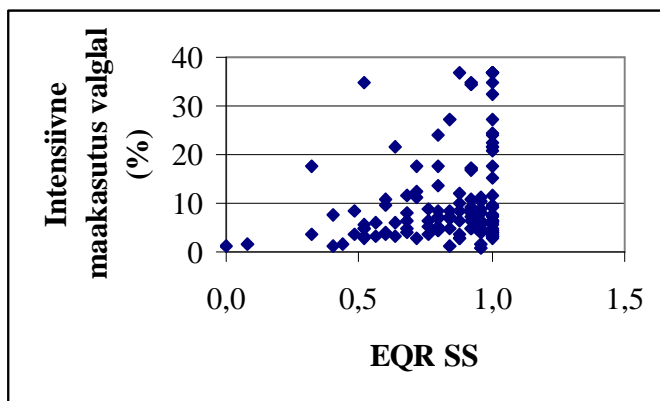
Joonis 30. EQR SS ning kallaste mitmekesisus proovikohas



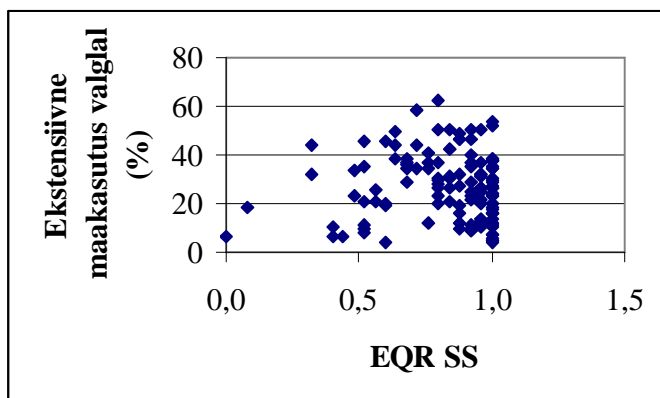
Joonis 31. EQR SS ning looduslike kallaste (mets, soo) protsent proovikohas



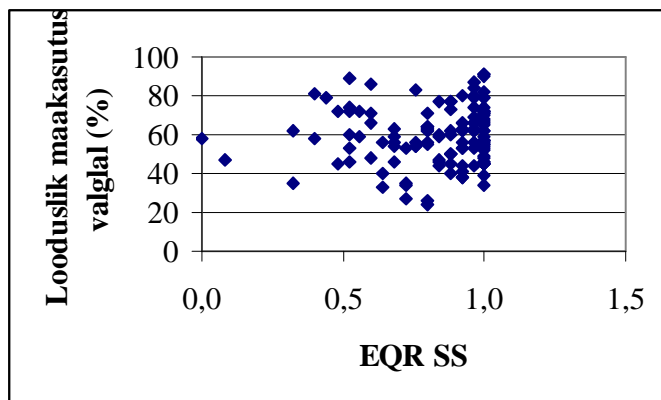
Joonis 32. EQR SS ning kunstliku maakasutuse protsent valglal



Joonis 33. EQR SS ning intensiivse põllumajanduse protsent valgla maakasutusest



Joonis 34. EQR SS ning ekstensiivse (hajusa) põllumajanduse protsent valgla maakasutusest



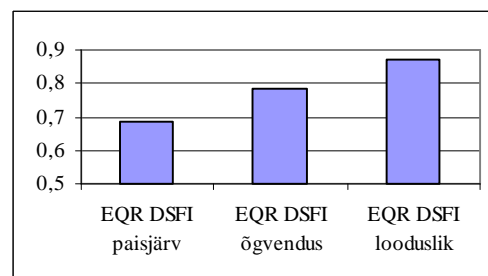
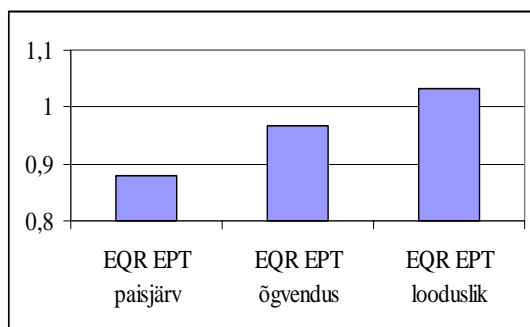
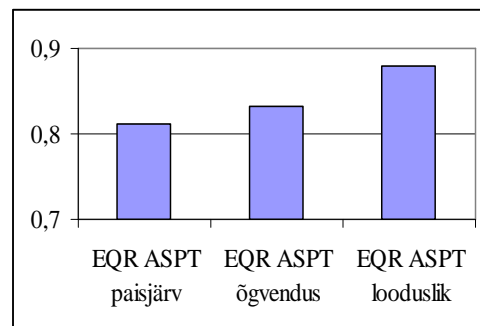
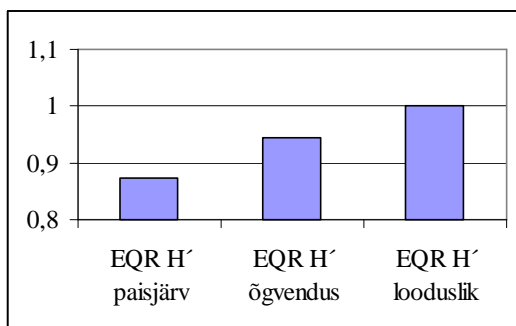
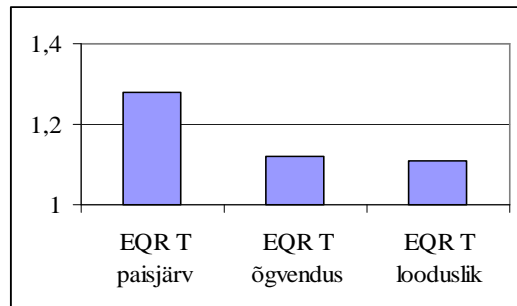
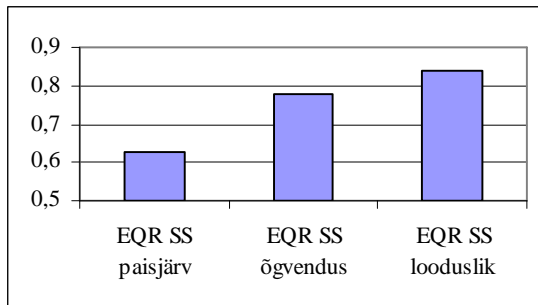
Joonis 35. EQR SS ning loodusliku maakasutuse protsent valgjal

Ka maakasutusega võrreldes polnud võimalik nentida olulisi seoseid EQR SS ja peamiste maakasutustüüpide vahel (joonised 32-35).

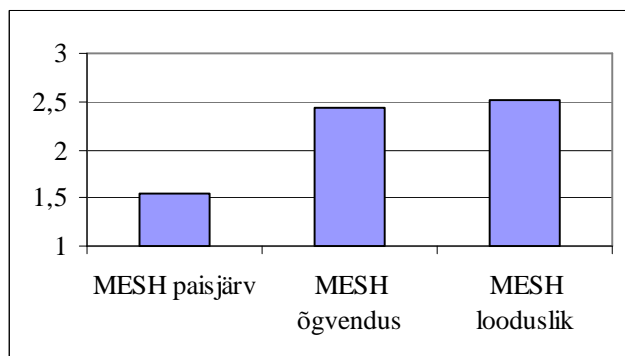
3.3. Tugevasti muudetud veekogud

Hüdromorfoloogiliselt tugevasti mõjutatud jõeosad võib jagada peamiselt kahte suurde kategooriasse: paisjärved ning õgvendatud lõigud. Sõltumata sellest, kas need on Keskkonnateabe Keskuse andmebaasis tunnistatud otseselt Veepoliitika Raamdirektiivi järgi "tugevasti muudetuks", võrreldi omavahel 62 paisjärve, 95 tugevasti õgvendatud lõigu ning 153 kontrollala (paisutamata ja õgvendamata) keskmisi. Reostunud ja reostuskahtlusega proove võrdlusele ei kaasatud. Seisuvetest oli suurselgrootute andmeid ainult 4 kunstliku ning 1 tugevasti muudetud järve kohta. Nende võrdluseks oli võimalik kasutada 138 kontrolljärve. Erinevuste olulisust hinnati variatsioonanalüüsil (ANOVA, $P < 0,05$) (tabel 2).

EQR SS ning enamiku tema komponentide keskväärtnus oli madalaim paisjärvedes, millele järgnesid õgvendatud lõigud ja parima seisundiga kontrollalad (joonis 36). Samasugust mustrit näitas ka spetsiaalselt paisutamise mõju hindamiseks välja töötatud indeks MESH (Timm et al. 2012, joonis 37). Enamasti olid õgvendatud alad kontrollaladega sarnasemad kui paisjärved. Erandiks oli üldine taksonirikkus, mis oli kõrgeim hoopis paisjärvedes.



Joonis 36. Vooluvete seisund suurselgrootute järgi paisjärvedes, õgvendatud ning kontrollaladel



Joonis 37. MESH-indeks suurselgrootute järgi paisjärvedes, õgvendatud ning kontrollaladel

Tabel 1

Paisutamise ja õgvenduse mõju vooluvete seisundile suurselgrootute järgi variatsioonanalüüsil (ANOVA). Olulised erinevused ($P < 0,05$) on paksus kirjas

	P
EQRT paisjärv*EQRT õgvendus	0,2642
EQRT paisjärv*EQRT looduslik	0,1051
EQRT õgvendus*EQRT looduslik	0,7511
EQRH' paisjärv*EQRH' õgvendus	0,2171
EQRH' paisjärv*EQRH' looduslik	0,0010
EQRH' õgvendus*EQRH' looduslik	0,0768
EQRASPT paisjärv*EQRASPT õgvendus	0,0036
EQRASPT paisjärv*EQRASPT looduslik	0,0000
EQRASPT õgvendus*EQRASPT looduslik	0,0000
EQREPT paisjärv*EQREPT õgvendus	0,0055
EQREPT paisjärv*EQREPT looduslik	0,0040
EQREPT õgvendus*EQREPT looduslik	0,0626
EQRDSFI paisjärv*EQRDSFI õgvendus	0,0000
EQRDSFI paisjärv*EQRDSFI looduslik	0,0000
EQRDSFI õgvendus*EQRDSFI looduslik	0,0000
EQRSS paisjärv*EQRSS õgvendus	0,0000
EQRSS paisjärv*EQRSS looduslik	0,0000
EQRSS õgvendus*EQRSS looduslik	0,0020

MESH paisjärv*MESH õgvendus	0,0000
MESH paisjärv*MESH looduslik	0,0000
MESH õgvendus*MESH looduslik	0,0738
EQR SS Tehisjärved*EQR SS reostuseta järved	0,0000

Tabelist 1 nähtub, et kõik kolm gruppi eristusid omavahel oluliselt nii üldise seisundi (EQR SS), taksoni keskmise tundlikkuse (EQR ASPT) kui Taani indeksi (EQR DSFI) poolest. Üldine taksonirikkus see-eest ei andnud olulisi erinevusi. Kunstlikes ja tugevasti muudetud järvedes oli üldseisund oluliselt kehvem kui kontrolljärvedes.

4. Arutelu

4.1. Järved

4.1.1. Seisundi analüüs

Tulemustest nähtus, et litoraali suurselgrootute koondseisund polnud oluliselt seotud ei avavee füüsikalise-keemiliste omaduste ega valgla mõjutatusega. Erandiks olid siin kaks koondseisundi komponenti: taksoni keskmine tundlikkus (ASPT) ja tundlike taksonite rikkus (EPT).

Suhteliselt sarnane, kuid põhjalikum analüüs järvede litoraali suurselgrootute kohta tehti äsjailmunud artiklis (Timm & Möls, 2012). Võrreldi 296 proovi seisundit litoraali suurselgrootute järgi 196 Eesti järvest aastatest 2000–2010. Paljud neist proovidest kattusid siinses aruandes toodutega. Nenditi, et eriti oluliselt mõjutasid seisundiindeksite väärtusi looduslikud mõjurid: järve pindala, laiuskraad, taimestikutüüpide rikkus ja taimestiku üldine katvus. Inimmõjudega polnud paljudel indeksitel olulisi seoseid. Veetaimestiku tüüpide rikkus ja taimestiku üldine katvus mõjusid positiivselt suurselgrootute taksonite üldisele arvule ja taksonierisusele, kuid negatiivselt taksoni keskmisele tundlikkusele (ASPT) ja tundlike taksonite rikkusele (EPT). ASPT aga suurenes ennustatavalt koos loodusliku maakasutuse suurenemisega järve valgla. Suurselgrootute taksonite üldarv litoraalis (T) oli positiivses korrelatsioonis fütoplanktoni seisundiga pelagiaalis. Vastupidiselt ootustele oli ASPT kaldatüüpide (n. mets, niit, asula) mitmekesisusega negatiivselt seotud. Seega võib üks looduslik kaldatüüp näidata paremat seisundit kui mitu erinevat, sest viimased võivad olla hoopis inimõju tagajärg.

Üldfosfori kui järvede eutrofeerumise põhinäitaja sisaldus pelagiaali vee pinnakihis ei seostunud oluliselt ühegi litoraali suurselgrootute tunnusega. Autorid järeldasid, et eeldatavaid seoseid varjutas uuritud järvede üldine suhteliselt hea seisund.

Arvestades litoraali suurselgrootute ja avavee tunnuste suhteliselt ebamäärasid seoseid Eesti järvedes, võib tekkida kahtlus, kas litoraali loomastik ongi järvede seisundi iseloomustamiseks mõistlik indikaator. Kui vaadelda Eestist suurema inim mõjuga alasid, ilmnevad seosed selgemalt. Et paljudes sama regiooni järved on Eestiga võrreldes rohkem reostunud (näiteks Madalmaades ja Põhja-Saksamaal), tundub tõenäoline, et nõrgad seosed Eesti litoraali suurselgrootute ja füüsikalise-keemiliste tingimuste vahel avavees tulenesid pigem uuritud järvede valdavalt heast seisundist. Iseasi, kas litoraali elustik peakski järve keskel mõõdetavate parameetritega otseselt seostuma. Eesti järvede litoraali seisundi hindamise skaala osutus võrdluses teiste Euroopa Kesk – Balti regiooni järvedega väga sarnaseks (Böhmer 2011). 10 riigi 263 järve 1153 proovi kohta koostati võrdlusindeks ICM. See tugines 4 indeksile, mis arvestasid kõiki Raamdirektiivi nõudeid (erisus, tundlikkus, liigiline koosseis). Eesti järvede litoraali suurselgrootute EQR oli võrdlusindeksiga olulises positiivses korrelatsioonis, mis tähendas interkalibreerimise edukat läbimist.

Et praegune proovimetoodika näeb ette suurselgrootute kogumise kevadel, hüdrokeemia andmed aga pärinevad valdavalt suvest, võib see seoseid oluliselt mõjutada. Järvevees lahustunud fosfori ja lämmastiku hulk on suhteliselt suur kevadel (kui seda aga sageli ei mõõdetata) ning võib väheneda kesksuveks mõnikord peaaegu nullini (Ott & Kõiv 1999). Seda kinnitavad ka Eesti väikejärvede seire aruanded. Niisiis võib seoste nõrkus kaldalähedase elustiku ja avavees lahustunud toiteainete vahel olla tingitud mitte ainult ruumilisest kui ka ajalisest ebakõlast.

4.1.2. Avavee suurselgrootutest

Et suur osa hüdrokeemia andmetest pärineb avaveest, tekitab see küsimuse, miks ei kasutata Eestis järvede seisundi hindamiseks avavee põhjaloomi.

Ehkki avavee elustik on palju liigiväsem, on vastavaid seoseid varem siiski kirjeldatud (näiteks Brodersen & Quinlan 2006, Lang & Reymond 1996). Soomes tõdeti hiljuti, et sügava vee loomastik seostub hüdrokeemiaga hästi ainult sügavates ja läbipaistvates

järvedes. Madalates järvedes see ei toimi (Jyväsjärvi et al. 2012). Samasugusele järeldusele jõudis ka autor Eestis 2006. a., võrreldes 6 seire püsivaatlusjärves litoraali ja avavee põhjaloomastikku (avaldamata andmed). Ka Kesk - Balti regiooni interkalibreerimisel kaaluti algul avaveebentose programmi lülitamist, kuid loobuti sellest andmete vähesuse ja/või eeldatava perspektiivituse tõttu.

4.1.3. Süsteemi täiustamine

Et praeguse indikatsioonisüsteemi (Pinnaveekogumite... 2009) üks põhipuudusi näib olevat reostunud või muudetud kaldaalaga veekogude vähesus, tundub skaala täiustamiseks edaspidi mõistlik hinnata lisaks selliseid järvi, mis siiani püsivad tugevasti rikutud staadiumis. Lisaks oleks väga vajalik võrrelda looduslikke järvi kunstlikega (vt. 4.3.2). Võrreldes 1970.-1980. aastatega on paljude järvede seisund Eestis küll oluliselt paranenud (Ott & Kõiv 1999). Eriti oleks tarvis lisaandmeid pehmeveeliste järvede kohta. Võimalikke reostunud, enamasti pehmeveeliste järvede näiteid on lisas 1. Võimaluse korral tuleks reostunud järve(de)le võrdluseks hinnata naabruses asuvaid sama tüüpi, kuid mõjutamata järvi (etalonid lisas 1).

Kuigi Veepoliitika Raamdirektiiv kohustab liikmesriike mingit järve regulaarselt uurima alates pindalast 50 ha, on sellest piirangust seoste tuvastamisel raske kinni pidada. Suurem osa järvi on niigi väiksemad ja reaalsuses pole muud teed kui uurida ka väiksemaid järvi. Kui huvipakkuv järv on väikese pindalaga, siis peaks ka tema etalon olema lähedase suurusega.

Kaldaalade muutmise ja/või veetaseme alandamise mõju hindamiseks oleks kõige õigem teha ka suurselgrootute hinnang iga kord enne tööde algust ning pärast seda mõned korrad, kuni endise olukorra taastumiseni või vähemalt stabiliseerumiseni.

Hindamissüsteemi täiendamisel tulevikus tundub, et happelisusindeks A tuleks looduslikel järvedel edaspidi jätta ainult pehmeveeliste järvede seisundi tarbeks. Kalgi-, karedaveeliste ning rannajärvede puhul võib ta anda ettearvatult madalaid tagajärgi, mis koondseisundit kunstlikult halvendab.

4.2. Vooluveed

Vaatamata sellele, et vooluves on suurselgrootute järgi seisundi hindamisel pikk praktika nii kogu maailmas kui Eestis, ei olnud seosed praeguses andmestikus kuigi tugevad. Olulisi positiivseid seoseid füüsikalise-keemilise koondhinnanguga täheldati EQR SS, EQR ASPT ja EQR EPT puhul. See-eest orgaanilise reostuse hindamiseks mõeldud Taani indeks (DSFI) ei andnud positiivset signaali isegi O_2 ega BHT_5 -ga. Nõrkade seoste peamisi põhjusi on nagu järvede puhulgi tõenäoliselt kaks. Esiteks oli suurem osa analüüsitud kohti väga heas või heas seisundis. Teiseks, bioloogilisi ja hüdrokeemilisi mõõtmisi tehti sageli eri aegadel, mis seoseid ähmastas.

1990-1998 võrdles autor suurselgrootute indekseid ja hüdrokeemilisi parameetreid samal aastaajal, mõnedes Eesti tugevasti reostatud ja mõnedes kontrolljõgedes (Timm et al. 2001). Koos lämmastikreostuse ning BHT_7 alanemisega suurenesid DSFI ja EPT indeksid. Samal ajal tõusis pH, NH_4 tõusis ja langes uuesti. Üldfosfori sisaldus vees ning ASPT ei muutunud. Sellest järeldati, et ASPT võis olla oluliselt seotud setetes oleva jääkfosforiga.

Euronormide kohaselt on **maakasutuse** piirid etalonkohtadele kuni 0,8% kunstlikku ja kuni 50% intensiivpõllumajanduslikku maakasutust valgjal (Gómez-Rodríguez & Pardo 2011). Praegustest andmetest need piirid ei eristunud. Ainult kahe kõige rikutuma vooluvee (Pääsküla jõe ja Kroodi oja) puhul täheldati selget negatiivset seost kunstliku maakasutuse ja EQR SS vahel (joonis 32). Niisiis oli Eestis maakasutuste gradient selles andmestikus tõenäoliselt liiga väike, et see mõjutaks selgrootute liigilist koosseisu. Iseenesest on järeldus tugevate seoste puudumise kohta positiivne, sest piisavalt tugevasti mõjutatud kohti on lihtsalt vähe.

Hüdrokeemiliselt ja maakasutuselt rikutud vooluvete hulk on Eesti taasiseseisvuse ajal ka järjest vähenenud. Kõige rikutumad kohad asuvad seni linnade ja tööstuste läheduses (Pääsküla jõgi, Kroodi oja, Jägala jõe alamjooks Harjumaal; Kohtla, Pühajõgi, Erra jõgi Ida-Virumaal). Põllumajanduslikku reostust leidub hajusalt ning see on enamasti hüdro-morfoloogilise stressiga segi või on viimane isegi olulisem.

4.3. Tugevasti muudetud ja kunstlikud veekogud

4.3.1. Tugevasti muudetud vooluveed

Tugev muutmine tähendab vooluvetel sängi, veetaseme, põhja iseloomu või nende kombinatsiooni olulist ümberkorraldust. Eestis on niisuguste muutuste põhitüüpe kaks: paisutamine ja õgvendamine.

Ülalpool **paisu** veetase oluliselt tõuseb, voolukiirus väheneb ja seega suureneb muda settimise tõenäosus. Allpool paisu voolukiirus tõuseb ning vesi rikastub paisjärve hõljumirikka veega. Veetase allpool paisu alaneb kas ühekordselt (paisu rajamise ajal) või perioodiliselt (paisjärve puhastamise käigus ja hüdroenergia tootmisel). See võib hävitada kogu põhjaelustiku nii paisjärves endas kui allpool seda jõesängis. Paise rajavad nii inimesed kui koprad. Kummalgi juhul jääb paisu eluiga veekogu elueaga võrreldes oluliselt lühemaks. Hoolduseta jäänud pais varem või hiljem laguneb.

Paisjärvedesse kogunev muda on oluliseks stressoriks paljudele selgrootuliikidele. Kui paisutagust mudast pikemat aega mitte tühjendada, võib seda koguneda nii palju, et paisu lagunemisel või tühjendamisel ohustab ta allpool asuva jõesängi elustikku. Kui aga paisu muda väljauhtmiseks regulaarselt avada, on samas tegu jällegi veetaseme sagedase olulise muutmisega.

Õgvenduse korral lõigatakse läbi jõeloogete vahelised maakitsused või rajatakse kohati täiesti uus säng. Mõlemal juhul on tegu põhja kui suurselgrootute elupaiga olulise ja pikaajalise kahjustusega. Suuremate jõgede õgvendust enamasti ei korrata ja need saavad looduslikul teel taastuda. Elustiku taastumiskiirus sõltub mitmetest mõjuritest. Olukorda kergendab, kui õgvendatud piirkonnast ülesvoolu jäi arvestatavas koguses looduslikku põhja, mille elustik saab allapoole triivides uue ala asustada. Algse koosluse taastumine võib toimuda mõne aasta jooksul, kuid suurema kahjustuse korral ka jäädagi teostumata. Maaparanduskraavide või nendeks muudetud looduslike vooluvete süvendamine toimub perioodiliselt. Selle mõju on õgvendamisega võrreldav.

Võrreldi kahe põhilise tugeva hüdro-morfoloogilise faktori: paisutamise ja õgvendamise mõju suurselgrootutele.

EQR SS ning enamiku tema komponentide keskvärtus oli **madalaim paisjärvedes**, millele järgnesid õgvendatud lõigud ja parima seisundiga kontrollalad. Samasugust mustrit näitas ka spetsiaalselt paisutamise mõju hindamiseks välja töötatud indeks MESH (Timm et al. 2012). Enamasti olid õgvendatud alad kontrollaladega sarnasemad kui paisjärved. Erandiks oli üldine taksonirikkus, mis oli kõrgeim hoopis paisjärvedes. Selle põhjuseks on tõenäoliselt seisuveeliikide lisandumine, samas aga vooluveeliikide mittetäielik kadumine. Seega ei sobi üldine taksonirikkus paisutamise negatiivse mõju hindamiseks.

Paisutamise mõju Eesti vooluvete suurselgrootute kohta on autor koos Kairi Käiro ja teiste kaastöötajatega hiljuti käsitlenud mitmes teadusartiklis (Käiro et al., 2010; Timm et al., 2011; Käiro et al., 2012). Põhijäreldused olid järgmised.

1. Pehmesetelise põhjaga paisjärve suurselgrootud on oluliselt erinevad neist, kes asustavad kõva põhja kas paisutatud või paisutamata jõelõigud.
2. Paisualune kiirevooluline ala erineb paisjärvest rohkem kui looduslikust alast, kuid erinevus viimasega on suurselgrootute järgi siiski tuvastatav.
3. Paisjärvede suurselgrootud võivad olla paisutamise mõju hindamiseks isegi paremad kui füüsikalised-keemilised tunnused. Kevadel võetud proovides ei erinenud viimased paisjärvedes ja kontrollaladel, küll aga tegid seda suurselgrootud.
4. Suurselgrootute koosluse järgi on võimalik usaldusväärselt ennustada, millise veekogu (jõgi, järv) ning põhjatüübiga (kivid, liiv, muda) on tegemist. Selleks töötati välja spetsiaalne indeks MESH, mis hõlmab ligi 400 indikaatorliiki Eesti voolu- ja seisuvetest. Eesti Keskkonnaregistris on paisjärvi kirjas natuke üle 500, kuid tõenäoliselt on neid palju rohkem (eriti väikesi). Lisas 2 on toodud neist mõned suuremad. Kui võtta paisjärved eraldi vaatluse alla koos hüdrokeemia, hüdro-morfoloogia ja muu elustikuga peale suurselgrootute, on võimalik nende seisundit senisest oluliselt usaldusväärselt iseloomustada.

4.3.2. Tugevasti muudetud ja kunstlikud seisuveed

Tugevasti muudetud seisuvete hulka kuuluvad Eesti oludes peamiselt need, mille **veetaset** on oluliselt muudetud (tõstetud või alandatud). Aastakümnete eest alandatud tasemega järvi (näiteks Endla, Soitsjärv, Parika) praeguse seisuga tugevasti muudetuks ei

loetud. Eeldati, et nende elustikul on vahepeal aega olnud veetaseme muutusega kohaneda. Veetaseme tõstmine on järvedes haruldasem nähtus kui alandamine. Mõnikord tõstavad järvede vett loodusliku stressina ka koprad, kuid see jääb inimtekkeliste muutustega võrreldes enamasti lühiajaliseks. Kuigi muda eemaldamist järvenõost loetakse tervendamiseks, on selgi puhul tegu tugeva inimõjuga.

Seisuvete tugevad inimtekkelised muutused on pikas perspektiivis siiski samuti ajutised nagu vooluvetel paisud või õgvendus. See tähendab, et veetaseme tõstmiseks rajatud barjäärid hoolduseta lagunevad ning väljavõetud muda asemele koguneb pikapeale uus. Veetaseme alanemine see-eest ei pruugigi enam taastuda, kui koprad seda protsessi just ei pidurda. Et jääaja-järgsed järved looduslikult nahunii pikapeale soostuvad, mõjub veetaseme alandamine lihtsalt seda protsessi kiirendavalt.

Kunstlikud seisuveed on inimeste poolt maismaale tekitatud kohtadesse, kus varem vett ei olnud. Nende üldistatud tüübid Eestis on järgmised.

a. Karjäärid, veehoidlad ja tiigid.

Kaevatud liiva, kruusa või pae saamiseks; või on maismaanõgu üle ujutatud ning edaspidine väljavool tõkestatud kas veevaruks, supluseks või esteetilistel kaalutlustel. Pindalalt ulatuvad Paunküla veehoidla, Raku ja Männiku karjäärid üle 100 ha, valdav enamik aga jääb alla 50 ha (lisa). Keskkonnaregistris on kokku ligi 550 tehisjärve, alates pindalast 0,1 ha. Tegelik arv ulatub kindlasti tuhandetesse. Omaette alatüüpina võib välja tuua talu-, asula- ja golfitiike. Etaloniks sellele rühmale on looduslikud väikeveekogud, mida tuleb valida sõltuvalt piirkonnast (rannalombid, metsalombid, väikejärved).

b. Turbakarjäärid.

Eripäraks eelmisest rühmast on asumine rabades, mis tingib nende tumeda ja happelise vee. Kokku on Keskkonnaregistris ligikaudu 80 tehis-turbajärve, tegelik arv on kindlasti palju suurem. Etaloniks sobivad hästi rabalaukad (looduslikud väikejärved ja -lombid).

c. Kalatiigid.

Rajatud kalakasvatuseks. Sageli on tegemist sisuliselt paisjärvedega, kuid neid pole Keskkonnaregistri järgi võimalik alati eristada. Kokku leidub registris üle 60 kalatiigi. Etaloniks sobivad nagu tavalistel tiikidel ja karjääridel looduslikud väikeveekogud.

d. Settebasseinid. Rajatud kaevanduste või tööstuste heitvete puhastamiseks. Mõned kaevanduste basseinid on suuremad kui 100 ha. Paljusid on registri järgi keeruline esimesest kategooriast eristada. Paljud neist on mürgise veega, mõnedele on ligipääs raskendatud või keelatud. Farmide ja asulate settetiigid tunduvad olevat tänuväärne objekt orgaanilise reostuse ja/või eutrofeerumise hindamiseks väikeveekogudes, sest reostuse olemasolu on neis tagatud. Sel juhul oleksid etaloniks sama piirkonna tavatiigid ja/või looduslikud väikeveekogud. Kokku leidub settebasseine Keskkonnaregistris 27, tegelik arv on kindlasti palju suurem. Biopuhastite tiigid registrist praktiliselt puuduvad.

Kunstlikud seisuveed teevad looduslikele järvedele omase arengutsükli läbi reeglina kiiremini. Enamasti on nad neist madalamad (rannajärved välja arvatud) ja väiksemad (laukad välja arvatud). Nende loomulik saatus on kiire soostumine ja/või kuivamine, kui neid ei taastata.

Kunstlike seisuvete seisundi hindamine on keerulisem looduslike või tugevasti muudetud veekogude omast. Selle väljendamiseks kasutab Veepoliitika Raamdirektiiv ökoloogilise potentsiaali mõistet. Sõltuvalt rajamisesmärkidest (näiteks mürgiste ainete puhverdamiseks mõeldud settebasseinid) pole mõnikord võimalik seda potentsiaali üldse arvestada, sest veekogu on sel juhul kõigest mõne teise veekogu seisundi parandamise vahendiks. Arvestades kunstlike veekogude järvedest suuremat riski kuivada ja kaduda, tuleks enne potentsiaali hindamist arvestada staadiumiga, kuhu veekogu on hetkel jõudnud. Sellised staadiumid on 1) algperiood vahetult pärast teket, kui elustik pole jõudnudki veel välja kujuneda, 2) püsiperiood, 3) lõpp-periood (perioodiline kuivamine ja/või püsiv soostumine). Iseasi, et looduses leidub palju liike, kes pidevalt muutuvaid või üleminekuolusid just eelistavadki.

Tugevasti muudetud ja kunstlike seisuveekogude (Keskkonnaregistris märgitud kui tehiskärvad) kohta leidub Eestis (nagu ka mujal) esialgu ülimalt vähe hüdrobioloogilisi andmeid. Praeguses andmestikus oli registri 4 suurimat (Paunküla veehoidla, Raku, Männiku ja Rummu Läänekarjäär), tugevasti tõstetud veetasemega järvi 1 (Lavatsi). Nende viie järve keskmine EQR SS oli oluliselt madalam kui looduslikes kontrolljärvedes. Kui tahta otsustada sedasorti veekogude ökoloogilise potentsiaali üle

Veepoliitika Raamdirektiivi tähenduses, jääb viiest veekogust kindlasti väheks. Seega on nende kohta vaja koguda lisaandmeid. Ka tehisjärvede puhul ei tohiks piirduda 50 ha ja suuremate veekogudega.

Lisas 2 on tüüpide kaupa loetelu registri suurematest tehisjärvedest, mida võiks edaspidi arvestada uurimis- ja hindamisobjektidena. Kõrvale on esialgu jäetud settebasseinid.

Lõpuks, kõigi veekogude (nii järved, jõed kui tugevasti muudetud) suurselgrootute puhul on veest ja planktonist erinevalt oluline looduskaitse külg. Paljud liigid kuuluvad kas Natura ja/või looduskaitse alla, või Eesti Punasesse Raamatusse. See ei väljendu otseselt veekogu seisundi hinnangutes Raamdirektiivi järgi, kuid sellekohase saadud info ignoreerimine poleks meie niigi väheste ressurssidega väikeses riigis mõistlik.

5. Kokkuvõte

Kirjeldatai looduslike, tehisjärvede ja tugevasti muudetud järvede ja jõgede ökoloogilise potentsiaali seisundit suurselgrootute koosluse kaudu. Analüüsitati Eesti järvedel ja jõgedel aastatel 2006-2011 tehtud uuringute tulemusi ja selgitati, milline on erinevate Eestis kasutatavate suurselgrootute indeksite ja nende koondhinnangu tundlikkus mitmesugustele surveguritele.

Selgus, et kasutatud andmete põhjal ei olnud enamik hüdrokeemilisi ning maakasutuse parameetreid järvede litoraali ning vooluvete suurselgrootute seisundiindeksitega oluliselt korreleeritud. Seisundiklassi muutusi tähistavate intensiivsuste märkimine survegurite juures seega ei õnnestunud. Nõrkade seoste peamisi põhjusi oli autori hinnangul kaks. Esiteks oli suurem osa analüüsitud kohtadest väga heas või heas seisundis. Teiseks pärinesid hüdrobioloogilised ja hüdrokeemilised mõõtmised sageli eri aastaegadest, mis tõenäoliselt eriti järvedes seoseid ähmastas. Järvedes mõõdetakse hüdrokeemilisi tunnuseid ka ruumiliselt mujal kui seal, kust püütakse suurselgrootuid. Vee füüsikalise-keemiline koondhinnang osutus suurselgrootute seisundi koondhinnanguga siiski oluliselt positiivselt seotuks nii jõgedes kui järvedes. Kahjuks oli selle indeksi kohta võimalik kasutada esialgu vähe mõõtmisi.

Tugevasti muudetud vooluveekogumite suurselgrootute koondseisundi ning enamiku tema komponentide keskväärtus oli oluliselt madalaim paisjärvedes, millele järgnesid

õgvendatud lõigud ja prima seisundiga kontrollalad. Samasugust mustrit näitas ka spetsiaalselt paisutamise mõju hindamiseks välja töötatud indeks MESH. Enamasti olid õgvendatud alad kontrollaladega sarnasemad kui paisjärved. Erandiks oli üldine taksonirikkus, mis oli kõrgeim hoopis paisjärvedes.

Tugevasti muudetud ja kunstlike seisuvete puhul tuli nentida, et andmete vähesuse tõttu on praegu võimatu otsustada, kuidas nende ökoloogilist potentsiaali hinnata või selle klassipiire kehtestada. Viies seni uuritud kunstlikus ja tugevasti muudetud järves oli üldseisund siiski oluliselt kehvem kui kontrolljärvedes.

Tehti ettepanekuid, kuidas suurselgrootute järgi seisundi hindamissüsteemi kohandada, nii et see oleks pinnaveekogumi seisundiklassi muutuste ja seisundi parandamise meetmete suhtes tundlikum. Ühtlasi pakuti välja nimestik veekogude kohta (nii järvedes, jõgedes kui kunstlikes veekogudes), milles teha ülevaatesiret, nii et praeguses töös lahendamata jäänud ülesanded oleksid edaspidi täidetavad.

Tänuavaldused

Irja Truumaa Keskkonnaministeeriumist, Rain Elken Keskkonnateabe Keskusest ja Marge Muna (Eesti Maaülikooli üliõpilane) muretsesid kõik hüdrokeemia ja maakasutuse taustaandmed.

Kirjandus

Böhmer J., 2011. Results of CB-GIG lake benthic fauna intercalibration (avaldamata).

Brodersen, K.P., Quinlan, R., 2006. Midges as palaeoindicators of lake productivity, eutrophication and hypolimnetic oxygen. *Quaternary Science Reviews* 25: 1995-2012.

Gómez-Rodríguez C., Pardo I. 2011. Verification of Central/Baltic Geographical Intercalibration group (CB GIG) thresholds with STAR/AQEM data (unpublished).

Jyväsjärvi, J., Aroviita, J., Hämäläinen, H., 2012. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 91-100.

Keskkonnaregister

(<http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main#HTTP5i4WpOI11bl354xjN3GuOMNPLZXy9W>)

Käiro, K., Möls, T., Timm, H., Virro, T., Järvekülg, R., 2011. The effect of damming on biological quality according to macroinvertebrates in some Estonian streams, Central – Baltic Europe: a pilot study. *River Res. Applic.* 27: 895-907.

Käiro, K., Timm, H., Haldna, M., Virro, T., 2012. Biological Quality on the Basis of Macroinvertebrates in Dammed Habitats of Some Estonian Streams, Central – Baltic Europe. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 97: 497–508.

Lang, C., Reymond, O., 1996. Empirical relationships between oligochaetes, phosphorus and organic deposition during the recovery of Lake Geneva from eutrophication. *Archiv Für Hydrobiologie* 136: 237-245.

Ott, I., Kõiv, T., 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Estonian small lakes: Special features and changes. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Eesti Teaduste Akadeemia, Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tallinn, 128 lk.

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009.

Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941)

<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13210253&replstring=33>.

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

Timm, H. & Vilbaste, S., 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões.

Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Aruanne EV keskkonnaministeeriumile.

Veepoliitika Raamdirektiiv, 2002. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogudirektiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium, Tallinn.

Lisa 1

Orgaaniliselt reostunud järvede näiteid (Mäemets 1977 järgi). * - suurselgrootute seisundit on varem hinnatud

Nr.	Järv	Kood Keskkonnaregistris	Etalon samas piirkonnas
1	Pärnjärv	VEE2002800	Jussi Pikkjärv*, Paukjärv*
2	Järvi Pikkjärv	VEE2002900	Jussi Pikkjärv*, Paukjärv*
3	Vahejärv	VEE2020900	Urbukse
4	Purgatsi	VEE2021300	Urbukse
5	Pesujärv	VEE2035000	Jõuga Liivjärv, Jõuga Linajärv
6	Ruskavere	VEE2055500	Eereese
7	Auksi	VEE2074000	Pirmastu Rõikajärv*, Tillijärv
8	Võistre	VEE2074200	Pirmastu Rõikajärv*, Tillijärv
9	Kuuni	VEE2074700	Pirmastu Rõikajärv*, Tillijärv
10	Kriimani	VEE2094800	Agali
11	Mehikoorma Umbjärv	VEE2095110	Peresi, Lüübnitsa Umbjärv?
12	Pikajärv	VEE2107800	Valgjärv*
13	Hurmi	VEE2110400	Kanepi Vähkjärv*
14	Mooste	VEE2111100	Lahojärv?*
15	Petäjärv	VEE2116600	Udsu*
16	Kooraste Linajärv	VEE2123300	?
17	Tsolgo Mustjärv	VEE2128000	Karsna*, Paidra
18	Tsolgo Pikkjärv	VEE2128200	Karsna*, Paidra
19	Solda	VEE2130300	Nohipalo Valgõjärv?*
20	Räime	VEE2149720	Suur Saarjärv
21	Ruusmäe*	VEE2153700	Hanija, Palujüri

Lisa 2

Eesti suuremate tehis-seisuveekogude ja paisjärvede näiteid Keskkonnaregistrist.

Asukoha kirjeldustesse on ruumi kokkuhoiu mõttes jäetud ainult registris esimestena antud kirjed

Veekogu nimi	Kood	Ha	Asukoht
Tavapärased tehis-seisuveekogud:			
Paunküla veehoidla	VEE2031910	415,8	Harjumaa, Kõue vald
Raku järv	VEE2006030	196,9	Harjumaa, Saku vald
Männiku järv (Männiku veehoidla)	VEE2006020	105,3	Harjumaa, Saku vald
Idakarjäär (Rummu Idakarjäär)	VEE2005510	52,4	Harjumaa, Vasalemma vald
Tammemäe järv (Lõuna karjäär)	VEE2006040	40,9	Harjumaa, Saku vald
Nimetu	VEE2005930	38,3	Harjumaa, Jõelähtme vald
Vasavere veehaare	VEE2025510	34,0	Ida-Virumaa, Illuka vald
Väike-Kadastiku järv (Karjäär Kadastik-2)	VEE2015430	29,4	Ida-Virumaa, Narva linn
Nimetu	VEE2005950	28,6	Harjumaa, Jõelähtme vald
Nimetu	VEE2066040	21,8	Lääne-Virumaa, Rakke vald
Kadastiku järv (Narva Kadastiku järv)	VEE2015420	21,1	Ida-Virumaa, Narva linn
Raudna tehisjärv (Heimtali tehisjärv)	VEE2062990	15,9	Viljandimaa, Pärsti vald
Nimetu	VEE2005990	13,9	Harjumaa, Jõelähtme vald
Nimetu	VEE2002460	12,6	Harjumaa, Anija vald
Nimetu	VEE2006070	12,6	Harjumaa, Saku vald
Tipina veehoidla	VEE2054560	12,5	Viljandimaa, Suure-Jaani vald
Nimetu	VEE2020910	11,9	Harjumaa, Anija vald
Nimetu	VEE2040210	11,9	Harjumaa, Nissi vald
Tipina veehoidla	VEE2054570	11,2	Järvamaa, Türi vald
Raudtee karjäär	VEE2056150	11,1	Pärnumaa, Tori vald
Nimetu	VEE2096720	10,3	Pärnumaa, Tahkuranna vald
Ongassaare tiigid	VEE2034740	9,6	Ida-Virumaa, Illuka vald
Nimetu	VEE2024430	9,5	Ida-Virumaa, Mäetaguse vald
Nimetu	VEE2096710	9,5	Pärnumaa, Tahkuranna vald
Anne kanal I	VEE2084440	9,5	Tartumaa, Tartu linn
Ohakvere veehoidla	VEE2034750	9,2	Ida-Virumaa, Illuka vald
Kullamaa järv	VEE2028510	9,2	Läänemaa, Kullamaa vald
Lasnamäe karjäär	VEE2006220	8,6	Harjumaa, Tallinn linn
Kihli karjääri järv	VEE2054650	8,5	Järvamaa, Türi vald
Turbakarjäärid (igast rabast jäetud ainult suurim esindaja):			
Teilma turbatiigid (Ulila turbakarjäärid)	VEE2084520	48,8	Tartumaa, Puhja vald
Marjassoo turbaaugud (Marjassoo karjäär)	VEE2062260	35,1	Saaremaa, Orissaare vald
Lavassaare turbakarjäär	VEE2039820	32,4	Pärnumaa, Halinga vald
Suursoo turbakarjäär	VEE2056270	29,6	Pärnumaa, Vändra vald
Lehtse turbakarjäär (Läste raba turbakarjäär)	VEE2010770	21,5	Lääne-Virumaa, Tapa vald
Kõrnumäe turbakarjäär-veehoidla	VEE2006320	9,6	Harjumaa, Saku vald
Rebase raba turbakarjäär	VEE2010630	5,2	Lääne-Virumaa, Tapa vald
Määrästü turbatiik	VEE2113720	2,5	Põlvamaa, Räpina vald
Loosisuu turbalombid	VEE2142820	2,2	Võrumaa, Vastseliina vald
Himmaste turbatiik	VEE2111620	1,7	Põlvamaa, Põlva vald
Kõveri turbakarjäär	VEE2097310	0,6	Pärnumaa, Saarde vald

Kalatiigid (igast kalamajandist jäetud ainult suurim esindaja):

Ilmatsalu kalatiigid	VEE2084130	33,8	Tartumaa, Tähtvere vald
Kanarikumäe järv (Kalatiik nr. 8)	VEE2121770	32,0	Võrumaa, Antsla vald
Härjanurme kalatiigid	VEE2061200	15,0	Jõgevamaa, Puurmani vald
Haaslava kalatiigid	VEE2084770	10,3	Tartumaa, Haaslava vald
Omedu kalatiigid)	VEE2055520	3,0	Jõgevamaa, Kasepää vald
Suurtiik (Uue-Antsla Suurtiik)	VEE2121650	2,4	Võrumaa, Urvaste vald
Järvere kalatiigid)Vagula kalatiigid)	VEE2126110	2,1	Võrumaa, Võru vald
Roosna-Alliku kalakasvatustiik)	VEE2043310	1,9	Järvamaa, Roosna-Alliku vald
Põlula kalakasvatustiigid)	VEE2023840	0,7	Lääne-Virumaa, Rägavere vald
Puurmani kalatiigid	VEE2061120	0,6	Jõgevamaa, Puurmani vald
Pähkla kalakasvatustiik	VEE2087420		Saaremaa, Kaarma vald

Paisjärved:

Narva veehoidla	VEE2015410	10226,8	Ida-Virumaa, Narva linn
Soodla veehoidla	VEE2002410	262,8	Harjumaa, Kuusalu vald
Vahtsõkivi järv (Vastsekivi järv)	VEE2121900	69,5	Võrumaa, Antsla vald
Restu-Madissõ järv (Visela järv)	VEE2121620	61,5	Võrumaa, Urvaste vald
Kentsi järv (Aru paisjärv)	VEE2033110	57,9	Tartumaa, Konguta vald
Saesaare paisjärv	VEE2110710	47,2	Põlvamaa, Vastse-Kuuste vald
Leevaku paisjärv	VEE2112320	46,6	Põlvamaa, Rāpina vald
Põlva järv (Põlva paisjärv)	VEE2111610	35,7	Põlvamaa, Põlva vald
Sõtke paisjärv (Sillamäe ülemine paisjärv)	VEE2085110	31,1	Ida-Virumaa, Vaivara vald
Vaskjala veehoidla (Vaskjala paisjärv)	VEE2006610	30,5	Harjumaa, Rae vald
Kaunissaare veehoidla	VEE2002440	29,8	Harjumaa, Anija vald
Punde järv (Visula kaksikjärv)	VEE2121610	29,7	Võrumaa, Urvaste vald
Linnamäe paisjärv (Linnamäe veehoidla)	VEE2024510	29,5	Harjumaa, Jõelähtme vald
Alatskivi järv (Alatskivi paisjärv)	VEE2059200	24,2	Tartumaa, Alatskivi vald
Karksi järv (Nuia järv)	VEE2052310	22,7	Viljandimaa, Karksi vald
Kamari järv (Kamari paisjärv)	VEE2061620	22,1	Jõgevamaa, Põltsamaa vald
Ainja järv (Ainejärv)	VEE2099110	21,3	Viljandimaa, Karksi vald
Obinitsa järv (Obinitsa paisjärv)	VEE2046010	20,1	Võrumaa, Meremäe vald
Otitik (Kärmase tiik, Oti tiik)	VEE2123720	19,1	Põlvamaa, Kanepi vald
Rāpina järv (Rāpina paisjärv)	VEE2070510	19,1	Põlvamaa, Rāpina vald
Tarbja järv (Tarbja paisjärv)	VEE2056510	18,1	Järvamaa, Paide vald
Kernu järv (Kernu paisjärv)	VEE2029300	17,6	Harjumaa, Kernu vald
Aavoja veehoidla (Ülejõe veehoidla)	VEE2002430	17,2	Harjumaa, Anija vald
Külajärv (Leevijõe Külajärv)	VEE2087230	15,5	Põlvamaa, Vastse-Kuuste vald
Eistvere järv (Eistvere paisjärv)	VEE2023410	14,5	Järvamaa, Imavere vald
Kassepa järv (Kassepa paisjärv)	VEE2060040	14,4	Viljandimaa, Karksi vald
Kamali järv (Kamali paisjärv)	VEE2071230	13,9	Pärnumaa, Saarde vald
Kurepalu järv (Haaslava paisjärv)	VEE2084500	13,7	Tartumaa, Haaslava vald
Tudulinna paisjärv	VEE2081520	13,6	Ida-Virumaa, Tudulinna vald
Asu järv (Taagepera Asu järv)	VEE2020360	12,9	Valgamaa, Helme vald
Luhthe järv (Luhthe paisjärv)	VEE2087430	12,2	Võrumaa, Vastseliina vald
Ülemine paisjärv (Sillamäe Ülemine paisjärv)	VEE2073520	11,7	Ida-Virumaa, Sillamäe linn
Rahinge järv (Rahinge paisjärv)	VEE2083110	11,6	Tartumaa, Tähtvere vald
Kauksi järv (Kauksi paisjärv)	VEE2111410	11,3	Põlvamaa, Põlva vald
Vihula järv (Vihula paisjärv)	VEE2088710	10,5	Lääne-Virumaa, Vihula vald

Jõgeva veskijärv (Jõgeva paisjärv)	VEE2024820	10,2	Jõgevamaa, Jõgeva vald
Rae järv (Rae paisjärv)	VEE2078220	9,8	Pärnumaa, Saarde vald
Ao paisjärv (Ao paisjärv)	VEE2066010	9,5	Lääne-Virumaa, Rakke vald
Vastsemõisa järv (Sangaste Vastsemõisa järv)	VEE2119310	9,5	Valgamaa, Sangaste vald
Muike järv (Muike paisjärv)	VEE2088750	9,0	Lääne-Virumaa, Vihula vald