

Eesti Vabariigi Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus
Tallinna Tehnikaülikool

**EUROOPA VEE RAAMDIREKTIIVILE VASTAVAD
KVALITEEDIELEMENDID
BIOLOOGILISE SEISUNDI KLASSIFITSEERIMISEKS
EESTI VOOLUVETES**

Koostaja: H. Timm (EPMÜ ZBI)

Tartu, 2003

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	2
2. Proovikohtade valik.....	8
2.1. Bakterid, taimed ja kalad.....	8
2.2. Suurselgrootud	8
3. Materjal ja meetodid.....	10
3.1. Bakterplankton.....	12
3.2. Fütoplankton.....	13
3.3. Bentilised ränivetikad.....	15
3.4. Suurtaimed.....	18
3.5. Suurselgrootud.....	20
3.6. Kalad.....	23
3.7. Bioloogiliste kvaliteeditunnuste sõltuvus keskkonnafaktoritest.....	26
4. Tulemused.....	29
4.1. Bakterplankton.....	30
4.2. Fütoplankton.....	31
4.3. Bentilised ränivetikad.....	32
4.4. Suurtaimed.....	33
4.5. Suurselgrootud.....	35
4.6. Kalad.....	40
5. Kokkuvõte.....	43
Kirjandus.....	47
Lisad	

1. Sissejuhatus

Eesti kui Euroopa Liidu kandidaatriik osaleb Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ (edaspidises tekstis Vee Raamdirektiivi või direktiivi) eesmärgi täitmises, mis seisneb maismaa pinnavee, üleminekuvee, rannikuvee ja põhjavee kaitse raamistiku kehtestamises (Veepoliitika..., 2002).

Vastavalt direktiivi lisale II (Pinnavesi), võib vooluvesi tüüpideks jaotada kahe süsteemi kohaselt. Süsteem A võtab aluseks veekogu kõrguse merepinnast (kõrge: >800 m, keskmine: 200-800 m, madalik: <200m) , valgala suuruse (väike: 10-100 km², keskmine: 100-1000 km², suur: 1000-10 000 km², väga suur: >10 000km²) ning geoloogia (lubjarikas, ränirikas, orgaaniline).

Süsteem B arvestab paljusid füüsikalisi ja keemilisi tegureid, mis määravad jõe või jõeosa tunnused ning sellest tulenevalt bioloogiliste populatsioonide struktuuri ja koosseisu. Kohustuslike tegurite hulka on neist arvatud kõrgus merepinnast, geograafilised koordinaadid, suurus ning geoloogia. Fakultatiivsete teguritena võib arvestada kaugust jõelähtmest, vooluenergiat, veepinna keskmist laiust, keskmist veesügavust, veepinna keskmist langust, jõe põhisängi kuju ja iseloomustust, vooluhulga kategooriat, jõeoru kuju, tahkete osakeste ärakannet, happelisuse neutraliseerimisvõimet, põhjasetete keskmist koostist, kloriidide sisaldust vees, õhutemperatuuri kõikumisulatust, keskmist õhutemperatuuri ning sademete hulka.

Iga pinnaveekogutüübi kohta määratakse kindlaks tüübispetsiifilised hüdro-morfoloogilised ja füüsikalisi-keemilised tingimused, mis vastavad nende kvaliteedielementide (jõed, järved, üleminekuveed, rannikuveed, tehis- ja oluliselt muudetud veekogud) väärtusele väga hea ökoloogilise seisundi puhul. Samuti määratakse kindlaks tüübispetsiifilised bioloogilised võrdlustingimused, mis vastavad bioloogiliste kvaliteedielementide väärtusele pinnaveekogude väga hea ökoloogilise seisundi puhul (väga hea, hea ja keskmise ökoloogilise seisundi määratlused). Oluliselt muudetud või tehispinnaveekogude suhtes käsitatakse väga head ökoloogilist seisundit kui maksimaalset ökoloogilist potentsiaali.

Bioloogilise seisundi klassifitseerimiseks vajalikud kvaliteedielemendid vooluveses on direktiivi V lisa kohaselt veetaimestiku koosseis ja arvukus, selgrootute põhjaloomade koosseis ja arvukus ning kalastiku koosseis, arvukus ja ealine struktuur. Bioloogilisi elemente toetavad hüdro-morfoloogilised elemendid: vee vooluhulk ja -dünaamika, ühendus põhjaveekogumitega ning jõevoolu tõkestamatus (hüdroloogiline

režiim), jõe sügavuse ja laiuse vahelduvus, jõesängi struktuur ja aluspõhi ning kaldavööndi struktuur (morfoloogilised tingimused). Bioloogilisi elemente toetavatest keemilistest ja füüsikalis-keemilistest elementidest on nimetatud temperatuuriolud, vee hapnikusisaldus, soolsus, hapestumus, toitainetesisaldus ning reostuse tase. Direktiivi lisa V kehtestab veekogude ökoloogilise seisundi klassifikatsioonide normmääratlused (tabel 1).

Tabel 1

Ökoloogilise kvaliteedi üldmääratlus vooluveses (Veepoliitika..., 2002 järgi)

Element	Väga hea seisund	Hea seisund	Keskmine seisund
Üldtingimused	<p>Pinnaveekogutüübi füüsikalis-keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide väärtuses ei ole inimtekkelisi muutusi või on need tühised võrreldes kõnealuse tüübi normaalsete näitajatega häirimatus olekus.</p> <p>Pinnaveekogutüübi bioloogiliste kvaliteedielementide väärtused vastavad kõnealuse tüübi normaalsetele näitajatele häirimatus olekus ning ei ilmuta mingeid või ilmutavad üksnes tühiseid kõrvalekaldeid. <u>Need on tüübispetsiifilised tingimused ja kooslused.</u></p>	<p>Pinnaveekogutüübi bioloogiliste kvaliteedielementide väärtused näitavad väheses ulatuses inimtegevusest tulenevaid kõrvalekaldeid, kuid erinevad vastava pinnaveekogutüübi normaalsetest näitajatest häirimatus olekus üksnes vähesel määral.</p>	<p>Pinnaveekogutüübi bioloogiliste kvaliteedielementide väärtused erinevad vastava pinnaveekogutüübi normaalsetest näitajatest häirimatus olekus mõõdukas ulatuses. Need väärtused ilmutavad mõõdukal määral inimtegevusest tulenevaid kõrvalekaldeid ning on oluliselt rohkem häiritud kui hea seisundi tingimustes.</p>

Tabel 1 (järg)

Element	Väga hea seisund	Hea seisund	Keskmine seisund
Füto-plankton	Taksonoomiline koosseis on täielikult või peaaegu täielikult sama, mis häirimatus olekus. Keskmine arvukus on täielikus kooskõlas tüübispetsiifiliste füüsikalise-keemiliste tingimustega ega muuda oluliselt tüübispetsiifilisi läbipaistvustingimusi. Õitsemine toimub sellise sageduse ja intensiivsusega, mis on kooskõlas tüübispetsiifiliste füüsikalise-keemiliste tingimustega.	Taksonite koosseis ja arvukuses on kergeid muutusi võrreldes tüübispetsiifiliste kooslustega. Sellistest muutustest ei ilmne vetikate kiirenenud kasvu, mis tuleneb soovimatutest häiretest veekogus esinevate organismide tasakaalus või vee või setete füüsikalise-keemilistes omadustes. Tüübispetsiifilises õitsemise sageduses ja intensiivsus võib esineda kerget kasvu.	Taksonoomiline koosseis on tüübispetsiifilisest kooslusest mõõdukalt erinev. Arvukus on mõõdukalt häiritud ning võib põhjustada olulisi soovimatuid häiringuid muude bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedielementide väärtustes. Õitsemise sageduses ja intensiivsuses võib esineda mõõdukat kasvu. Suvekuudel võib esineda pidevat õitsemist.
Suurtaimed ja põhjataimestik	Taksonoomiline koosseis on täielikult või peaaegu täielikult sama, mis häirimatus olekus. Keskmisses arvukuses ei ole täheldatavaid muutusi.	Taksonoomilises koosseisus ja arvukuses on kergeid muutusi, võrreldes tüübispetsiifiliste kooslustega. Sellistest muutustest ei ilmne kiirenenud kasvu, mis tuleneb soovimatutest häiretest veekogudes esinevate organismide tasakaalus või vee või setete füüsikalise-keemilistes omadustes. Inimtegevuse tagajärjel esinevad bakterikogumikud ja –kihid ei avalda põhjataimestiku kooslusele kahjulikku mõju.	Taksonoomiline koosseis on tüübispetsiifilistest kooslustest mõõdukalt erinev ning oluliselt rohkem häiritud kui hea seisundi puhul. Keskmisses arvukuses ilmnevad mõõdukad muutused. Inimtegevuse tagajärjel esinevad bakterikogumikud ja –kihid võivad segada põhjataimestiku kooslust ning mõnel pool selle kõrvale tõrjuda.

Tabel 1 (järg)

Element	Väga hea seisund	Hea seisund	Keskmine seisund
Selg- rootud põhja- loomad	Taksonoomiline koosseis ja arvukus on täielikult või peaaegu täielikult sama, mis häirimatus olekus. Häirimistundlike ja häirimistundetute taksonite proportsioon ei erine vastavast proportsioonist häirimatus olekus. Mitmekesisuse tase ei erine vastavast tasemest häirimatus olekus.	Taksonoomilises koosseisus ja arvukuses on kergeid muutusi, võrreldes tüübispetsiifiliste kooslustega. Häirimistundlike ja häirimistundetute taksonite proportsioonis ning mitmekesisuse tasemes esineb kergeid muutusi tüübispetsiifilisest tasemest.	Taksonoomiline koosseis ja arvukus erineb mõõdukalt tüübispetsiifilisest kooslusest. Tüübispetsiifilise koosluse mõned olulised taksonoomilised rühmad puuduvad. Häirimistundlike ja häirimistundetute taksonite proportsiooni ning mitmekesisuse tase on oluliselt madalamad tüübispetsiifilisest tasemest ning märkimisväärselt madalam hea seisundi tasemest.
Kalastik	Liigiline koosseis ja arvukus on täielikult või peaaegu täielikult sama, mis häirimatus olekus. Kõik tüübispetsiifilised häirimistundlikud liigid on olemas. Ealises struktuuris ilmneb vähe inimtekkelisi häireid ja neist ei tulene ühegi liigi paljunemis- või arenguhäireid.	Liigilises koosseisus, arvukuses ja ealises struktuuris esineb tüübispetsiifilise kooslusega võrreldes kergeid muutusi, mida võib seletada inimtegevuse mõjuga füüsikalise-keemilistele ja hüdro-morfoloogilistele kvaliteedielementidele. Mõned vanusrühmad võivad puududa.	Liigiline koosseis ja arvukus on tüübispetsiifilisest kooslusest mõõdukalt erinev, mida võib seletada inimtegevuse mõjuga füüsikalise-keemilistele ja hüdro-morfoloogilistele kvaliteedielementidele. Ealises struktuuris ilmneb inimtegevusest põhjustatud häireid, nii et osa tüübispetsiifilisi liike puudub või on väga väikesearvulised.

Direktiivi artikli 8 kohaselt tagavad Euroopa Liidu liikmesriigid vee seisundi seireprogrammide kehtestamise, et saada ühtne ja terviklik ülevaade vee seisundist igas valgalapiirkonnas. Seirevõrk peab andma ühtse ja tervikliku ülevaate ökoloogilise ja keemilise seisundi kohta igas vesikonnas ning võimaldama veekogude jagamist viide astmesse vastavalt normmääratlustele. Liikmesriigid kehtestavad alalise kontrollseire programmi ja operatiivseire programmi. Mõnel juhul võivad osutada vajalikuks uurimusliku seire programmid.

Nii kontroll- kui operatiivseire sageduseks jõgedel pakub direktiiv fütoplanktonile 6 kuud, muule veetaimestikule, suurselgrootutele ja kaladele 3 aastat, välja arvatud

juhtudel, kui tehniliste teadmiste ja ekspertarvamuse põhjal on õigustatud pikemad vaheajad. Vajaduse korral toimub sama aasta erinevatel aastaegadel täiendav seire. Kõigis Euroopa Liidu liikmesriikides väljendatakse kasutatavate süsteemide tulemused ökoloogilise kvaliteedisuhtena täheldatud bioloogiliste parameetrite väärtuste ning samade veekogude suhes kehtivate normtingimuste parameetrite väärtuste vahel. Kvaliteedisuhet väljendatakse nulli ja ühe vahele jääva numbrilise väärtusena, kusjuures väga head ökoloogilist seisundit tähistavad ühe lähedale ja halba ökoloogilist seisundit nulli lähedale jäävad väärtused. Kõigi pinnaveekategooriate ökoloogilise kvaliteedisuhte skaala jagatakse viide astmesse, andes kõigile eri astmete vahelistele piiridele numbrilised väärtused. Väga hea ja hea ning hea ja keskmise kvaliteedi vaheliste piiride väärtused määratakse kindlaks interkalibreerimise teel eri riikide vahel. Kogu Euroopa on jagatud 25 ökopiirkonnaks, millest igas määratakse kindlaks valik objekte (vooluvesi), mis moodustavad interkalibreerimisvõrgu. Iga pinnaveekogutüübi puhul kuulub võrku vähemalt kaks objekti, mis vastavad väga hea ja hea kvaliteedi normmääratluse vahelisele piirile ning samuti kaks objekti, mis vastavad hea ja keskmise seisundi normmääratluse vahelisele piirile. Interkalibreerimisobjektide lõplik register kehtestatakse nelja aasta jooksul direktiivi jõustumise kuupäevast alates ning interkalibreerimine viiakse lõpule 18 kuu jooksul lõpliku registri avaldamise kuupäevast alates.

Ökoloogilise seisundi astet kaardil väljendatakse järgmiste värvidega: väga hea – sinine, hea – roheline, keskmine – kollane, mitterahuldav – oranž, halb – punane. Praeguse töö eesmärgiks oli leida tüübispetsiifilised bioloogilised võrdlustingimused (etalontase, *reference conditions*) mõnede Eesti vooluvete tüüpidele, arvestades valgala suurust, paiga geoloogilisi eeldusi ning voolukiirust. Need võrdlustingimused loeti ühtlasi identseks väga hea ja hea seisundi vahelise piiriga.

Autorid töötavad EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituudis. Erialati jagunes töö järgmiselt: Peeter Pall (bakterplankton), Kai Piirsoo (fütoplankton), Sirje Vilbaste (bentilised ränivetikad), Tiiu Trei (suurtaimed), Henn Timm (suurselgrootud) ning Rein Järvekülg (kalad).

2. Proovikohtade valik

2.1. Bakterid, taimed ja kalad

Veetaimede, kalade ja bakterite jaoks valiti Eesti vooluvete looduslikus seisundis või sellele lähedased vooluvete etalonlõigud ZBI jõgede bioloogia töörühma kolme aasta (1999-2001) andmebaasist ja 2002. aastal eraldi selleks läbi viidud välitöödel kogutud andmetest, lähtudes ebasobivaks tunnistamisel järgmistest asjaoludest.

1. Eutrofeerumist või reostust näitavate bioindikaatorite esinemine.
2. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldused jõevees, mis vastavad Eestis kehtestatud jõgede veekvaliteedi klassifikatsiooni 4. (mitterahuldav) ja 5. (halb) klassidele.
3. Paisjärvede otsene mõju.
4. Linnades ja asulates asumine.
5. Õgvendatus enam-vähem täies ulatuses.

Võimalike etalonlõikudena jäi vaatluse alla kokku 41 jõelõiku, mis jaotati aluspõhja, voolukiiruse ja jõelõigust ülesvoolu jääva valgala suuruse alusel 20 klassi. Ka nende 41 hulgas leidub lõike, mis üksikute seirekomponentide alusel ei peaks sinna kuuluma, kuid need jäeti sisse, et niigi väikest andmete hulka mitte päris olematuks muuta. Kohad, kus voolukiirus oli raskesti määratletav (4 juhul), paigutati aeglase voolukiirusega rühmadesse. Kuue tüüpi kohta andmeid ei olnud. Andmete vähesus on selgitatav sellega, et varem ei ole sellise eesmärgiga töid tehtud. 2002. aasta suvel oli võimalus eesmärgipäraselt vaadelda vaid kümnet jõelõiku ning teiste töödega ühildades saada andmeid veel kolme võimaliku etalonjõelõigu kohta. Proovikohtade paiknemine on näidatud joonisel 1.

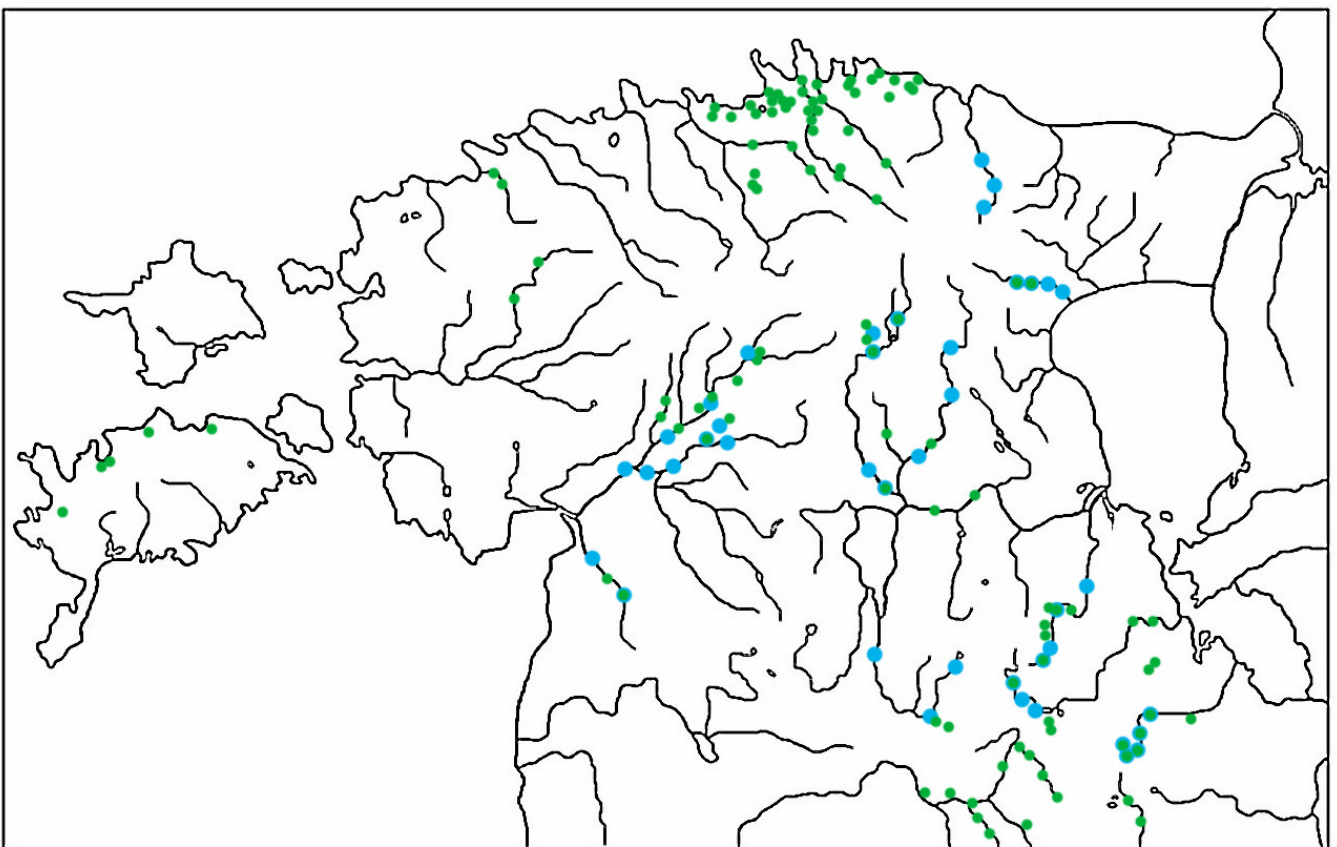
2.2. Suurselgrootud

Suurselgrootute loomade proovid pärinevad ZBI limnoloogiajaama andmebaasist, mis hõlmab riikliku seire, Keskkonnainvesteeringute Keskuse ja Natura 2000 programmides tehtud lepinguliste tööde materjale. Praeguses töös piirduti ainult niisuguste proovidega, mis koguti vastavalt meetodile EN 27828 (European..., 1994) 2000-2002 kevadel (aprillis-mais). Suviseid proove kasutati üksikjuhtudel.

Proovikohad olid eksperdi subjektiivsel hinnangul kas looduslikule seisundile lähedased või oli esinev inimõju põhjaelustikule ebaoluline.

ZBI limnoloogiajaama andmebaasis on peale siin kasutatud proovide üle 1300 kvalitatiivse suurselgrootute proovi Eesti vooluvetest aastatest 1985-2000. Nende abil

on võimalik hinnata üldökoloogilist kvaliteeti ASPT indeksi ja taksonite arvu järgi (Timm, 2002). Teatud reservatsioonidega saaks kvalitatiivsete proovide põhjal hinnata ka hapestumist ning orgaanilist reostust, kuid mitte arvukust ega taksonierisust. Samas võivad taksonite arv proovis ja sellega seotud indeksid (Taani indeks, tundlike liikide arv) olla kvalitatiivsetes proovides oluliselt madalamad kui kindla suurusega, ehkki samuti kvalitatiivsetes EN 27828 proovides (Mardi, 2002). Väga suure kvalitatiivse materjali Eesti vooluvete suurselgrootutest on kogunud ZBI jõgede ökoloogia rühm (Eesti jõed, 2001), kuid see materjal tuleks enne kasutusele võtmist digitaalsele tabelikujule viia.



Joonis 1. Proovikohtade paiknemine. Rohelised sõõrid – suurselgrootud, sinised sõõrid - muud indikaatorid

15 juhul langesid suurselgrootute ning muude erialade proovikohad omavahel kokku (joonis 1).

3. Materjal ja meetodid

Vooluvete klassifitseerimise A- ja B-süsteemi (vt. sissejuhatus) eeliseid ning puudusi arutati nii Balti ekspertide seminaril Lätis 2002. a. jaanuaris kui hiljem Eesti ekspertide töökoosolekul. Lõpuks otsustati lähtuda järgmistest faktoritest.

1. Eesti kuulub tervikuna Baltikumi ökopiirkonda (nr. 15). Põhjas piirab teda Fennoskandia piirkond, läänes Kesktasandik, idas ja lõunas Idatasandik.
2. Sisuliselt kõik Eesti vooluveed asuvad madalikul (kõrgus merepinnast alla 200 m).
3. Bioloogilisi tunnuseid käsitletakse ainult lubjarikastel (lubjakivi) ja ränirikastel (liivakivi) aluskivimitel, sest turbapinna vooluvete kohta on liiga vähe andmeid.
4. Valgala suuruse järgi jagati jõed viide ning voolukiiruse järgi kahte tüüpi (tabel 2). Valgala suurused leiti Eesti NSV... (1986) ja Eesti veekogude kaardi (Eesti veed, 1991) abil. Hüdromorfoloogias ja hüdrokeemias on Eesti ekspertide omavahelisel kokkuleppel kogu jõe keskmine voolukiirus 0,2 m/s piiriks kiire ja aeglase voolu vahel. Bioloogilistel erialadel omab kogu jõe keskmisest näidust olulisemat tähtsust voolukiirus konkreetses uuritud jõelõigus, mis võetigi kvaliteedihinnangute andmisel aluseks. Suurselgrootute puhul, kes on põhjasubstraadiga eriti tihedalt seotud, loeti aeglasevoolulisteks kohtadeks liiva- või muda- ja liivapõhjalised ning kiirevoolulisteks kivi- või kruuspõhjalised lõigud (ka siis, kui neis leidis liivaseid kohti). Visuaalse hinnangu järgi oli kevadel, kui suurselgrootute proove koguti, ka liivase põhja kohal vool enamasti kiirem kui 0,2 m/s.

Tabel 2

Vooluvete tüpiseerimine füüsilis-keemiliste tunnuste järgi ning hüdrobioloogiliste proovide arv tüüpides

Tüübi nr.	Aluskivim	Valgala (km ²)	Vool	Proovide arv (bakterid, taimed ja kalad)	Proovide arv (suurselgrootud)
1	lubjakivi	<100	kiire	3	35
2	lubjakivi	100-250	kiire	7	10
3	lubjakivi	250-1000	kiire	5	12
4	lubjakivi	1000-2500	kiire	2	1
5	lubjakivi	>2500	kiire	2	1
6	lubjakivi	<100	aeglane	1	13
7	lubjakivi	100-250	aeglane	3	4
8	lubjakivi	250-1000	aeglane	4	1
9	lubjakivi	1000-2500	aeglane	2	1
10	lubjakivi	>2500	aeglane	-	-
11	liivakivi	<100	kiire	3	9
12	liivakivi	100-250	kiire	2	3
13	liivakivi	250-1000	kiire	3	3
14	liivakivi	1000-2500	kiire	-	2
15	liivakivi	>2500	kiire	-	-
16	liivakivi	<100	aeglane	-	4
17	liivakivi	100-250	aeglane	-	3
18	liivakivi	250-1000	aeglane	3	5
19	liivakivi	1000-2500	aeglane	1	1
20	liivakivi	>2500	aeglane	-	-

Tabelist nähtub, et kõige rohkem mõõtmistulemusi looduslikule lähedases seisundis vooluvete suurselgrootute osas oli lubjakivi-aluspõhjaga ojaades, seda nii kivisel kui liivasel põhjal. Liivakivi-aluspõhjal võetud proovide arv oli üle kahe korra väiksem. Mida suurem valgala, seda raskem oli leida looduslikus seisundis vooluveekogulõike. Mitme tüübi tarvis saadigi ainult 1-2 mõõtmistulemust, mõne tüübi kohta aga praeguses proovide valikus mõõtmisi ei olnudki.

Proovikohtade nimekiri on lisas 1.

3.1. Bakterplankton

Vee kvaliteedi mikroobsetest näitajatest on enamkasutatavad *coli*-laadsed bakterid, termotolerantsed *coli*-laadsed bakterid, *Escherichia coli*, enterokokid ja fekaalsed streptokokid. Mikroobsed näitajad on eelkõige fekaalse reostuse indikaatorid, kuid mõned neist iseloomustavad ka orgaanilist reostust. Ainult ühe näitaja järgi on otsuse

tegemine sageli problemaatiline (Health-based monitoring..., 1999). Siiani on Eesti jõgede seires kasutatud saprobakterite arvukust kui üldise mikroobse reostatuse indikaatorit ning *coli*-laadsete bakterite arvukust kui fekaalse reostatuse indikaatorit. Alates 2002. aastast määrati ka termotolerantsete *coli*-laadsete bakterite arvukus, mis on hiljutise fekaalse reostatuse indikaatoriks ning mõnevõrra usaldusväärsem kui *coli*-laadsete bakterite arvukus. Tõenäoliselt tuleks edaspidi lisada ka enterokokkide (Maailma Tervisekaitse Organisatsiooni soovitus eriti rannikualadele) või fekaalsete streptokokkide arvukus, et saada informatsiooni võimaliku fekaalse reostatuse päritolu kohta.

Veeproovid mikrobioloogilisteks analüüsideks võeti steriilsetesse pudelitesse proovilõigu keskel suurimast voolust veepinna alusest kihist. Vajadusel kasutati proovivõtuks Frantsevi tüüpi batomeetrit. Veeproovid transporditi laboratooriumisse jääga jahutatult termoskastides. Analüüsid tehti samal päeval võimalikult kiiresti peale proovide võtmist.

Saprobakterite arvukuse määramiseks kasutati kalapeptonagarit (KPA). 0,1 ml uuritavast veest tehti süviskülvid Petri tassidesse (nn. valatud tasside meetod). Inkubeerimine toimus toatemperatuuril ning kolooniad loendati seitsmendal päeval. Arvukus arvutati ühe milliliitri vee kohta. Igast veeproovist tehti vähemalt kaks paralleelset külvi. *Coli*-laadsete bakterite arvukuse määramiseks kasutati membraanfiltratsiooni meetodit ning membraanfiltrite inkubeerimist Endo söötmel vastavalt 37°C (*coli*-laadsed bakterid) ning 44°C (termotolerantsed *coli*-laadsed bakterid) juures 24±2 tundi. Igast veeproovist filtreeriti erinevad veekogused (5-100 ml) ning arvukuse määramiseks kasutati optimaalse hulga üleskasvanud kolooniatega filtreid. Arvukus arvutati 100 ml vee kohta. 1999. ja 2000 aasta analüüsid on tehtud veel lahjendusmeetodil (MPN). Mõlemad meetodid, nii lahjendusmeetod, kui ka membraanfiltratsiooni meetod on EL suplusvee direktiivis (76/160/EEC) aktsepteeritud.

Kuna EL suplusvee direktiiv (76/160/EEC) on mõneti vananenud ning uus, vee raamdirektiiviga seotud suplusvee direktiiv koos soovitatavate normatiividega alles valmimisel, siis on raske prognoosida, milliseid mikroobseid indikaatoreid ning normatiive hakkab EL oma liikmesriikidele soovitama. Ilmselt saavad normatiivid olema karmimad, kui praegu kehtivas suplusdirektiivis (Communication..., 2000). On selge, et etalontingimuste kirjeldamisel tuleb lähtuda pigem karmimatest nõuetest. Seega tuleks kehtiva suplusvee direktiivist (76/160/EEC) vaadata tulba G

(perspektiivsed normatiivid) nõudeid: *coli*-laadsete bakterite arvukus kuni 500 rakku/100 ml ja termotolerantsete *coli*-laadsete bakterite arvukus kuni 100 rakku/100 ml. Nende normide piiresse uuritud jõelõigud enamasti ka mahtusid. Erandiks olid Põltsamaa jõe Taganurga ja Laashoone lõigud, kus oli tegemist nõrga fekaalse reostusega (eeldatav põhjus: kasutuses olevad jõeäärsed karjamaad). Üldist mikroobset reostust iseloomustava saprobakterite arvukus oli uuritud jõelõikudes enamasti keskmine, harva ka madal. Kuna madalaid saprobakterite arvukusi (<1000 rakku/ml) esineb Eesti jõgedes tõesti harva, võib selle tulemusega rahule jääda. Keskmiseks arvukuseks loetakse 1000-5000 rakku/ml (Lokk *et al.*, 1988). Arvukus oli paari erandiga alla 3000 raku/ml, mis sobikski eristama hea ja rahuldava kvaliteediklasse.

3.2. Fütoplankton

Fütoplanktoni proovid koguti komplekssete hüdrobioloogiliste seiretööde käigus südasuvel, kui vee hüdrokeemilised omadused on kõige stabiilsemad. Kui Euroopa Vee Raamdirektiiv (FWD) soovitab kontroll- ja operatiivseire sageduseks vooluvete fütoplanktoni osas 6 kuud, tuleks kaaluda võimalust edaspidi koguda proovid kevadel ja hilissuvel või sügisel.

Fütoplanktoni kvantitatiivsed proovid võeti 100 või 200 ml mahuga pudelitesse. Proovid fikseeriti Lugoli lahusega ja loendatakse Leitzi firma invertteeritud mikroskoobi Diavert abil (suurendusel 12x32), vastavalt proovi tihedusele 10 ml või 50 ml Utermöhli kambris. Fütoplanktoni materjali läbitöötamisel (arvukuse ja biomassi leidmisel) juhinduti rahvusvahelistest standardmeetoditest (Olrik *et al.*, 1998), mille järgi iga liigi biomass arvutati mingile geomeetrilisele kujundile (näiteks kera, silinder jne.) lähendatud valemi järgi. Fütoplanktoni biomass väljendati täpsusega 0,1 mg/l ja fütoplankterite üldarvukus täpsusega 0,1 miljonit isendit/l. Praeguses aruandes analüüsiti erinevates etalonlõikudes järgmisi fütoplanktoni kvalitatiivseid ja kvantitatiivseid näitajaid: biomass (FB, mg l⁻¹), arvukus (FA, H10⁶ isendit l⁻¹), taksonite arv kvantitatiivses proovis (FT), koondindeks (FKI) ning biomassi dominantliik. FKI on välja töötatud Eesti väikejärvede elustiku hindamiseks (Ott & Kõiv, 1999; Ott & Laugaste, 1996). Kuna Eesti jõgede pikaajaliste (1991-2002) andmete analüüsil FKI väärtused korreleerusid oluliselt jõelõigu troofsusastmega (Spearmani korrelatsiooni koefitsent $r = 0,33$; $P < 0,001$), BHT₅

konsentratsiooniga ($r = 0,21$; $P < 0,001$) ja jõe Strahleri järguga ($r = 0,27$; $P < 0,001$) otsustati FKI sobivust testida Eesti vooluvete erinevates etalonlõikudes.

FKI arvutatakse järgmisel viisil. Valemi lugejas on eutroofsuse ja nimetajas oligotroofsuse indikaatorliikide arv:

$$\text{FKI} = \frac{\text{Cyan} + \text{Chl} + \text{Cent} + \text{Eugl} + \text{Cryp}}{\text{Zygn} + \text{Chr} + 1,}$$

kus Cyan – Cyanobacteria; Chl – Chlorococcales; Cent – Centrales; Eugl – Euglenophyta; Cryp – Cryptophyta; Zygn – Zygnematales; Chr – Chrysophyta. Biomassi dominandiks loeti liiki (taksonit), mille biomass oli vähemalt 25% fütoplanktoni kogu biomassist.

Fütoplanktonit kui vees hõljuvate mikroorganismide (peamiselt mikrovetikate) kooslust on kasutatud edukalt Euroopa suurte, tasandikel voolavate jõgede vee kvaliteedi hindamiseks (Dokulil, 1996; Hindak & Makovinska, 1999; Kiss, *et al.*, 1996). Lühikestes, madalates ja kiirevoolulistes jõgedes on vee kvaliteedi hindamine keerulisem, kuna seal tavaliselt voolu väikese vanuse tõttu tüüpilist fütoplanktonit ei kujune. Eesti vooluvetes on pseudoplanktiliste (epifüütsete ja bentiliste) vormide osatähtsus hõljumis suhteliselt suur (Piiroo, 2001). Samuti on puude ja põõsastega ääristatud varjulistes Eesti jõgedes olulise tähtsusega kogu jõe või pikema jõelõigu avatus valgusele.

3.3. Bentilised ränivetikad

Ränivetikad on jõgede põhjataimestiku tähtis komponent. Nad asustavad veekogu põhjas erinevaid substraate (kivid, liiv, makrofüüdid, veealused puutükid, sildade veealused osad jne.), osa neist kantakse vooluga fütoplanktonisse.

Bentiliste ränivetikate kasutamist jõgede vee kvaliteedinäitajatena on tunnustatud mitmes Euroopa riigis (Soome, Suurbritannia, Prantsusmaa, Holland, Belgia jt.). Erinevatel ränivetikaliikidel on erinevad taluvuspiirid ning optimum erinevate keskkonnafaktorite suhtes (toiteelementide kontsentratsioon, orgaaniline reostus, vee pH). Kinnitunult veekogu põhja substraadile ei ole vetikatel võimalik oma elukohta muuta ning vee omaduste muutudes muutub ühtlasi koosluse koosseis ja struktuur.

Erinevates Euroopa riikides on välja töötatud omad meetodid ränivetikate kasutamiseks vee kvaliteedi näitajana (Van de Vijver & Beyens, 1998; Kelly *et al.*, 2001; Prygiel, 2002). Euroopa Liidus on vastu võetud standard ränivetikate kasutamiseks vooluvete seires (Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers CEN/TC 230).

Ka Eestis on alustatud vooluvete kvaliteeti hindamist bentiliste ränivetikate koosluste koosseisu ja struktuuri abil (Vilbaste, 2001).

Proovid koguti vastavalt Euroopa Liidu standardile väikestelt kividelt (läbimõõt >64 kuni <256 mm) ca 0,5 m sügavuselt. Üks proov koosnes 5 erinevalt kivitl kogutud materjalist. Kivid korjati risti vooluga kaldalt kuni voolu keskele, kuid mitte sügavamalt kui 0,5 m. Ränivetikad eemaldati kividelt tugeva hambaharjaga hõõrudes. Saadud suspensioon fikseeriti 4% formaliini lahusega. Laboratooriumis töödeldi proove sool- ja väävelhappega, et eemaldada orgaaniline aine, seejärel pesti destilleeritud veega, et vabaneda happejääkidest. Jäägist, mis sisaldas puhtaid vetikate ränipantsereid, valmistati püsipreparaadid, milleks kasutati spetsiaalset vaiku Naphrax. Igast proovist loendati ja määrati vähemalt 300 ränivetika raku süstemaatiline kuuluvus. Arvutati taksonite üldarv ja järgmised indeksid: H (Shannoni liigierisuse indeks), SPI (Specific Pollusensitivity Index) (Coste in Cemegref, 1982), GDI (Generic Diatom Index) (Coste & Ayphassorho, 1991), CEC (Diatom index by Descy and Coste (1991)), IDAP (Artois-Picardie Diatom Index) (Prygiel *et al.*, 1999), TDI (Trophic Diatom Index) (Kelly & Whitton, 1995). Indeksite arvutamiseks kasutati tarkvara OMNIDIA (Lecointe *et al.*, 1993).

H' (Shannoni liigierisuse indeks) näitab koosluse liigilist mitmekesisust; mida kõrgem indeksi väärtus, seda mitmekesisem kooslus.

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}, \text{ kus}$$

s – taksonite arv proovis,

N – isendite arv arv proovis,

n_i – isendite arv i-ndas taksonis.

SPI (Specific Pollusensitivity Index) on orgaanilise reostuse näitaja (0-20); mida kõrgem indeksi väärtus, seda puhtam vesi.

$$\text{SPI} = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \times s_j \times v_j}{\sum_{j=1}^n a_j \times v_j}, \text{ kus}$$

a_j – j-nda taksoni isendite arv proovis,
 s_j – j-nda taksoni reostus tundlikkus (1-5),
 v_j – j-nda taksoni indikaatorlik väärtus (1-3).
 SPI indeks arvestab ca 2000 taksonit.

GDI (Generic Diatom Index) näitab vee kvaliteeti (0-20); mida kõrgem indeksi väärtus, seda kvaliteetsem vesi.

$$\text{GDI} = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \times s_j \times v_j}{\sum_{j=1}^n a_j \times v_j}, \text{ kus}$$

a_j – j-nda taksoni isendite arv proovis,
 s_j – j-nda taksoni reostus tundlikkus (1-5),
 v_j – j-nda taksoni indikaatorlik väärtus (1-3).
 GDI indeks arvestab ca 2000 taksonit.

CEC (Diatom index by Descy and Coste) näitab vee kvaliteeti (0-20); mida kõrgem indeksi väärtus, seda kvaliteetsem vesi.

$$CEC = 50 + \frac{1}{2} \left(\sum_{i=1}^p x_i - \sum_{j=1}^q s_j \right), \text{ kus}$$

x_i – i-nda saprofiilse taksoni suhteline arvukus,

s_j – j-nda saprofoobse taksoni suhteline arvukus.

CEC arvestab 208 liigi saprofiilsust või saprofoobsust

IDAP (Artois-Picardie Diatom Index) näitab vee kvaliteeti (0-20); mida kõrgem indeksi väärtus, seda kvaliteetsem vesi.

$$IDAP = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \times s_j \times v_j}{\sum_{j=1}^n a_j \times v_j}, \text{ kus}$$

$$\sum_{j=1}^n a_j \times v_j$$

a_j – j-nda taksoni isendite arv proovis,

s_j – j-nda taksoni reostus tundlikkus (1-5),

v_j – j-nda taksoni indikaatorlik väärtus (1-3).

IDAP arvestab ca 2000 taksonit.

SPI, GDI, CEC ja IDAP indeksid arvutatakse programmi OMNIDIA poolt skaalasse 1-20, et oleks võimalik neid omavahel võrrelda.

TDI (Trophic Diatom Index) on orgaanilise reostuse indeks (0-100); mida kõrgem indeksi väärtus, seda reostatam vesi.

$$TDI = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \times s_j \times v_j}{n}, \text{ kus}$$

$$\sum_{j=1} a_j \times v_j$$

a_j – j-nda taksoni isendite arv proovis,

s_j – j-nda taksoni reostus tundlikkus (1-5),

v_j – j-nda taksoni indikaatorlik väärtus (1-3).

TDI arvestab ca 70 perekonna 1500 liigiga.

3.4. Suurtaimed

Suurtaimestikku uuriti 50-100 m pikkustes jõelõikudes. Kasutati järgmisi näitajaid:

1) liikide arv, 2) taimestiku hulga indeks, 3) dominandid, 4) punavetikate esinemine, 5) niitvetikate esinemine, 6) kõntsavetikate esinemine.

Liikide arv väljendab floristilise koosseisu mitmekesisust.

Suurtaimestiku arvukuse e. hulga indeks (1-5 palli) hinnati alljärgneva skaala alusel ning põhineb taimede katvuse määramisel protsentides. Vastavalt konkreetsetele tingimustele hinnati eraldi soontaimede katvus ning sammalde ja makrovetikate katvus kividel.

Indeks	katvus %	taimede hulk
1	<5	väga väike
2	6-25	väike
3	26-50	keskmine
4	51-75	rohke
5	76-100	väga rohke

Taimede üldine katteväärtus e. üldkatvus protsentides määrati visuaalselt, summeerides katvuse kogu lõigul. Kui uuritud lõigul olid selgesti eristatavad väga erineva katvusega piirkonnad, siis neid ei summeeritud, vaid toodi näitajad eraldi välja. Arvesse võeti nii veepealsed kui veesised taimed. Heades valgustingimustes osutab kõrge katvuse indeks kõrgele troofsusele kas vees või setetes.

Domineerivad liigid hinnati eraldi soontaimede hulgas ning kividel kasvavate sammalde ja makrovetikate seas. Liigi domineerimine näitab, et vastaval kasvukohal esineb sellele liigile optimaalne ökoloogiliste tingimuste kompleks. Indikaatorliike

tuleks otsida just dominantide hulgast, ehkki paljud makrofüüdid on laia ökoloogilise taluvusega ning võivad domineerida üsna erinevates tingimustes. Mitmete liikide puhul on uurijad saanud erinevaid või isegi vastukäivaid tulemusi (Husák *et al.*, 1989; Proceedings ..., 2002), nii et indikaatorliikide leidmiseks on vajalik lokaalne uurimine ning terve ökoloogiliste tingimuste kompleksi arvesse võtmine.

Punavetikad *Chantransia chalybea*, *Hildenbrandia rivularis* ja *Batrachospermum* kasvavad looduslikes, inimese poolt vähe mõjustatud aladel. Nende puudumine reas etalonlõikudes on enamasti tingitud kinnitumiseks sobiva substraadi puudumisest. Niitvetikate massiline esinemine näitab vee kõrget troofsust. Eesti jõgedes on peamisteks vetikamassi moodustavateks liikideks rohevetikate perekonna *Cladophora* liigid (peamiselt *C. glomerata* ja *C. rivularis*) ning eriviburvetikate perekonna *Vaucheria* esindajad. Kohati esineb suurel hulgal rohevetikas *Ulothrix zonata*. Need vetikad võivad esineda ühiskooslustena, moodustada omaette väiksemaid või suuremaid vaibataolisi kogumeid või nõõri meenutavaid vorukaid.

Kõntsavetikate esinemine viitab tugevale orgaanilisele reostusele. Need on mitme cm suurused, palja silmaga nähtavad, pruunikad või hallid, pudedad mikrovetikate kogumikud, milles osaleb massiliselt mitmeid räni- ja sinivetikate (tsüanobakterite) liike ning sageli ka peen bakteriniidistik.

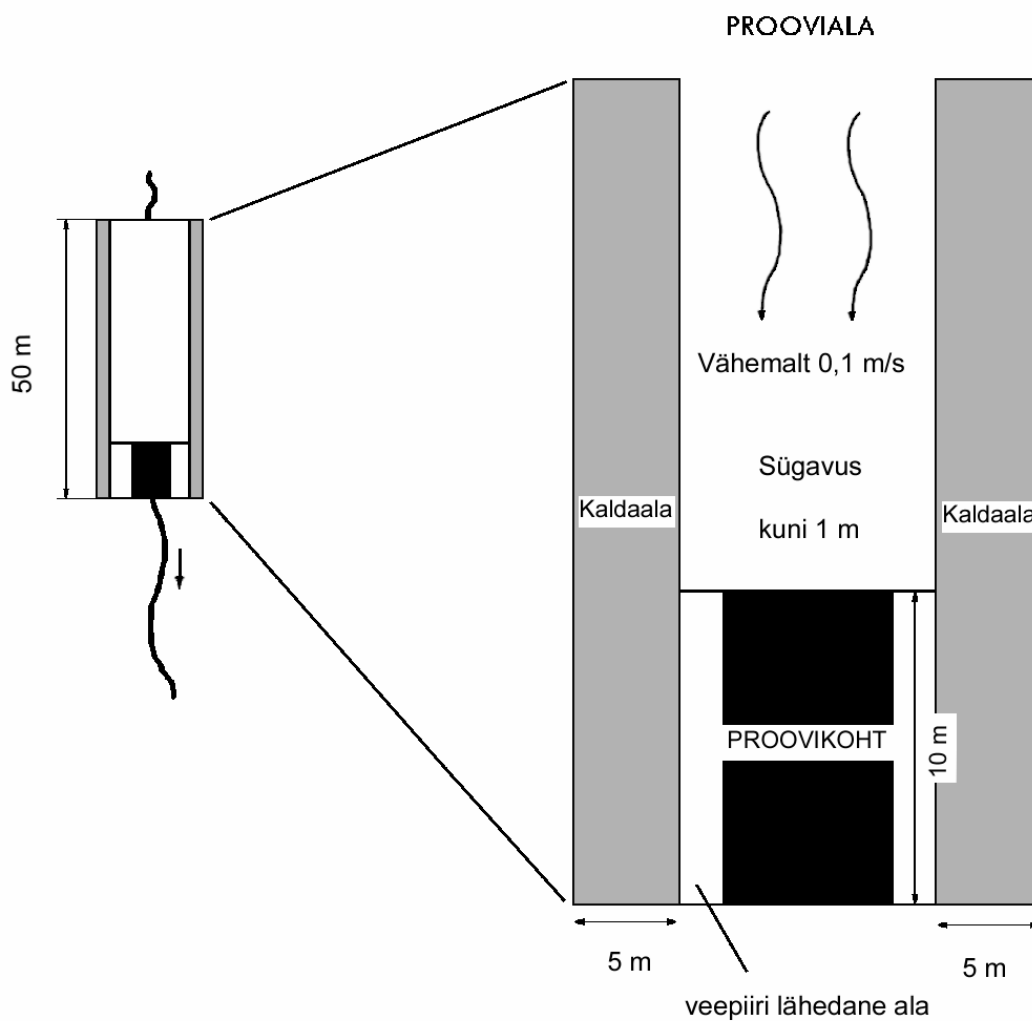
Edaspidi tuleks materjali kogumisel pöörata senisest rohkem tähelepanu valgustingimustele taimede kasvukohas ning arvestada seiretöödel jõelõigu varjutatust, sest vähene valgus võib teiste ökoloogiliste tegurite mõju muuta ebaselgeks. Suurtaimestiku osa aitab paremini mõista andmete seostamine lisaks hüdrokeemiale ka fütoplanktoni ja bentiliste mikrovetikate näitajatega (Sand-Jensen & Borum, 1991; Duarte, 1995).

3.5. Suurselgrootud

Euroopas peetakse suurselgrootute seireks enamasti kõige sobivamateks aegadeks kevadet või sügist. Kevad valiti uurimisajaks põhjusel, et suvel on paljud heterotoopsetest putukatest indikaatorid veekogust lahkunud, sügisel aga pole paljud neist veel kasvanud suuruseni, kus neid oleks kerge liigini määrata. Samuti võib osa väiksematest vooluvetest olla sügiseks kuivanud.

Vooluvete kvaliteeti hinnati vastavalt standardile EN 27828 (European..., 1994).

Sellekohane proov koosneb 5 juhuslikult paigutatud jalaproovist, mis võetakse ühelaadilise põhjaga jõelõigu (prooviala) alumisest osast (proovikohast), mis on ca 10 m pikk (joonis 2). Eelistatakse kiirevoolulist, kivist või kruusast põhja. Iga jalaproov katab ligikaudu 1 m pikkuse osa ($0,25 \text{ m}^2$) jõepõhjast. Kuues proov on kvalitatiivne ning hõlmab ülejäänud põhjatüübid ning elupaigad. Viie sarnase proovi alusel hinnatakse isendite keskmist arvu pinnaühikul ning taksonierisust; muude keskkonnaindeksite ning taksonite üldarvu puhul arvestatakse ka kvalitatiivset proovi. Arvutati keskmine isendite arv ruutmeetril, taksonite üldarv e. taksonirikkus, Shannoni erisusindeks H' (Johnson, 1999), ASPT indeks (*Average Score Per Taxon* e. taksoni keskmine punktisumma) (Armitage et al., 1983; lisa 2), Taani vooluvete fauna indeks e. Taani indeks DSFI (*Danish Stream Fauna Index*) (Skriver et al., 2000; lisa 3), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* taksonite arv proovis (Lenat, 1988) ning Rootsi happelisusindeks (Johnson, 1999; lisa 4). Need indeksid kuuluvad Kesk- ja Lõuna-Rootsis, seega Eesti läänepoolses naaberökopiirkonnas (Kesktaandik) vooluvete soovitatavate kvaliteeditunnuste hulka suurselgrootute alusel. Eestis endas puudub standardite süsteem vooluvete bioloogiliste tunnuste kohta.



Joonis 2. Prooviala ja proovikoht EN 27828 järgi

Kasutatud proovivõtumeetod loeti kõigi nimetatud indeksite arvutamiseks sobivaks, ehkki originaalis on proovi suurus Taani indeksi puhul praegu kasutatust veidi väiksem.

Soovitavad kriteeriumid nimetatud parameetritele ja indeksitele on vooluveses järgmised (tabel 3).

Tabel 3

Mõned kvaliteedikriteeriumid suurselgrootute väikestes vooluvetes,
 proovivõtmisstrateegia EN 27828 jaoks (Johnson, 1999; Medin *et al.*, 2001)

	Arvukus	Taksoni- rikkus	EPT	Shannoni erisus	ASPT	Taani indeks	Happelisuus- indeks
Johnson (1999)							
väga kõrge	-	-	-	3,71	>6,9	7	>10
Kõrge	-	-	-	2,97-3,71	6,1-6,9	6	6-10
Keskmine	-	-	-	2,22-2,97	5,3-6,1	5	4-6
Madal	-	-	-	1,48-2,22	4,5-5,3	4	2-4
väga madal	-	-	-	<1,48	<4,5	<4	<2
etalon (boreo- nemoraalne ökoregioon)	-	-	-	1,97	4,7	5	6
Medin <i>et al.</i> (2001)							
väga kõrge	>3000	>50	>29	>4,15	>6,9	7	>10
Kõrge	1500-3000	40-50	22-29	3,85-4,15	6,1-6,9	6	6-10
Keskmine	500-1500	25-40	12-22	2,95-3,85	5,3-6,1	5	4-6
Madal	200-500	18-25	7-12	2,35-2,95	4,5-5,3	4	2-4
väga madal	<200	<18	<7	<2,35	<4,5	<4	<2
etalon	-	-	-	2,95	6,1	5	6

Tuleb arvestada, et need kriteeriumid on mõeldud kivise või kruusase põhja loomastiku jaoks. Eesti vooluvete eripäraks Põhjamaadega võrreldes on väikese languga liivapõhjaliste või isegi mudaste vooluvete kõrge arv. Pole uuritud, kuidas mõjutab kärestike osakaal jõesängis suurselgrootute koosseisu, näiteks kas mingis jões esineva üksiku kärestiku elustik erineb teise, sarnase hüdrokeemiaga jõe elustikust kärestikul, millele eelneb ja järgneb palju teisi. Juhtudel, kui kivine või kruusane põhi puudub, näeb standard ette proovide kogumise muudelt kõva põhja tüüpidelt, ainult siis tuleb tabelis toodud kriteeriumidesse arvatavasti paindlikumalt suhtuda, sest kivideta, ainult liivase või detriidise põhja elustik võib olla liigivaesem. Loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 4-50 korda) võimalust mööda liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust ja mõnikord aeganõudvaid eritehnikaid.

3.6. Kalad

Kalastik on veekogude seires üks peamisi komponente, mille nõudluste alusel kehtestatakse veekogude kvaliteedinõudeid. EÜ Kalavete direktiiv (78/659/EEC; Council Directive of 18 July 1978 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life) on saanud mitmetes Euroopa riikides veekogude kaitse- ja kasutusega seotud seadusandluse üheks aluseks. See seadis nõudeid siiski ainult kalaveekogude vee kvaliteedile (vee keemilistele ja füüsikalistele omadustele). Vee Raamdirektiivi kohaselt käsitletakse vee kvaliteeti juba kui veekogu kvaliteedi komponenti, mis ainult koosmõjus normaalsete hüdroloogiliste tingimuste ning füüsilise kvaliteediga tagab veekogu elustiku hea seisundi.

Vee Raamdirektiiv seab kalastiku seisundi hindamisel mõõdupuuks tüübispetsiifilised kooslused. Tähtsad on järgmised kalastikku iseloomustavad näitajad:

kalastiku liigiline koosseis (esinevate liikide üldarv ja tüübispetsiifiliste liikide arv), liikide arvukused, tüübispetsiifiliste indikaatorliikide olemasolu, populatsioonide normaalne vanuseline struktuur.

Eeltoodust nähtub, et igale vooluveekogu tüübile peab vastama tüübispetsiifiline kalakooslus. Kui tüpologia koostamisel pole arvestatud kalastiku jaoks olulisi keskkonnategureid, siis on tõenäoline, et nii saadud tüübispetsiifilised kooslused jäävad väheütlevateks ning nende hilisem praktiline kasutamine vooluveekogude seisundi hindamisel on kas võimatu või äärmiselt komplitseeritud.

Looduslikud tegurid, millest enim sõltuvad vooluvete kalakooslused (tegurid, mis sisuliselt määravad etalontingimused):

1. Suurus (vooluhulk).
2. Temperatuurirežiim.
3. Lang (voolukiirus).
4. Põhja iseloom.
5. Ühendus teiste veekogudega.

Inimmõjulised tegurid, mis muudavad looduslike vooluvete kalakooslusi (tegurid, mille mõju kalakooslustele on Vee Raampoliitika Direktiivist lähtuvalt vaja hinnata):

1. Vooluveekogu loodusliku hüdroloogilise režiimi muutmine.
2. Vooluveekogu (kui elupaiga) füüsilise kvaliteedi muutmine.
3. Vooluveekogu veekvaliteedi muutmine.
4. Vooluveekogu fragmenteerimine.

Praegune esialgne vooluvete tüpologia arvestab looduslikke tegureid, millest kalakoosluste tüpologia sõltub, ainult osaliselt.

Vooluveekogu suurus

Kalastiku jaoks peamiseks vooluveekogu suuruse näitajaks on jõe vooluhulk ja limiteerivaks on enamasti vooluhulk suvistel madalveeperioodidel (Järvekül, 1994). Jõe valgala iseloomustab viimast kaudselt ja kuigi nende kahe näitaja vahel on võrdlemisi hea seos, on siin siiski ka erandeid. Mõned väiksema valgala vooluveekogud on madalveeperioodidel tegelikult olulisemalt veerikkamad kui teised tunduvalt suurema valgala vooluveekogud. Loomulikult peegeldub see ka nende vooluveekogude kalastikus. Siiski eelistab EL Veepoliitika Raamdirektiiv veekogu suurust iseloomustava näitajana vooluveekogu valgala pindala. Põhjuseks on ilmselt ratsionaalsus, sest valgala suurust on enamasti lihtsam määrata ja seda saab teha ka ainult kameraaltöödel. Madalveeperioodide aegse vooluhulga määramine nõuab aga kindlasti välitööde tegemist ja osutub tõenäoliselt kulukamaks ning aeganõudvamaks.

Vooluveekogu temperatuurirežiim

Esiolgses vooluvete tüpoloogias ei ole arvestatud kalastiku temperatuurinõudlusi. Samas on veekogu temperatuurirežiim üks olulisemaid looduslikke tegureid, mis määrab kalakoosluste liigirikkuse, liigilise koosseisu ja erinevate liikide arvukused (Holm et al., 1988; Järvekül, 1994; Keskinen, 1999).

Eesti vooluvete puhul oleks tõenäoliselt otstarbekas kasutada tüpoloogias järgmisi jaotusi:

- külma- ning jahedaveelised jõed/jõelõigud

(maksimaalne suvine veetemperatuur <16°C; esinevad eelkõige külmalembesed ning eurütermsed kalaliigid, soojalembesed kalaliigid puuduvad)

- parajaveelised jõed/jõelõigud

(maksimaalne suvine veetemperatuur 16-21°C; esinevad nii külmalembesed, eurütermsed, kui ka osa soojalembesi liike)

- soojaveelised jõed/jõelõigud

(maksimaalne suvine veetemperatuur >21°C; külmaveelised liigid reeglina puuduvad, esinevad eurütermsed ja soojalembesed kalaliigid).

Vooluveekogu lang, vee voolukiirus ja põhja iseloom

Need tegurid oleksid üldjoontes arvesse võetud, kui vooluveekogude tüpoloogia jagaks vooluveekogud (jõelõigud) ritraalseteks ja potamaalseteks.

Nii jõe lang, voolukiirus kui ka põhja iseloom on kalastiku seisukohalt väga tähtsad tegurid. Et tüpoloogiat mitte liigselt keeruliseks muuta, oleks otstarbekas neid näitajaid vaadelda koos, sest üldjoontes on nende näitajate vahel olemas selge korrelatsioon - mida suurem on jõe lang, seda suurem on enamasti voolukiirus, seda rohkem leidub kärestikke ja kiirevoolulisi lõike ning seega on rohkem ka jämedama struktuuriga põhjamaterjali (kivist-kruusast põhja), vähem aga peeneid põhjaseteid (liiv, muda, savi, turvas). Kiirevooluliste ja aeglase vooluga jõelõikude kalakooslused pole omavahel võrreldavad enamasti isegi ühes ja samas jões mitte.

Kalastiku seisukohalt oleks ilmselt otstarbekas jõgede tüpiseerimine jõe langust, voolukiirusest ja põhja iseloomust tulenevalt järgnevalt:

- ritraalsed jõed/jõelõigud

(domineerivad kärestikulised ja kiirevoolulised kivise-kruusase põhjaga jõelõigud, aeglase vooluga pehmete setetega jõelõigud puuduvad või esineb neid sedavõrd vähe, et see limiteerib kalastiku liigi- ja isendirikkust);

- potamaalsed jõed/jõelõigud

(domineerivad aeglase vooluga pehmete põhjasetetega jõelõigud, kärestikulised ja kiirevoolulised kivise-kruusase põhjaga jõelõigud puuduvad või esineb neid sedavõrd vähe, et see limiteerib kalastiku liigi- ja isendirikkust);

- vahelduva iseloomuga jõed/jõelõigud

(esineb ulatuslikult nii ritraalseid kui potamaalseid jõelõike, kumbki otseselt ei limiteeri kalastiku liigi- ning isendirikkust).

Vooluveekogu ühendus teiste veekogudega

Kalastiku seisukohalt on väga oluline vooluveekogu suubumiskoht, mõnel juhul ka alguskoht. Näiteks rannikujõed, kus sigivad ka siirdekalad, samuti Peipsisse ja Võrtsjärve suubuvad jõed on ülejäänud jõgedega võrreldes enamasti oluliselt liigi- ning isendirikkamad.

On tõenäoline, et tüübispetsiifiliste kalakoosluste määratlemise seisukohalt ei ole olulist tähtsust sellel, kas vooluveekogu saab oma vee põhiliselt lubjakivi või liivakivi aluspõhjaga valgalalt. Samuti pole Eesti kalade hulgas seni teada liike, kes eelistaksid

karedamat või pehmemat vett. Kalastiku jaoks on peatähtis konkreetse elupaiga füüsiline kvaliteet, eriti põhjasetete iseloom.

Siiski võib kalastiku jaoks olla oluline, kas vooluveekogu saab oma vee valdavalt soodest või mitte. Pruuniveeliste orgaanikarikaste jõgede vesi tingib tõenäoliselt ka eripära niisuguste jõgede kalastikus. Kahjuks on niisuguseid vooluvesi ja nende kalastikku Eestis seni väga vähe uuritud ning see peaks olema lähiajal üks kalastiku-uuringute prioriteete.

ZBI jõgede bioloogia rühma poolt 41 muude bioloogiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide alusel välja valitud jõelõigust sobis teatavate mööndustega kalastiku etalontingimuste kirjeldamiseks vaid 19 jõelõiku. Neiski esines katsepüükidel 7 jõelõigust vaid 50%, 6 jõelõigust 50-75% ja ainult 6 jõelõigust >75% seal tõenäoliselt esinevatest (ja esineda võivatest) liikidest.

Seepärast tuleb kalastiku puhul tuleb arvestada, milline võiks olla tüübispetsiifiline kalastik etalonlõigust, kui puuduks elupaikade fragmenteeritus paisudega piki voolusängi. Kokkuvõttes tuleb eristada kaht erinevat tunnust: tegelik liikide arv püükides ning potentsiaalne liikide arv samades kohtades.

Ihtüoloogilistel katsepüükide tegemisel kasutati K. Toomepärja poolt konstrueeritud ja valmistatud impulss-alalisvoolu elekteragregaate, mille töörežiimi on vastavalt vee omadustele j.m. tegureile võimalik teatud diapsoonis muuta. Need elekterpüügi agregaadid on valmistatud ZBI eritellimusel spetsiaalselt väikeste ning keskmiste jõgede kalastiku uurimise tarvis. Agregaadid kahvavõrgu silma suurus on 6 mm. Igas uurimiskohas püüti elekteragregaadiga ühekordselt läbi 150-200 m pikkune jõelõik ja registreeriti selles kõik kalaliigid. Iga liigi arvukust hinnati järgmise subjektiivse 4-pallise skaala järgi (sama uurija poolt juba 1987. aastast peale kasutatav): 1 - vähearvukas, 2 - arvukus keskmine, 3 - arvukus suur, 4 - arvukus väga suur.

Vajadusel kasutati ka kahe täispalli vahepealseid väärtusi (1-2; 2-3; 3-4). Vajaduse korral (eriti kivise põhjaga jõelõikudes) tehti kalastiku koosseisu täpsemaks selgitamiseks lisapüüke originaalse konstruktsiooniga kokkurullitava peenesilmalise (6 mm) liiviga, mille allserv on varustatud metallketiga. Suuremates jõgedes tuleks lisaks eelpool nimetatud vahenditele kasutada ka generaatoril töötavaid suure võimsusega (5-10 kW) alalisvoolu elekteragregaate ning vajaduse korral ka maimunoota ja spetsiaalseid monitooringuvõrke.

3.7. Bioloogiliste kvaliteeditunnuste sõltuvus keskkonnafaktoritest

Tabel 4 näitab, millistest looduslikest keskkonnafaktoritest oleks koostajate hinnangul oodata sõltuvust töös kasutatud kvaliteeditunnuste puhul. Tabelisse on pandud need faktorid, mis autorite hinnangul olid tüüpide eristamisel määrava tähtsusega vähemalt ühe tunnuse osas (igal bioloogilisel erialal oli välja pakutud vähemalt 2 tunnust). Ruumi kokkuhoiu mõttes ei ole tabelisse paigutatud kaudset mõju avaldavad faktoreid.

Tabel 4

Uuritud arvuliste kvaliteeditunnuste eeldatav sõltuvus mõnedest looduslikest tingimustest. Rasvases kirjas on Veepoliitika Raamdirektiivi poolt oluliseks tunnustatud faktorid

	Bakter-plankton	Füto-plankton	Bentilised ränivetikad	Suur-taimed	Suur-selgrootud	Kalad
Aluskivimi tüüp					+	+
Vee läbipaistvus		+		+		
Valgala suurus				+	+	+
Säangi laius				+		
Keskmine vooluhulk						+
Vähim vooluhulk						+
Voolukiirus		+		+	+	+
Põhjasubstraat				+	+	+
Põhjasubstraadi ja jõe langa koosmõju				+		+
Aastaaeg		+		+	+	+
Veetase				+		+
Isoleeritus (manner/saar)						+
Ühendus teiste suuremate sisevetega		+			+	+
Astangud						+
Temperatuur (allikalised/soojaveelised)		+				+
Veepinna varjutatus		+	+	+		
Kokku olulisi faktoreid		6	1	9	6	13

Tabelist nähtub, et looduslike tingimuste suhtes on tundlikumad suuremad objektid: kalad ja suurtaimed (sõltuvus 9-13 faktorist). Veidi vähem tundlikud on suurselgrootud ja fütoplankton (6 faktorit). Bentilisi ränivetikaid mõjutab väga

oluliselt ainult veepinna varjutatus, bakterplanktonit aga ei mõjuta otseselt ükski faktor.

Bakterplanktoni kasutamisel vee kvaliteedi hindamisel ei ole põhjust eriti arvestada aluspõhja iseloomu ega voolu kiirust. Mõningal määral tuleb arvestada valgala suurus uuritavast lõigust ülesvoolu. Väiksema valgala korral, st. üldse väiksemate jõgede korral võib esineda juhuslikku, mitte iseloomuliku reostust mõne näitaja järgi. Veel tuleb mikrobioloogiliste näitajate puhul arvestada vee temperatuuri (jahedas ja külmas vees kandub mikroobne reostus kaugemale allavoolu) ning veetaset (suurvee ajal uhutakse veekogudesse mikroobe pinnasest).

Kõige sagedasemateks mõjuriteks (4 juhul) osutusid aastaaeg ja voolukiirus (tabel 4). Aastaaja mõju vähendamiseks tuleb proovid koguda võimalikult samal perioodil ja sellest põhimõttest peeti praeguses töös ka kinni. Järgnesid valgala suurus, veepinna varjutatus (taimedel) ning ühendus teiste suuremate veekogudega (3 juhul). Voolukiirusega seotud faktoritest peeti eriti oluliseks põhjasubstraati (samuti kolmel juhul).

Kui voolukiirus kuulub praeguses tüpiseerimises põhifaktorite hulka, siis varjutatust ning ühendust teiste veekogudega pole Veepoliitika Raamdirektiivis ka mitte fakultatiivsete tegurite hulgas ära märgitud. Muudest direktiivi põhifaktoritest peeti nii valgala suurus kui aluskivimi tüüpi väga oluliseks ainult suurselgrootute puhul. Lisaks peeti väga oluliseks vee läbipaistvust (fütoplankton, suurtaimed) ning veekogu temperatuurirežiimi, mida kõige paremini iseloomustab suvine maksimaalne veetemperatuur (fütoplankton, kalad). Ainult suurtaimede puhul loeti oluliseks veetaset ning voolusängi laiust (viimane on Vee Raamdirektiivis fakultatiivse tegurina mainitud). Kalade puhul võib oluliseks pidada jõe keskmist vooluhulka (direktiivis fakultatiivse faktorina kui vooluhulga kategooria), kuid limiteerivaks teguriks on seejuures minimaalne vooluhulk madalveeperioodidel. Kalastiku jaoks on oluline ka jõe geograafiline asukoht (paiknemist saartel või hiljuti merest kerkinud aladel), samuti kalade rändeid takistavate looduslike levikutõkete esinemine.

Seega loeti ZBI bioloogide poolt vähemalt mingil määral olulisteks kõik Vee Raamdirektiivi poolt ettenähtud faktorid või nende derivaadid. Lisaks toodi puuduvate oluliste mõjudena eraldi välja valgustingimused, isoleerituse tase (nii ühendus teiste veekogudega, saareline asupaik kui kalade liikumistõkked), veekogu kui terviku stabiilsus (minimaalne vooluhulk ja maksimaalne temperatuur) ning vee läbipaistvus.

4. Tulemused

Kokku vaadeldi 32 tunnust (tabel 5), neist bakteriplanktonil 3, bentilistel ränivetikatel 7, fütoplanktonil 5, suurtaimedel 9, suurselgrootutel 7 ning kaladel 2.

Nende tunnuste aritmeetilisi keskmisi uuriti 20 tüüpi vahel, mille määrasid valgala suurus, aluskivimi iseloom ja voolukiirus (tabel 2). Normaaliaotusest ilmselt erinevate tunnuste puhul võeti neist enne tüüpide võrdlemist logaritmi ($\ln x$ või $\ln(x+1)$).

Tabel 5 annab uuritud kvaliteeditunnuste aritmeetilised keskmised koos variatsioonikoefitsiendiga (CV) üle kõigi proovide. Eriti madala loodusliku varieeruvusega osutusid olevat viis bentiliste ränivetikate indeksit ning suurselgrootute kaks indeksit (rasvaselt märgitud).

Tabel 5

Uuritud bioloogiliste tunnuste üldisi parameetreid. n – proovide arv. B – bakterid, FP – fütoplankton, FB – bentilised ränivetikad, ST – suurtaimed, SS – suurselgrootud, K – kalad

Tunnus	Keskmine	CV	Min.	Max.	n
B <i>coli</i> -laadsete bakterite arvukus	194,1	0,99	1	700	41
B saprobakterite arvukus	1827,1	0,39	690	3500	41
B termo- <i>colilaadsete</i> bakterite arvukus	80,9	1,37	5	350	11
FP arvukus	0,6	1,47	0,08	4,8	41
FP biomass	0,4	1,01	0,05	1,9	41
FP FKI	8,9	0,54	2,7	21	41
FP taksonite arv	29,5	0,3	11	52	41
FP biomassi dominant	-	-	-	-	41
FB CEC	15,8	0,09	12,4	17,9	41
FB GDI	11,7	0,1	8	13,8	41
FB H'	3	0,31	0,34	4,33	41
FB IDAP	14,2	0,11	10	17,1	41
FB SPI	16,3	0,11	12,4	19,5	41
FB Taksonite arv	28,5	0,29	7	42	41
FB TDI	71	0,14	47,4	89,3	41
ST kivide katvus	1,9	0,95	0	5	41
ST soontaimede katvus	2,7	0,47	1	5	41
ST soontaimede taksonite arv	12,3	0,38	2	21	41

Tabel 5 (järg)

Tunnus	Keskmine	CV	Min.	Max.	n
ST Dominandid	-	-	-	-	41
ST Dominandid kivil	-	-	-	-	41
ST Punavetikate liikide esinemine	-	-	-	-	41
SS Arvukus	545,5	0,9	18	2407	104
SS ASPT	5,9	0,09	4,4	7,09	104
SS DSFI	6,1	0,16	4	7	104
SS EPT	12,8	0,32	5	22	104
SS Happelisuusindeks	9,6	0,26	2	14	104
SS Taksonierisus	2,7	0,29	0,46	4,51	104
SS Taksonirikkus	28,8	0,25	15	47	104
K katsepüügi kalaliikide arv	9	0,38	3	15	38
K potentsiaalne kalaliikide arv	15,1	0,39	3	26	39

4.1. Bakterplankton

Bakterite kolmest tunnusest oli termo-colilaadsete bakterite arvukuse kohta liiga vähe andmeid (tabel 5) ning seetõttu seda lähemalt ei analüüsitud.

Coli-laadsete bakterite arvukuse kohta on olemas perspektiivsed normid EL suplusvee direktiivis (76/160/EEC): keskmise ja hea seisundi piirile vastaks 500 rakku/100ml.

Sellest piirist oli *coli*-laadsete bakterite arvukus praegusel juhul kõigi tüübikombinatsioonide korral ka madalam. Paraku puudub praegu kindel seisukoht hea ja väga hea seisundi piiri suhtes. See võiks olla 150 rakku/100ml, kuid see piir vajaks veel põhjalikumat analüüsi.

Saprobakterite arvukustasemeteks on kirjanduses pakutud madal (<1000 rakku/ml), keskmine (1000-5000 rakku/ml), kõrge (5000-10000 rakku/ml) ja väga kõrge (>10000 rakku/ml) (Lokk *et al.*, 1988). Tundus, et neid piire ei saa päris üheselt headuse-halbuse piiride hindamiseks üle võtta. Eesti jõgede looduslikku tausta iseloomustamiseks võiks olla hea ning väga hea piiriks 1500 rakku/ml ja hea ning rahuldava piiriks 3000 rakku/ml.

Nagu eeldatud, ei sõltunud *coli*-laadsete bakterite ega saprobakterite arvukus uuritud 41 jõelõigus oluliselt valgala suuruselt, aluskivimi tüübist ega voolukiirusest.

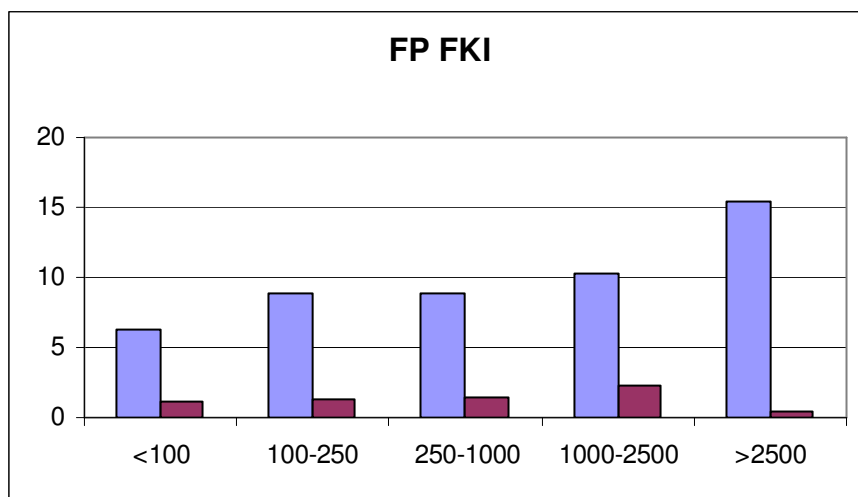
4.2. Fütoplankton

Fütoplanktoni neljast esitatud tunnusest puudus biomassi dominant 23 juhul 41-st (üle poole juhtudest) ja seega jäi selle tunnuse tüpoloogiline väärtus madalaks.

Fütoplanktoni arvukus ja biomass osutusid paigaspetsiifiliseks: nad sõltusid uuritud kohtades ilmselt rohkem muudest mõjuritest kui Vee Raamdirektiivi peamistest tüübifaktoritest. Nii arvukus kui biomass olid muude tunnustega võrreldes ka tugevasti looduslikult varieeruvad (tabel 5).

Fütoplanktoni keskmine taksonite arv ei olnud samuti tundlik ei valgala suuruse, aluskivimi ega voolukiiruse suhtes ning tema normaalseks väärtuseks võib kõigis uuritud tüüpides lugeda 30 liiki proovi kohta. Seda oluliselt ületavate väärtuste puhul on tõenäoliselt tegemist kas väga aeglase voolu või seisuvete mõjuga; palju väiksemate väärtuste korral aga kehvade valgustingimustega.

Väikejärvedes välja töötatud fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli vooluveses tõenäoliselt oluliselt seotud valgala suurusega proovikohas (joonis 3).



Joonis 3. Fütoplanktoni koondindeksi seos valgala suurusega (km²). Tumedad tulbad - standardviga

Vastavalt joonisele võib välja pakkuda, et FKI tüübispetsiifiline looduslik tase Eesti vooluveses on praegustel andmetel ≥ 6 (valgala suurus <100 km²), ≥ 9 (valgala suurus 100-2500 km²) ning ≥ 15 (valgala > 2500 km²).

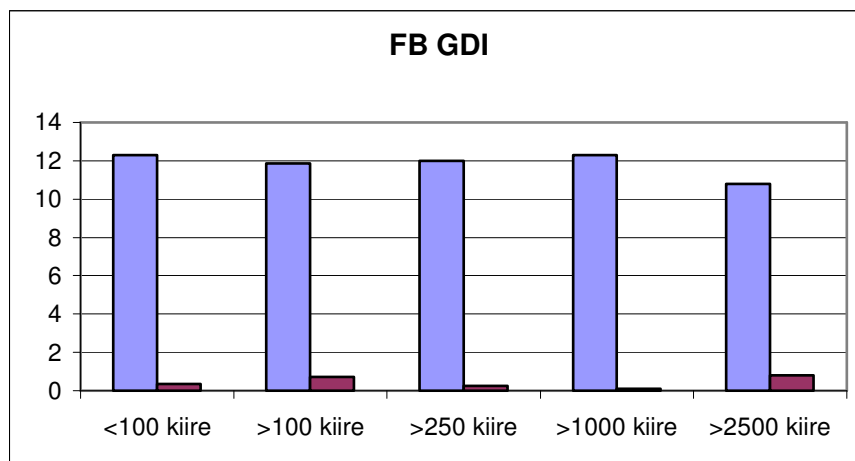
4.3. Bentilised ränivetikad

Taksonite arv proovis seostus tüübifaktoritega ebäühtlaselt. Oluline paistis positiivne korrelatsioon valgala suurusega lubjakivi-aluspõhjal kiires voolus, mujal erilisi seoseid ei ilmnenu. Taksonite arvu etaloniks võiks lugeda 30 liiki proovi kohta (lubjakivil, valgala suurus üle 250 km²) ning 25 liiki (kõigis ülejäänud kombinatsioonides).

Shannoni taksonierisuse puhul võiks etalon olla 3,0, välja arvatud lubjakividel valgalaga kuni 250 km², kus selle piiriks oleks 2,5.

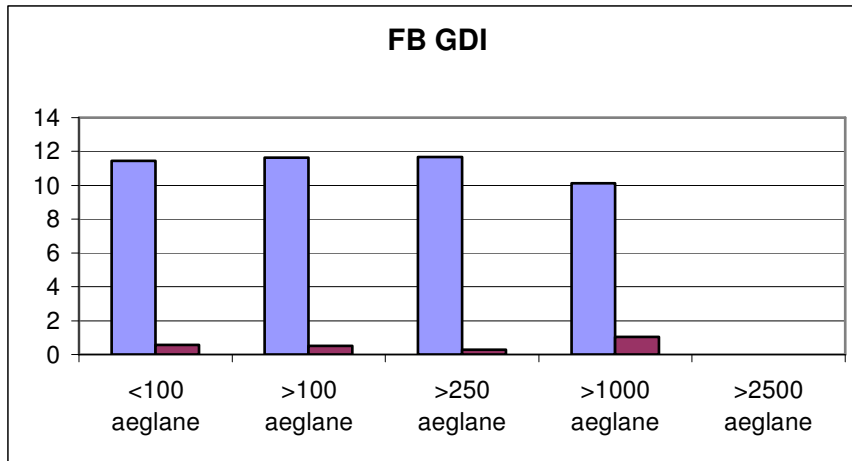
SPI (orgaanilise reostuse pöördväärtus) ei seostunud oluliselt ühegi tüübifaktoriga. Etalontasemeks võiks olla 16.

GDI (üldkvaliteedi näitaja) sõltus oluliselt voolukiirusest ning (vähemal määral) valgala suurusest (joonised 4-5).



Joonis 4. Bentilised ränivetikad. GDI indeksi sõltuvus valgala suurusest (kiire vool).

Tumedad tulbad - standardviga



Joonis 5. Bentilised ränivetikad. GDI indeksi sõltuvus valgala suurusest (aeglane vool). Tumedad tulbad – standardviga

Kiires voolus võiks GDI etalontase olla 12 (valgala kuni 2500 km²), ning 10 (valgala üle 2500 km²). Aeglaes voolus oleksid need tasemed 11 (valgala kuni 1000 km²) ja 10 (valgala üle 1000 km²).

CEC indeks (üldkvaliteet), ei sõltunud oluliselt ühestki tüübifaktorist ning selle etalontasemeks on 15.

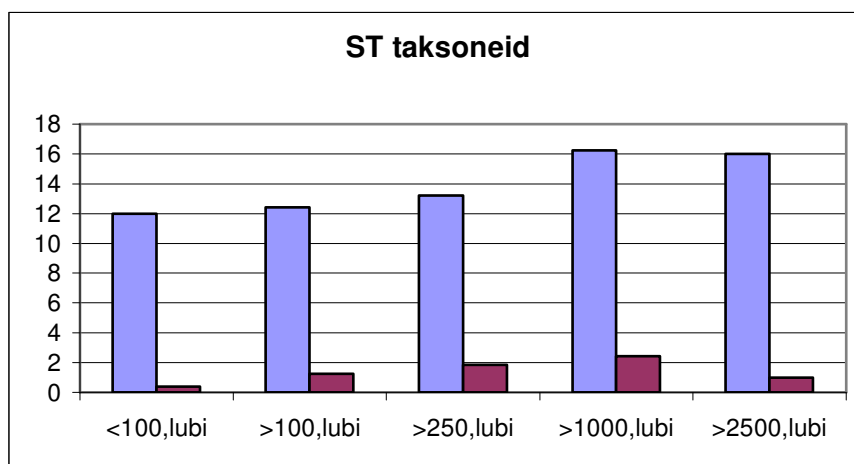
IDAP indeks (üldkvaliteet) ei sõltunud oluliselt ühestki tüübifaktorist, tema etalontasemeks võiks olla 14.

TDI indeks (orgaanilise reostuse näitaja) ei sõltunud samuti ühestki tüübifaktorist, tema etalontasemeks võiks olla 75. Erinevalt enamikust analoogilistest indeksitest näitab selle indeksi suurenemine reostuse, mitte kvaliteedi kasvu.

4.4. Suurtaimed

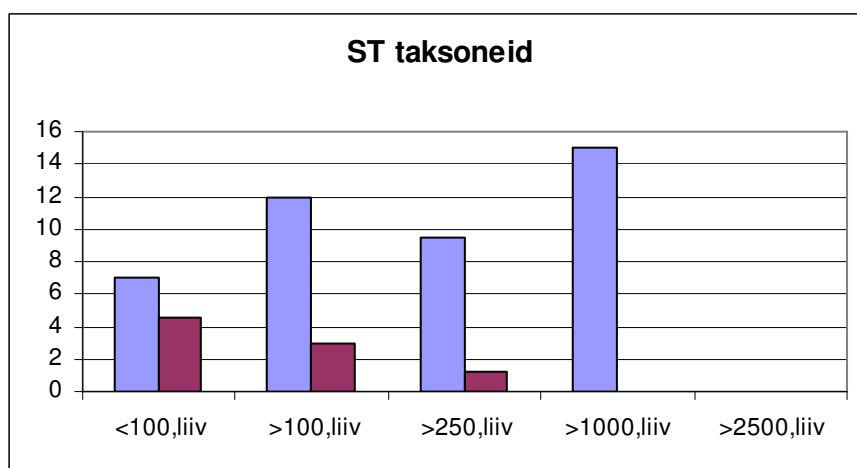
Suurtaimede dominandid olid märgitud kõigil 41 juhul, kuid nende tüüpidevahelised erinevused ei ületanud tüübiseseid. Suurtaimedest kivil del domineeris küll sageli *Fontinalis antipyretica*, kuid seda mitte kuigi tüübispetsiifiliselt. Väga vähe oli punavetikaid (8 juhul 41-st), kõntsavetikaid ei esinenud üldse, niitvetikaid ainult 1 juhul. Seega saaks ülalnimetatud tunnuseid vaadelda kui paiga looduslikkuse taset iseloomustavat abimaterjali; tüpoloogilist infot nad aga praegusel juhul ei anna. Suurtaimede arvulistest tunnustest ei sõltunud tabeli 2 tüübifaktoritest oluliselt ei katvus kivil del (liivakivi-aluspõhjaga aeglaes voolus kive ei esinenudki!) ega

soontaimede üldkatvus. Soontaimede taksonite arv seevastu oli valgala suuruse ja aluskivimitüübiga ilmselt seotud (joonised 6-7).



Joonis 6. Soontaimede taksonite arv lubjakivi-aluskivimil, sõltuvus valgala suurusest. Tumedad tulbad - standardviga

Lubjakividel võiks soontaimede taksonite arvu looduslikeks piirideks olla 15 (valgala > 1000 km²) ning 12 (valgala < 1000 km²). Liivakividel vastaks neile piiridele 15 (valgala > 1000 km²) ja 7 (valgala < 1000 km²).



Joonis 7. Soontaimede taksonite arv liivakivi-aluskivimil, sõltuvus valgala suurusest. Tumedad tulbad - standardviga

Näib, et suurtaimed on eluvorm, mis sõltub paljudest looduslikest mõjuritest, mida Vee Raamdirektiiv ei ole eraldi määratlenud.

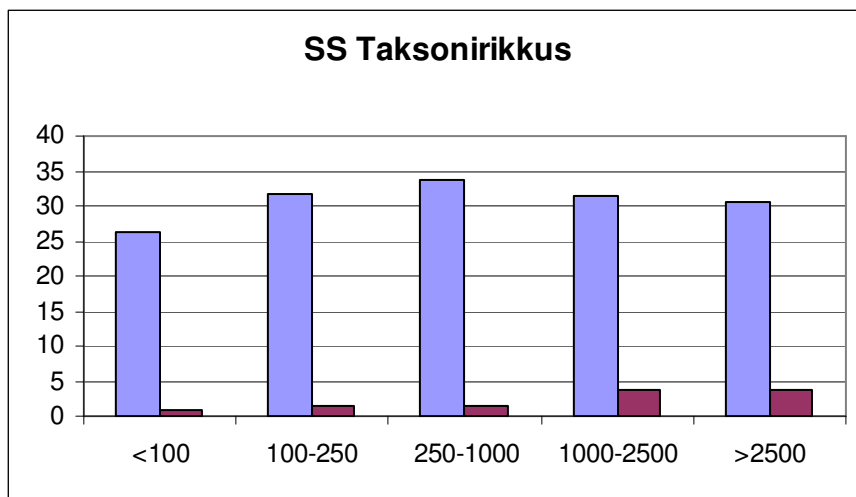
4.5. Suurselgrootud

Arvukust (isendite arvu pinnauhikul) ei tule praeguses töös käsitleda absoluutse asustustihedusena, sest jalaproov ei hõlma kogu settekihti ning arvuline tulemus on kindlasti väiksem kui näiteks põhjaammutiproovis. See-eest püüab jalaproov ammutiproovist paremini suuri liikuvaid loomi.

Uuritud vooluveelõikudes oli arvukus kiires voolus (*resp.* kivisel põhjal) veidi kõrgem kui aeglases voolus (*resp.* liivasel põhjal). Niisugune seaduspära on üldlevinud ning see on ka põhjus, miks standardproove soovitatakse võtta just kiviselt põhjalt. Arvukuse keskmine väärtus üle kõigi proovide (545 isendit/m², logaritnimata) oli lähedane Rootsi keskmise ja madala arvukuse piirile (500) (Medin *et al.*, 2001). Vooluvete tüüpide eristamiseks on suurselgrootute arvukus siiski liialt paigaspetsiifiline ja looduslikult varieeruv tunnus. Ka pole ühesuunaliselt määratletav, kuidas väljendub arvukuse muutus veekogu kvaliteedis.

Taksonite arv e. taksonirikkus saadi vastavalt etteantud määramistasemetele ning nimekirjale, mis sisaldab üle 500 taksoni (Johnson, 1999). Enamasti oli taksonite arv keskmine, siiski tavaliselt keskmise ja madala piiri lähedal (Medin *et al.*, 2001).

Taksonirikkus paistis aluskivimist vähe sõltuvat. Hea ja väga hea kvaliteedi piiriks võiks enamiku valgala klasside jaoks lugeda 30 taksonit proovi kohta, <100 km² klassi jaoks aga 25 taksonit (joonis 8). Mingil määral võib taksonirikkus olla kõrgem kiires kui aeglases voolus, kuid see seos ei ole praeguste andmete põhjal selge.



Joonis 8. Suurselgrootute taksonirikkuse sõltuvus valgala suurusest (km²). Tumedad tulbad: standardviga

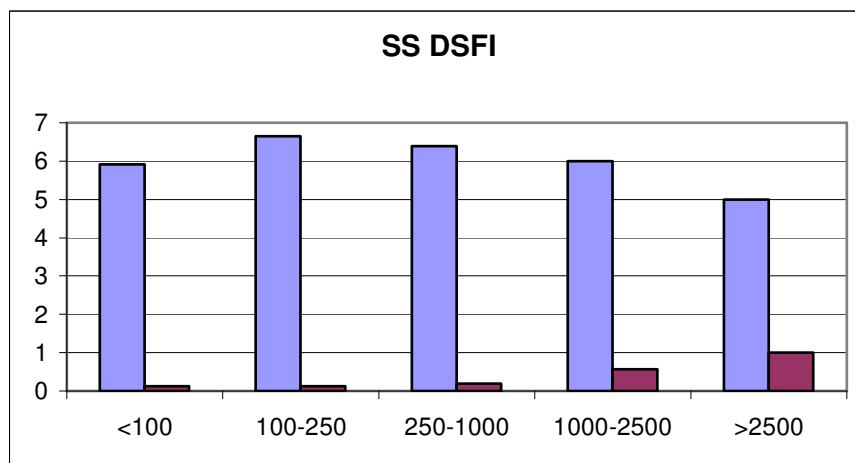
Shannoni taksonierisus oli Johnsoni (1999) järgi (tabel 3) enamasti kõrge või keskmine. Etalonväärtuse ületasid kõik tüübikombinatsioonid peale ühe, kus oli tegemist üksikmõõtmisega. Medin *et al.* (2001) järgi on erisuse kriteeriumid karmimad ning erisus tuli enamasti keskmine või madal, kahel juhul isegi väga madal. Etalonpiiri joone ületasid ainult keskmise erisustasemega klassid (s.t. 6 klassi 16 võimalikust). Eriti kõrge erisus paistis olevat teises ja kolmandas valgaklassis (100-1000 km²), erandiks ainult aeglasevoolulised jõed liivakivil. Hea ja väga hea kvaliteedi piiriks võiks Shannoni erisusel olla 2,5 (valgala <100 km² või >1000 km²) ning 2,75 (valgala 100-1000 km²).

ASPT indeksi puhul erinevad kahe Rootsi eeskju vahel etalontasemed: Johnson (1999) pakub selleks boreonemoraalses ökoregioonis, mille analoogiks oleks Eesti, 4,7; Medin *et al.* (2001) aga 6 (tabel 3). Eesti looduslikule seisundile lähedastes vooluveses oleks nende kriteeriumide kohaselt üldökoloogiline kvaliteet ASPT järgi keskmine või kõrge. Võrreldes muude suurselgrootutel põhinevate indeksitega, sõltus ASPT tüüpidest vähe. ASPT väärtused >6 võiks tähistada väga head, 5-6 head, 4-5 keskmist ning <4 mitterahuldavat kvaliteeti. Jõelõikudes, mille valgala on väiksem kui 100 km², võiks etalontase (hea ja väga hea kvaliteedi piir) olla 5,5.

Taani indeksi (DSFI) järgi oli orgaanilise reostuse tase uuritud vooluveses 15 tüübis 16-st madalam kui etalontaseme puhul (s.t. indeksi väärtus ületas etalontaset) ning 4 klassis osutus koguni väga madalaks. Ainus alla keskmise jäänud klass

(kiirevoolulised lõigud väga suure valgalaga jõgedes liivakivil) koosnes kahest mõõtmisest Suures Emajões, kuid need kohad peaksid olema looduslikule seisundile üsna lähedased. Arvatavasti on siin tegu Taani indeksi kõrge kvaliteedi indikaatorite nimestiku puudulikkusega, sest Taanis nii suuri jõgesid sisuliselt ei ole.

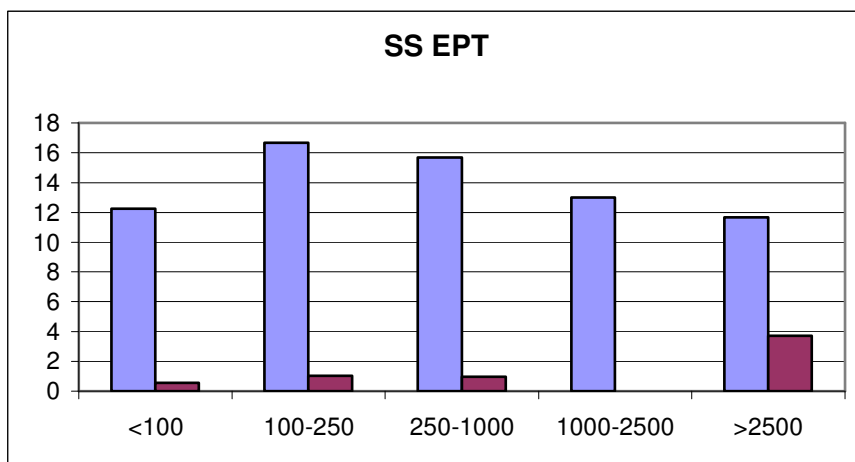
Taani indeksi väärtus 6 või 7 peaks tähistama väga head, 5 head, 4 keskmist ning <4 mitterahuldavat kvaliteeti (joonis 9). Erandina tuleks valgalaga üle 2500 km² lõikudes lugeda juba indeksi väärtus 5 väga heaks. Mingil määral võib Taani indeks nagu taksonirikkuski (millest ta osaliselt sõltub) olla kõrgem kiires kui aeglases voolus, kuid see seos ei ole praeguste andmete põhjal selge.



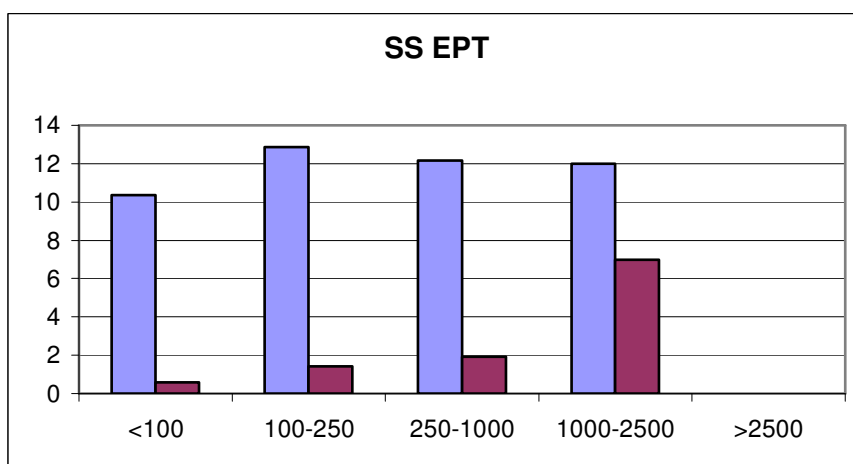
Joonis 9. Taani indeksi (DSFI) sõltuvus valgala suurusest (km²). Tumedad tulbad - standardviga

EPT ehk tundlike putukaseltside *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* vastsete liikide arv proovis osutus Rootsi kriteeriumide kohaselt madalaks kuni keskmiseks. Eriti madal oli see jällegi Emajões. Kui aga võtta aluseks Põhja-Ameerika originaalkriteeriumid, siis näitaksid kõik tulemused alla 11 väga halba seisundit või kõrget orgaanilist reostust (Lenat, 1988). Võib arvata, et madal EPT Eesti vooluvetes on loodusliku iseloomuga (puuduvad mägijõed, saartel esineb ainult üks *Plecoptera* liik). Seega tuleb EPT puhul Rootsi kvaliteediklassidesse suhtuda kriitiliselt. 100-1000 km² valgalaga lõikudes võib kiires voolus väga heaks lugeda EPT ≥ 15 , valgalaga <100 km² ja >1000 km² korral aga EPT ≥ 12 . Aeglases voolus on <100 km² korral väga hea ning hea piiriks EPT 10, muudel juhtudel 12 EPT taksonit proovi kohta

(joonised 10-11). EPT sõltub rohkem kui mingi teine indeks voolukiirusest, sest teda moodustavatest taksonitest on paljud voolulembesed.



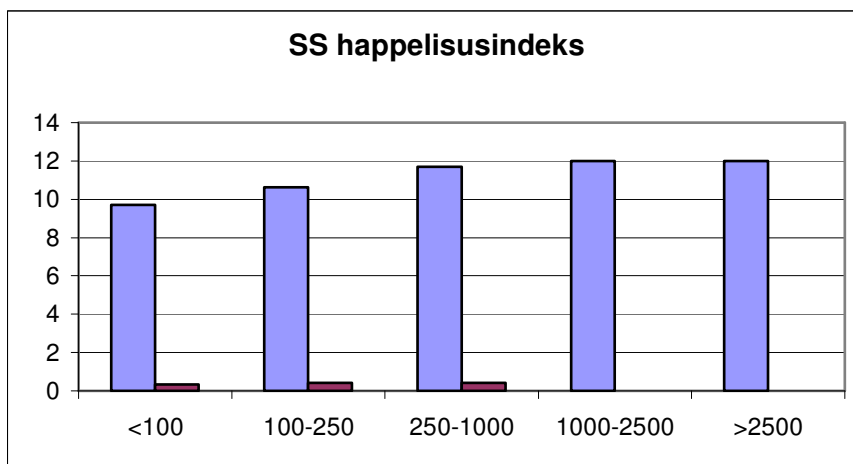
Joonis 10. EPT indeksi sõltuvus valgala suurusest (km²) kiires voolus. Tumedad tulbad - standardviga



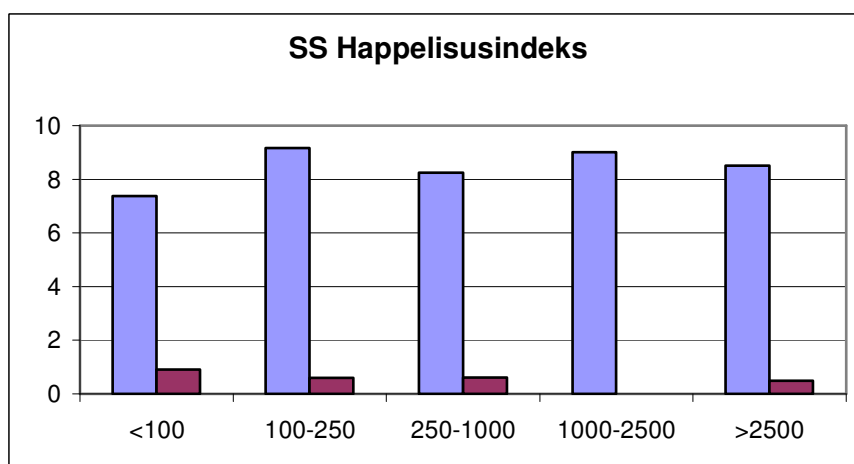
Joonis 11. EPT indeksi sõltuvus valgala suurusest (km²) aeglates voolus. Tumedad tulbad - standardviga

Happelisusindeksi väärtus on pöördvõrdeline happelisuse tasemega. Seega selle indeksi kõrged ja väga kõrged väärtused näitavad madalat või väga madalat hapestumise taset. Kõik jõeklassid ületasid ühtlasi Rootsi etalontaseme piiri, mille kohaselt Eesti vooluveed on oma Rootsi analoogidest oluliselt aluselised. On märkimisväärne ja loomulik, et enamikus Eesti lubjakivi-aluspõhja vooluvedes oli

happelisusindeks kõrgem kui liivakivi-aluspõhja vooluvetes. Lubjakividel asuvatest vooluvetest moodustas erandi ainult väikese ($<100 \text{ km}^2$) valgalaga aeglasevooluliste (liivapõhjaliste) ojade rühm, mida aluskivim tõenäoliselt eriti mõjutama ei pääsenud ja mis toituvad oluliselt soode ja metsade vetest. Etalontasemed oleksid järgmised: lubjakivi -jõgedel, valgalaga kuni 250 km^2 : ≥ 10 , valgalaga $>250 \text{ km}^2$: ≥ 12 . Liivakivi-jõgedel: valgalaga $<100 \text{ km}^2$ ≥ 7 , valgalaga $>100 \text{ km}^2$: ≥ 9 (joonised 12-13). Happelisusindeks võib mõnikord eksitavalt sõltuda taksonitest, mis võivad puududa muudel põhjustel (näiteks aeglane vool või tugev allikalisus).



Joonis 12. Happelisusindeksi sõltuvus valgala suurusest (km^2) lubjakivi-aluskivimil. Tumedad tulbad - standardviga



Joonis 13. Happelisusindeksi sõltuvus valgala suurusest (km^2) liivakivi-aluskivimil. Tumedad tulbad - standardviga

Rootsis näitas eutrofeerumise taset kõige paremini Taani indeks, millele järgnesid EPT, ASPT ja taksonirikkus. Hapestumist näitas kõige paremini EPT, mitte happelisuusindeks. Väga vähe reageerisid erinevatele reostustüüpidele üldarvukus ning Shannoni erisus. Kokkuvõttes olid Rootsis parimad indeksid tüüpiliste inimõjude hindamisel ASPT, Taani indeks ja EPT (Sandin & Johnson, 2000). Kõik nad sisaldavad mingil viisil ka taksonirikkust. Happelisuusindeks avastab küll kergesti olukorra paranemise, sest juba üks indikaatorisend määrab indeksi väärtust, olukorra halvenemine aga kajastub väga aeglaselt.

Eesti vooluveses (Mardi, 2002) mõjutab samade indeksite väärtusi võrreldes aastaaja (kevad või suvi), veekogu suuruse (kaugus lähtmest) või proovivõtumeetodiga (kvalitatiivne või poolkvantitatiivne), rohkem põhjasubstraadi iseloom (kivine või liivane). Hüdrokeemiliselt sarnase veega liivasel põhjal näitasid suurselgrootud mitme indeksi järgi madalamat kvaliteeti kui kivisel põhjal. Aastaaeg mõjus seejuures oluliselt ainult arvukusele. Kõige stabiilsemad (vähem varieeruvad) indeksid olid ASPT, Shannoni erisus ning happelisuusindeks. Taani indeks ja EPT sõltusid samas oluliselt substraadist ning kaldaala iseloomust.

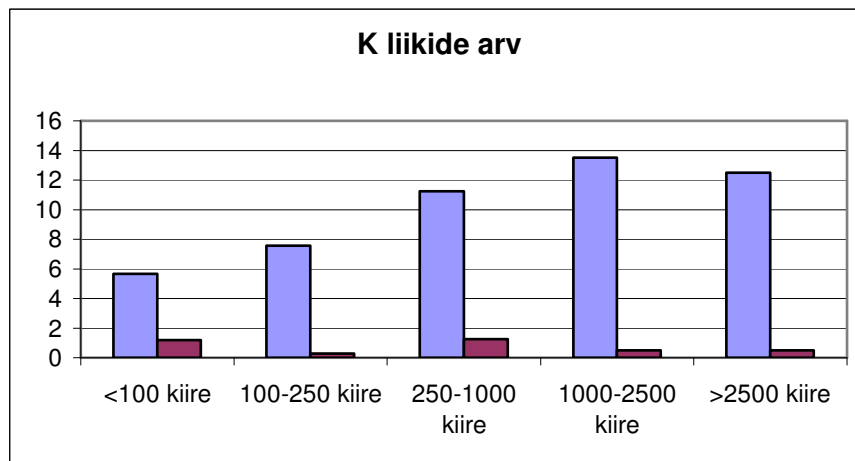
Võrreldes praeguse töö tulemusi Kesk- ja Lõuna-Rootsi kriteeriumidega, osutusid enamiku indeksite väärtused enamasti vastavaks looduslikele tingimustele. Paljud Rootsi kriteeriumid sobiksid ka Eestis kasutamiseks (Timm, 2002).

Happelisustase suurselgrootute järgi oli Eesti vooluveses kindlalt kõrgem kui Rootsis. Kvaliteedi mõningane madalam tase Eestis üksikute indeksite puhul võib olla seletatav looduslike tingimuste erinevusega (näiteks väiksem voolukiirus ja peenema teraga substraat) ning seda tuleb vooluvete hindamisel arvestada. Ainult EPT indeksi Rootsi kriteeriumid on Eesti vooluvete jaoks ilmselt põhjendamatult karmid.

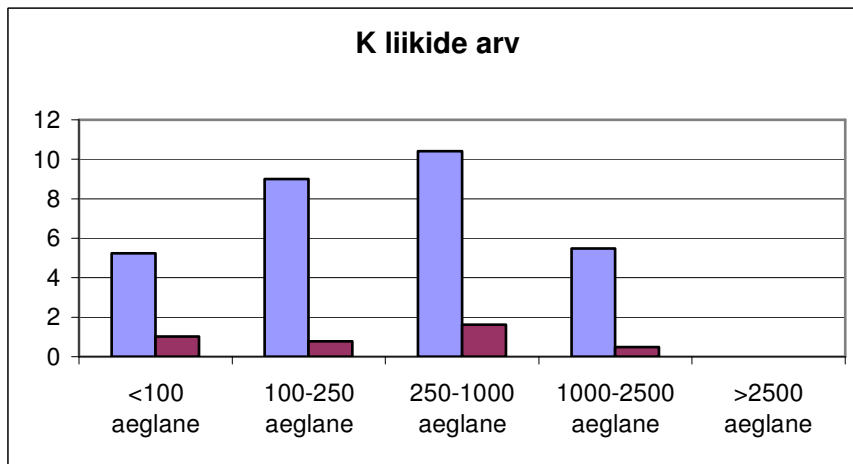
4.6. Kalad

Ühekordsed suvise madalveeperioodi aegsed uuringud piiratud jõelõikudes ei saanud anda kalastikust täielikku pilti (puudusid siirdekalad). Ka enamik mittesiirdekalu sooritab jõgedes kilomeetritepikkusi sigimis-, turgutus- ning talvitusränideid, mistõttu eri aastaaegadel asustavad mitmed liigid täiesti erinevaid jõelõike. Seetõttu lisati tabelisse esiteks liigid, keda autor oli samadest jõelõikudest tabanud varasemate uuringute käigus, teiseks need, kelle esinemine oli väga tõenäoline, vaatamata sellele, et kindlad andmed nende esinemise kohta senini puudusid. Kolmandaks kaasati

liigid, kes tõenäoliselt antud jõelõigus esineksid, kui oleksid välistatud otsesed negatiivsed inimõjud (näiteks paisud jõgedel, mis lõikavad siirdekalad ära oma ajaloolistest koelmutest). Kokkuvõttes oli tegemist kahe erineva tunnusega: tegelik liikide arv püükides (1999-2002) ning potentsiaalne liikide arv samades kohtades. Kalastiku liigirikkus ja jõe valgala pindala korreleerusid võrdlemisi hästi (joonised 14-15). Samas paistis erinevus kiire ja aeglase vooluga lõikude vahel. Seost vooluveekogude kalastiku liigirikkuse ja valgala aluspõhja iseloomu vahel ei leitud. Küll aga on tõenäoline, et kalastikule avaldab olulist mõju jõe toitumine valdavalt turbaga kaetud aladel. Sellistes orgaanikarikastes jõgedes võib kaladele saada probleemiks kehv gaasirežiim. Ka täiesti looduslikus seisus jõelõikudes võib niisugustel juhtudel tekkida hapnikudefitsiit, mis välistab hapnikunõudlikumate liikide püsiva esinemise.

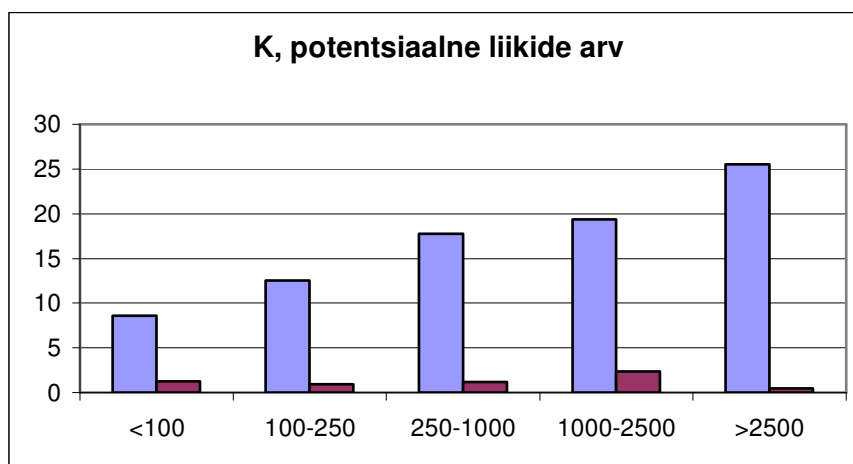


Joonis 14. Kalaliikide arvu püükides ja valgala suuruse (km²) sõltuvus; kiire vool. Tumedad tulbad - standardviga



Joonis 15. Kalaliikide arvu püükides ja valgala suuruse (km²) sõltuvus; aeglane vool. Tumedad tulbad - standardviga

Kalade liikide arvu puhul saab öelda, et seos liikide arvu ja valgala suuruse vahel on olemas. Kindlate klasside fikseerimiseks on siiski andmeid liiga vähe ja osa olulisi tunnuseid (suvine temperatuur, seos suuremate veekogudega) arvestamata.



Joonis 16. Potentsiaalne kalaliikide arv uuritud kohtades; sõltuvus valgala suurusest (km²). Tumedad tulbad - standardviga

5. Kokkuvõte

Praeguse töö kaugem eemärk seisnes Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ ehk Veepoliitika Raamdirektiivi täitmises, mis seisneb maismaa pinnavee, üleminekuvee, rannikuvee ja põhjavee kaitse raamistiku kehtestamises. Kitsamaks eesmärgiks oli leida tüübispetsiifilised bioloogilised võrdlustingimused mõnede Eesti vooluvete tüüpidele.

Et kõrgust merepinnast Balti ökoregioonis Euroopa kontekstis ei liigendata, siis eristati kokku 20 potentsiaalset tüüpi ainult aluskivimi iseloomu, valgala suuruse ja voolukiiruse põhjal. Kõigi tüüpide esindajaid seejuures ei leitud. Turba-aluskivimi mõju all olevate jõelõikude kohta oli andmeid nii vähe, et neid ei arvestatud.

Võimalike etalonladena vaadeldi taimede, bakterite ja kalade puhul kokku kuni 41, suurselgrootute puhul 108 vooluveelõiku. Mõne bioloogilise indikaatori puhul osutus vajalikuks tüüpe kitsamalt piiritleda, niisugustel juhtudel on seda eraldi näidatud.

Kokku testiti 32 bioloogilise tunnuse (kvaliteedielemendi) sobivust tüüpide eristamiseks ning tüübispetsiifiliste tingimuste hindamiseks. Kitsamate erialade kaupa jagunesid tunnused järgmiselt: bakteriplankton 3, fütoplankton 5 (üks tunnus mittedumbriline), bentilised ränivetikad 7, suurtaimed 8 (neist 5 mittedumbrilised), suurselgrootud 7, kalad 2. Numbriliste näitajate arv oli seega 26, millest vähese informatiivsuse tõttu langes ära veel 2 tunnust.

Etalontasemed (tüübispetsiifilised bioloogilised võrdlustingimused ehk *reference conditions*) hinnati lõpuks 20 tunnuse tarvis (tabel 6).

Need samastati väga hea ja hea kvaliteediklasside piirväärtustega. See võimaldab hinnata tulevikus interkalibreerimisel vajalikke hea ja rahuldava kvaliteediklasside piire, lugedes etalontasemete väärtusteks 100%.

Tabel 6

Mõnede bioloogiliste kvaliteedielementide etalontasemed Eesti vooluveses 2002. a. andmetel. * - Eloranta & Soininen (2002), ** - Johnson (1999) ja Medin *et al.* (2001), *** - Johnson (1999), **** - Medin *et al.* (2001)

Tunnus (kvaliteedielement)	Etalonväärtus Eesti vooluvetele praeguse töö põhjal (väga hea ja hea kvaliteedi piir)	Etalonväärtus vooluveses kirjanduse põhjal	Hea ja keskmise kvaliteedi piir kirjanduse põhjal
Bakteriplankton (B)			
<i>Coli</i> -laadsete bakterite arvukus	<150 rakku/100 ml		<500 rakku/100 ml (Lokk <i>et al.</i> , 1988)
ln (<i>coli</i> -laadsete bakterite arvukus)	≤5		<6,2
Saprobakterite arvukus	1500 rakku/ml	<1000 rakku/ml (Lokk <i>et al.</i> , 1988)	
ln (Saprobakterite arvukus)	≤ 7,3		
Fütoplankton (FP)			
ln (Biomass+1)			
Taksonite arv proovis (FT)	Proovide looduslik foon 30 (üldine liigirikkus)		
FKI	≤6 (valgala < 100 km ²), ≤9 (valgala 100-2500 km ²), ≤15 (valgala >2500 km ²)		
Bentilised ränivetikad (FB)			
CEC	≥15		
GDI	≥12 (kiire vool, valgala 0-2500 km ²); ≥10 (kiire vool, valgala >2500 km ²)	>17*	15-17*
GDI	≥12 (aeglane vool, valgala 0-1000 km ²); ≥10 (aeglane vool, valgala >1000 km ²)	>17*	15-17*
H (Shannoni erisus)	≥3 ≥2,5 (lubjakivi, valgala < 100 km ²)		
IDAP	≥13		
SPI	≥16	>17*	15-17*
Taksonite arv	≥30 (lubjakivi, valgala >250 km ²) ≥25 (lubjakivi, valgala <250 km ²) ≥25 (liivakivi, kõik valgala suurusel)		
TDI	≤ 75		

Tabel 6 (järg)

Tunnus (kvaliteedielement)	Etalonväärtus Eesti vooluvetele praeguse töö põhjal (väga hea ja hea kvaliteedi piir)	Etalonväärtus vooluvetes kirjanduse põhjal	Hea ja keskmise kvaliteedi piir kirjanduse põhjal
Suurtaimed (ST)			
In (katvus kividel)			
Soontaimede üldkatvus			
Soontaimede taksonite arv	≥ 15 (valgala $>1000 \text{ km}^2$) ≥ 12 (lubjakivi, valgala $< 1000 \text{ km}^2$) ≥ 7 (liivakivi, valgala $< 1000 \text{ km}^2$)		
Suurselgrootud			
Arvukus In (isendeid/m ²)			
ASPT	6 (valgala $>100 \text{ km}^2$) 5,5 (valgala $< 100 \text{ km}^2$)	6 ** 6**	5** 5**
DSFI	6 (valgala 0-2500 km ²) 5 (valgala $> 2500 \text{ km}^2$)	6 ** 6**	5** 5**
Taksonirikkus	30 (valgala $>100 \text{ km}^2$) 25 (valgala $< 100 \text{ km}^2$)		
Taksonierisus	2,75 (valgala 100-1000 km ²) 2,5 (valgala $<100 \text{ km}^2$ või valgala $> 1000 \text{ km}^2$)	1,97 *** või 2,95 ****	
EPT	15 (kiire vool, valgala 100-1000 km ²) 12 (kiire vool, (valgala $<100 \text{ km}^2$ või valgala $> 1000 \text{ km}^2$)		
EPT	12 (aeglane vool, valgala $> 100 \text{ km}^2$) 10 (aeglane vool, valgala $< 100 \text{ km}^2$)		
Happelisuusindeks	12 (lubjakivi, valgala $> 250 \text{ km}^2$) 10 (lubjakivi, valgala $< 250 \text{ km}^2$)	6 **	
Happelisuusindeks	8 (liivakivi, valgala $> 100 \text{ km}^2$) 7 (liivakivi, valgala $< 100 \text{ km}^2$)	6 **	
Kalad (K)			
Liike püügis	ei ole võimalik määrata etalonväärtusi, kuni arvesse on võtmata mitmed väga olulised mõjutegurid (veekogu temperatuurirežiim, seotus teiste veekogudega)		
Potentsiaalne liikide arv	ei ole võimalik määrata etalonväärtusi, kuni arvesse on võtmata mitmed väga olulised mõjutegurid (veekogu temperatuurirežiim, seotus teiste veekogudega)		

Tabel 7 näitab, millistest Vee Raamdirektiivi kohustuslikest tüübifaktoritest sõltusid praeguses töös käsitletud kvaliteedielemendid kõige enam. Tabelis ei ole arvestatud faktoreid, mida Raamdirektiivis pole esitatud.

Tabel 7

Indeksite sõltuvus EWFD faktoritest (valgala suurus, aluskivimi tüüp, voolukiirus) andmete põhjal. Alla joonitud on need tunnused, mis sõltusid mitmest faktorist. * - väike või erandlik sõltuvus. B – bakterplankton, FP – fütoplankton, FB – bentilised ränivetikad, ST – suurtaimed, SS – suurselgrootud, K - kalad

Valgala suurus (5 rühma alates <100 kuni > 2500 km ²)	Aluskivimi tüüp (lubjakivi või liivakivi)	Voolukiirus (kiire või aeglane)	Ei sõltu oluliselt ühestki faktorist
B In (<i>colibakterite</i> arvukus)	<u>FB taksonirikkus</u>	<u>FB GDI</u>	B In (saprobakterite arvukus)
FP FKI koondindeks <u>FB GDI</u> <u>FB taksonirikkus</u>	<u>ST taksonirikkus</u> <u>SS happelisuus</u>	<u>SS EPT</u> <u>K liike püügis</u>	FP taksonirikkus FB CEC FB erisus (valgala, aluskivim?*) FB IDAP FB SPI FB TDI SS ASPT (valgala*)
<u>ST taksonirikkus</u> SS DSFI SS taksonirikkus SS erisus <u>SS EPT</u> <u>SS happelisuus</u> <u>K liike püügis</u> K potentsiaalne liikide arv			

Selgus, et valgala suurus avaldas bioloogilistele tunnustele aluskivimi tüübi ja voolukiirusega võrreldes suuremat mõju (kokku 12 tunnusele). Eriti palju (kokku 8 juhul) oli <100 km² valgalatüübi erinevusi teistest rühmadest. Aluskivimi tüüp ja voolukiirus mõjutasid omaette oluliselt kumbki 3 tunnust. 6 tunnust olid oluliselt mõjutatud nii valgala suurusest kui aluskivimi tüübist või voolukiirusest. 8 tunnust valitud tüübifaktoritest oluliselt ei sõltunud. Paljud praeguses kokkuvõttes toodud esialgsed tulemused põhinevad siiski väga madalal proovide arvul ning nende kehtestamine bioloogilise seisundi normidena oleks ennatlik. Praegu on bioloogilisi andmeid kokku 17 füüsikalise-keemilise tüübi kohta, kuid osa tüüpidevahelistest erinevustest võivad olla artefaktid, mida põhjustab andmete vähesus. Andmete lisandumisel (vähemalt 10 mõõtmist iga tüübi ja eriala kombinatsiooni kohta) peaks tüüpide arvu olema võimalik vähendada või vähemalt optimeerida.

Edaspidi tuleks proove lisaks koguda neist jõesuudetest, kust neid seni üldse pole või on väga vähe (tabel 2). Eraldi uurimist vääriksid turbapõhjal voolavad veed. Lisada tuleks ka seni puuduvad tunnused, mis takistavad andmete õiget interpreteerimist (eriti kalade ja suurtaimede puhul). Samuti tuleks korraldada kõige rikutumate jõelõikude inventuur, mis võimaldaks vooluvete kvaliteedi skaalat täpsustada.

Nii lubja- kui liivakivi enamusega aluskivimitel leidub Eesti vooluvete hulgas ebaselge tüübilise kuuluvusega veekogusid. Üks põhjus on selles, et Eesti aluskivimid on enamasti kaetud jääaja toodud setetega, mille keemiline iseloom erineb Devoni või Siluri aluskivimist, nende mõju vooluvetele aga on aluskivimist olulisem. Näiteks nimetatud turba-mõjualuseid veekogusid leidub nii lubja- kui liivakividel. Loogilisem oleks veekogusid selle asemel lahterdada pinnavormide või maastikurajoonide järgi. Sarnast hüdro-ökoregioonidel põhinevat lähenemist kasutatakse näiteks Prantsusmaa sisevete tüpiseerimisel (Wasson *et al.*, 2002). Ühtlasi aitaks maastikuline lähenemine vähendada varieeruvust, mis tuleneb veekogude isoleerituse erinevast tasemest ning saarelisest paiknemisest.

Kirjandus

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. - *Water Res.* 17: 333-347

Cemagref, 1982. Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux. - Rapport Division Qualité des Eaux Lyon – Agence financière de Bassin Rhone – Méditerranée – Corse, Pierre-Bénite, 218 pp.

Communication from the Commission to the European Parliament and the Council: Developing a New Bathing Water Policy. Commission of the European Communities, Brussels, 21.12.2000, 17 pp.

Coste, M., Ayphassorho, H., 1991. Etude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (Application des indices diatomiques). Rapport Cemagref, Bordeaux - Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai 227 pp.

Descy, J. P., Coste, M., 1991. A test of method for assessing water quality based on diatoms. - *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 24: 2112-2116

Dokulil, M. T., 1996. Evaluation of eutrophication potential in rivers: the Danube example, a review. *In: Whitton B. A., Rott, E. (eds.) Use of Algae for monitoring Rivers. II.* Innsbruck, p. 173-178

Duarte, C. M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. - *Ophelia* 41: 87-112

Eesti jõed, 2001. Koost. A. Järvekülg. Tartu Ülikooli Kirjastus. Tartu, 750 lk.

Eesti NSV jõgede, ojade ja kraavide nimestik, 1986. Tallinn, Valgus, 72 lk.

Eesti veed, 1991. a/s REGIO ja Tartu Ülikooli loodusgeograafia kateeder, Tartu

Eloranta, P. & Soininen, J., 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14: 1-7

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

Health-based monitoring of recreational waters: the feasibility of a new approach (the 'Annapolis protocol'). World Health Organization, Geneva, 1999, 50 pp.

Hindak, F., Makovinska, J., 1999. Phytoplankton of the Danube from Bratislava (Slovakia) to Budapest (Hungary). *In: Prygiel, J., Whitton, B. A., Bukowska, J. (eds) Use of Algae for monitoring Rivers. III.* Douai, p. 188-193

Holčík, J., Bănărescu, P., Evans, D., 1988. General Introduction to Fishes; 4. Fishes and their Environment. *In: The Freshwater Fishes of Europe.* Bratislava, p 64-78

Husák, Š., Sládeček, V., Sládečková, A., 1989. Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 17, 6, 693-697

Järvekülg, R., 1994. Eesti jõgede kalastik ja kalakooslused. Rmt.: A. Järvekülg (toim.) Eesti jõgede ja järvede seisund ning kaitse. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk 177-192

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

Kelly, M. G., Whitton, B. A., 1995. A new diatom index for monitoring eutrophication in rivers. - *J. appl. Phycol.* 7: 433-444

Kelly, M. G., Adams, C., Graves, A. C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E. B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., Wilkins, C., 2001. *The Trophic Diatom Index: A User's Manual*. Revised edition. Environment Agency Bristol. 135pp.

Keskinas, V., Virbickas, T., 1999. Fish species diversity and productivity. In: *Hydrobiological Research in the Baltic Countries*. Vilnius, p 66-102

Kiss, K. T., Schmidt, A., ;cs, I., 1996. Sampling strategies for phytoplankton investigations in a large river (River Danube, Hungary). *In: Whitton B. A., Rott, E. (eds.) Use of Algae for monitoring Rivers. II*. Innsbruck, p. 179-185

Lecoite, C., Coste, M., Prygiel, J., 1993. *Omnidia: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventory management*. - *Hydrobiologia* 269/270: 509-513

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. - *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7: 222-233

Lokk, S., Laugaste, R., Leinsalu, M., 1988. Peipsi-Pihkva järve suubuvate jõgede vee hüdrobioloogilistest ja hüdrokeemilistest näitajatest 1985.-1987.a. - *Kaasaegse ökoloogia probleemid*. Tartu, 31-34

Mardi, K., 2002. *Biological quality in Estonian running waters: Creating a database of reference areas on the basis of taxonomical composition of macroinvertebrates*. MSc. thesis, Tartu University

Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I. & Nilsson, P.-A., 2001. *Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar*. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.

Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G., Eloranta, P., 1998. *Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters. Part I*. Stockholm, 86 pp.

Ott, I., Kõiv, T., 1999. *Eesti väikejärvede eripära ja muutused*. Tallinn. 128 lk.

Ott, I., Laugaste, R., 1996. *Fütoplanktoni koondindeks (FKI)*.

Keskkonnaministeeriumi Infoleht, lk. 3

Piirsoo, K., 2001. Phytoplankton of Estonian rivers in midsummer. *Hydrobiologia*, 444: 135-146

Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic weeds, Moliets et Maâ (France), September 2-6 2002)

Prygiel, J., 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. - *J. appl. Phycol.* 14: 19-26

Prygiel, J., Whitton, B. A., Bukowska, J., 1999. Use of algae for monitoring rivers III. In A. d. l. E. Artois-Picardie (Ed.) *Douai, France, 29 Sept.-1 Oct. 1997*, 271 pp.

Sand-Jensen, K., Borum, J., 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. - *Aquatic Botany.*, 41: 131-175

Sandin, L., Johnson, R.K., 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. - *Hydrobiologia*. 422:233-243

Skriver, J., Friberg, N., Kirkegaard, J., 2000. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1822-1830

Timm, H., 2002. Soome lahe vesikonna jõgede bioloogiline seisund suurselgrootute järgi. – *Eesti keskkonnaseire 2001*. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium, 90

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

Van de Vijver, B., Beyens, L., 1998. Diatoms and water quality in the Kleine Nete, a Belgian Lowland Stream. - *Limnologica* 28 (2): 145-152

Vilbaste, S., 2001. Benthic diatom communities in Estonian rivers. - *Boreal Environmental Research*. 6: 191-203

Wasson J.-G., Chandesris A., Pella H., Blanc L., 2002. Typology and reference conditions for surface water bodies in France – the hydro-region approach. - M. Ruoppa and K. Karttunen (eds.). *Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord* 2002:566, 37-41

Lisa 1

Uuritud jõelõikude nimekiri. Nr. – number Eesti NSV... (1986) järgi. Rasvases kirjas on need kohad, kus uuriti rohkem kui ühte bioloogilist eluvormi

Veekogu	Nr.	Koht	Aluskivim	Valgala suurus (km ²)	Vool	Tüüp (tabeli 2 järgi)
Ahja jõgi	472	Tille	liivakivi	<100	kiire	11
Ahja jõgi	472	Ahja-Vanamõisa	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Ahja jõgi	472	Aarna	liivakivi	<100	kiire	11
Ahja jõgi	472	Koorvere	liivakivi	250-1000	kiire	13
Ahja jõgi	472	Taevaskoja	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Altja oja	766	Altja	lubjakivi	<100	kiire	1
Altja oja	766	Sagadi kr. suue	lubjakivi	<100	kiire	1
Avijõgi	569	Vadi koole	lubjakivi	100-250	kiire	2
Avijõgi	569	Köveriku	lubjakivi	100-250	kiire	2
Avijõgi	569	Separa	lubjakivi	250-1000	aeglane	8
Avijõgi	569	Kaasiksaare	lubjakivi	100-250	kiire	2
Belka jõgi	22	Võmmorski	lubjakivi	<100	kiire	1
Emajõgi	236	Kärevere	liivakivi	>2500	kiire	15
Emajõgi	236	Reku	liivakivi	>2500	kiire	15
Esna jõgi	1241	Mündi	lubjakivi	100-250	kiire	2
Hargla oja	1593	Hargla	liivakivi	<100	aeglane	16
Hilba jõgi	476	Karilatsi	liivakivi	<100	kiire	11
Kaberla oja	831	alamjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Kaberla oja	831	ülemjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Karula oja	759	Kiva - Pajuveski tee	lubjakivi	<100	kiire	1
Kasari jõgi	1070	Ruunavere	lubjakivi	<100	kiire	1
Kasari jõgi	1070	Kohatu	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Kiruma pkr.	1699	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Kolga jõgi	815	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Kolga jõgi	815	Mustametsa	lubjakivi	<100	aeglane	6
Kunda jõgi	729	Ulvi	lubjakivi	250-1000	aeglane	8
Kunda jõgi	729	Roostova	lubjakivi	<100	kiire	1
Kunda jõgi	729	Mädaoja	lubjakivi	100-250	kiire	2
Laanemetsa oja	1546	alamjooks	liivakivi	<100	kiire	11
Leevi jõgi	479	Põrstõ	liivakivi	<100	kiire	11
Loo jõgi	821	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Loo jõgi	821	ülemjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6

Lisa 1 (järg)

Veekogu	Nr.	Koht	Aluskivim	Valgala suurus (km ²)	Vool	Tüüp (tabeli 2 järgi)
Loobu jõgi	779	Neeruti	lubjakivi	<100	kiire	1
Loobu jõgi	779	Joaveski	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Loobu jõgi	779	Vihasoo	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Lõõtsa oja	802	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Läsna jõgi	789	alamjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Madala oja	69	alamjooks	liivakivi	<100	kiire	11
Mustjõgi	1548	Kikkaoja	liivakivi	250-1000	kiire	13
Mustjõgi	1548	Tursa	liivakivi	1000-2500	aeglane	19
Mustjõgi	857	alamjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Mustoja	760	Metsiku	lubjakivi	<100	kiire	1
Mustoja	760	alamjooks	lubjakivi	100-250	kiire	2
Mädara jõgi	1289	Oriküla	lubjakivi	<100	kiire	1
Navesti jõgi	1316	Tohera	lubjakivi	>2500	kiire	5
Navesti jõgi	1316	Vihiküla	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Navesti jõgi	1316	Aesoo	lubjakivi	250-1000	aeglane	8
Oostriku jõgi	321	Oostriku	lubjakivi	<100	kiire	1
Oostriku jõgi	321	keskjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Pala oja	797	alamjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Pedetsi jõgi	1597	Kiviora	liivakivi	<100	kiire	11
Pedetsi jõgi	1597	Misso	liivakivi	<100	aeglane	16
Pedja jõgi	237	Utsali	lubjakivi	250-1000	aeglane	8
Pedja jõgi	237	Tõrve	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Pedja jõgi	237	Rohe	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Pedja jõgi	237	Kirna tee	lubjakivi	250-1000	aeglane	8
Peeli jõgi	1581	Laurimäe	liivakivi	<100	aeglane	16
Peetri jõgi	1587	Kalkahju	liivakivi	250-1000	kiire	13
Peetri jõgi	1587	Utra	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Piigaste oja	483	Karilatsi	liivakivi	<100	kiire	11
Pikapõllu oja	774	Revoja	lubjakivi	<100	kiire	1
Pikkoja	799	alamjooks	lubjakivi	<100	aeglane	6
Piusa jõgi	2	Piusa – Obinita tee	lubjakivi	100-250	aeglane	7
Piusa jõgi	2	Vana-Saaluse	lubjakivi	<100	kiire	1
Piusa jõgi	2	Tellaste	lubjakivi	100-250	kiire	2
Piusa jõgi	2	Vahtseliina	lubjakivi	100-250	kiire	2
Prandi jõgi	1257	Taikse tee	lubjakivi	250-1000	kiire	3

Lisa 1 (järg)

Veekogu	Nr.	Koht	Aluskivim	Valgala suurus (km ²)	Vool	Tüüp (tabeli 2 järgi)
Pudisoo jõgi	806	Kalme	lubjakivi	<100	kiire	1
Pudisoo jõgi	806	Loksa tee	lubjakivi	<100	kiire	1
Pudisoo jõgi	806	Pudisoo	lubjakivi	100-250	kiire	2
Pudisoo jõgi	806	Tõlde	lubjakivi	<100	aeglane	6
Punapea jõgi	1705	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Põltsamaa jõgi	300	Piibe	lubjakivi	100-250	aeglane	7
Põltsamaa jõgi	300	Jõeküla	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Põltsamaa jõgi	300	Taganurga	lubjakivi	1000-2500	aeglane	9
Põltsamaa jõgi	300	Laashoone	lubjakivi	1000-2500	aeglane	9
Pärlijõgi	809	Kemba	lubjakivi	<100	kiire	1
Pärlijõgi	1557	Saarlase	liivakivi	100-250	kiire	12
Pärlijõgi	1557	Loogamäe	liivakivi	<100	aeglane	16
Pärlijõgi	1557	alamjooks	liivakivi	100-250	aeglane	17
Pärlijõgi	1557	Heedu	liivakivi	100-250	aeglane	17
Pärnu jõgi	1235	Vihtra	lubjakivi	1000-2500	kiire	4
Pärnu jõgi	1235	Kurgja	lubjakivi	1000-2500	kiire	4
Pärnu jõgi	1235	Vanksi	lubjakivi	>2500	kiire	5
Pärnu jõgi	1235	Müнди	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Pärnu jõgi	1235	Rae	lubjakivi	1000-2500	kiire	4
Pärnu jõgi	1235	Suurejõe	lubjakivi	>2500	kiire	5
Rebasmäe oja	68	Rebasmäe	liivakivi	<100	kiire	11
Reiu jõgi	1454	Tõitoja	liivakivi	100-250	kiire	12
Reiu jõgi	1454	Laadi koole	liivakivi	250-1000	kiire	13
Reiu jõgi	1454	Surju	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Rõuge jõgi	41	Tindiorg	lubjakivi	<100	kiire	1
Rõuge jõgi	41	Nursipalu	lubjakivi	<100	aeglane	6
Saarjõgi	1347	Kaansoo	lubjakivi	100-250	aeglane	7
Saarjõgi	1347	Saeveski	lubjakivi	100-250	kiire	2
Saarjõgi	1347	Rassi	lubjakivi	<100	kiire	1
Soodla jõgi	870	Rabasaare tee	lubjakivi	<100	kiire	1
Soodla jõgi	870	Koitjärve	lubjakivi	100-250	kiire	2
Soodla jõgi	870	alamjooks	lubjakivi	100-250	aeglane	7
Surja oja	4	Surja	lubjakivi	<100	aeglane	6
Tarvasjõgi	853	Kreo	lubjakivi	<100	kiire	1
Tarvasjõgi	853	Krani	lubjakivi	<100	aeglane	6

Lisa 1 (järg)

Veekogu	Nr.	Koht	Aluskivim	Valgala suurus (km ²)	Vool	Tüüp (tabeli 2 järgi)
Tirtsu jõgi	1694	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Umbusi jõgi	292	Kaliküla	lubjakivi	<100	kiire	1
Vainupea jõgi	758	Kiva	lubjakivi	<100	kiire	1
Vainupea jõgi	758	Vainupea	lubjakivi	<100	kiire	1
Valgejõgi	792	Moe	lubjakivi	<100	kiire	1
Valgejõgi	792	Kotka	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Valgejõgi	792	Nõmmeveski	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Valgejõgi	792	Pala	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Valgejõgi	792	Valgejõe	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Valgejõgi	792	Loksa tee	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Valkla oja	828	Valkla küla	lubjakivi	<100	kiire	1
Vasalemma jõgi	992	Vanaveski	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Vasalemma jõgi	992	Vasalemma	lubjakivi	250-1000	kiire	3
Vasaristi oja	803	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Vesiku oja	1683	Viidu tee	lubjakivi	<100	kiire	1
Vodja jõgi	1238	Kriilevälja	lubjakivi	<100	kiire	1
Võhandu jõgi	30	Kärgula	liivakivi	100-250	kiire	12
Võhandu jõgi	30	Sõmerpalu	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Võhandu jõgi	30	Reo	liivakivi	250-1000	kiire	13
Võhandu jõgi	30	Ruusa - Veriora tee	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Võhandu jõgi	30	Süvahavva	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Võllinge oja	325	alamjooks	lubjakivi	<100	kiire	1
Võlupe oja	1713	alamjooks	lubjakivi	100-250	kiire	2
Võsu jõgi	771	Võsu	lubjakivi	<100	kiire	1
Võsu jõgi	771	Koljaku	lubjakivi	<100	aeglane	6
Väike Emajõgi	82	Jõgeveste	liivakivi	1000-2500	aeglane	19
Väike Emajõgi	82	Iigaste	liivakivi	250-1000	aeglane	18
Väike Emajõgi	82	Märdi	liivakivi	<100	kiire	11
Vändra jõgi	1307	Kõrbja	lubjakivi	<100	kiire	1
Vändra jõgi	1307	Selja	lubjakivi	100-250	kiire	2
Ärnu jõgi	102	Valtina	liivakivi	<100	kiire	11
Ärnu jõgi	102	alamjooks	liivakivi	100-250	aeglane	17

Lisa 2

ASPT arvutamisjuhend

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

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

8 - Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae

7 - Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae

6 - Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platycnemidae, Coenagriidae

5 - Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae

4 - Baetidae, Sialidae, Piscicolidae

3 - Valvatidae, Bithyniidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudinidae, Erpobdellidae, Asellidae

2 - Chironomidae

1 - Oligochaeta

$$\text{ASPT} = \sum (t / n),$$

kus n - loomarühmade arv kvalitatiivses proovis.

Lisa 3

Taani vooluvete fauna indeks (Skriver *et al.*, 2000 järgi)

		(P - N)			
		< (-1)	(-1) - 3	4 - 9	> 9
Klassid ja võtmerühmad	Esineb:	Indeksi väärtused			
Klass 1.					
<i>Brachyptera, Capnia, Leuctra, Isogenus, Isoperla, Isoptena, Perlodes, Protonemura, Siphonoperla, Ephemeridae, Limnius, Glossosomatidae, Sericostomatidae.</i>	>1 võtmerühma	-	5	6	7
	ainult 1 võtmerühm	-	4	5	6
Klass 2.					
<i>Amphinemura, Taeniopteryx, Ametropodidae, Ephemerellidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae; Elmis, Elodes, Rhyacophilidae, Goeridae, Ancylus.</i>		4	4	4	5
Kui <i>Asellus</i> ≥ 5 isendit, => klass 3; kui <i>Chironomus</i> ≥ 5 isendit => klass 4					
Klass 3.					
<i>Gammarus</i> > <i>Asellus</i> ; <i>Gammarus</i> ≥ 10 isendit. <i>Caenidae</i> või <i>Trichoptera</i> sugukonnad (v.a. klassides 1 ja 2 nimetatud).		3	4	4	4
Kui <i>Chironomus</i> > 5 isendit, => Klass 4. Kui <i>Asellus</i> > <i>Gammarus</i> , siis Klass 4.					
Klass 4.					
<i>Asellus</i> > <i>Gammarus</i> ; <i>Gammarus</i> ≥ 10 isendit. <i>Caenidae, Sialis</i> või <i>Trichoptera</i> sugukonnad (v.a. klassides 1 ja 2 nimetatud).	≥ 2 võtmerühma	3	3	4	-
	ainult 1 võtmerühm	2	3	3	-
Klass 5.					
<i>Gammarus</i> < 10 isendit, esineb <i>Baetidae</i> ; või <i>Simuliidae</i> ≥ 25 isendit.	≥ 2 võtmerühma	2	3	3	-
Kui <i>Oligochaeta</i> > 100 isendit, => klass 5, 1 võtmerühm. Kui <i>Eristalinae</i> ≥ 2 isendit, => klass 6.	ainult 1 võtmerühm	2	2	3	-
Klass 6.					
<i>Tubificidae, Psychodidae, Chironomidae, Eristalinae</i>		1	1	-	-

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

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

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

Lisa 4

Happelisuse tase vooluves suurselgrootute põhjal (Johnson, 1999 järgi)

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

pH > 5.4 (3 palli)

4.9-5.4 (2 palli)

4.5-4.8 (1 palli)

<4.5 (0 palli)

2. Kas esineb kirpvähklasi (*Gammaridae*)

jah (3 palli)

ei (0 palli)

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

jah (1 pall iga nimetatud rühma kohta)

ei (0 palli)

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

>1.0 (2 palli)

0.75-1.0 (1 palli)

<0.75 (0 palli)

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

≥41 (2 palli)

26-40 (1 palli)

<26 (0 palli)

Happelisuse taset arvestatakse kui pallide summat punktidest 1-5. Mida väiksem summa, seda kõrgem happelisus