

Tallinna Tehnikaülikool
Keskkonnatehnika instituut

**PINNAVEEKOGUDE ÖKOLOOGILISE
KLASSIFIKATSIOONI VÄLJATÖÖTAMINE JA
SÜSTEEMI KONTROLL LOODUSES**

Lõpparuanne

Vastutav täitja
Enn Loigu

Tallinn, 2003

SISUKORD

Sissejuhatus	3
I Hüdrokeemia ja hüdromorfoloogia	4
1. Jõgede tüpiseerimine	4
2. Jõgede klassifikatsioon	12
2.1. Ökoloogiline seisund	12
2.2. Loodusliku fooni määramine	14
2.3. Hüdrokeemiline klassifikatsioon	18
2.4. Hüdromorfoloogiline klassifikatsioon	29
II Bioloogia	

SISSEJUHATUS

Eesti veemajanduse juhtimise aluseks on Euroopa Liidu Veeraamdirektiivi põhimõtted, mille eesmärk on vee ökosüsteemide kvaliteedi säilitamine ja parandamine Euroopa Liidus. Vastavalt sellele on üheks ülesandeks töötada välja jõgede ökoloogilise seisundi hindamise kriteeriumis ning piiride määramist erineva ökoloogilise seisundi klassidele. Klassifikatsioon peab kirjeldama veekogu ökoloogilist ja keemilist seisundit. Selle lõppeesmärgiks on jõgede valgala veekavade planeerimine eesmärgiga taastada veekogude hea seisund.

Antud töö käigus on antud Eesti jõgede tüpologia ja klassifikatsiooni alused ja analüüs, samuti füüsikalise-keemiliste, hüdro-morfoloogiliste ja bioloogiliste elementide ja näitajate valik ning andmete analüüs ja veekogude tüüpide ja klassifikatsiooni vastavus looduses ja füüsikalise-keemiliste. Käsitatud on inimtegevusest mõjustamata fooni määramise põhimõtteid ja on antud näitajate hinnang.

Töö koosneb kahest suurest osast. esimeses osas on käsitatud jõgede tüpiseerimist hüdrokeemiliste ja hüdro-morfoloogiliste näitajate klassifitseerimist, samuti on välja pakutud veekvaliteedi klassid erinevatele jõe tüüpidele ja on koostatud Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika instituudi poolt . Töö teine osa käsitleb bioloogilisi näitajaid, on esitatud ka metaandmed. kasutatud klassifikatsiooni väljatöötamisel; töö on teostatud Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika instituudi poolt.

I HÜDROKEEMIA JA HÜDROMORFOLOOGIA

1. Jõgede tüpiseerimine

Jõgede, järvede, estuaaride ja rannikumere erinevused põhinevad iga pinnavee kategooria erilistel füüsikalistel karakteristikutel. Üldises plaanis määravad need erinevused, millised taimed ja loomad esinevad veekogus. Direktiiv nõuab, et jõgede vesikondade iseloomustuse käigus eristatakse ka veekogude alamvesikonnad ja tüübid ja koostatakse nende tüüpide digitaalkaardid. Iga vesikonna pinnavee tüübid tuleb määratleda ja seejärel näidata, kuhu kuulub iga veekogu selles vesikonnas.

Direktiiv täpsustab, et tuleb eelnevalt määrata iga veekogu tüübi erilised bioloogilised, hüdro-morfoloogilised ja füüsikalised-keemilised referents-tingimused. Direktiiv eeldab, et peaks olema võimalik tuletada veekogu bioloogilisi referents-tingimusi füüsikalistest ja keemilistest teguritest, mis määravad veekogu tüübi.

Veelustik alamvesikonnas sõltub osaliselt selle paiga hüdro-morfoloogilistest ja füüsikalised-keemilistest karakteristikutest. Teoreetiliselt, kui olulisemad mõjutavad looduslikud tegurid on leitud, siis saab võrrelda liike, mida peaks leiduma inimtegevuse puudumisel, liikidega, mis tegelikult on ökosüsteemis. Eeldatava liikide ja täheldatud liikide erinevus näitab inimtegevuse mõju määra. Bioloogilised kooslused võivad oluliselt erineda samades või väikese erinevusega füüsikalised-keemilistes tingimustes. Kui bioloogiliste referents-tingimuste looduslik variatsioon on suur, et see kattub ka inimtegevusest mõjutatud alade bioloogilise variatsioonidega, on võimatu määrata inimtegevuse ulatust. Siis on vaja määratleda füüsikalised-keemilised tegurid ja selle põhjal eeldatavad olulisemad bioloogilised referents-tingimused.

Tüpiseerimine on Veeraamdirektiivi rakendamise alus, mis nõuab uut lähenemist ja visandab veemajandusekavade põhisuunad.

Direktiivi klassifitseerimise skeemide peamine põhimõte on et, pinnaveekogude seisundi klassifikatsioon põhineb hinnangul, kui palju on inimtegevus muutnud veekvaliteeti arvestades referents-tingimusi. Referents-tingimused oleks määratletud kui soovitatava seisundi ja seiresüsteemi arengu osa ja on spetsiifilised vastavalt tüüpidele, karakteristikud on piiritlevad piisavalt kitsalt, et võimaldada seiresüsteeme eristada koormusmõjusid fooni varieeruvusest. Enamasti erinevad erinevate tüüpide bioloogiliste elementide fooniväärtused. Praktikas eeldab see, et iga tüüp vajab paljusid tüüp-spetsiifilisi referents-väärtusi. See on oluline, et tagada iga veekogu seisundi parandamiseks eesmärkide sätestamist.

Esmalt tuleb veekogud tüpiseerida peamiste ökoloogilistest olulistest pinnavee karakteristikute alusel.

Vastavalt Veeraamdirektiivile soovitatakse jagada jõed tüüpidesse esmalt valgala suuruse alusel, teiseks kriteeriumiks on valgala geoloogiline ehitus, mis mõjutab hapestust, sellest

tulenevaid protsesse ja veekogu puhverduisvõimet, ja jõe langu ja sellest tulenevalt voolukiirust.

Eesti pinnaveekogude tüpiseerimisel on Eesti jõed on jagatud tüüpidesse valgla suuruse ja orgaanilise humiinaise sisalduse (PHT) alusel. Kuna Eesti jõed on väikese languga (Lääne-Euroopa mägijõed puuduvad), siis voolukiiruse alusel tüpiseerimiseks pole vajadust. Kuigi Eesti jaguneb geoloogiliselt luba- ja liivakivi alaks, mis võiks mõjutada ka pinnavete happesust, siis lubjarikka pinnakatte tõttu suuri erinevusi vete happesuseleelise osas ei ole (tabel 1) ja puudub ka vajadus selle alusel jõgesid tüpiseerida. Pinnavete leelisus on väga kõrge (> 3.0 mg-ekv/l), mis ületab tunduvalt teiste Euroopa riikide vooluvete väärtusi, seetõttu leelisus ei ole meie tingimustes klassi indikaator.

Tabel 1. Keskmised väärtused 2001-2002.a. seireandemete alusel

	Leelisus	Ca	pH	Värvus
	mg-eq/l	mg/l		
Lubjakivi ala	3.29	62.3	7.90	124
Liivakivi ala	3.75	62.7	7.93	74
Lääne-Eesti jõed	3.34	50.2	7.87	103
Rabajõed	3.62	61.8	7.87	158

Suuruse alusel on jagatud jõed nelja tüüpi:

- kuni 100 km² (**I**),
- 100-1000 km² (**II**),
- 1000-10000 km² (**III**)
- üle 10000 km² (**IV**).

Vastavalt valgala suurusele on Eesti jõed

- I väike 10 - 100 km²; - 779 jõge
- II medium 100 - 1000 km²; - 120 jõge
- III suur 1000 - 10000 km²; - 14 jõge
- IV suurim > 10 000 km²; 1 jõgi (Narva - 56 200 km²)

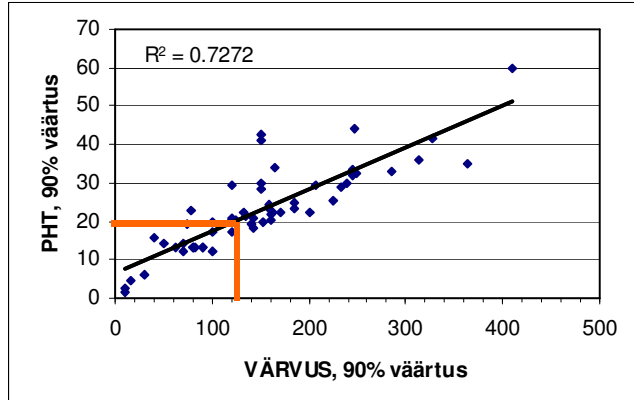
Probleemiks võivad olla alla 10 km² valgalaga väiksed kuivenduskraavid suure hajureostuse koormusega, mis võivad olla ökoloogilisest seisukohast väga olulised.

Vastavalt orgaanilise humiinaise sisaldusele (PHT järgi) on jõed jagatud

- orgaanika-rikas (PHT aasta 90%-ne väärtus üle 20 mgO₂/l) - **A**
- vähese orgaanilise aine sisaldusega (PHT 90%-ne väärtus alla 20 mgO₂/l) - **B**

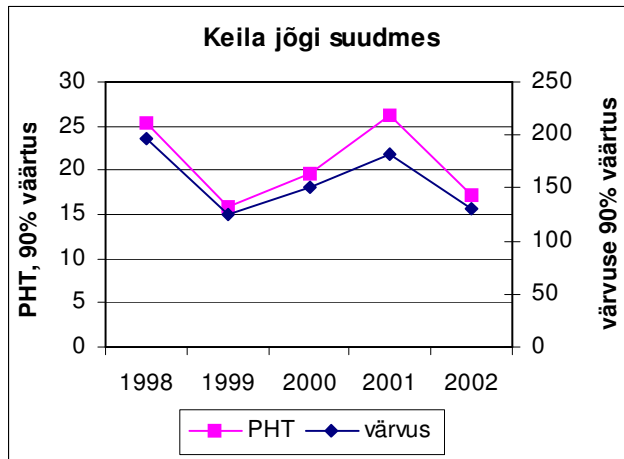
Kui valgala suuruse alusel on jõgede tüpiseerimine selge ja lihtsalt teostatav, siis orgaanilise humiinaise sisalduse alusel on mõningad probleemid. Tüpiseerimise aluseks tuleks võtta PHT 90% väärtus, kuid siin tekib küsimus, millise perioodi kohta ja kuidas tüpiseerida jõgesid, mille PHT 90%- väärtus on 20 mgO₂/l piiri peal, enamgi veel olles üks aasta üle, järgmine aasta alla 20 mgO₂/l. Siin saab võtta abiks jõe vee värvuse

väärtused. Nimelt on PHT ja värvuse väärtused küllalt heas korrelatsioonis ($r = 0.85$) ja värvus iseloomustab samuti vete humiainete sikkust (joonis 1) ja PHT 90% väärtusele 20 mgO₂/l vastab värvuse 90% väärtus 120.



Joonis 1. PHT ja värvuse vaheline korrelatsioon seirejõgedes 1997-2001.

Kui PHT väärtus varieerub erinevatel aastatel 20 mgO₂/l ümber, siis tuleks vaadata lisaks ka värvuse sama perioodi 90% väärtusi. Näiteks Keila jões on PHT väärtused aastate lõikes kõikunud tüübi piiri ümber, kuid sama perioodi värvuse vastavad väärtused on kõik üle 120 ja selle alusel kuulub Keila jõgi A ehk orgaanika-rikaste jõgede tüüpi (joonis 2).



Joonis 2. Keila jõe PHT ja värvuse 90% väärtused 1998-2002.

Vastavalt eeltoodud tüpoloogiale on Eesti riiklikus seireprogrammis olevad hüdrokeemilise seire jõgede lävendid jagatud tüüpidesse. Aluseks on võetud viimase viie aasta (1999-2003) PHT ja värvuse 90% väärtused. Kuna jõelävendi tüüp on pikaajaline, siis on oluline arvestada ka tüübi määramisel PHT-värvuse alusel pikaajalist rida, mitte vaid ühe aasta näitajaid. Vastavad seirelävendite tüübid on toodud järgnevalt:

I-A

Mustjõgi Tulijärve
Leivajõgi - Pajupea

I-B

Oostriku - Oostriku
Preedi - Varangu
Vodja - Vodja
Valgejõgi - Porkuni
Alastvere peakraav
Võisiku peakraav -
Räpu - Arkma
Rägina-Lähtru
Jänijõgi

II-A

Pudisoo - Pudisoo
Velise - Valgu
Alajõgi - Alajõe
Saarjõgi - Kaansoo
Tagajõgi - Tudulinna
Õhne- ülalp. Tõrvat
Kääpa - Kose pj.
Rannapungerja - Roostoja
Avijõgi - Mulgi
Valgejõgi - suue
Vihterpalu - Vihterpalu
Sauga - Nurme
Reiu - allp. Lähkmat
Õhne - allp. Suislepat
Pirita - Lükati sild
Purtse suudmes
Keila - Keila
Keila - suue
Pedja - Jõgeva
Mustajõgi

II-B

Tarvastu - suue
Porijõgi - Reola
Pühajõgi suudmes
Vääna - suue
Ahja - Kiidjärve
Kunda - Lavi allikad
Selja suudmes
Tänassilma - Oiu
Võhandu - Vagula vv.
Kunda suue
Loobu - suue
Piusa - Värsksa-Saatse mnt
Pedja Tõrve
Võhandu - Himmiste
Põltsamaa - Rutikvere
Ahja - Lääniste

III-A

Navesti - Aesoo
Jägala - Linnamäe
Halliste - Riisa
Pärnu - Tahkuse
Kasari - Kasari
Pärnu -Oore

III-B

Väike-Emajõgi -Tõlliste HP
Võhandu - allp. Rāpinat
Väike-Emajõgi - Pikasilla
Emajõgi - Rannu-Jõesuu
Emajõgi - Tartu (Kvissentali)
Emajõgi - Kavastu

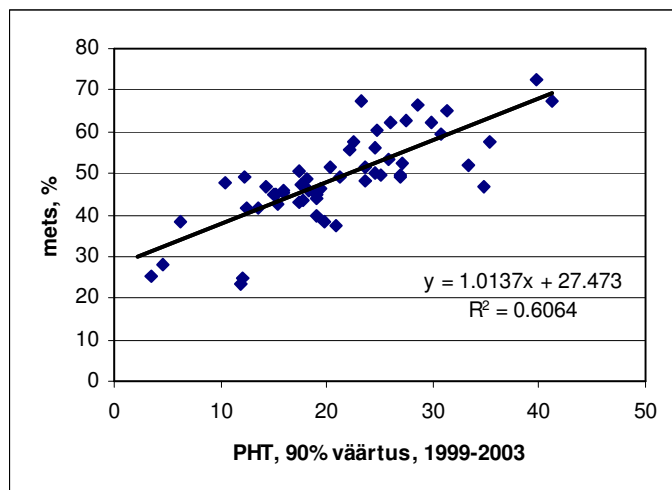
IV

Narva - Vasknarva

Narva - Narva

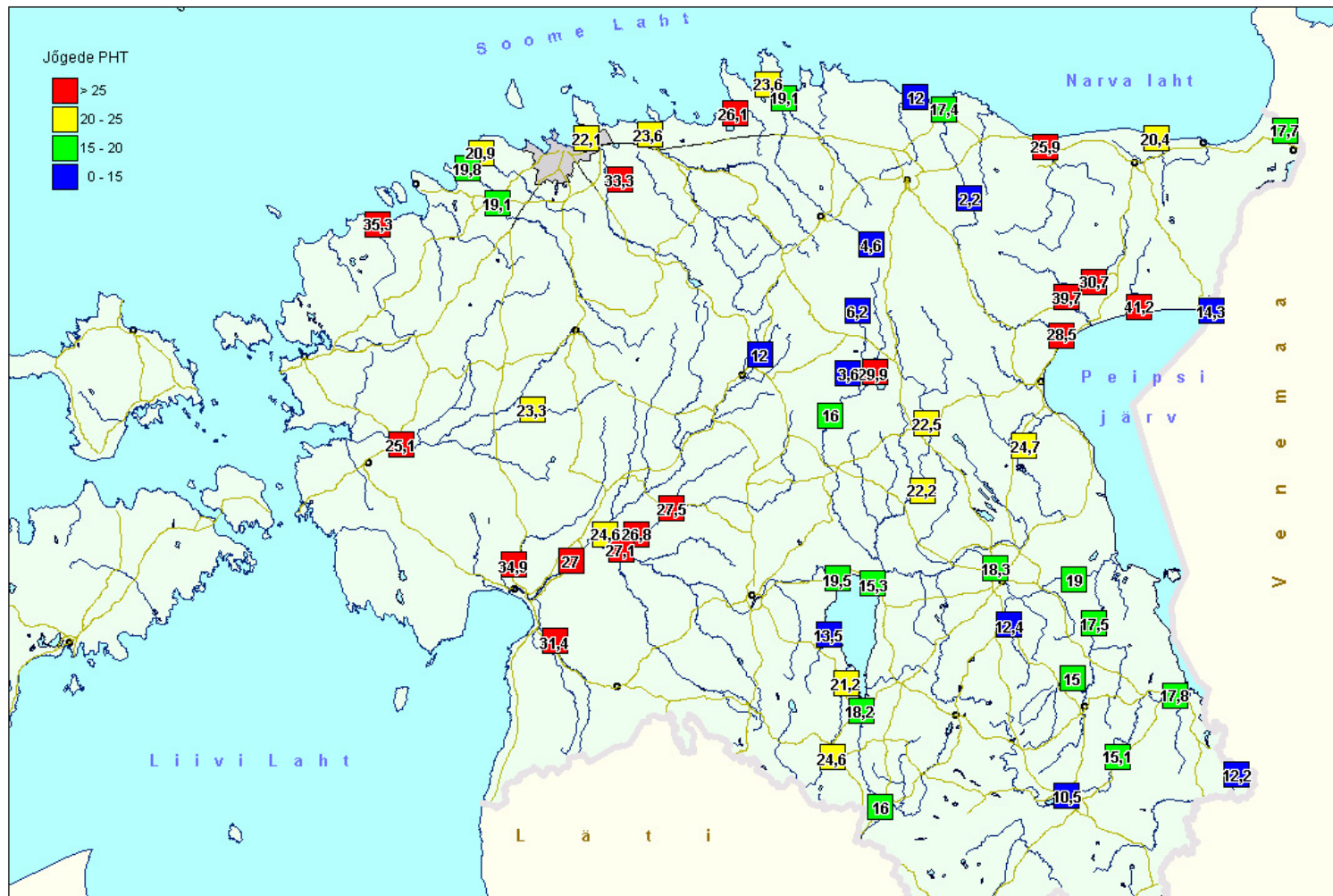
Vastavalt eeltoodud tüpiseerimisele on kantud seirelävendid kaardile, et hinnata regionaalseid eripärasid jõgede tüüpidel just huumusrikkause (PHT-värvuse) alusel, et oleks võimalik tüübitada ka nende jõgede lävendeid, kus pole pikaajalisi vaatlusi, et määrata tüüpi. Vastavad kaardid on toodud joonistel 3 ja 4. Kaartidel on selgelt näha, et kõrgemad PHT ja värvuse väärtused on metsastel aladel – Pärnumaa ja Alutaguse metsade piirkondades asuvates seirelävendites on PHT väärtus märgatavalt kõrgem.

Seetõttu on uuritud jõelävendi valgala maakasutuse ja PHT-värvuse vahelist suhet. Joonisel 5 on toodud PHT 1999-2003.a. 90% väärtuse ja metsa osa suhe. Vastava suhte r on kõrge – 0.78. Seega oleks võimalik võtta maakasutuse andmed aluseks jõgede tüpiseerimisel.

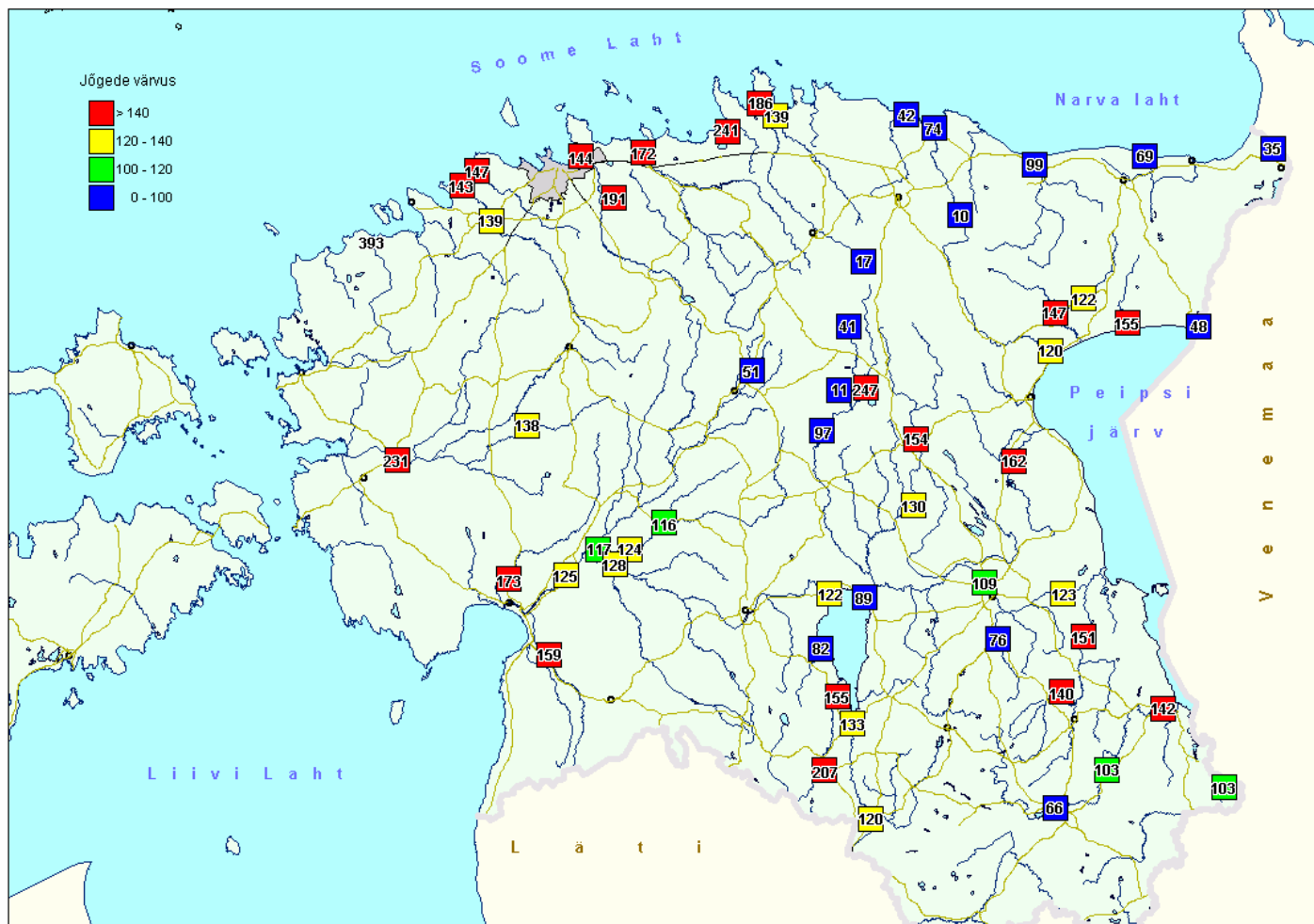


Joon. 5. PHT ja metsasuse vaheline suhe

Vaadeldun on ka teiste maakasutuse elementide ja PHT ja värvuse 90% väärtuse vahelist suhet. Kõige parema korrelatsiooniga on PHT 90% väärtuse ja loodusmaastike kogusumma suhe. Kuna tüpiseerimise aluseks on PHT 90% väärtus 20 mgO₂/l ja värvuse puhul 120, siis nendele väärtustele vastavad maakasutuse osakaalud protsentides ja ka vastavad korrelatsioonikoefitsiendid on toodud tabelis 2, millest on näha, et kuigi puhul on korrelatsiooni koefitsient kõrgem, on tüpiseerimise aluseks olevate PHT ja värvuse väärtustele vastavad loodusmaastike elementide osakaal sama.



Joonis 3. PHT 90% väärtused Eesti seirejõgede lävendites 1999-2003.a.

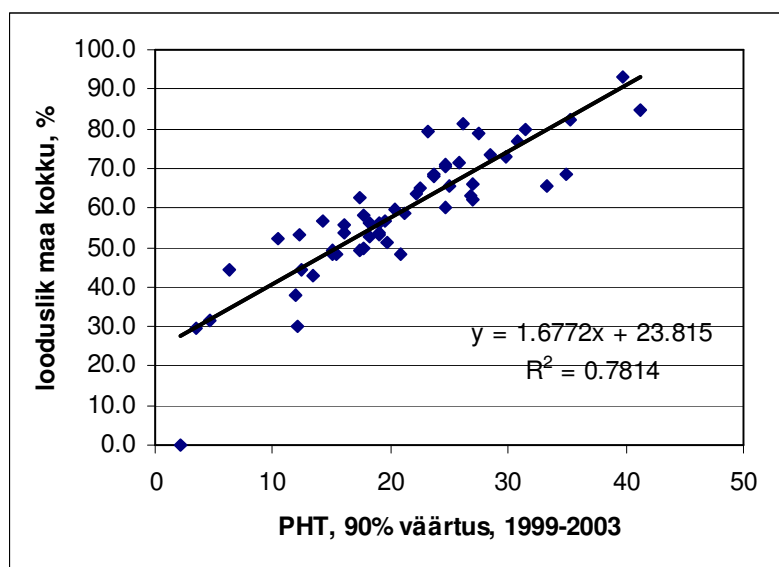


Joonis 4. Värvuse 90% väärtused Eesti seirejõgede lävendites 1999-2003.a.

Tabel 2. PHT ja värvuse ja maakasutuse elementide vahelised suhtes

	PHT 90% väärtus, mgO ₂ /l		Värvus, 90% väärtus	
	%	r	%	r
Soo	2.8	0.57	2.7	0.59
looduslik heinamaa	7.56	0.73	7.72	0.49
mets	47.75	0.78	48.25	0.52
Looduslikud maad kokku	57.4	0.88	57.8	0.65

Seega on võimalik kasutada jõgede tüpiseerimisel loodusmaastike osakaale ja aluseks võib võtta kõigi loodusmaastike osakaalu jöelävendis. Joonisel 6 on toodud loodusmaastike ja PHT väärtuse vaheline suhe.



Joon.6. Loodusmaastike ja PHT väärtuse vaheline suhe

2. Pinnavee seisundi klassifikatsioon

2.1. Ökoloogiline seisund

Direktiivi eesmärk on vee ökosüsteemide kvaliteedi säilitamine ja parandamine Euroopa Liidus. Euroopa veekeskkonna seisundi edu hinnatakse tulevikus saavutatud keskkonna tulemuste järgi. Seni on seda hinnatud vee keemilise kvaliteedi järgi ja selle mõjule veelustikule. Kuid veekvaliteedi standardid ei ole piisavad. Direktiiv nõuab veekeskkonnasüsteemidele kogu inimtegevuse mõju kirjelduse mõistet. Tulevikus on peamiseks teguriks veekogu seisundi kirjeldamisel veelustiku seisund. Vastavalt sellele nõuab Direktiiv uut seisundi klassifikatsiooni jõgedele, järvedele, estuaaridele ja rannikumerele. Klassifikatsioon peab kirjeldama veekogu ökoloogilist ja keemilist seisundit. Veekogu üldseisund määratakse neist kehvema hinnangu põhjal.

Enamus Direktiivi eesmärkidest pinnavetele on määratletud kvaliteedi seisundi klassidest. Direktiiv nõuab, et seisundi halvenemist ühest teise klassi tuleks vältida. Samuti nõuab Direktiiv jõgede valgala veemajanduskavade planeerimist eesmärgiga taastada veekogude hea seisund. Mõnikord on see tehniliselt võimatu või väga kallis. Sellisel juhul lubab Direktiiv vähem rangeid püstitatud eesmärke, kuid tuleb saavutada parim võimalik kvaliteedi seisund asjaolusid arvestades.

Direktiiv annab üldise viie ökoloogilise seisundi klassi kirjelduse iga pinnavee kategooriale: jõed, järved, estuaarid ja rannikumeri. Seisundi klassid on väga hea, hea, mõõdukas, halb ja väga halb. Iga klass esindab inimõju erinevat astet erinevatele vee ökosüsteemi elementidele nagu bioloogilised, hüdro-morfoloogilised ja füüsilis-keemilised. Need on ökosüsteemi mõõdetavad tunnused, nagu näiteks aine kontsentratsioon või veelustiku eriliikide arvukus.

Bioloogilise kvaliteedi elemendid on määratletud igale seisundi klassile. Samuti on hea seisundi tulemused määratud ka hüdro-morfoloogilistele ja füüsilis-keemilistele kvaliteedi elementidele. Erinevad nõuded hea seisundi standarditeks on toodud tabelis 3

Väga hea ökoloogiline seisund	Olulisemad bioloogilised, hüdro-morfoloogilised ja füüsilis-keemilised kvaliteedi elemendid vastavad nende referents-tingimustele. Esinevad vaid väga väikesed muutused veekogu hüdro-morfoloogias, bioloogias ja kemismis
Hea ökoloogiline seisund	Olulisemad bioloogilised kvaliteedi elemendid on vaid vähe erinevad referents-tingimustest inimtegevuse tulemusel. Keskkonna kvaliteedi standardid on saavutatavad olulisematele füüsikalise-keemilistele kvaliteedi elementidele. Hea seisund eeldab vaid väikseid muutusi veekogu elustikus ja nõuab vastavust kvaliteedi standarditele saasteainete osas.
Mõõdukas	Olulisemad bioloogilised kvaliteedi elemendid on mõõdukalt

ökoloogiline seisund	muutunud võrreldes referents-tingimustega inimtegevuse tulemusel
Halb ökoloogiline seisund	Olulisemad bioloogilised kvaliteedi elemendid on oluliselt muutunud võrreldes referents-tingimustega inimtegevuse tulemusel s.o. on märkimisväärsed muutused võrreldes referents-tingimuste bioloogiliste kooslustega
Väga halb ökoloogiline seisund	Olulisemad bioloogilised kvaliteedi elemendid on kõvasti muutunud võrreldes referents-tingimustega inimtegevuse tulemusel s.o. on suur osa referents-tingimuste bioloogilistest kooslustest puuduvad

Kõigi pinnaveekogude ökoloogiline seisund tuleb klassifitseerida, erandiks vaid tugevalt muudetud või tehisveekogud. Nende jaoks tuleb koostada erinevad kavad.

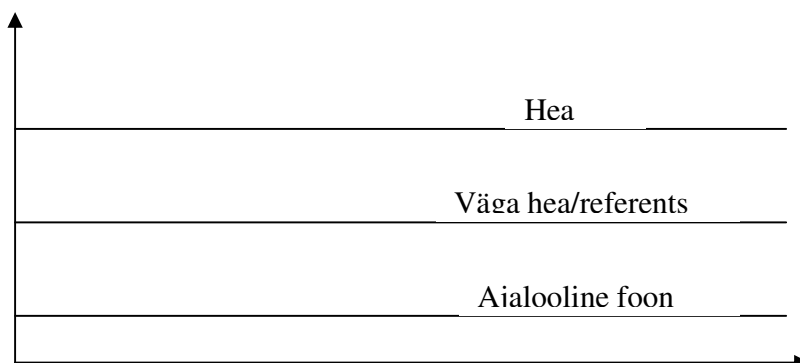
Vastavalt pinnavee tüüpidele tuleb koostada ka erinevatele tüüpidele oma klassifikatsioon.

2.2. Loodusliku fooni määramine

Et üle kanda Direktiivi ökoloogilise seisundi klassifikatsiooni pinnavee seisundi klassifikatsiooni süsteemi, tuleb esmalt uurida kriteeriumeid, et määrata olulisemad veekogu bioloogilised, hüdro-morfoloogilised ja füüsilis-keemilised aspektid inimõju puudumise või väga väikse ulatuse korral. See on oluline, kuna need peaaegu puutumatud tingimused on referents-tingimused, mille ümber kujundatakse kogu klassifitseerimise struktuur. Kui kriteeriumid on välja selgitatud, referents-tingimuste väärtused võib sisse seada kui seiresüsteemi väljatöötamise osa. Sellises seiresüsteemis peaks olema ka veekogu referents-tingimuste prognoos, isegi kui veekogu on oluliselt mõjutatud inimtegevusest.

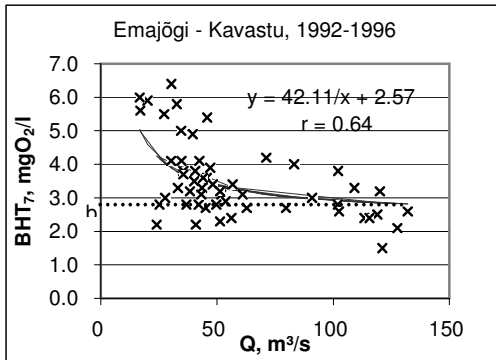
Kui referents-tingimuste väärtused on leitud, siis on võimalik kasutada seiresüsteemi, et mõõta, kui palju veekogu ökoloogilised tingimused on kahjustatud, s.o. kui palju on veekogu ökoloogilised tingimused erinevad referents-tingimustest. Näiteks, kui veekogu ei ole muutunud referents-tingimustest, on ta klassifitseeritud kui väga hea ökoloogiline seisundiga. Kui veekogu taimede ja loomade kooslustes on vaid väikesed muutused ja tingimusel, et veekvaliteet on rahuldav, on see veekogu klassifitseeritud kui hea ökoloogilise seisundiga. Direktiiv nõuab, et referents-tingimused peavad olema väljendatud olulisemate kriteeriumite ja väärtustena kõrvuti sobiva tüpoloogia süsteemiga.

Jõgede looduslik foon kujuneb looduskoormuse tagajärjel geokeemiliste protsesside tulemusena ja laguproduktide uhtumisel vooluveekogudesse vesikonnast. Looduskoormus on eksisteerinud läbi aegade ja see kujundab loodusvete troofsustaseme ja ökoloogilise seisundi. Jõgede looduslik foon e. referents-tingimused, on tase mida võib saavutada parimate keskkonnameetmete rakendamisel. Momendi veekogu ökoloogiline seisund näitab seda, kui võrd erineb veekogu vee kvaliteet looduslikust foonist. Igale veekogu tüübile võib määrata ka ajaloolise fooni, mis kunagi on esinenud, kui inimõju oli veel tühine (enne industriaalperioodi). Teoreetiliselt on ajalooline foon muidugi huvipakkuv, et teaks milline oli tolleaegne jõgede seisund. Seda taas saavutada aga ei ole võimalik. Seega käsitleme looduslikku fooni kui muutuvat suurust ja veekvaliteedi ning ökoloogilise seisundi hindamise aluseks võib võtta praegused referents-tingimused.

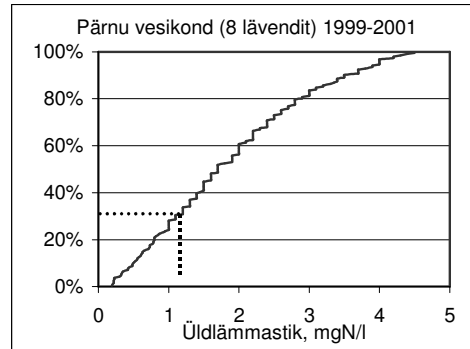


Fooni võib hinnata veekogude seire andmeid kasutades. Selleks tuleb lugeda järelävendeid, mis ei ole otseselt mõjustatud inimese majandustegevusest, st. valgalal

puudub punktreostusallikate mõju jõe ning põllumajandusliku maa osatähtsus valglal peab olema alla 10%. Vaatlusandmeil võib koostada vastava keemilise näitaja tagatiskõvera ja sellelt määrata 90 protsendilisele tõenäolisusele vastav väärtus, mis iseloomustab loodusliku fooni piirväärtust. Kogu vaatlusandmetest vaid kümnel protsendil juhtudest võib määratud fooniväärtus ületada leitud piirväärtust (Joon. 7).



Joon.7. Vooluhulga ja BHT₇ sisalduse suhe Emajõe Kavastu lävendis



Joon. 8. Üldlämmastiku sisalduse tõenäosuskõver Pärnu vesikonna jõgedes

Kui vee keemilise näitaja ja vooluhulga vahel valitseb statistiliselt usaldusväärne seos, siis fooni iseloomustab võrrandi (1.1) vabaliige b . Seega asümptood, millele läheneb kontsentratsioonikõver sisuliselt vastab foonilisele väärtusele.

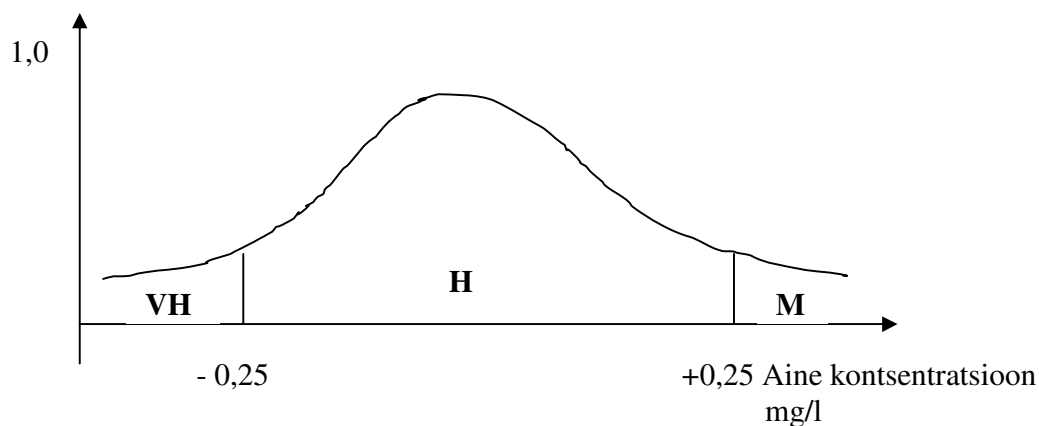
$$(1.1) \quad Y = a/(Q+q) + b, \text{ kus}$$

Q – jõe vooluhulk

q – heitvee vooluhulk

a ja b – vabaliikmed

Kui on määratud vooluvete tüübid, võib teoreetiliselt kõik ühe tüübi jõgede veekvaliteedi andmeid üldistada üheskoos, koostades jällegi tagatiskõvera (Joon. 8). Sellel kõveral võib eristada kolme osa, mis iseloomustavad kõrgeenenud väärtusi, keskmisi väärtusi ja madalaid arväärtusi. Kui määrata saadud kõveralt 75% ja 25% vastavad arväärtused, siis 25%-ne tulemus võiks iseloomustada ülihea ja hea veekvaliteedi klassi piiri ja 75%-ne väärtus hea ja mõõduka klassi piiri (vt. joonis 9).



Joon. 9. Aine sisalduse tagatiskõver

Et oleks võimalik üldistada klassifitseeritavaid näitajaid, on 2002.a. seireandmete alusel leitud näitajate esinemistõenäosused esmalt iga klassi looduslikes tingimustes olevate jõgede kontsentratsioonide osas (tabel 4). Loodusjõgede osas saab välja tuua vaid kaks tüüpi, mis kuuluvad mõlemad keskmise suurusega jõgede hulka, kuna väiksemad seireprogrammis olevad jõed on kas soojaamad või allikad, mis ei iseloomusta antud tüüpi referents-tingimusi. Suuremate jõgede osas on aga punktreostusallikate mõju veekvaliteedile oluline ja neid ei saa määratleda kui loodusjõgesid. II-A tüüpi kuuluvad järgmised jõed: Velise, Pudisoo, Õhne Roobe lävendis, Saarjõgi, Vihterpalu ja Reiu. II-B tüüpi loodusjõed on Ahja Kiidjärve lävendis ja Võhandu jõgi Vagula järvest väljavoolul. Nende jõgede veekvaliteedi näitajate osas tuleb referents-tingimusteks võtta 90% väärtused, mis näitavad väga hea ja hea klassi piiri.

Kuna seirejõgede lävendid on reeglina suuremad kui 1000 km², siis 2002.a. suvel viidi läbi täiendavad uuringud väikejõgedel, et anda täiendavat infot I grupi jõgede veekvaliteedi kohta. Proove võeti kaks korda ja määrati klassifitseerimisele kuuluvad ained. Proovivõtu lävendite nimekiri on toodud järgnevas tabelis

Proovivõtu koht	kaugus	pindala
I-A		
Kääpa j. ülemj., Välgi	30	56.4
Tagajõgi ülemj., Oonurme	27.7	45.2
Remniku oja suue, Remniku		29.6
Vigalai j.ülemj., Rapla enne p.s.		
I-B		
Pori j.ülemjooks,Prangli	29	27.06
Piigaste hüdropost		11.48
Ahja j.ülemjooks,Erastvere	88.5	22.9
Piusa j.ülemjooks,Vana-Saluse	91	64
Lutsu j.,Kauksi	32	62.4
Lähkma j.ülemj.,Saunametsa	27	53
Kasealuse j.,Väikse küla	3	33.1
Reiu j. ülemj., Aru	62	38
Halliste j. ülemj., Karksi-Nuia	78	10.7
Halliste j. ülemj., Kulla	68.6	93.9
Lemmjõgi ülemj., Äрма	30	31.4
Põltsamaa j. alamj., Valsi	115	77
Umbusi j. ülemj., Lustivere	21	alla 100
Vigala j., Rapla enne p.s.	76.9	64.2
Parika jõgi		99
Tipina oja		19.8
II-A		
Lutsu j.suue,Kadaja	0	226
Pori j.suue,Ülenurme	0	298
Pärlijõgi,Sänna	5.8	190
II-B		
Mustjõe ülemjooks,Roosiku	54	371
Piusa j. keskjooks,V.-Vastseliina	79	139

Piusa j.alamjooks,Võimõrski	40	502
Piusa j, suue, Väike-Korela	16.2	733
Ahja j.suue,Lääniste	18	930
Reiu j.suue, Paikuse		916
Lähkma j.suue, Surju	3	199
Halliste j. keskj., Kanaküla	44	517
Lemmjõgi suue,Sandra	1	201
Umbusi j. alamj., Umbusi	10	125
Kääpa j. alamj., Koseveski	6	282
Tagajõgi suue, Tudulinna	3.7	262
Põltsamaa j. ülemj., Rakke	111	298
Valgejõgi ülalp. Tapat, Tapa	65.9	169.7
Jägala j. keskj., Vetla	49.5	492
Saarjõgi		üle 100
Ahja j.keskjooks,Kiidjärve	54.4	336
III		
Mustjõgi,Saru	28	1224
Mustjõgi suue, Taheva	1.1	1822
Halliste j. alamj., Tipu	8	1880
Põltsamaa j.keskj.,Kamari	32	1076

Lisaks väeti veeproove ka Kagu-Eesti Koiva alamvesikonna jõgedest, sest selle piirkonna kohta on keemiline andmebaas tühine. Täiendava proovivõtu andmed lisati 2002.a. looduslike seirelävendite andmetele ja saadud tulemused on toodud tabelis 4.

Tabel 4. Looduslike jõgede näitajate esinemistõenäosus 2002.a. seire andmete alusel

	O-2	O2%	VAR	BHT7	PHT	NH4	Nuld	Puld	pH
I-A									
10%	5.62	57.4	81	1.6	12.4	0.01	0.82	0.03	7.33
25%	7.6	76	112.5	1.65	16.75	0.032	0.895	0.0315	7.39
50%	8.5	79	148.5	2.1	19.5	0.14	1.19	0.037	7.61
75%	10.8	88	169.5	2.35	21.25	0.2	2.125	0.048	7.755
90%	12.54	92.8	186	2.5	23.2	0.31	2.54	0.077	7.88
keskm	8.98	76.8	139.125	2.00909	18.75	0.1464	1.65	0.04464	7.6055
std	3.52236	19.4345	50.2674	0.44485	5.1916	0.1475	0.6713	0.02591	0.2153
I-B									
10%	7.61	66.53	17.2	1.03	4.05	0.017	0.649	0.0139	7.5
25%	8.7	77.6	32	1.225	4.95	0.0278	0.9875	0.02575	7.7075
50%	9.5	86	39.5	1.65	6.785	0.044	1.65	0.0355	7.825
75%	11.8	89	63.5	2	8.725	0.0918	2.1975	0.05475	8.025
90%	12.47	92.7	98.8	2.64	16.7	0.16	2.834	0.069	8.1
keskm	9.91765	81.7588	57.1364	1.81176	8.4605	0.0715	1.68824	0.04115	7.8324
std	2.09494	12.5789	50.2984	0.91047	5.8201	0.0646	0.83355	0.02783	0.2333

II-A

10%	7.157	70.03	43	1	6.45	0.0034	0.445	0.015	7.585
25%	8.725	82.625	65	1.2	12.875	0.0103	0.645	0.026	7.7625
50%	11.15	89	97.5	1.6	19.95	0.019	1	0.039	7.97
75%	12.55	97	171	2	23.175	0.0365	1.5925	0.0585	8.0975
90%	13.49	106.3	274.5	2.48	26.1	0.0598	2.265	0.0735	8.213
keskm	10.5355	87.9763	137.778	1.68788	17.853	0.0263	1.20735	0.04253	7.915
std	2.5911	15.2232	107.995	0.56995	7.6622	0.0227	0.7007	0.02324	0.2617

II-B

10%	8.63	70	20	1.03	4.2	0.0105	0.542	0.0225	7.615
25%	9.575	80.425	35	1.3	5.8	0.0198	0.835	0.028	7.715
50%	10.7	89.45	74	1.6	7.7	0.035	1.16	0.0365	7.85
75%	11.725	98	89	2	12	0.0693	1.5	0.05325	8.1
90%	13.11	105.1	102.2	2.27	13.2	0.117	2.195	0.0614	8.184
keskm	10.5864	87.3136	64.7241	1.71591	8.7379	0.0528	1.24591	0.04377	7.8755
std	1.86268	17.1196	33.6355	0.67581	3.8936	0.0509	0.59309	0.02893	0.2325

2.3. Jõgede hüdrokeemiline klassifikatsioon

Vastavalt Keskkonna ministrimäärusele nr. 33 "Pinnaveekogude klassid, veeklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning veeklasside määramise kord" on veeklassidesse määramise aluseks jõelävendi vastava aine sisalduse 90% väärtus. Selle määruse alusel on veekvaliteedi klassid määratud lahustunud hapniku küllastusastmele, BHT₇, ammooniumlämmastikule, üldlämmastikule ja üldfosforile. Klassifitseeritud on ka raskmetallide sisaldus vees, kuid kuna meie pinnaveses on reeglina raskmetallide sisaldus niivõrd madal, et olulisimaks määratluseks on analüütiline määramispiir, siis siin on piiratud vaid hea-mõõduka klassi piiriga, milleks on võetud analüütiline määramispiir.

Veekvaliteedi hindamise aluseks võetakse sageli keskvärtus, kuid keskmine ei kirjelda küllaldaselt näitaja muutlikkust. Standardhälve on kõige levinum varieeruvuse näitaja. Veekvaliteedi andmerea üldistaval iseloomustamisel on kõige sobivam kasutada teatud tagatusega vastavat väärtust. Protsentiile võib vaadelda kui kaalutud keskmist ja võrrelda seejärel vaatlusrea keskmist ja standardhälvet.

Lahustunud hapniku protsentiilide leidmisel tavaliselt eeldatakse, et väärtused jaotuvad vastavalt normaaljaotuse seadusele. Hapniku küllastusprotsendi protsentiiliks võetakse 10%-le vastav väärtus, s.t. lahustunud hapniku sisaldus vees ei tohi langeda alla määratud väärtust enam kui 10%-l juhtudest ehk 90%-l mõõtmistel on hapniku sisaldus kõrgem.

Erandina hapnikust, ülejäänud veekvaliteedi näitajate protsentiilide leidmisel lähtutakse log-normaaljaotusest. Seejärel leitakse 90%-le vastav väärtus, s.t. 90%-l kogu vaatlustest leitud näitaja kontsentratsioon on väiksem või võrdne kui protsentiili vastav sisaldus

Vastavalt eelpool toodud jõgede tüüpidele on ette nähtud ka erinev hüdrokeemiline klassifikatsioon. Antud projekti raames on eesmärk määrata ökoloogilise seisundi väga hea/hea ja hea/mõõdukas piirid erinevatele tüüpidele.

Kõigi seirejõgede tüüpide esinemistõenäosused on toodud tabelis 5

Tabel 5 . Seirejõgede näitajate esinemistõenäosus 2002.a. seire andmete alusel

JÕGEDE TÜÜBID

	O ₂	O ₂ %	värvus	BHT ₇	PHT	NH ₄	NO ₃	N _{üld}	PO ₄	P _{üld}	pH	
II-A												
10%	6.93	59.5	88.1	1.74	14.4	0.025	0.382	1.384	0.013	0.032	7.337	
25%	7.425	68.5	97.5	2.15	16.5	0.074	0.628	1.678	0.022	0.04	7.41	
50%	9.05	82.5	116.5	2.6	21	0.14	1.25	2.25	0.026	0.049	7.6	
75%	11.65	97.5	159.5	3.525	25	0.23	2.853	4.095	0.03	0.06	7.8275	
90%	13.06	106.5	186	3.83	29.5	0.303	5.855	7.52	0.036	0.075	7.859	
keskm	9.742	81.42	139.6	2.75	21.78	0.157	2.348	3.551	0.025	0.05	7.6033	
std	2.754	20.87	71.72	0.862	7.361	0.119	2.368	2.722	0.01	0.019	0.2395	
I-B												
10%	7.47	58.84	5	0.9	1	0.008	0.81	1.71	0.002	0.01	7.464	
25%	8.975	75.63	10	1	2.625	0.017	1.623	2.065	0.005	0.015	7.6	
50%	10.3	88	15.5	1.2	3.95	0.032	2.805	3.365	0.012	0.031	7.85	
75%	11.53	95.25	32	1.9	7.775	0.048	3.613	4.208	0.02	0.047	8.02	
90%	12.7	107.6	50	2.62	10	0.076	4.785	5.376	0.033	0.076	8.1	
keskm	10.29	85.73	23.28	1.603	5.355	0.043	2.751	3.348	0.017	0.047	7.806	
std	2.055	19.16	18.7	1.384	4.64	0.048	1.423	1.454	0.022	0.082	0.2592	
II-A												
10%	6.521	60.7	20	1.05	5.9	0.019	0.06	0.484	0.008	0.024	7.444	
25%	7.6	64.83	36.5	1.4	9.75	0.036	0.225	0.848	0.01	0.03	7.7	
50%	9	74.1	67.5	1.8	14	0.055	0.88	1.5	0.016	0.042	7.9	
75%	10.2	89.73	104	2.1	21	0.076	1.8	2.278	0.026	0.057	8.1	
90%	12.73	100.6	140	2.65	26.06	0.13	2.64	3.43	0.041	0.077	8.262	
keskm	9.268	77.6	74.99	1.884	15.54	0.075	1.127	1.696	0.027	0.052	7.8755	
std	2.438	17.54	48	0.74	7.357	0.096	1.006	1.107	0.055	0.058	0.3237	
II-B												
10%	7.84	66	15	1	3.64	0.008	0.372	0.642	0.01	0.025	7.52	
25%	8.8	75.43	25	1.1	5.9	0.036	0.76	1.1	0.02	0.04	7.76	
50%	10.2	88.4	40	1.6	8.9	0.06	1.4	2	0.032	0.06	8	
75%	12	97.5	80	2.2	13	0.1	2.56	3.4	0.063	0.1	8.15	
90%	12.9	107	115.4	2.8	17	0.16	3.488	4.502	0.149	0.211	8.3	
keskm	10.2	85.77	55.06	1.809	9.742	0.125	1.775	2.418	0.064	0.109	7.9575	
std	2.486	18.99	37.27	0.936	5.029	0.33	1.421	1.874	0.105	0.164	0.2923	

III-A

10%	6.531	67.88	35.2	1.1	8.224	0.003	0.05	0.493	0.003	0.021	7.78
25%	7.925	74.93	47.25	1.4	11	0.01	0.183	0.875	0.007	0.028	8.025
50%	9.1	84.8	75	1.75	13	0.018	0.55	1.5	0.013	0.036	8.19
75%	12.4	94	102.5	2.175	19.3	0.034	1.4	2.9	0.023	0.053	8.3425
90%	13.61	104.3	140.6	2.98	22.21	0.066	2.2	3.44	0.06	0.089	8.417
keskm	9.971	86.12	82.95	1.913	14.64	0.028	0.923	1.81	0.021	0.045	8.1433
std	2.976	17.17	44.68	0.834	5.566	0.026	0.894	1.153	0.021	0.026	0.252

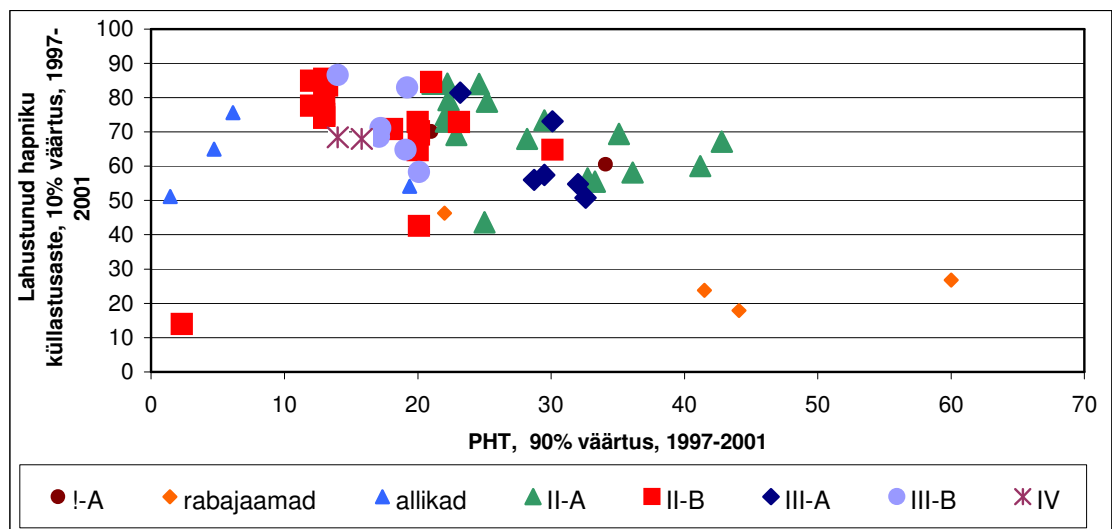
III-B

10%	7.2	70.95	35	1.25	6.25	0.035	0.05	0.715	0.004	0.036	7.485
25%	8.35	75.68	40	1.625	8.325	0.071	0.16	0.89	0.008	0.049	7.62
50%	10.25	84.7	50	2.2	11	0.115	0.6	1.2	0.022	0.061	7.85
75%	11.58	91.2	80	3.075	12	0.15	1.375	2.1	0.037	0.077	8.03
90%	12.35	103.9	100	4.45	14.5	0.245	2	2.82	0.047	0.096	8.32
keskm	10.05	85.25	61.59	2.521	10.79	0.134	0.842	1.543	0.024	0.063	7.8577
std	1.991	12.64	27.96	1.257	3.129	0.111	0.762	0.863	0.018	0.023	0.3196

IV

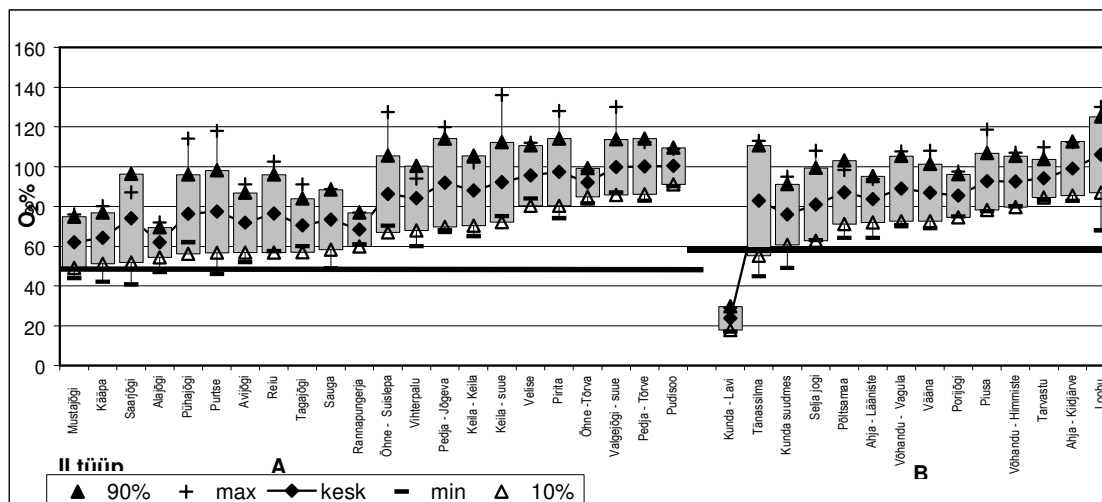
10%	7.8	60.6	10	1.46	8.69	0.012	0.041	0.43	0.01	0.02	7.8
25%	8.2	66	10	1.8	9.375	0.039	0.06	0.5	0.01	0.024	7.8875
50%	8.8	72	10	1.9	10.5	0.042	0.11	0.565	0.016	0.042	8.1
75%	9.6	84	20	2.025	15	0.054	0.13	0.675	0.03	0.062	8.3
90%	9.8	90.8	20	2.2	17.4	0.075	0.174	0.89	0.036	0.084	8.37
keskm	8.822	74.22	15.42	1.904	12.51	0.047	0.103	0.605	0.021	0.049	8.0854
std	0.887	12.39	7.649	0.304	5.088	0.027	0.055	0.163	0.015	0.033	0.2224

Peamine erinevus A ja B tüüpi osas on **lahustunud hapniku** klassifitseerimine, kuna humiinainete-rikaste jõgede vee madalam hapnikusisaldus, mis senise klassifikatsiooni alusel määrab jõed III või IV klassi, on tingitud eeskätt valgalalt jõkke kantavast raskesti lagunevast looduslikust orgaanilisest ainest, kuid klassifitseerimise eesmärgiks on looduslikust seisundist kõrvalekaldumise ja inimtegevusest kasvava reostuskoormuste mõju hindamine. Joonisel 10 toodud jõgede 1997-2001.a. perioodi hapniku küllastusastme 10% väärtuse ja PHT 90% väärtuse suhe jõgede tüüpide kaupa näitab, et humiirikaste jõgede osas on ka hapniku sisaldus madalam.



Joon.10. Hapniku küllastusastme ja PHT sisalduse suhe eri tüüpi jõgedes.

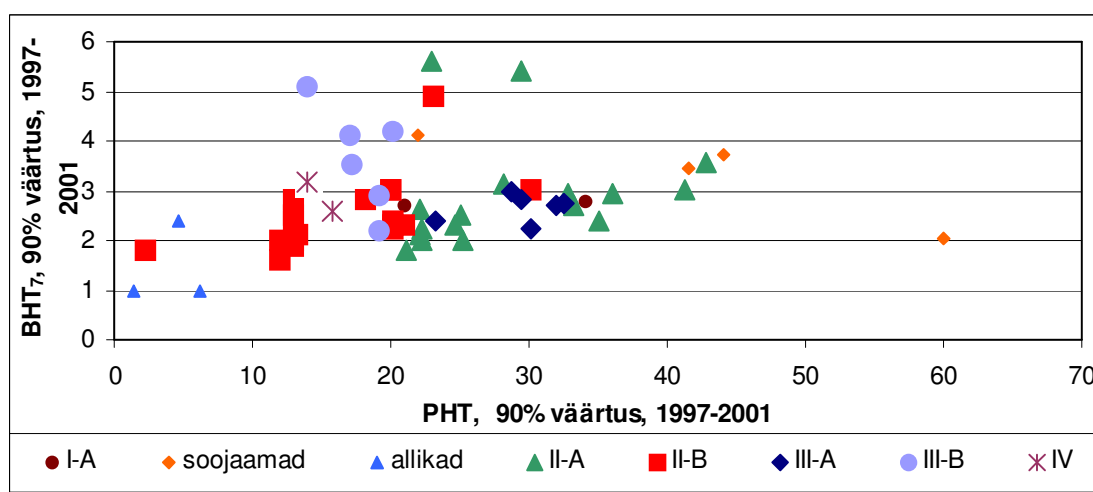
Kui aga vaadelda senist pinnavee kvaliteedi klassifikatsiooni, siis on näha, et just A klassi jõgede osas ei vasta hapniku sisaldus hea klassi nõuetele. Joonisel 11 on toodud keskmise suurusega jõgede hapniku sisaldus 2002.a. seire andmete alusel. Kui võtta hea ja mõõduka veeklassi piiriks mõlemale tüübile senine 60%, siis suur osa suhteliselt puhtaid (muude näitajate osas vähemalt II klass) humiainete-rikkaid jõgesid on mõõduka või halva kvaliteediga. Seega oleks vajalik just senise hapniku kvaliteediklasside muutmine vastavalt humiainete sisaldusele vetes. Vaadeldes tabelis 3 toodud üldistusi looduslikes vetes olevate jõgede hapniku sisalduse kohta, näeme, et A tüüpi jõgede lahustunud hapniku küllastusaste on 10 protsenti madalam kui humiin-vaestelt aladelt kujunenud jõgede vetes. I, II ja III A-tüüpi jõgede hapnikuküllastusastme väga hea ja hea klassi piir peaks olema 60% ning hea ja mõõduka piir 50%. Narva jõgi kui eraldi klassifitseerimist vajav jõetüüp siiski hapniku osas uusi klassipiire ei vaja, sest jõe PHT 90% väärtus on alla 20 mgO₂/l ja valgala suurus hapniku sisalduse juures mõju ei avalda.



Joonis 11. Hapniku sisaldus keskmise suurusega jõgedes 2002.a.

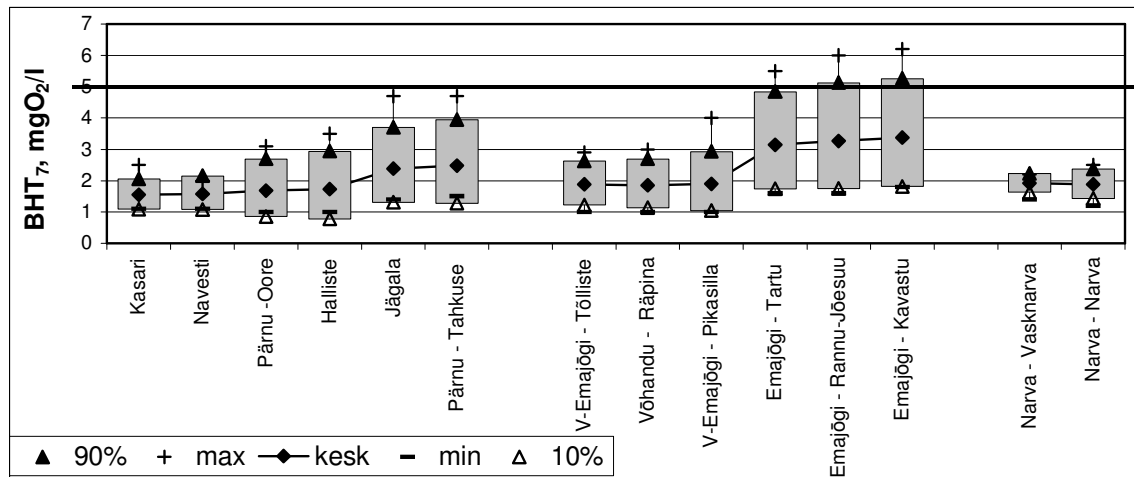
BHT₇ sisalduse väga hea/hea klassi piiriks on 3 mgO₂/l, mis on uuringute alusel võetud fooni sisalduseks jõgedes, mille valgalal on soode osakaal üle 33%. Selle näitaja alusel on ka edasine klassifikatsioon välja kujunenud ja seda muuta poleks otstarbekas, kuigi BHT₇ sisaldus on Eesti jõgedes suhteliselt madal ja vaid enam-reostunud jõgedes (Vääna, Pühajõgi, Keila) on ületatud hea klassi piir.

Samuti ei ole suuri erinevusi A ja B tüüpi jõgedes BHT₇ sisalduse osas. Varieeruvus on siiski tüüpi-sisene ja sõltub punktrestusallikate koormusest (Joon. 12). Madalam on sisaldus Pandivere allikatest toituvate jõgede ülemjooksu lävendites, kuid kuna see on siiski vaid allikavetele iseloomulik, siis eraldi klassifitseerimist ei vaja.



Joon.12. BHT₇ ja PHT sisalduse suhe eri tüüpi jõgedes.

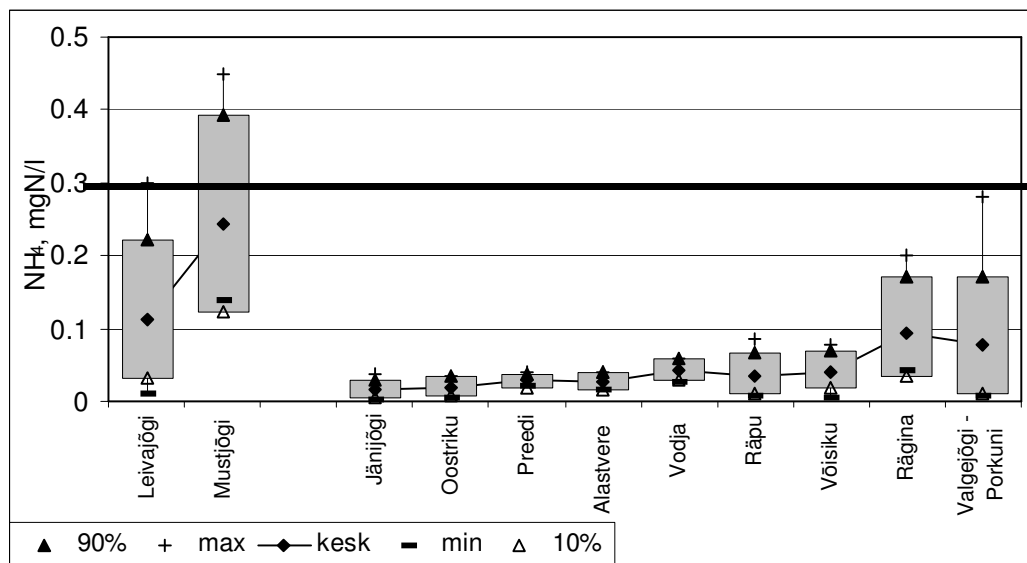
Mõningane kõrgem sisaldus on ka Emajões, aga see ei ole tingitud mitte niivõrd otsesest inimõjust, kuivõrd sekundaarsest reostusest. Võrtsjärv on toitainete-rikas. Eutrofeerumise tagajärjel produtseeritakse rohkesti orgaanilist ainet, mistõttu biokeemiline hapnikutarve ja orgaanilise fosfori ning lämmastiku sisaldus Emajões on suhteliselt kõrge. Seetõttu eutrofeerumisest tingitud kõrge hapnikutarve ei ole otsese orgaanilise reostuse näitaja. 2002.a. seireandmete põhjal ületab BHT₇ 90% väärtus Emajõe seirelävendites hea klassi mõnevõrra väärtuse, (Joon. 13), kuid spetsiaalset klassifitseerimist Emajõgi siiski ei vaja ja seetõttu jääb ka III-B tüüpi klassid muutmata.



Joon. 13. BHT₇ sisaldus III ja IV tüüpi jõgedes 2002.a.

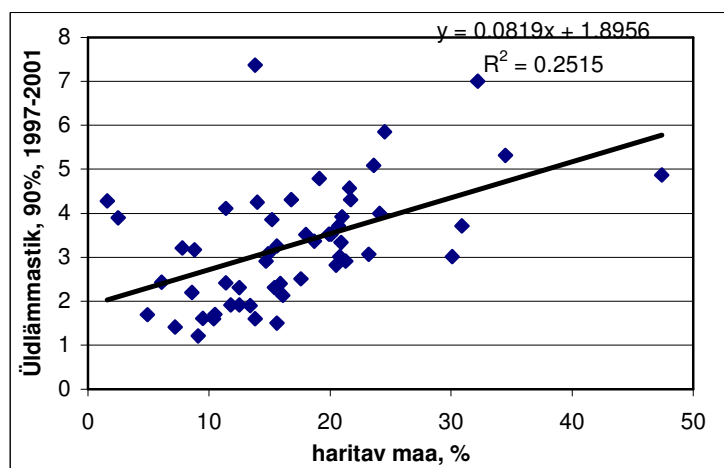
Küll vajab aga uut klassifikatsiooni Narva jõgi (IV klass), kuna Peipsi järves isepuhastusprotsesside mõju peaks olema piisav, et Narva jõe veekvaliteedi norme karmimaks muuta. Narva jões on BHT₇ sisaldus madal ja varieeruvus väike ja vesi kuulub I klassi (Joon. 12). IV tüüpi BHT klasside karmistamisega jääb vesi ikkagi I klassi, seda hoolimata Narva linna heitvete mõjust. See on selle jõe looduslik foon ja kui tulevikus suurenevad heitvee koormused, oleks vaja juba ennetavalt määrata normid, millega tuleks arvestada ja mida sellise suure jõe nagu Narva seda on, jõe vesi ei tohiks ületada. Pakutud BHT₇ väga hea ja hea klassi piirväärtuseks oleks 2,5 mgO₂/l ning hea ja mõõduka klassi piiriks 4,0 mgO₂/l.

Ammooniumlämmastik on otsene punkt-reostuse indikaator ja looduslik foon on väga madal. Klassifitseerimisel on võetud väga hea ja hea klassi piiriks 0,1 mgN/l, mis vastab ka loodusvete 90% protsentilile (tabel 3) ja hea-mõõduka klassi piiriks 0,3 mgN/l ja aine sisalduse erinevus tüüpide vahel puudub, varieeruvus on tüübi- sisene ning oleneb eeskätt heitvee reostuskoormustest (Joon. 14), kus vaid suurte punktallikatega jõgedes on märgatavalt suuremad ammooniumlämmastiku väärtused, väikeste põllumajanduslikes jõgedes on NH₄ sisaldus madal. Seega enamuse tüüpide osas jääb NH₄ klasside piirid muutmata, karmistatud on seda vaid IV tüüpi jõgede puhul. Narva jõele on pakutud I ja II klassi piiriks 0,05 mgN/l ja II ja III klassi piiriks 0,1 mgN/l.



Joon 14. NH₄ sisaldus I tüüpi jõgedes 2002.a.

Üldlämmastiku sisaldus on Eesti vetes kõrge ja peamine lämmastiku allikas on siiski põllumajanduslik hajureostus. On täheldatud oluline seos üldlämmastiku sisalduse ja haritava maa osakaalu vahel vesikonnas (joon. 15). Kuigi viimasel aastakümnel on põllumajanduslik tootmine langenud ja seeläbi ka lämmastiku hajukoormus, on siiski muldades piisav lämmastiku varu ja see mõjutab ka jõgede veekvaliteeti.

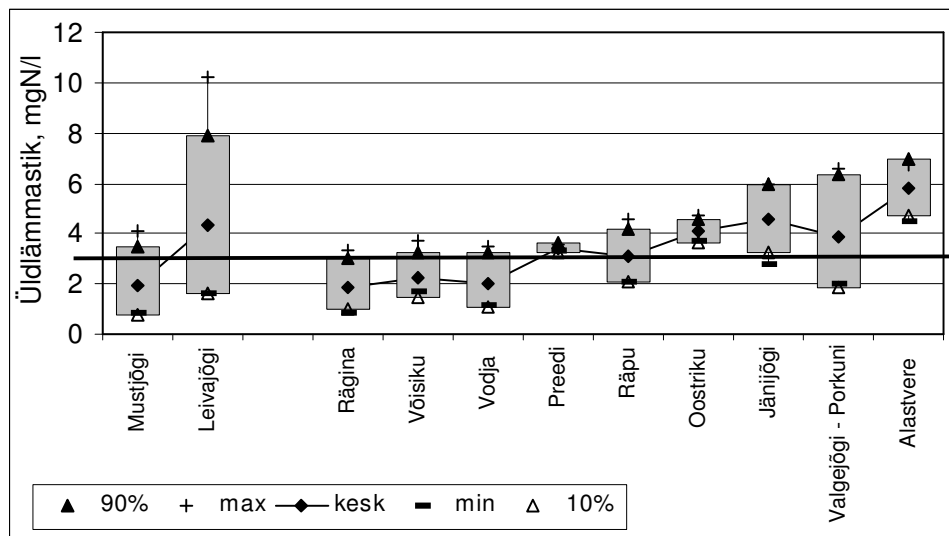


Joon. 15. Üldlämmastiku sisalduse ja haritava maa osakaalu suhe

Üldlämmastiku väga hea ja hea klassi piiriks on kasutatud senise jõgede ühtse klassifikatsiooni järgi 2,0 mgN/l, mis vastab ka 2002.a. loodusvete vastavatele arvutustele (tabel 2) ja üldiselt muutmist ei vaja. Vaid Narva jões on väga madal lämmastiku sisaldus

tingituna Peipsi järve mõjust ja IV tüüpi I ja II klassi piiriks on 0,5 mgN/l. Hea ja mõõduka klassi piir on I, II ja III klassi jõgedel 3,0 mgN/l, IV klassi puhul aga 1,0 mgN/l.

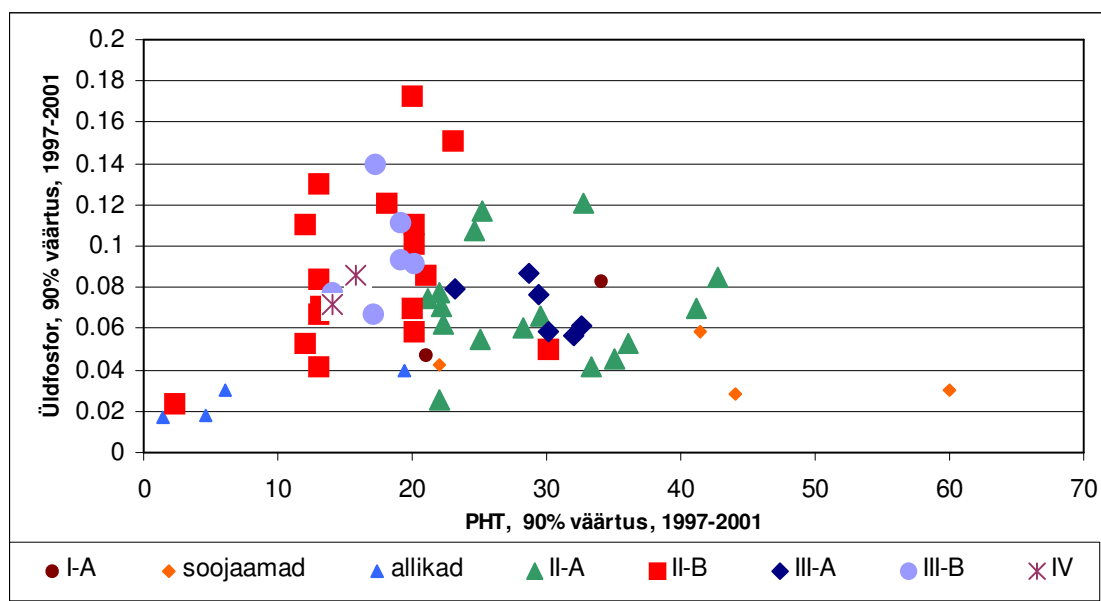
Kõrged on lämmastiku väärtused muidugi nitraaditundlikel aladel. Enamasti on vaatluse all väikejõed ja Pandivere kõrgustiku allikatest alguse saanud jõgede ülemjooksud (Joon. 16). Kuna nitraaditundlik ala kuulub eraldi vaatluste ja veemajanduskavade alla vastavalt EL Nitraadidirektiivile, mille eesmärk on siiski hoida lämmastiku sisaldus nii madal kui võimalik kogu abinõude kompleksi abil, siis ei vaja ka I klassi jõed, millest seirejõgede enamik kuulub just nitraaditundlike alade alla, eraldi klassifitseerimist.



Joon 16. Üldlämmastiku sisaldus I tüüpi jõgedes 2002.a.

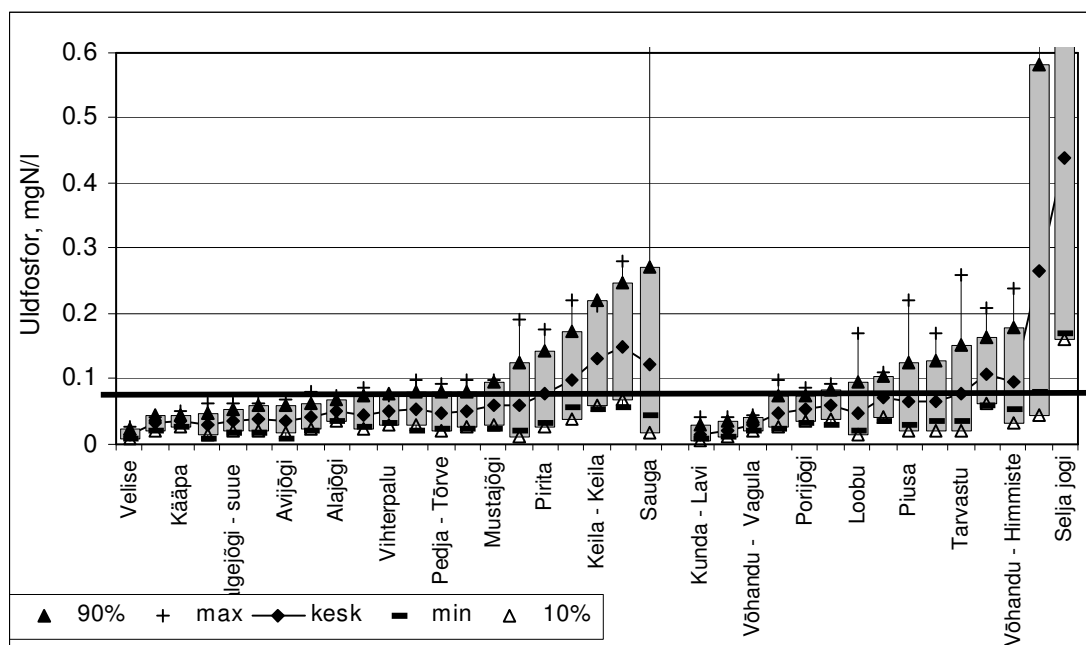
Üldfosfor on viimastel aastatel muutunud üha suuremaks probleemiks, kuna põllumajandusliku hajukoormuse vähenemisega on küll lämmastiku koormus langenud, kuid meie väikereoveepuhastite seisund on halb ja fosfori peamine allikas, punktreostuskoormus on jäänud samale tasemele, viies tasakaalust välja N/P suhte. Üldfosfori senine väga hea ja hea piir on 0,05 mgP/l, mis peaks jääma samaks, seda vaatamata isegi asjaolule, et loodusvete puhul vastas see nii A kui ka B tüüpi jõgede 75% väärtusele, kuigi oleks soovitatav võtta just 90% väärtus I ja II klassi piiriks. Kuna meie seireprogrammis puuduvad seni jõed väikeste valgaladega ja punktreostusallikateta ning seniste loodusvete klassi kuuluvates jõgedes on üksikuid kõrgeid fosfori kontsentratsioone, seda eriti madalvee perioodidel, mis näitab mõningast punktreostust, siis oleks parem jätta senine klassifikatsioon samaks ja käsitleda 75% üldfosfori väärtust kui looduslikku fooni.

Üldfosfori klassifitseerimiseks 90% väärtuste erinevust tüüpide vahel ei ole ja varieeruvus on siiski tüüpi-sisene, olenedes eelkõige heitvete reostuskoormusest (Joon. 17). Hea ja mõõduka klassi seniseks ühtseks piiriks on 0,08 mgP/l ja see peaks kehtima ka I, II ja III klassi jõgede puhul.



Joon.17. Üldfosfori ja PHT sisalduse suhe eri tüüpi jõgedes.

Viimastel aastatel on täheldatud kõrgemaid üldfosfori väärtusi Lõuna-Eesti jõgedes (joon. 18). Kui Põhja-Eesti jõgedes ületavad hea klassi piiri vaid suure reostuskoormusega jõed, siis Lõuna-Eesti jõgedes, mis enamasti kuuluvad B klassi, on kõrged fosfori väärtused ka jõgedes, kus suured punktreostusallikad puuduvad, näiteks Piusa jõgi enne Vene piiridesse voolamist, kus Vastseliina mõju peaks olema juba looduslike protsesside mõjul kadunud. See on üks protsess, mida peaks põhjalikumalt uurima ja edaspidi võib-olla ka klassifitseerimisel arvestama.



Joon 18. Üldfosfori sisaldus II tüüpi jõgedes 2002.a.

IV grupi jõgedele (täpsemalt Narva jõe) on välja pakutud I ja II klassi piiiriks üldfosfori osas 0,025 mgP/l ja hea ja mõõduka klassi piiiriks 0,06 mgP/l.

Vastavalt eeltoodud arutlusele on välja pakutud erinevat tüüpi jõgedele hüdrokeemiline klassifikatsioon (tabelid 6-8)

Tabel 6 Veekvaliteedi klassid I-A, II-A ja III-A tüüpidele

Kvaliteedinäitaja	Ühik	I väga hea veeklass	II hea veeklass	III rahuldav veeklass
Lahustunud hapnik	Küllastus %	> 60	60-50	50-40
Biokeemiline hapnikutarve (BHT)	mg/O ₂	< 3,0	3,0-5,0	5,0-8,0
Ammooniumi sisaldus (NH ₄)	mgN/l	< 0,1	0,1-0,3	0,3-0,45
Lämmastiksisaldus (N _{üld})	mgN/l	< 2,0	2,0-3,0	3,0-4,0
Fosforisisaldus (P _{üld})	mgP/l	< 0,05	0,05-0,08	0,08-0,12
pH		6 - 9	6 - 9	6 - 9

Tabel 7. Veekvaliteedi klassid I-B, II-B ja III-B tüüpidele

Kvaliteedinäitaja	Ühik	I väga hea veeklass	II hea veeklass	III rahuldav veeklass
Lahustunud hapnik	Küllastus %	> 70	70-60	60-50
Biokeemiline hapnikutarve (BHT)	mg/O ₂	< 3,0	3,0-5,0	5,0-8,0
Ammooniumi sisaldus (NH ₄)	mgN/l	< 0,1	0,1-0,3	0,3-0,45
Lämmastikuisaldus (N _{üld})	mgN/l	< 2,0	2,0-3,0	3,0-4,0
Fosforisisaldus (P _{üld})	mgP/l	< 0,05	0,05-0,08	0,08-0,12
pH		6 - 9	6 - 9	6 - 9

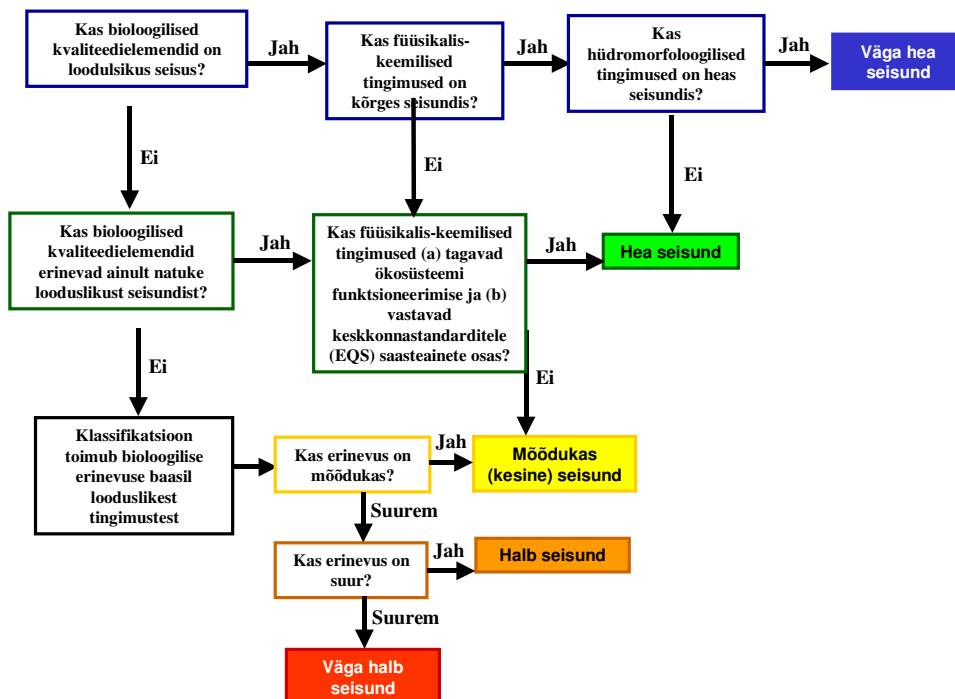
Tabel 8. Veekvaliteedi klassid IV tüübile (Narva jõgi)

Kvaliteedinäitaja	Ühik	I väga hea veeklass	II hea veeklass	III rahuldav veeklass
Lahustunud hapnik	Küllastus %	> 70	70-60	60-50
Biokeemiline hapnikutarve (BHT)	mg/O ₂	< 2,5	2,5-4,0	4,0-6,0
Ammooniumi sisaldus (NH ₄)	mgN/l	< 0,05	0,05-0,1	0,1-0,3
Lämmastikuisaldus (N _{üld})	mgN/l	< 1,0	1,0-2,0	2,0-3,0
Fosforisisaldus (P _{üld})	mgP/l	< 0,025	0,025-0,06	0,06-0,08
pH		6 - 9	6 - 9	6 - 9

2.4. Hüdromorfoloogilised kvaliteedielemendid

EL Veepoliitika Raamdirektiivist tulenevalt peavad liikmesriigid tagama 2015 aastaks kõigi pinnavee hea ökoloogilise seisundi. Pinnavee ökoloogiline seisund on määratud bioloogiliste, füüsikalise-keemiliste ja hüdromorfoloogiliste kvaliteedielementidega. Üldine eesmärk on kaitsta pinnavee terviklikke ökosüsteeme. Vooluveekogude ökoloogilise seisundi määramiseks võetakse bioloogiliste kvaliteedinäitajate kõrval arvesse ka hüdrololoogilised ja morfoloogilised ning füüsikalise-keemilised kvaliteedinäitajad ja seda selleks, et hinnata, kas inimtegevus on mõjutanud nende elementide kaudu veekogu looduslikku režiimi.

Laiahaardeline inimtegevus muudab ja on muutnud jõgede looduslikku seisundit eeskätt süvendamise, õgvendamise, vee paisutamise, veehoidlate rajamise ja muu sellise teel. Vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivi lisale 5 on vajalik hüdrololoogilise režiimi elementidest käsitleda vee vooluhulka ja selle dünaamikat, pinnavee seotust põhjaveega, jõevoolu tõkestamatust ja morfoloogilistest parameetritest eeskätt jõe sügavuse ja laiuse vaheldumist, jõesängi struktuuri, aluspõhja iseloomu, kaldaäärse puhverriba struktuuri. Hüdromorfoloogilised elemendid ainult toetavad jõgede ökoloogilise seisundi hindamist ja ökoloogiliste veeklasside 1 – 5 (väga hea, hea, mõõdukas (kesine), halb, väga halb) määramist. Hüdromorfoloogiliste indikaatorite väärtusi kasutatakse eeskätt selleks, et klassifitseerida ülihea (väga hea) seisundiga jõe lävendeid ja jõgesid (joonis 19)



Samal ajal hea, mõõduka, halva ja väga halva ökoloogilise seisundiga vooluveed on määratud vastavalt direktiivile ainult bioloogiliste ja füüsikalise-keemiliste näitajatega. See tähendab, et hüdro-morfoloogiliste elementide alusel ei ole vaja jõgesid klassifitseerida 5 kvaliteedikategooriasse. Heast kuni halva kvaliteediga ökoloogiline seisund hinnatakse ainult bioloogiliste kvaliteedinäitajate alusel, mida peavad toetama füüsikalise-keemilised elemendid. Samas hea kvaliteediseisundiga kohtade klassifitseerimiseks peavad hüdro-morfoloogilised tingimused olema siiski sellised, et toetada hea ökoloogilise seisundi bioloogilisi tingimusi. Sellest tuleneb, et heade hüdro-morfoloogiliste kvaliteedinäitajate saavutamine nagu näiteks voolu dünaamika, jõesängi iseloom, looklevus jne peavad võimaldama bioloogilist mitmekesisust, mis ainult väga vähesel määral võib erineda looduslikest tingimustest. Juhul kui inimtegevus on oluliselt mõjutanud jõe hüdro-morfoloogilisi näitajaid (õgvendamine, tammid, üleujutuste kaitsevallid, tehiseveehoidlad jne) tuleb veekogu lugeda kunstlikuks või tugevalt modifitseeritud veekoguks, mille kohta on võimalik kehtestada leebemaid keskkonnanõudeid, ja sel juhul tuleb vaid tagada hea ökoloogiline potentsiaal. Väga mitmed parameetrid võimaldavad küllalt hästi kirjeldada inimõju vooluvete hüdroloogilisele režiimile. Sobivateks indikaatoriteks on:

- jõe looklevus
- sügavuse ja laiuse varieeruvus
- jõe põhja iseloom
- puhverriba
- voolurežiim

Neid elemente tuleb arvestada ka Eesti tingimustes, et hinnata jõe ökoloogilist seisundit, kvaliteediklassi kuulumist ja erinevust jõe looduslikest tingimustest. Foonilised tingimused on eeskätt selline olukord, mis on inimese poolt mõjustamata. Jõe seisundi hindamise aluseks võetavaid hüdro-morfoloogilisi elemente peab olema lihtne mõõta, määrata neid tegureid olemasolevate kaardimaterjalide alusel, ega tohi nõuda süstemaatilisi täiendavaid mõõtmisi ja seiret. Selliseks näitajaks on eeskätt voolu kiirus, mida on soovitatud arvestada bioloogide poolt kui indikaatornäitaja vahe tegemiseks kiirelt ja aeglaselt voolavate jõgede vahel, kusjuures läviväärtuseks on soovitatud 0,2 m/s.

Meie arvates ei ole voolu kiirus küllaldaselt hea veekogu voolurežiimi näitaja. Tekiksid küsimused, kes, kui tihti ja kuidas mõõdab voolu kiirust ja selle piirväärtust. Jõe voolukiirus varieerub väga suurtes piirides sõltuvalt äravoolurežiimist. Kevadist suurveeperioodi iseloomustab suur jõe voolukiirus, mis transpordib ja kannab edasi jõe setteid, muutes sellega jõe põhja iseloomu. Samal ajal, madalveeperioodidel (talv, suvi) võib olla tegemist väga aeglase voolukiirusega. Kui soovitakse, siis paremaks indikaatoriks kiiruse asemel oleks jõe lang, mis on üheselt määratav ja peegeldab kiirust. Seirelävendi jõe langu määratakse ühe kilomeetrise lõigul, mis on leitud jõe lõikes 750 m ülalpool ja 250 m allapool seirejaama. Langu piirväärtuseks võiks lugeda alla 1 m/km kohta s.o. aeglase vooluga, suurem kui 1 m km kohta iseloomustab kiirevoolusi jõgesid. Jõe lang iseloomustab küllalt hästi jõe substraati. Põhjasetete struktuur ja kvaliteet on esmajärgulise tähtsusega ökosüsteemi funktsioneerimisel. Loodusvetes sõltub põhjasetete struktuur ja erinevate suurusega osakeste jaotumine eeskätt geomorfoloogilistest

teguritest, valdavalt voolukiirusest ja selle ajalisest varieeruvusest. Põhjasetete iseloomu mõjustab oluliselt sellised bioloogilisi protsesse nagu kõrgemate veetaimede vohamine, lagunemine ja setete kuhjumine inimtegevuse tagajärjel. Eeltoodud tingimusi arvestades ei ole otstarbekas võtta põhjasetete struktuuri näitajad kvaliteediindikaatoriks. Pealegi, kaudne inimtegevuse mõju põhjasetete iseloomule kajastub vee põhjaloomastikus ja kalakoelmute tingimustes. Eesti tingimustes tuleks hüdro-morfoloogilistest elementidest toetavate faktoritena jõgede ökoloogilise seisundi hindamisel soovitatavalt arvestada voolurežiimi, jõe looklevust, laiuse ja sügavuse varieerumist ja kalda puhverala iseloomu. Nimetatud elemendid peaksid tagama jõgedes loodusliku mitmekesisuse ja liikide elu- ja kasvukohtade paljususe.

Äravool. Jõe vooluhulk omab suurt tähtsust jõetaimestiku ja põhjaloomastiku liigilisele koostisele ja kogu ökoloogilisele seisundile. Seetõttu on soovitav arvestada äravoolu varieeruvust ning miinimumäravoolu. Madalveeperioodi miinimumvooluhulgad ei taga sageli kalakoelmutele piisavalt vett. Samuti oleneb sellest vee isepuhastusvõime. Miinimumperioodi sageli nullilähedased veehulgad ei taga reoveele piisavat lahjendust, mis halvendab järsult ökosüsteemi heaolu. Äravoolu varieeruvusest sõltub ka kalda puhverriba ökoloogiline seisund. Hüdroloogiliste kvaliteedielementide võimalik klassifikatsioon on esitatud tabelis 7.

Puhverriba. Kalda puhverriba laius pakub taimedele ja loomastikule erinevaid elu- ja kasvukohti ja on samal ajal hea valgalt tuleva hajureostuse ohjamisel. Samal ajal, kaitseriba puudumine võib soodustada kaldavööndi ebastabiilsust ning esile kutsuda erosiooni. Eestis läbi viidud maaparandustööde käigus on paljud jõed õgvendatud ja süvendatud, muutes sellega puhverala struktuuri, kaasa arvatud taime- ja loomakooslusi. Kaldataimestik omab ökoloogilise koridori funktsiooni, mis mõjutab vee kvaliteeti. Ulatuslikke maakuivendustöid tehti Eestis viimati ca 25 aastat tagasi, mistõttu mikroveestik kanalite ja peakraavide näol on selle aja vältel omandanud uue loodusliku tasakaalu, mis võib tagada vete hea ökoloogilise seisundi. Sellisel juhul ei ole maaparanduse eesvoolusi vaja lugeda modifitseeritud veekogude hulka. Seda enam, et Eestis valdab suurel määral mikroveestik. Eestis on vastu võetud veekogude ranna ja kalda kaitse seadus (RTI 1995, 31,382), mis määratleb sõltuvalt jõe valgla suuruselt veekaitsevööndi laiuse. Sellest tulenevalt tuleks kalda puhveralade laiuse määratlemisel lähtuda eeltoodud seadusest. Hea kvaliteedi korral peab vähemalt 70% jõe kallastest olema loodulikus seisundis, st. omama kaitsevööndit.

Looklevus. Looklevus on hea indikaator ökoloogilise seisundi hindamisel, mis iseloomustab võimalike vee ja kalda elustikule, sealhulgas kalastikule sobivate biotoopide mitmekesisust. Looklevuse koefitsienti on võimalik määrata suuremõõtkavalistelt kaartidelt. Kui leidub kaarte varasematest aegadest, siis on võimalik nende alusel määrata varasem looduslik, maaparandustööde eelne seisund.

Hüdro-morfoloogiliste elementide klassifitseerimiseks võib välja töötada väga keerulisi süsteeme, kuid meie arvates peab klassifikatsioon olema lihtne, arusaadav, hästi tõlgendatav ja keskkonnaadministraatorite poolt hõlpsasti teostatav. Seda enam, et hüdro-morfoloogilised elemendid on suure tähtsusega ainult ülihea ökoloogilise seisundiga vete hindamisel. Seda ülesannet täidab meie poolt esitatav klassifikatsioon tabelis 9.

Jõe laiuse ja sügavuse varieeruvus

Jõe laiuse ja sügavuse varieeruvus loob eelduseks elu- ja kasvukohtade mitmekesisuseks. Ka varieerub seetõttu voolu kiirus erinevates jõelõikudes. Jõe laiuse ja sügavuse varieeruvus määratakse seirelävendi ühe kilomeetri pikkusel lõikel kümne ristprofiili mõõdistamise tulemuste keskväärtusena. Ökoloogilise kvaliteedi indeks (EQI) on leitud mõõdetava tulemuse suhtena foonilistesse tingimustesse.

Tabel 9. Hüdro-morfoloogiliste elementide klassifitseerimine

Klass Element	ülihea	hea	mõõdukas (kesine)	halb	väga halb
Looklevus	Ei erine looduslikust seisundist (referents)	Jõepikkuse minimaalerinevus looduslikust *1 EQI > 0,85	Mõõdukas jõepikkuse erinevus looduslikust EQI 0,7-0,85	Jõepikkuse suur erinevus looduslikust EQI 0,4-0,7	Jõepikkus erineb väga oluliselt looduslikust EQI < 0,4
*2 Kalda puhverala	Ei erine looduslikust seisundist	EQI > 70	EQI 0,4–0,7	EQI 0,2-0,4	EQI < 0,2
Vooluhulk, äravool	looduslik	vähe mõjustatud	mõjustatud	tugevalt mõjustatud	täielikult mõjustatud
Jõe laiuse ja sügavuse varieeruvus	looduslik	EQI > 0,85	EQI 0,7-0,85	EQI 0,4-0,7	EQI < 0,4
Jõe kalde iseloom	looduslik	Vähe mõjutatud	kunstlik	kunstlik	kunstlik
Keskmine miinimum-äravool	>90% looduslikku	50-90% looduslikust väärtusest	30-50% looduslikust väärtusest	10-30% looduslikust väärtusest	< 10 % looduslikust väärtusest

*1 EQI- ökoloogilise kvaliteedi indeks, s.o. täheldatava väärtuse suhe looduslikku fooni

*2 - kaldakaitse puhverala laius on määratud Ranna ja kaldakaitse seadusega

Tabelis 8 esitatud hüdro-morfoloogiliste elementide klassifikatsioonile on vajalik anda üldhinnang selleks, et määrata, kas vooluveekogu ökoloogiline seisund on ülihea, st. kas seisundit võib lugeda üliheaks kui kõik elemendid kuuluvad esimesse klassi või võib mõne näitaja järgi vesi kuuluda halvema väärtusega klassi. Üldhinnangu andmiseks võib kasutada erinevaid meetodeid. Näiteks igale kvaliteedielemendile antakse oma osakaal, kuid sel juhul peavad eksperdid eksperthinnangu tulemusena andma need väärtused. Meie soovime lihtsat hindamise kriteeriumi. Esitatud klassifikatsioonis on kuus erinevat hüdro-morfoloogilist elementi ja iga element võib omada väärtust ülihea (1), hea (2), mõõdukas (3), halb (4) ja väga halb (5). Seega kvaliteediklasside hindamispunktide summa võib varieeruda 6 –30 punktini. Sel teel võib tuletada järgnevad üldhinnangu klassid (Tabel 10):

Tabel 10. Hüdromorfomeetriseliste näitajate üldhinnang

I	Ülihea kvaliteet	6 - 7
II	Hea kvaliteet	8 – 13
III	Mõõdukas kvaliteet	14 – 19
IV	Halb kvaliteet	20 – 25
V	Väga halb kvaliteet	25 - 30

Antud klassifikatsioonist järeldub, et üliheasse kvaliteediklassi võib kuuluda ka veekogu, mille üks hüdromorfoloogiline element kuulub II ehk heasse klassi.