

KALA- JA RIISTARAPORTTEJA nro 383

*Jouni Tammi
Martti Rask
Mikko Olin*

Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan
arvioinnissa ja seurannassa

Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet

Helsinki 2006

Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet

Tiivistelmä

Vuonna 2000 voimaanastuneen EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) keskeinen tavoite on mm. luoda puitteet, jotka parantavat sisävesien suojelua, tilaa ja kestäväää käyttöä. VPD:ssä pintavesien ekologinen tila arvioidaan biologisten, sekä niitä tukevien hydrologis-morfologisten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella. Ekologisen tilan kriteerit määritetään erikseen kullekin pintavesityypille. Luokittelujärjestelmä ja ekologisen tilan arviointi kehitetään asiantuntijatyönä. VPD:n mukaisena tavoitteena on pintavesien vähintään hyvä ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä.

Sisävesien tilan arvioinnin eliöryhmät ovat kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet ja kalat. Tärkeimmät kaloihin kohdistuvat ympäristöpaineet Suomessa ovat rehevöityminen, vesistöarakentaminen ja happamoituminen. Kalojen indikaattoriarvoa lisäävät tunnistettavuus, tunnettuus ja monipuolisuus, sekä heikentävät kalastus ja istutustoiminta. Kalaston hyvä ekologinen tila sallii vain vähäisiä lajikoostumuksen, runsaussuhteiden, lisääntymisen tai yksilönkehityksen muutoksia johtuen ihmistoiminnan vaikutuksista pintaveden fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatuolosuhteisiin. Suomessa kalastoseurantojen ongelmana on ollut kirjava menetelmä- ja laatu- ja tiedon hajanaisuus. VPD pyrkii yhtenäistämään seurannan menetelmät ja normit. VPD:n mukaista seuranta tehdään verkko- ja sähkökoekalastuksella (standardit). Etenkin isoista järvistä lisätietoa luokitteluun saadaan saalistilastoista, käyttö- ja hoitosuunnitelmista, sekä erillisistä tutkimus- ja seurantahankkeista. VPD:n kalastotiedot tullaan tallentamaan yhtenäiseen kalatietorekisteriin.

Tässä raportissa kuvataan kalaston ekologista tilaa suhteessa vesistöihin kohdistuviin paineisiin, sekä luokittelumenetelmän perusteita. Tarkoituksena on antaa luokittelua tekeville alustava esitys siitä, mitä ja miten VPD:n mukaisen ekologisen tilan määrittelyn tietoja voidaan käyttää. Raportissa esitetään koekalastusaineiston analyysintapojen ja luokkarajojen asettamisen periaatteet, sekä tarkastellaan määrällisten ja laadullisten kalastotietojen käyttöä ekologisen tilan luokittelussa eri kalayhteisömuuttujien osalta. Alustava järvien luokittelujärjestelmä sisältää kahdeksan kalaston lajikoostumusta ja monimuotoisuutta (lajimäärä, indikaattorilajit, lajisuhteiden tasaisuus), runsaussuhteita (biomassa, yksilömäärä, särkikalajien biomassaosuus, petomaisten ahvenkalajien biomassaosuus) sekä ikärakennetta (herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen) kuvaavaa muuttujaa. Muuttujille lasketaan havaitun arvon ja vertailuarvon osamääränä ekologiset laatusuhteet (EQR), jotka vakioidaan samalle asteikolle. Vertailuarvojen laskemiseksi tarvitaan koekalastusaineistoa luonnontilaisista kohteista. EQR-laskennassa käytetty vertailuarvo on mediaani vertailujärvien havainnoista. EQR:n luokkarajat (erinomainen/hyvä/tyydyttävä/välttävä/huono) lasketaan vertailuaineiston EQR-jakauman avulla. Osalle kalayhteisömuuttujista vertailuarvot ja luokkarajat voidaan määrittää myös käyttäen regressiomalleja tai asiantuntija-arvioita. Lopullinen luokitus tehdään muuttujien EQR:ien (tai osan niistä) keskiarvon perusteella.

Luokittelussa tarvittavien vertailuarvojen ja luokkarajojen laskemiselle on riittävästi käyttökelpoista aineistoa vasta neljästä järviyypistä. Lisäksi muuttujien toimivuuden testaaminen on vasta alkuvaiheessa. Muuttujat eivät välttämättä ole soveltuvia kaikkiin tilanteisiin, esim. rehevöitymispaineen alaisien järvien luokittelussa kannattane käyttää vain neljää muuttujaa: biomassa, yksilömäärä, särkikalajien biomassaosuus ja indikaattorilajit. Kaikki 12 järviyyppeä kattavan vertailualueverkoston luominen, sekä luotettavien vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittäminen on hitaasti tarkentuva prosessi, jonka tulisi tuottaa tarvittavat tiedot vuoden 2009 vesienhoitosuunnitelmien valmistumiseen mennessä.

Asiasanat

Vesipuitedirektiivi, kalayhteisöt, luokittelu, ekologinen laatusuhde, EQR, vertailuarvot, luokkarajat

Sisällys

ALKUSANAT	1
1. JOHDANTO.....	2
2. PINTAVESIMUODOSTUMIEN JAOTTELU JA YMPÄRISTÖTAVOITTEET.....	4
2.1 Kalaston hyvä ekologinen tila	4
3. KALAT PINTAVESIEN EKOLOGISEN TILAN KUVAUKSESSA.....	5
3.1 Kalayhteisöihin kohdistuvia ympäristöpaineita.....	6
3.2 Kalastus, kalaistutukset ja kalavesien hoito.....	7
4. PINTAVESIMUODOSTUMIEN TYYPITTELY	8
5. KALAKANTASEURANNAT – TIETOA ERI LÄHTEISTÄ.....	9
5.1 Näytteenottoon perustuva määrällinen kalakantatieto.....	9
5.2 Laadullinen kalakantatieto.....	10
5.3 Raportin tausta-aineisto - kalayhteisörekisteri.....	10
6. VESISTÖN TILAA KUVAAVAT KALAYHTEISÖMUUTTUJAT	12
6.1 Lajikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttujat	12
6.1.1 Lajimäärä.....	13
6.1.2 Indikaattorilajit	13
6.1.3 Järvityypille ominaiset lajit.....	14
6.1.4 Vieraslajit.....	14
6.1.5 Heikkoa happipitoisuutta sietävien lajien biomassa	14
6.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat	14
6.2.1 Biomassa ja yksilömäärä	15
6.2.2 Lajisuhteiden tasaisuus	16
6.2.3 Särkikaloiden biomassaosuus	17
6.2.4 Petomaisten (> 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus	19
6.2.5 Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde.....	21
6.3 Ikärakennetta kuvaavat muuttujat.....	21
6.3.1 Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen	21
6.4 Muut soveltuvat muuttujat.....	22
6.4.1 Vieraat lajit	22
6.4.2 Kalojen koko ja saaliin kokojakauma.....	22
6.4.3 Ahvenkalojen ja särkikaloiden suhde	22
6.5 Alustavaan suomalaiseen kalayhteisöindeksiin valitut muuttujat	23
7. KALAYHTEISÖMUUTTUIJEN LUOKKA-ARVOJEN YHDISTÄMINEN.....	24
7.1 Ekologinen laatusuhde.....	24
7.2 Kaksi lähestymistapaa EQR:n laskemiseen.....	24
7.2.1 Vakioitujen EQR:ien keskiarvo.....	24
7.2.2 Muuttujakohtaisten pistemäärien summaindeksi.....	25
8. VERTAILUARVOT JA LUOKKARAJAT.....	26
8.1 Vertailupaikat ja -aineistot.....	26
8.1.1 Tyypikohtaiset vertailuarvot.....	26
8.1.2 Ennustava mallinnus – regressiomallit	27
8.2 Luokkarajojen määrittely.....	28
9. AINEISTOIHIN PERUSTUVAT ALUSTAVAT VERTAILUARVOT JA LUOKKARAJAT.....	30
9.1 Kalalajien lukumäärä.....	30

9.2 Indikaattorilajit	33
9.3 Biomassa.....	35
9.4 Yksilömäärä.....	35
9.5 Lajistosuhteiden tasaisuus (Shannon-Wiener –indeksi)	36
9.6 Särkikalojen biomassaosuus	37
9.7 Petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus.....	37
9.8 Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen	38
9.8.1 Happamoitumisherkät järvet.....	38
9.8.2 Rehevöitymisherkät järvet:	39
9.9 Vieraslajien biomassaosuus	39
10. KALAYHTEISÖMUUTTUIJEN HERKKYYSTARKASTELU REHEVYYSGRADIENTILLA.....	42
11. LUOKITTELUSSA KÄYTETTÄVIEN KALAYHTEISÖMUUTTUIJEN VALINTA KUORMITUSTEKIJÄN PERUSTEELLA.....	46
12. KALOIHIN PERUSTUVAN LUOKITTELUJÄRJESTELMÄN KEHITTÄMISTARPEET	47
KIRJALLISUUS	49
LIITTEET.....	53

Alkusanat

Kalat ja kalasto on valittu yhdeksi vuonna 2000 voimaan tulleen vesipolitiikan puite-direktiivin neljästä eliöryhmästä, joiden avulla pintavesien ekologista tilaa arvioidaan. Kalastoseurantoja on maassamme tehty erilaisin menetelmin laajemmin 1970 luvulta lähtien. Järvissä yleisin tutkimus- ja seurantamenetelmä on perinteisesti ollut verkko-koekalastus eri silmäkokoja sisältävillä verkkosarjoilla. Vuonna 2005 verkkokoekalastusmenetelmä sai oman yhteiseurooppalaisen standardin, jossa käytetään Nordic-yleiskatsausverkkoa ja satunnaisesti syvyysvyöhykkeittäin ositettua verkkojen sijoittelua.

Kalaston perusteella tehtävän järvien ekologisen tilan luokittelun kehitystyötä on tehty Helsingin yliopiston ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen yhteistyönä. Työtä on rahoittanut maa- ja metsätalousministeriö. Aineiston käsittelystä ja raportoinnista ovat vastanneet Jouni Tammi ja Mikko Olin Helsingin yliopistosta sekä Martti Rask Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta. Raportissa käytettävät verkkokoekalastusaineistot on kerätty erilaisista kalaston seuranta- ja tutkimushankkeista, joissa on käytetty 1990-luvulla käyttöönotettuja yhtenäisiä näytteenottomenetelmiä (Böhling ja Rahikainen 1999). Verkkokoekalastusaineistoa on saatu Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen hoitokalastustutkimusprojektista (HOKA, Jukka Ruuhijärvi), latvajärvien toipumisprosessit (REPRO) sekä humusjärvien ekologisen tilan luokittelun kehittäminen (Myhinpää-projekti). Julkaisemattomien ja osittain myös julkaistujen aineistojen luovutuksesta käyttöömmme kiitämme myös Mirva Nykästä Helsingin yliopistosta (Ecoframe-hanke) sekä Pasi Ala-Opasta Helsingin yliopistosta (Lammin ja Tuuloksen järvien kalastokartoitus). Kalalajimäärien tarkasteluissa käytettiin vuosina 1995-96 toteutetun Pohjoismaisen järvikartoituksen järvi- ja kalastoaineistoa. Haluamme kiittää kaikkia näihin tutkimushankkeisiin osallistuneita henkilöitä.

Helsingissä kesäkuussa 2006

Tekijät

1. Johdanto

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi (VPD) tuli voimaan vuoden 2000 joulukuussa (Anon. 2000a). Puitedirektiivin keskeinen tavoite on luoda sisämaan pintavesien, jokien vaihettumisalueiden sekä rannikko- ja pohjavesien suojelua varten puitteet, jotka mm. estävät vesiekosysteemien ja niihin välittömästi liittyvien maaekosysteemien tilan huononemisen, edistävät kestävästä vedenkäytöstä, ja pyrkivät tehostamaan vesiympäristön suojelua ja haitallisten aineiden päästöjen rajoittamista ja lopettamista.

Ekologisen tilan arviointi perustuu biologisiin tekijöihin ja niitä tukeviin hydrologis-morfologisiin ja fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin. Eliöryhmät, joita ekologisen tilan arvioinnissa käytetään ovat kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet sekä kalat. Rannikkovesien ekologisen tilan arvioinnissa ei käytetä kaloja. Pintavedet jaetaan ominaisuuksiensa perusteella tyypeihin (liite 1) ja kunkin tyyppin joille ja järville määritetään ekologisen tilan kriteerit. VPD:n mukaisena pintavesien tilatavoitteena on vähintään hyvä ekologinen tila. Tilatavoitetta heikompien vesien tilaa tulee parantaa hoitotoimin.

Eräs vesipuitedirektiivin keskeisistä tavoitteista on yhtenäistää vesien tilan seurannassa käytetyt menetelmät ja normit. Kalastoseurantojen ongelma maassamme on ollut kirjavan menetelmä- ja laatutason lisäksi tiedon hajanaisuus. Kalaseurantatietojen käyttökelpoisuus ympäristön tilan arvioinnissa on ollut monilta osin heikko. Tähän on ollut osasyynä ympäristönseurannan kannalta oleellisten vertailuarvojen puuttuminen. Menetelmänormiston ja vertailuarvojen puute on useimmiten estänyt johdonmukaisten johtopäätösten tekemisen vesistön tilasta tai tilan kehityssuunnasta.

Kalat poikkeavat muista direktiivin eliöryhmistä siten, että kaloista ja kalakannoista saadaan tietoa myös muilla kuin tutkimukselliseen näytteenottoon perustuvilla menetelmillä. Kalastotietoa saadaan mm. saalistilastoista (kalastuskyselyt ja kirjanpitokalastus), käyttö- ja hoitosuunnitelmista sekä erillisistä tutkimus- ja seurantahankkeista. Dokumentoitua, raporttien laatijoiden laadultaan arvioimaa kalastotietoa voidaan käyttää ekologisen tilan arvioinnissa esim. kalalajikoostumuksen arvioinnissa. Tällaiset VPD:n mukaisten seurantojen ulkopuoliset kalastosta ja kalakannoista saatavilla olevat tiedot ovat merkittävä lisä ekologisen tilan luokittelussa tarvittavalle tiedolle erityisesti suurten järvien osalta.

Vesipuitedirektiivin mukaisen seurannan ja seurantatulosten raportointi edellyttää seurantatulosten valtakunnallista keskittämistä ja seurantamenetelmien ja raportoinnin laatutason kohottamista. Tässä raportissa käytetyistä kalayhteisöaineistoista on rakennettu alustava tietokanta, jonka pohjalta on tarkoitus kehittää valtakunnallista, muihin vesipuitedirektiivin biologisiin ja vesikemiallisiin tietokantoihin linkittyvä kalayhteisötietokanta. Tavoitteena on, että kaikkien maassamme tehtävien ympäristön tilan tai kalakantojen arviointiin liittyvien kalayhteisöseurantojen tuottamat tiedot tullaan saattamaan yhtenäiseen kalatietorekisteriin.

Luokittelujärjestelmän käyttö ja ekologisen tilan arviointi tulee tehdä asiantuntijatyönä. Luokitukseen käytettäviä laskenta- ja arviointijärjestelmiä ei voida sellaisenaan käyttää laskenta-automaatteina. Arviointimenetelyssä tulee huomioida aina mm. näytteenottoon, luokkarajojen määrittelyyn ja luonnolliseen vaihteluun liittyvät epävarmuustekijät. Käytännössä parhaaseen tulokseen päästään yhdistämällä kyseisen vesistön ja eliöryhmän tuntevien henkilöiden asiantuntemus, sekä kulloisenkin luokittelumenettelyn ja -tulosten kriittinen arviointi.

Tässä raportissa on pyritty kuvaamaan vesistöihin kohdistuvien paineiden ja kalaston ekologisen tilan suhteita ja luokittelumenetelmän perusteita. Sisällön tarkoituksena on antaa alustava kuvaus siitä mitä kalastotietoja vesipuitedirektiivin mukaisessa ekologisen tilan määrittelyssä voidaan käyttää ja miten tietoja käytetään. Raportin sisältö vas-

taa vuoden 2006 käsitystä kalayhteisöluokittelun perusteista. Lähtökohtana on ollut käydä läpi koekalastustietojen analysointitapoja ja luokkarajojen asettamista vertailuololoja käsittelevän työryhmäraporttien (mm. CIS WG 2.3 Refcond, Wallin ym. 2005) mukaisesti. Raportissa tarkastellaan verkkokoekalastuksen tuottamien kalastotietojen käyttöä ekologisen tilan luokittelussa sellaisen määrällisten kalayhteisömuuttujien osalta kuten yksikkösaaliin biomassa, yksilömäärä, lajisuhteet sekä särkikalojen ja petomaisten ahvenkalojen osuus saaliissa. Saalistietojen sekä muiden kanta- ja esiintymistietojen käyttöä ekologisen tilan luokittelussa pyritään kuvaamaan niille kalayhteisömuuttujille, joiden osalta tällaisia laadullisia (kvalitatiivisia) kalakantatietoja voidaan käyttää.

Tätä raporttia kirjoitettaessa käyttökelpoisia kalaston perusteella tehtävässä ekologisen tilan luokittelussa tarvittavia vertailuarvoja ja luokkarajoja eri kalayhteisömuuttujille on voitu määrittää vasta osalle suomalaisista järvityypeistä. Kaikki järvityypit kattavan vertailualueverkoston luominen, luotettavien vertailuarvojen saavuttaminen ja luokkarajojen määrittäminen on hitaasti, vuosien mittaan tarkentuva prosessi. Vesiputedirektiivin kehitys- ja tutkimustyö tulee jatkumaan lähivuosina ja luokittelumenetelmät sekä myös vesimuodostumien tyypittely ja rajaaminen voivat joiltain osin muuttua. Ratkaisevaa työn edistymisen kannalta on resurssointi, joka määrää reunaehdot täydentävien tietojen tuottamiseen tarvittavien seurantojen yhdenmukaiselle käynnistymiselle vuonna 2007.

2. Pintavesimuodostumien jaottelu ja ympäristötavoitteet

Vesipuidedirektiivin mukaan sisävesien vesimuodostelmat on jaoteltava seuraaviin ryhmiin: järvet, joet sekä voimakkaasti muutetut ja keinotekoiset vesimuodostumat. Direktiivin määrittelemänä ympäristötavoitteena ”luonnonmukaisissa” järvissä ja joissa on *hyvä ekologinen tila*. ”Luonnonmukaisilla” vesillä tarkoitetaan järviä ja jokia, joita ei ole määritelty voimakkaasti muutetuiksi.

Voimakkaasti muutetuiksi tai keinotekoisiksi nimetyillä vesimuodostumilla on ympäristötavoitteena hyvä ekologinen potentiaali, joka voi tapauksesta riippuen poiketa merkittävästi hyvästä ekologisesta tilasta tai se voi olla myös lähellä sitä. Paras saavutettavissa oleva ekologinen tila kalaston ja muidenkin direktiivin eliöyhteisöjen osalta määritellään tapauskohtaisesti ottaen huomioon ihmistoiminnasta aiheutuva fyysisten olosuhteiden muuttuminen.

Tässä raportissa käsitellään ainoastaan ”luonnonmukaisten” järvien ekologisen tilan luokittelua kalayhteisötietoja hyväksi käyttäen.

2.1 Kalaston hyvä ekologinen tila

Kalojen osalta ekologisen tilan arvioinnin laatutekijät ovat kalaston koostumus, runsaussuhteet sekä ikärakenne. Näitä tekijöitä kuvataan ensisijaisesti näytteenottoon perustuvilla menetelmillä, mutta myös muulla kalastosta saatavalla tiedolla. Laatutekijöiden luokittelun normatiiviset määritelmät kalojen (ks. taulukko 1) ja muiden luokitteletekijöiden osalta, sekä puidedirektiivin mukaisen seurannan periaatteet, on esitetty tarkemmin direktiivin liitteessä V (Anon. 2000a).

Taulukko 1. Järvien ja jokien kalayhteisöjen erinomaista, hyvää ja tyydyttävää ekologista tilaa koskevat normatiiviset määritelmät laatutekijöittäin.

Erinomainen tila	Lajikoostumus ja runsaussuhteet vastaavat täysin tai lähes täysin häiriintymättömiä olosuhteita. Kaikkia tyypille ominaisia muutosherkkiä lajeja esiintyy. Kalaston ikärakenteessa on vain vähän ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia eikä siinä ole merkkejä häiriöistä minkään lajin lisääntymisessä tai yksilönkehityksessä.
Hyvä tila	Vähäisiä muutoksia lajikoostumuksessa ja runsaussuhteissa verrattuna tyypille ominaisiin yhteisöihin, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kalaston ikärakenteessa on merkkejä muutoksista, jotka johtuvat ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin, sekä joissain tapauksissa siinä on merkkejä yksittäisen lajin lisääntymisen tai yksilönkehityksen häiriintymisestä siinä määrin, että jotkut ikäluokat voivat puuttua kokonaan.
Tyydyttävä tila	Kalaston koostumus ja runsaussuhteet eroavat kohtalaisesti tyypille ominaisista yhteisöistä, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin tai hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kalaston ikärakenteessa on suurehkoja ihmistoiminnasta johtuvia muutoksia, mikä johtuu ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin tai hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Kohtalaisen suuri osa tyypille ominaisia lajeja puuttuu tai niiden esiintyminen on hyvin vähäistä.

3. Kalat pintavesien ekologisen tilan kuvauksessa

Kaloja on käytetty ekologisen tilan indikaattoreina 1980-luvulta lähtien Pohjois-Amerikassa (Karr 1981) ja myöhemmin myös Euroopassa (Oberdorff ja Hughes 1992, Appelberg ym. 2000). Pohjoismaissa tehtyjen happamoitumistutkimusten yhteydessä on saatu yleistä tietoa eri kalalajien tavoista reagoida veden happamuuteen (Tuunainen ym. 1991, Degerman ja Lingdell 1993). Myös veden rehevyyden vaikutuksia kalayhteisöihin on tutkittu (mm. Persson ym. 1991, Persson 1994, Olin ym. 2002). Virtavesissä etenkin lohikalajien elinympäristövaatimuksista on kertynyt tietoa mm. jokirakentamisen ja lajien katoamisen, kalakantojen elvyttämisen sekä virtavesien kunnostamisen yhteydessä (Degerman ja Sers 1992, Haapala ym. 1998, Eklöv ym. 1999, Nykänen ym. 2004a ja 2004b, Vehanen ja Hamari 2004).

Kalojen indikaattoriarvoa lisäävät seuraavat ominaisuudet:

- kalat on taksonomisesti helppo tunnistaa ja vesien läheisyydessä asuvat ihmiset ja vesilläliikkujat tuntevat kalalajeja yleensä hyvin
- kalakannoissa tapahtuvat muutokset ovat konkreettisia ja kalastajat voivat havaita ne omakohtaisesti
- kalojen elinkierto on hyvin tunnettu (lisääntymishäiriöiden syyt tunnistettavissa)
- kalayhteisöissä on yleensä lajeja ravintoverkon eri tuotantotasolla (peto-saalis)
- kalastovasteet tunnetaan melko hyvin perustuotannon muuttuessa
- kalat voivat ilmentää sekä välittömiä että pitkäaikaisia ympäristönmuutoksia
- kalat soveltuvat hyvin haitallisten aineiden rikastumisen seurantaan
- kalojen fysiologisista vasteita (esim. entsyymiaktiivisuudet) voidaan käyttää biomarkkereina

Kalaston indikaattoriarvoa heikentävät:

- kalakantoihin kohdistuva kalastus
- kalakantojen hoidon eli lähinnä istutustoiminnan yleisyys
- vähäinen lajilukumäärä, mistä johtuen lajiston runsaussuhteiden merkitys sisävesien ekologisen tilan seurannassa korostuu

Karr'in (1981) Pohjois-Amerikkalaisiin virtavesiin kehittämässä ekologisen tilan indeksissä (IBI, Index of Biotic Integrity) tarkasteltavia kalayhteisömuuttujia ovat lajikoostumus, lajimäärä, tiettyä tai tiettyjä ympäristön stressitekijöitä heikosti sietävien lajien määrä, tiettyihin taksonisiin ryhmiin kuuluvien lajien määrät ja koostumukset, lajiristeymien osuus, yksilömäärä otoksessa, kaikkiruokaisten osuus, hyönteissyöjien osuus, petokalojen osuus sekä tautisten tai epämuodostuneiden kalojen osuus otoksessa.

Suomalaisten järvi- ja jokiekosysteemin toimintaa kuvaavia kalaryhmiä voidaan erottaa lähinnä ravinnonkäytön, kutu- ja vaelluskäyttäytymisen mukaan. Ympäristössä tapahtuvat muutokset heijastuvat näihin lajiryhmäominaisuuksiin, lähinnä lisääntymismenestyksessä (mm. vesistöarakentaminen, säännöstely, rehevöityminen) ja ravintoverkon muutoksissa (mm. rehevöityminen). Lisäksi eri kalalajit ja niiden eri kehitysvaiheet ovat eri tavoin herkkiä esim. happamoitumiselle ja vierasaineille. Fennoskandian sisävesissä keskeisiä kalaryhmiä ovat lohikalat, ahvenkalat ja särkikalat. Kaikkiruokaisina, pienikokoisen ravinnon syöjinä särkikalat sijoittuvat

ekosysteemin toiminnallisten tuottavuustasoilla petokaloja alemmalle tasolle ja reagoivat yleensä suoraviivaisesti tuottavuuden lisääntymiseen. Ahvenkalat ovat nuoruusvaiheiltaan kaikkiruokaisia, mutta normaalin monilajisen ekosysteemin toiminnan ja yksilön normaalin kasvun puitteissa ahven ja kuha saavuttavat kalaa syövän petokalan koon. Petokalasto kuuluu normaalin järviekosysteemin tasapainotilaan, ja muutokset petokalojen osuudessa viittaavat usein muutoksiin järven tuotantotasojen suhteissa. Lohikaloihin kuuluu koko elinkaareltaan planktonin ja pohjaeläinten syöjiä (siika, muikku, kuore, harjus), mutta myös kalansyönnin aloittavia lajeja (lohi, taimen, nieriä). Vaeltavat lohikalalajit kärsivät lähinnä vesistöarakentamisesta, mutta viileiden ja karujen vesien lajeina lähes kaikki lohikalamme ja myös made ovat herkkiä myös rehevöitymisen vaikutuksille.

3.1 Kalayhteisöihin kohdistuvia ympäristöpaineita

Pintavesiin kohdistuvilla paineilla on aina vaikutuksia vesiekosysteemin eliöihin ja toimintaan, myös kaloihin. Paineet voivat kohdistua tiettyjen kalayhteisön tai paineiden ominaisuuspiirteiden johdosta erityisesti esim. tiettyyn kalalajiin tai -lajeihin. Vesistön rakenteelliset muutokset kuten kulkuesteet, perkaukset, ruoppaukset ym. uoman muutokset haittaavat erityisesti lohikalojen vaellusta lisääntymisalueille ja pilaavat usein myös poikas- ja kutualueita. Säännöstely aiheuttaa samansuuntaisia häiriöitä haittaamalla mm. rantavyöhykkeessä kutevien kalojen lisääntymistä ja säännöstelytoiminnan rakenteet estävät kalojen kulkua. Vaikutukset näkyvät kantojen heikkenemisenä, poikastiheyksien alenemisenä ja lajiston muuttumisena.

Rehevöityminen on keskeisin suomalaisten järvien ekologista tilaa heikentävä tekijä. Rehevöitymisen kalastovaikutukset ilmenevät lajiston runsaussuhteiden muutoksina, särkikalojen runsastumisena sekä herkkien lajien, kuten lohikalojen, taantumisenä. Alueellisesti rehevöitymisongelma keskittyy maan etelä- ja länsiosiin (Tammi ym. 1997). Suuri osa rannikon joista on valuma-alueen raskaan ravinnekuormituksen vaivaamia. Vesistökuormituksen vierasaineet voivat olla uhkana mm. kalojen lisääntymiselle. Rehevöitymiselle herkkiä ja samalla yleisesti kuormitettuja järviä ovat maatalousalueilla sijaitsevat pienehköt ja keskikokoiset matalat järvet. Myös metsä- ja turvetalous lisäävät pintavesien kiintoaine- ja humuspitoisuutta ja aiheuttavat kalojen lisääntymiselle haitallista pohjien liettymistä.

Ilmansaasteiden aiheuttama happamoituminen ilmenee maaperän heikon puskurikyvyn omaavien alueiden pienissä yleensä alle 1 km²:n latvajärvissä. Tällaisissa vähälajisissa pienjärvissä on järven tilan arvioinnissa käytetty indikaattoreina happamoitumiselle herkkien kalalajien esiintymistä, lisääntymismenestystä ja populaatiotason muutoksia. Ilmansuojelutoimenpiteiden ansiosta happamoitumisen eteneminen on pysähtynyt ja järvissä on havaittu monin paikoin vedenlaadun ja kalakantojen elpymistä. Eteläisessä suomessa ongelma on tällä hetkellä väistymässä (Rask ym. 1998), mutta esim. Koillis-Lapissa Kuolan teollisuuskeskittymien vaikutusalueella maaperän ja vesistöjen happamoituminen on edelleen lähialueita uhkaava tekijä. Happamoitumisriski on yleensäkin rajautunut heikon puskurikyvyn omaavien maa-alueiden pienvesistöihin.

Pohjanmaan alunamaiden tulvasuojeluun ja muuhun vesistöarakentamiseen liittyvät voimakkaat happamuuspulssit ovat aiheuttaneet vuosien mittaan laajoja kalakuolemia ja kalojen lisääntymishäiriöitä, jotka ovat vaikuttaneet rannikkokalastuksen saalisiin ja saaliiden lajikoostumukseen mm. Kyröjoen suistoalueilla (Hudd & Leskelä 1998).

Vesistön tilan seurantaan soveltuvien kalayhteisömuuttujien tulee ilmentää edellä mainittuja paineita. Merkittäväksi ympäristöpaineeksi tai paineiden yhdistelmäksi määritellään tekijät, joiden vaikutuksesta vesimuodostuma ei saavuta hyvää ekologista tilaa.

3.2 Kalastus, kalaistutukset ja kalavesien hoito

Vesipuitedirektiivin eliöryhmistä ainoastaan kaloihin vaikuttavat suoraan ihmisen hyödyntäminen ja hoitotoimenpiteet. Kuten kalastus, myös kalanistutus on vesipuitedirektiivin soveltamisalan ulkopuolella, sillä em. toiminnot eivät ainakaan välittömästi muodosta vesistön fysikaalis-kemiallisten tai hydrologis-morfologisten ominaisuuksien kautta vesistön ekologiseen tilaan kohdistuvaa painetta. Kalastuksen valikoiva pyyntitapa ja kalavesien hoito istuttamalla kuitenkin muuttavat kalaston runsaussuhteita ja lajistoa, jolloin toiminta heijastuu kalayhteistöistä saatavaan tietoon. Kalaston rakennetta kuvaavien kalayhteisömuuttujien osalta kalastuksen vaikutus tulee arvioida erikseen, mikäli ekologisen tilan arvioinnissa päädytään esim. hyvän ja tyydyttävän ekologisen tilan rajalle.

Luonnonmukaisten vesien (ks. luku 2) kalalajistoa ja sen alkuperää koskevien muuttujien osalta ekologisen tilan luokittelussa huomioidaan vain ne kalalajit, joiden kanta lisääntyy (myös) luontaisesti. Istutuksista peräisin olevien lajien esiintyminen ei heikennä vesistön tilaa, mikäli istutukset eivät vaaranna merkittävästi alkuperäisten kalalajien elinmahdollisuuksia. Vesistöillemme vieraat istutetut lajit eivät Suomen vesissä yleensä muodosta niin suuria kantoja, että lajilla tai lajeilla olisi merkittävää vaikutusta ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kannalta. Vieraslajien runsastumista ja kilpailua alkuperäisten kantojen kanssa rajoittaa maassamme mm. ilmastotekijät. Esi-merkkinä haitallisesta vieraslajista voidaan kuitenkin mainita puronierä, joka pienissä virtavesissä saattaa syrjäyttää alkuperäisen taimenen. Kalataloudellisessa mielessä uudella lajilla, joka on muodostanut luontaisesti lisääntyvän kannan voi olla myönteinen vaikutus vesistöissä, mikäli lajille on tarjolla tyhjä ekologinen lokero, eikä laji vaikuta kielteisesti alkuperäiseen lajistoon. Tällaista tilannetta voidaan pitää ekologisen tilan kannalta neutraalina. Myös lisääntymiskyvyttömän uuden lajin vaikutusta voidaan pitää neutraalina mikäli edellä mainitut ehdot täyttyvät.

Alkuperäisen vesistöä hävinneen kannan palauttamista voidaan pitää ekologista tilaa parantavana toimenpiteenä, jos kannalle on avautunut uusi mahdollisuus luonnolliseen lisääntymiskiertoon. Tällainen perusteltu tilanne on voinut syntyä, mikäli esim. kutualueet on aikanaan menetetty, mutta ovat taas hoitotoimien johdosta käytettävissä, syönnösalue soveltuu lajille ja lisäksi sopiva kanta palauttamiseen on olemassa. Istutus on tällä hetkellä eräiden silmälläpidettävien tai uhanalaisten lohikalakantojen säilyttämiselle välttämätön toimenpide.

4. Pintavesimuodostumien tyypittely

Tyypittely ryhmittelee hydrologis-morfologisilta, maantieteellisiltä ja alkuperäisiltä (luonnotilaisilta) kemiallisilta ominaisuuksiltaan samankaltaiset vesimuodostumat samaan tyyppiin. Tyypittelyn avulla pyritään siis luomaan yhtenäiset vertailuryhmät kaikille luokiteltaville pintavesimuodostumille, järville joille ja rannikkovesille erikseen. Tyypittelyllä rajoitetaan biologisten laatutekijöiden luonnollista vaihtelua tasolle, joka voidaan hallita pintavesityypin sisällä. Mikäli tyypittely on biologisesti mielekäs, eri vesimuodostumatyyppien vertailuololoissa biologisten muuttujien jakaumat menevät mahdollisimman vähän päällekkäin ja muuttujien keskiluvut tyyppien välillä eroavat merkitsevästi. Tällöin eri pintavesityypille voidaan määrittellä luontaiset vertailuarvot kullekin tarkasteltavalle muuttujalle. Vuonna 2006 käyttöön otetun tyypittelyn mukaan Suomessa on 11 jokityyppiä ja 12 järvityyppiä (ks. liite 1).

Vuoden 2002 alustavan järvityypittelyn soveltuvuutta kaloille testattiin tarkastelemalla 21 yleisimmän kalalajin esiintymistä ja runsautta järvissä (Tammi ym. 2001, 2002). Faktorianalyysin tuloksena muodostui viisi kalayhteisöryhmää, joiden esiintymistä selittivät keskeisimmin järven tuottavuus (kokonaisfosfori), leveysaste (pohjoisuus) ja pinta-ala, mutta myös esim. johtokyky. Järviveden humuspitoisuus ei osoittautunut merkittäväksi kalayhteisöjä sääteleväksi tekijäksi. Myös korkeus merenpinnasta ja järven maksimisyvyys vaikuttavat kalayhteisörakenteeseen (Appelberg ym. 2000), vaikka näitä ei pystytty puutteellisten tietojen vuoksi tarkastelussa todentamaan. Tutkimuksen yleistävä johtopäätös oli, että kaikkien ehdotettujen järvityyppien kalayhteisöt eivät poikkea merkittävästi toisistaan. Samat ekologisen luokituksen kriteerit voivat siten soveltua tietyille kalayhteisömuuttujille useissa järvityypeissä.

Vertailuoloihin perustuvia tyypikohtaisia kalayhteisömuuttujien vertailuarvoja ei ole voitu määrittellä vielä kaikille järvityypeille vertailuaineiston vähäisyyden vuoksi.

5. Kalakantaseurannat – tietoa eri lähteistä

Järviemme kaloista ja kalakannoista on saatavilla runsaasti erityyppistä tietoa. Muiden VPD:n seurantamääritelmiin sisältyvien eliöryhmien osalta tietoa saadaan käytännössä vain näytteenottoon ja näytteiden määrittämiseen perustuvilla menetelmillä. Ekologisen tilanarvioinnin näkökulmasta kalayhteisö- ja kalakantatieto voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään:

- 1) Määrällinen kalastotieto. Kerätään näytteenottoon perustuvalla menetelmällä, yleisimmin koeverkkopyynteillä ja on keskeisin tietolähde ekologisen tilan arvioinnissa.
- 2) Laadullinen kalastotieto. Kerätään saalistilastoinnilla mm. kalastuskirjanpidolla ja kalastuskyselyillä. Käsittää myös erilaiset viranomaistiedot kantojen luontaisuudesta, kalastutuksista, sekä muun tutkimuksellisen asiantuntijatiedon. Voidaan käyttää lisätietona ekologisen tilan arvioinnissa erityisesti suurten järvien osalta.

Luonnontilaisten tai lähellä luonnontilaa olevien järvien kalayhteisöistä on vain vähän rekisteröityä tietoa, sillä kalastoseurantoja on tehty selvästi enemmän kuormitetuissa järvissä ja esim. voimakkaasti muutetuissa vesissä. Kalastotietoa kertyy paljon vesiympäristöä muuttavien hankkeiden velvoitetarkkailussa (Rannikko 2005). Näissä verkkokoekalastukset tehdään vielä nykyisinkin vaihtelevin koeverkkojen ja menetelmien mukaisesti. Velvoitetarkkailujen koekalastuskäytäntöjä tulisikin pikaisesti ryhdistää, jotta saatava tieto olisi ekologisen tilan luokitteluun – ja myös alkuperäiseen tarkoitukseensa – sopivampaa.

5.1 Näytteenottoon perustuva määrällinen kalakantatieto

Verkkokoekalastuksia on maassamme tehty perinteisesti hyvinkin vaihtelevilla menetelmillä ja verkkotyypeillä. Nykyisin kalanäytteenottoon järvissä suositellaan syvyyssyöhykkeittäin ositettuun satunnaisotantaan perustuvaa verkkokoekalastusta Nordic-yleiskatsausverkoilla (Malmquist ym. 2001). Menetelmä on EU/CEN-standardoitu (EN 14757:2005; Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gill-nets). Myös velvoitetarkkailuissa suositellaan käytettäväksi yksinomaan tätä verkkokoekalastusmenetelmää. Menetelmän etuina on otannan kattavuus, luotettavuus sekä suhteellisen pieni valikoivuus. Haittapuolena on työvaltaisuus syvissä ja suurissa järvissä. Vastaaviin rajoituksiin törmätään kuitenkin myös kaikessa muussa biologisessa näytteenotossa. Karkeasti arvioiden menetelmällä saadaan edustavin kuva järven kalastosta, kun toimitaan pinta-alaltaan alle 10 km²:n järvissä. CEN-standardiehdotuksessa järven koon yläraja on 50 km². Tätä suuremmilla järvillä näytteenotto on keskitettävä valikoidusti tietylle järven osa-alueelle. Menetelmästä ja verkkovuorokausien vähimmäismääristä löytyy ohjeita kalataloustarkkailujen menetelmäkirjasta (Böhling ja Rahikainen 1999).

Verkkokalastuksen valikoivasta pyytävyydestä johtuen pienet, rantavyöhykkeessä esiintyvät lajit jäävät usein näytteenoton ulkopuolelle. Tällaisten lajien esiintymisen selvittämiseksi voidaan käyttää esim. kivikkorantojen sähkökoekalastusta ja tiheyden arviointia. Rantavyöhykkeen kalalajien merkitys korostuu erityisesti Pohjois-Suomen vähälajisissa järvissä, joissa rantavyöhykkeen lajit ovat yleisiä ja voivat edustaa merkittävää osaa järven kalalajimäärästä. Voimakkaasti muutetuissa, säännöstellyissä järvissä rantavyöhykkeen kalastoa voidaan käyttää säännöstelyn rantavyöhykkeeseen kohdistuvien vaikutusten arvioinnissa. Säännöstelyllä on haitallisia vaikutuksia erityisesti rantavyöhykkeeseen kuteviin lajeihin kuten siikaan ja litoraalissa esiintyviin taloudellisesti vähempiarvoisiin kalalajeihin (Sutela 2003, julkaisematon).

5.2 Laadullinen kalakantatieto

Suurilla ja syvillä järvillä kalaston ekologista tilaa ei voida käytännössä selvittää luotettavasti pelkästään näytteenottoon perustuvilla menetelmillä, sillä se vaatii huomattavan paljon resursseja. Mitä suurempi järvi seurantakohteena on, sitä keskeisempi merkitys laadullisen tiedon käytöllä on ekologisen tilan arvioinnissa. Suurilla järvillä kalaston tilanarviointi voidaan toteuttaa yhdistämällä laadullinen (kvalitatiivinen) esiintymis- ja kalakantatieto sekä rajatulta alueelta verkkokoekalastuksella saatu tieto. Laadullista tietoa voidaan käyttää lisätietona arvioitaessa lajimäärää, indikaattorilajien esiintymistä ja herkkien avainlajien luontaista lisääntymistä (taulukko 2).

Laadullisen tiedon käyttöä ekologisen tilan arvioinnissa tukee seikka, että yhdenmukaisiin verkkokoekalastuksiin perustuvia kalastoaineistoja suurilta järviltä ollut saatavilla vain vähän vertailuarvojen ja luokkarajojen määrittelemiseksi. Laadullisen tiedon käytön edellytyksenä on, että tieto on dokumentoitu ja saatavilla saalistilastointia ja kalastuskyselyjen tuloksia kuvaavista raporteista, käyttö ja hoitosuunnitelmista tai viiranomaisten tietorekistereistä.

Taulukko 2. Eri tietolähteiden merkitys kunkin käytettävän kalayhteisömuuttujan osalta. Suuri merkitys on osoitettu isolla X-kirjaimella.

Muuttuja	Koekalastus	Muu tietolähde
Lajimäärä	x	X
Indikaattorilajit	x	X
Biomassa	X	
Yksilömäärä	X	
Lajisuhteiden tasaisuus	X	
Särkikalojen osuus	X	
Petoahvenkalat	X	
Herkkien lajien lisääntyminen	x	X

5.3 Raportin tausta-aineisto - kalayhteisörekisteri

Vesipuitedirektiivissä määritelty biologinen seuranta ja järvien tilan arviointi edellyttää yhtenäistä luokittelujärjestelmää, joka taas edellyttää näytteenottomenetelmien yhdenmukaistamista. Tässä raportissa on käytetty yksinomaan Nordic-yleiskatsausverkkokoekalastuksiin perustuvaa aineistoa niiden kalayhteisömuuttujien osalta, jotka edellyttävät määrälliseen (kvantitatiiviseen) näytteenottoon perustuvaa kalayhteisötietoa. Näitä ovat mm. yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä, lajisuhteet arvioituna lajikohtaisista yksikkösaaliista sekä särkikalojen ja petomaisten ahvenkalojen osuus saaliissa (taulukko 2).

Vesipuitedirektiivin toimeenpano käynnisti yhtenäisen kalayhteisörekisterin (taulukko 3) kokoamisen Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksessa. Alustavan kalayhteisörekisterin kala-aineistot on kerätty mm. seuraavista seuranta- ja tutkimushankkeista: ympäristön yhdennetty seuranta (YYSS, Forsius ym. 2004), Lammin ja Tuuloksen järvien kalastokartoitus (Ala-Opas 1999, 2000), rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset (HOKA, Olin ym. 1998, Olin & Ruuhijärvi 1999, 2000, 2001, 2002), latvajärvien toipumisprosessit (REPRO, Tammi ym. 2004), humusjärvien ekologisen tilan luokittelun kehittäminen (Myhinpää-projekti, Westermark ym., julkaisematon), Ecoframe-hankkeen kalastotutkimukset (Nykänen ym. 2005).

Taulukko 3. Seurantajärvien lukumäärä (12/2005) kalayhteisörekisterissä eri järvityypeissä (ks. liite 1).

Järvityyppi	Vertailujärvet	Kuormitetut	Yht.	Lisätietoja
Vh ja MVh	23	7	30	sis. osa-alueita
SVh	9	6	15	
Ph ja Mh	21	26	47	
Kh	1	3	4	
Sh	1	1	2	
Rh ja MRh	4	3	7	
Lv	0	0	0	
RrRk	0	19	19	
PoLa	0	0	0	
Yht.	59	65	124	

Kalalajimäärään vaikuttavien tekijöiden ja vertailuarvojen tarkastelussa käytettiin pohjoismaisen järvikartoituksen (1995) tuottamia järvien ominaisuustietoja ja kyselyyn perustuvia tietoja kalalajien esiintymisestä (mm. Tammi ym. 1997). Kartoituksen 710 järven kalastotiedot perustuvat järvien kalaston tunteville henkilöille kohdistettuun kyselyyn. Aineisto sisältää keskeiset järvien ominaisuustiedot (pinta-ala, maksimisyvyys, sijainti ja korkeus merenpinnasta), sekä vuoden 1995 näytteenoton vesianalyysitiedot. Satunnaisotantaan perustuvan valinnan johdosta järviaineisto sisältää ekologiselta tilaltaan muuttumattomia ja muuttuneita kohteita. Lajimäärän tarkastelussa käytettiin aineiston kaikkia järviä, sillä vertailujärviä ei voitu erotella painetietojen puuttuessa.

Kyselyyn perustuvan tiedon heikkouksia ovat mm. vastaajien vaihteleva tietämys, motivoituneisuus ja subjektiivisuus kysytyjen asioiden suhteen. Kyselyllä ei todennäköisesti saada aina tietoa kaikista järvessä esiintyvistä kalalajeista. Toisaalta myös pelkästään näytteenottoon perustuvaa lajimäärän arviointia koskevat samat epävarmuudet: pienikokoisista rantavyöhykkeen lajeista ja pelagiaalin parvikaloista (esim. muikku) saadaan heikosti havaintoja yleiskatsausverkoilla. Kyselyllä taas saadaan tietoa mm. lajien alkuperästä (esim. istutuksista) ja häviämisestä, mitä ei pelkällä näytteenotton perustuvalla menetelmällä voida todeta. Tässä raportissa käytetyistä kalalajien esiintymistiedoista poistettiin istuttamalla kotiutetut lajit.

6. Vesistön tilaa kuvaavat kalayhteisömuuttajat

Kalaston laatutekijöiden, lajikoostumuksen, runsaussuhteiden ja ikärakenteen, kuntoa voidaan kuvata useilla vakiintuneilla kalayhteisömuuttujilla. Vesiympäristön tilan laajamittaisessa seurannassa käyttökelpoisten kalayhteisömuuttujien valintaan vaikuttavat keskeisesti seuraavat tekijät:

- Muuttujan kyky kuvata laatutekijän kuntoa
- Muuttujan reagointimekanismi ja herkkyys paineisiin
- Muuttujan luontainen vaihtelu
- Näytteenotosta aiheutuva vaihtelu
- Muuttujalla määritettävien vertailu- ja raja-arvojen luotettavuus
- Seurantaan ja analysointiin varatut resurssit

Lisäksi muuttujien valintaan vaikuttavat mm. muuttujan kyky kuvata ekosysteemin rakennetta ja toimintaa sekä esim. tieteelliset ja tutkimukselliset näkökohdat.

Seuraavissa luvuissa on arvioitu eri kalayhteisömuuttujien soveltuvuutta kalaston tilan kuvauksessa maamme oloissa. Tiettyjen kalayhteisömuuttujien muuttujien osalta on tehty myös aineistoihin perustuvia painetarkasteluja käyttäen kuormitustietoja tai kuormitusta kuvaavia ympäristömuuttujia, esim. kokonaisfosforia. Painetarkasteluissa verrattiin kalayhteisömuuttujien arvoja vertailukohteiden ja ekologiselta tilaltaan heikentyneiden kohteiden välillä. Muuttujien jakaumien tarkastelussa tulee huomioida, että ekologiselta tilaltaan heikentyneet järvet edustavat valtaosin tyydyttävään luokkaan kuuluvia järviä. Tämän johdosta kuormitettujen järvien keskiluvut poikkeavat vertailuarvoista selvästi vähemmän kuin mikäli kuormitettujen järvien ryhmä koostuisi tasapuolisesti tilaluokista huonosta tyydyttävään.

Painetarkasteluissa käytettiin kaikkien muuttujien osalta koko aineistoa yli järvityyp-
pirajojen. Vertailujärvien ryhmään kuuluu todennäköisesti myös lievästi muuttuneita, hyvään luokkaan kuuluvia kohteita.

6.1 Lajikoostumusta ja monimuotoisuutta kuvaavat muuttajat

Maamme järvien kalalajisto jakautuu lajien yhteisesiintymiseen perustuvissa analyseissä (Tammi ym. 2001, 2002) viiteen ekosysteemiekologiseen ryhmään. Kalaston yhteisesiintymistä ja runsautta sekä samalla järvityyppiä kuvaavia pääryhmiä voidaan erotella seuraavasti: 1) rehevyyden ilmentäjät, pasuri, sorva, lahna, ruutana, suutari, sulkava ovat tyypillisiä Etelä-Suomen savialueiden luonnostaan rehevissä ja sameissa järvissä, 2) yleislajit, ahven, hauki, särki, kiiski ja made esiintyvät yleisinä monen-tyyppisissä järvissä, minkä johdosta niillä on vähäinen merkitys järvityyppijä erottelevana tekijänä, 3) pohjoiset lohikalat, harjus, nieriä, taimen, siika sekä särkikaloista mutu vaativat kylmää ja hapekasta vettä, jolloin leveysaste ja korkeus merenpinnasta määräävät selvimmin näiden lajien esiintymisen, 4) pelagiset siikakalat, muikku ja siika sekä myös kuore ja taimen ovat syys- tai talvikutuisia lajeja ja yleisiä suurehkoissa, niukkaravinteisissa, kirrkaissa tai keskiumuksisissa järvissä. Siian, muikun ja nieriän kudun onnistuminen edellyttää alusveden ja pohja-aineksen hyvää happipitoisuutta. 5) Kuha, kuore ja salakka ovat yleisiä suurehkoissa ja tuottoisissa, keskisyvissä ja syvissä eteläisissä järvissä.

6.1.1 Lajimäärä

Kalalajimäärä suomalaisissa järvissä ja joissa on alhainen kun lajirunsaattia verrataan esim. Manner-Eurooppaan tai Pohjois-Amerikkaan. Pienehköjen järvien lajimäärä jää eteläisessä Suomessa tyypillisesti 5-8 kalalajiin, pohjoisessa lajimäärän ollessa vielä tätäkin alhaisempi. Suurtenkin järvien lajimäärä tavoittaa harvoin kahtakymmentä lajia. Saimaan vesistössä päästään noin kolmeenkymmeneen kalalajiin. Järven pinta-ala on merkittävin järven kalalajimäärään vaikuttava tekijä, mutta rinnakkaisesti myös korkeus merenpinnasta ja pohjoisuus vaikuttavat lajimäärään.

Paineet, jotka voivat vaikuttaa lajimäärää alentavasti voidaan jakaa karkeasti:

- Vaelluskalojen kulkuesteet
- Oligotrofiaa suosivien lajien taantuminen tai häviäminen rehevöitymisen seurauksena (lisääntymishäiriöt, alusveden hapettomuus), satunnaisen hapettomuuden aiheuttamat talviaikaiset kalakuolemat
- Happamoitumisen aiheuttamat lisääntymishäiriöt, populaation häviäminen
- Suorat tai epäsuorat myrkkyyvaikutukset
- Vieraan lajin aiheuttama syrjäyttävä kilpailu

Rehevöityminen voi tietyissä olosuhteissa lisätä järvien lajiversiteettiä, mutta käytännössä tällainen tilanne on mahdollinen vain hyvien leviämisyhteyksien vesistösystemeissä tai istutustoiminnan seurauksena. Kalalajien luontainen leviäminen on yleensä hidasta ja vähäistä suhteellisen nopeiden ympäristömuutosten mittakaavassa. Useammin kuin lisäämällä lajiversiteettiä, rehevöityminen haittaa herkkiä lajeja. Pitkälle edennyt rehevöityminen aiheuttaa happikatoja, kalakuolemia ja herkkien lajien häviämisiä (Helminen ym. 2000).

6.1.2 Indikaattorilajit

Ympäristömuutoksille herkkien kalalajien esiintyminen voidaan katsoa indikoivan hyvää tai erinomaista ekologista tilaa. Indikaattorilajin määritelmään soveltuvia, luontaisesti lisääntyviä kalalajeja voidaan kuvata karkeasti kahdella ryhmällä: alusveden hyvää tilaa, pohjan laatua ja hyvää happipitoisuutta indikoivat lajit sekä litoraalin, lähinnä kivikkorantojen muuttumattomia olosuhteita indikoivat lajit. Edellä mainittuun ryhmään voidaan lukea kuuluviksi made, muikku, siika, nieriä ja härkäsimppu. Taimenta ja harjusta voidaan käyttää indikaattorilajina, mikäli kyseessä on luontaisesti lisääntyvä kanta. Rantavyöhykkeeseen kohdistuvien muutosten, kuten säännöstelyn, vaikutuksia litoraalissa eläviin kalalajeihin on tutkittu viime vuosina mm. säännöstelyn ekologisia vaikutuksia selvittävässä CENOREG-hankkeessa (Marttunen ym., julkaisematon). Kivikkorannoilla eläviä indikaattorilajeja ovat kivisimppu, muttu, kivennuoliainen, kymmenpiikki ja kirjoeväsimppu sekä esim. mateen poikaset. Happamoitumiselle herkissä vesistöissä tyypillisiä indikaattorilajeja ovat särki ja ahven.

Käytettäessä indikaattorilajien kriteereitä ekologisen tilan määrittelyssä tulee huomioida lajien esiintymistodennäköisyys. Useissa järvityypeissä ja erityisesti pienten järvien osalta indikaattorilajin/-lajien puuttuminen voi olla luontaista. Tällöin tilaluokan aleneminen edellyttää tietoa indikaattorilajin/-lajien taantumisesta tai häviämisestä.

Pienikokoisten kalalajien esiintyminen jää helposti havaitsematta näytteenottoon perustuvassa seurannassa. Aikaisemmin esiintyneiden herkkien lajien häviämisestä ei myöskään saada tietoa. Laadullinen kalastotieto, joka usein perustuu ajallisesti ja alueellisesti laajempaan havainnointiin, on keskeistä tällaisten indikaattorilajien esiintymisen tai häviämisen määrittelyssä.

6.1.3 Järvityypille ominaiset lajit

Tärkeiden lajien esiintymistä tai puuttumista voidaan mitata mm. Hämmäläisen ym. (2002) jokien pohjaeläimille käyttämällä *EQR_{KOOSTUMUS}*-indeksillä, jossa mitataan tyyppin vertailujärville ominaisten lajien esiintymistä/puuttumista. Tyyppille ominaiseksi lajiksi voidaan määrittää esim. yli puolessa vertailukohteista esiintyvä laji. Kalaston osalta tämän muuttujan käyttökelpoisuutta rajoittaa lajien vähäinen määrä, erityisesti pienissä järvissä sekä Pohjois-Suomen järvissä.

6.1.4 Vieraslajit

Korkeaa vieraslajien biomassaosuutta voidaan pitää ekologista tilaa alentavana tekijänä. Vieraslajeiksi katsotaan eri maanosista tuodut lajit kuten esimerkiksi kirjolohi, karppi ja puronieriä. Käytännössä maassamme tuskin on vesiä, joissa vieraslajien biomassaosuus nousisi yli muutaman prosentin kalayhteisön kokonaisbiomassasta. Vieraslajien leviäminen ja runsastuminen vesistöissämme on kuitenkin tulevaisuudessa mahdollista, mikäli esim. ilmasto-olosuhteissa tapahtuu muutoksia.

6.1.5 Heikkoa happipitoisuutta sietävien lajien biomassa

Ruotsalaisessa kalayhteisöindeksissä muuttujina on käytetty myös heikkoa happipitoisuutta sietävien lajien, ruutanan ja suutarin biomassaosuutta (Appelberg ym. 2000). Suomalaisissa rehevissä järvissä, jotka yleisesti kärsivät alusveden hapettomuudesta, kalayhteisöissä ei yleensä havaita em. lajien merkittävää biomassan suurentumista. Ilmiö voidaan useimmiten liittää erittäin matalien ja umpeenkasvavien järvien ominaisuudeksi. Tosin ”happikatotalvena” 2002-2003 useista matalista eteläsuomalaisista järvistä kuolivat kaikki muut lajit ja jäljelle jäi vain ruutanoita tai suutareita (Rantanen ym. 2005).

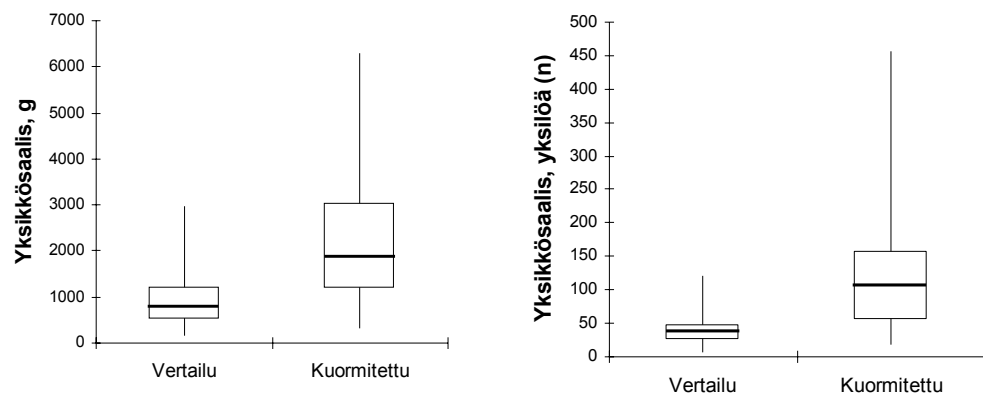
6.2 Runsaussuhteita kuvaavat muuttujat

Alustavassa kaloihin perustuvassa luokittelussa runsaussuhteita kuvaavien muuttujien tieto perustuu verkkokoekalastuksella saatavaan aineistoon. Verkkokoekalastukseen perustuvissa saalistiedoissa, erityisesti biomassa ja yksilömäärää kuvaavissa muuttujissa, on huomattavan paljon vaihtelua. Verkkokoekalastus ei ole määrällinen (kvantitatiivinen) menetelmä, vaan näytteenoton tehokkuuteen vaikuttavat lukuisat tekijät. Myös kalakantojen luontainen, mahdollisesti suurikin vaihtelu heikentää vertailuarvojen luotettavaa määrittelyä. Näytteenoton edustavuutta voidaan parantaa lisäämällä ajallista ja paikallista näytteenoton kattavuutta. Nykyinen yleiskatsausverkkomenetelmä on lisännyt kalanäytteenoton tehokkuutta, kun menetelmässä yksi 30 m pitkä verkko vastaa näytteenottoyksikkönä aikaisemmin yleisesti käytettyä 8 verkon 240 m pitkää verkkosarjaa. Pienemmällä työmäärällä päästään suurempaan näytemäärään. Lisäksi uudessa standardimenetelmässä käytettävä syvyysvyöhykejako ja satunnaisotanta lisäävät aineiston kattavuutta sekä vähentävät satunnaisvaihtelua ja systemaattisia virheitä. Kalastamalla vähintään kolme kertaa ei-perättäisinä päivinä loppukesällä tasoitetaan säätekijöistä johtuvaa vaihtelua aineistossa.

6.2.1 Biomassa ja yksilömäärä

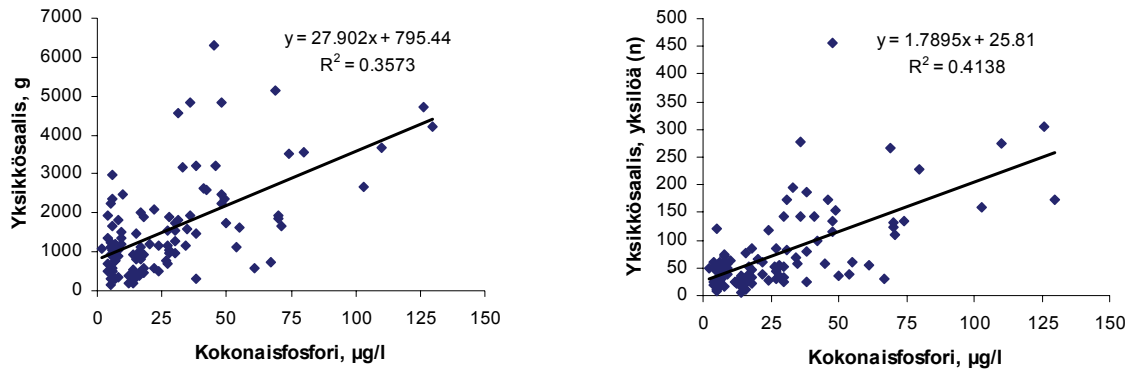
Vesistön kalabiomassaan ja -tiheyteen vaikuttavia tekijöitä ovat mm. järven ravinteisuus ja ravinnetalous, lämpöolot. Biomassasta ja yksilömäärästä saataviin tuloksiin vaikuttaa keskeisesti myös järven morfologia, erityisesti syvyys. Biomassa ja yksilömäärä reagoivat paineisiin kaksisuuntaisesti: kalapopulaatioiden lisääntymisongelmat tai akuutti vedenlaadun heikkeneminen, kalojen karkottuminen tai kalakuolemat pienentävät kalakannan biomassaa ja yksilötiheyksiä, kun taas rehevöityminen tiettyyn pisteeseen saakka suurentaa ko. muuttujien arvoja. Tämä edellyttää kaksisuuntaista tarkastelua luokkarajojen suhteen, sillä myös poikkeuksellisen suuret arvot biomassassa ja yksilömäärissä kuvaavat vesistön häiriötilaa.

Tässä työssä käytetyssä aineistossa kuormitettujen järvien biomassa- ja yksilömäärä-jakauman keskiluvut olivat n. 2-3 kertaa suuremmat kuin vertailujärviksi luokitelluissa järvissä (kuva 1). Yksikkösaaliin biomassan mediaani vertailujärvissä oli 910 g kun vastaava luku kuormitetuissa järvissä oli 1940 g. Yksikkösaaliin yksilömäärän vastaavat luvut olivat 37 ja 108 yksilöä. Poikkeuksellisen alhaisia biomassan tai yksilömäärän arvoja jonkin erityisen paineen aiheuttamina ei tässä järviaineistossa havaittu.



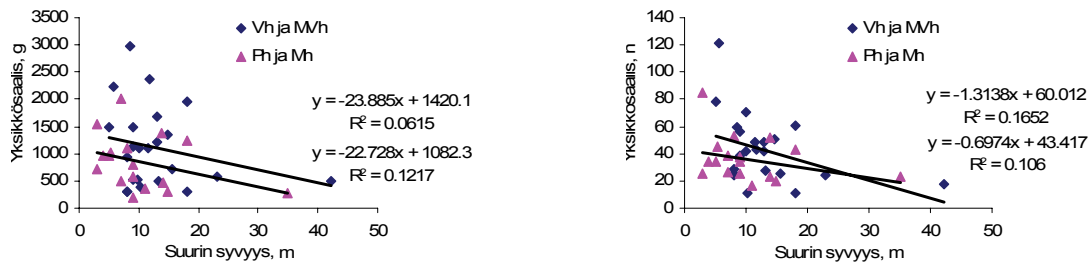
Kuva 1. Yksikkösaaliin biomassan (vasen) ja yksilömäärän (oikea) jakaumat vertailujärvissä ja kuormitetuissa järvissä (kaikki järviyypit yhdistetty). Kuvaajissa mediaani, ylä- ja alakvartiilit sekä vaihteluväli.

Järven rehevyyden (kokonaisfosforipitoisuus) ja yksikkösaaliin suhdetta voidaan kuvata lineaarisena positiivisena riippuvuutena tietyn varauksin (kuva 2). Tällä perusteella myös yksikkösaalimuuttujien painevastetta rehevöittäväälle kuormitukselle voidaan pitää lineaarisena tiettyyn ääritilaan saakka. Luokkarajojen määrittelyssä tämä mahdollistaa tasavälisen luokkavälin asettelun erinomaisen ja hyvän raja-arvosta minimi- tai maksimiarvoon saakka (ks. luku 8.2. luokkarajojen määrittely). Hypereutrofisissa olosuhteissa kalaston biomassaa ja yksilömäärä voivat jälleen pienentyä. Järvisä, joissa tällainen kehitys on mahdollista, tai esim. talvisten kalakuolemien tapauksissa, yksikkösaaliin indikoima tilaluokka täytyy arvioida tapauskohtaisesti.



Kuva 2. Järven kokonaisfosforipitoisuuden ja verkkokoekalastuksen yksikkösaaliin biomassan (vasen) ja yksilömäärän (oikea) regressiosuhde.

Järven syvyys vaikuttaa verkkokohtaiseen keskisaaliiseen, sillä suuressa vesitulavuudessa kalat ovat keskimäärin harvemmassa ja niiden pyydystettävyyden on näin ollen heikompi kuin matalassa järvessä (kuva 3). Järven maksimisyvyydellä tai keskisyvyydellä on vaikutusta yksikkösaaliin biomassaan, mutta aineiston pienuudesta ja vertailujärvien syvyystietojen puutteellisuudesta johtuen tarkastelun tuloksia ei voitu hyödyntää luokittelussa. Biomassan lisäksi myös kalojen yksilömäärä käyttäytyy samoin (kuva 3) ja myös tämän muuttujan suhdetta syvyystietoihin tulee tarkastella kun seuranta-järvien syvyystiedot tarkentuvat.



Kuva 3. Järven syvyyden suhde yksikkösaaliin biomassaan ja yksilömäärään järvityyppien Vh ja MVh (pienet, keskikokoiset ja matalat vähähumuksiset järvet) sekä Ph ja Mh (pienet ja matalat humusjärvet) vertailujärvissä.

6.2.2 Lajisuhteiden tasaisuus

Lajisuhteet saaliin lajikohtaisista biomassoista mitattuina ovat kalayhteisöissä yleensä luonnostaan epätasaiset. Tämä johtuu luontaisesta lajisuhderakenteesta, mutta myös esim. näytteenottomenetelmän, koeverkkokalastuksen, valikoivuudesta. Usein muutamia tyyppilajeja muodostavat valtaosan saaliista. Vastaavasti saalissa voi esiintyä lajeja, jotka edustavat huomattavan pientä osaa kokonaisbiomassasta. Rehevöityminen yleensä lisää lajisuhteiden epätasaisuutta lisäämällä erityisesti särjen määrää suhteessa muihin lajeihin. Toisaalta myös muut särkikalat, kuten pasuri ja lahna voivat runsastua (Olin ym. 2002).

Lajisuhteiden tasaisuus (evenness) lasketaan Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin kaavalla:

$$H' = [W_{tot} \log_{10}(W_{tot}) - \sum W_i \log_{10}(W_i)] / W_{tot}$$

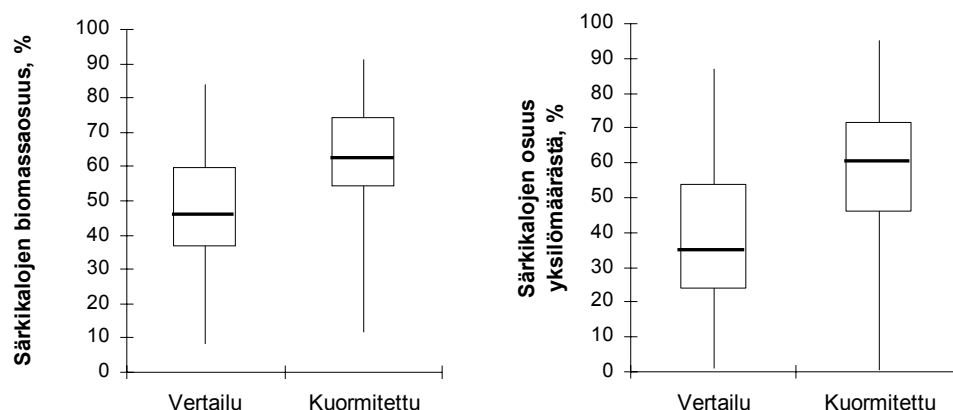
jossa W_{tot} on standardinmukaisen verkkokoekalastuksen kokonaisyksikkösaalis (kaikkien lajien yhteispaino/verkkoyö) ja W_i kunkin lajin yksikkösaalis (paino/verkkoyö) suurimmasta pienimpään.

Järvityypittely erottelee heikosti diversiteetti-indeksistä saatavia tuloksia, vähälajiset järvet ovat yleisiä, ja näissä lajisuhteiden tasaisuutta kuvaava Shannon-Wiener-indeksi saa vertailujärvissäkin alhaisia arvoja. Samoin voidaan todeta, että rehevöitymiselle herkäät eteläisen ja läntisen suomen maatalousalueiden järvet ovat luonnostaan monilajisia systeemejä. Lajien suuri määrä sinänsä suurentaa diversiteetti-indeksin antamia arvoja. Tällöin kuormituksesta johtuvat haitallisetkin muutokset runsaussuhteissa eivät välttämättä erotu indeksin saadessa monilajisysteemissä korkeampia arvoja kuin vähälajisissa järvissä. Lajisuhteiden tasaisuuden vertailuarvoja tarkasteltaessa lajimäärä tulee ottaa huomioon mallilla, jossa indeksille saatua arvoa selittää myös kalalajimäärä järvessä (kuva 18). Malliperusteisen yhtälön käyttöä puoltaa kalalajimäärän melko suuri vaihtelu järvityypin sisällä.

6.2.3 Särkikalojen biomassaosuus

Särkikalojen biomassa tai biomassaosuus kokonaissaaliista vertailujärvissä selittyy heikosti millään yksittäisellä järven ominaisuuspiirteellä (pinta-ala, kork. merenpinnasta tms.). Ainoastaan järven pohjoisuus vaikuttaa selvästi särkikalojen biomassaosuuteen kun lähestytään ja ylitetään särkikalojen, erityisesti särjen pohjoisen esiintymisen rajat. Nykyisen järvityypittelyn arvioitiin soveltuvan tälle muuttujalle riittävällä tarkkuudella, tyypittelyn erotellessa pohjoiset tunturijärvet omaksi tyyppikseen (ks. luku 9.1). Muuttuja tulee huomioida vain jos särkikaloja järvessä esiintyy.

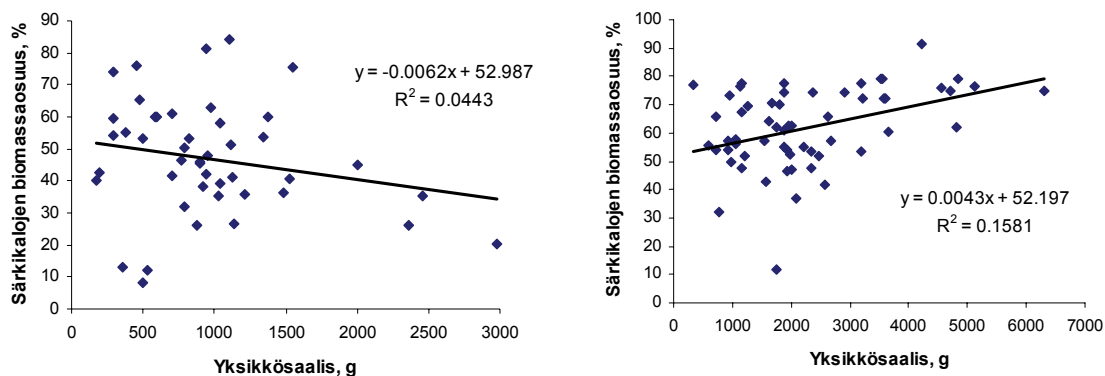
Särkikalojen biomassaosuuden kasvu on keskeisin rehevöitymisen seurausvaikutus niissä vesissä, joissa särkikaloja esiintyy. Tässä raportissa tarkasteltavan kalarekisteriaineiston järvet ovat pääasiassa eteläsuomalaisia järviä, jolloin esim. pohjoisuus ei ole rajoittava tekijä ja särkikalojen biomassa ja biomassaosuus on riippuvainen rehevyystasosta. Särkikalojen biomassaosuuden (%) mediaani kalarekisterin vertailujärvissä oli 46,1 % g, kun vastaava luku kuormitetuissa järvissä 61,8 % (kuva 4). Vastaavat luvut särkikalojen osuudelle yksilömäärästä laskettuna olivat 34,7 % ja 60,6 %. Jakaumavertailujen perusteella yksilömääräosuus näyttäisi erottavan kuormitetut järvet vertailujärvistä jopa biomassaosuutta paremmin.



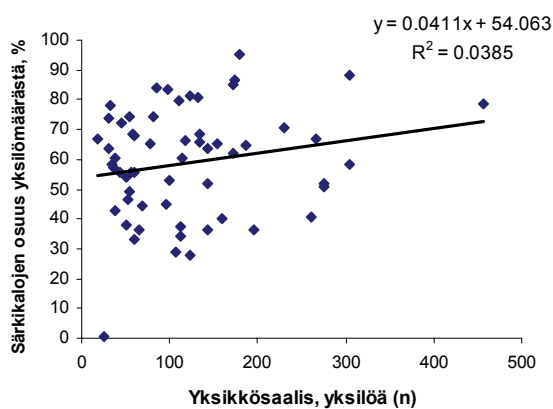
Kuva 4. Särkikalojen biomassaosuuden (vasen) ja yksilömääräosuuden (oikea) jakaumat vertailujärvissä ja kuormitetuissa järvissä.

Ravinteisuuden ja tuottavuuden kasvu yleensä suurentaa kalabiomassaa ja kalayksilömäärää (kuva 2). Vertailujärvissä särkikalojen biomassaosuus pienenee yksikkösaaliin kasvaessa (kuva 5, heikko negatiivinen trendi). Kuormitetujen järvien osalta särkika-

lojen biomassaosuus kuitenkin suurenee kokonaissaaliin suurentuessa (kuva 5). Erot vertailujärvien ja kuormitettujen järvien välillä viittaavat siihen, että nimenomaan liiallisesta ravinnekuormituksesta peräisin oleva rehevöityminen suurentaa särkikalojen biomassaosuutta. Vertailuoloissa vastaavaa ravinnepitoisuuden ja särkikalojen biomassan suhdetta ei havaita. Kuormitetuissa järvissä myös yksilömäärä suurenee kokonaissaaliin suurentuessa, mutta riippuvuus jää heikommaksi kuin painoa (g) käytettäessä (kuva 6).

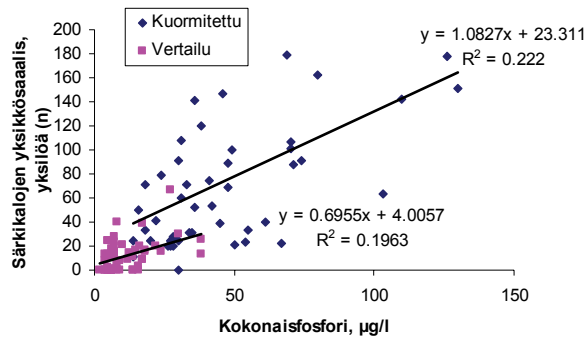


Kuva 5. Yksikkösaaliin ja särkikalojen biomassaosuuden (%) välinen suhde vertailujärvissä (vasen) ja kuormitetuissa järvissä (oikea).



Kuva 6. Yksikkösaaliin ja särkikalojen yksilömääräosuuden (%) välinen suhde kuormitetuissa järvissä.

Särkikalojen yksikkösaalis kasvaa kokonaisfosforin kasvaessa (kuva 7). Kuormitetuissa järvissä kasvu on jyrkempää kuin vertailujärvissä. Kuormitetuissa järvissä yksikkösaaliin yksilömäärän mediaani 51,3 yksilöä kun se vertailujärvissä oli 11,1. Särkikalojen yksilömäärän ja keskekoon käyttöä kuormituksen vaikutusten arvioinnissa vaihtoehtona biomassan käytölle täytyy arvioida jatkossa, kun aineistoa saadaan lisää ja kuormitusarvioinnit järvistä tarkentuvat.



Kuva 7. Särkikalojen yksikkösaaliin ja järven kokonaisfosforipitoisuuden välinen suhde vertailujärvissä ja kuormitetuissa järvissä.

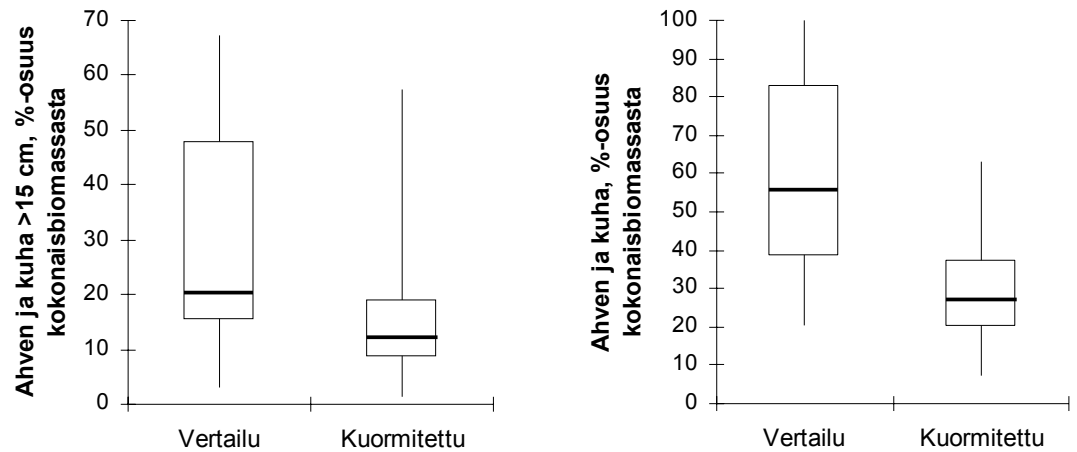
6.2.4 Petomaisten (> 15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus

Petokalojen osuus saaliin kokonaisbiomassasta on vakiintunut kalayhteisömuuttuja verkkokoekalastuksiin perustuvissa seurannoissa. Muuttujan yhteys ympäristömuutokseen on kuitenkin epäselvä. Lisäksi muuttujan arvoihin vaikuttaa kalastuspaine. Petokalat, jotka ovat yleisiä eteläisen Suomen järvissä ja joiden pyydystettävyys yleiskatsausverkoilla on hyvä, ovat lähinnä ahven ja kuha. Hauen pyydystettävyys loppukesällä verkkopyydyksellä on yleensä heikko ja satunnainen, samoin kalaa syövien lohikalojen. Pohjoisissa järvissä petomaisen ravinnonkäytön vaiheen saavuttavat lajit ovat lähinnä ahven, hauki, taimen, nieriä ja harjus. Taimen, nieriä ja harjus menestyvät pohjoisen karuissa oloissa myös hyönteisravinnolla, eikä muuttujan käyttö pohjoisten järvien osalta kuvaa mahdollisesti samalla tavalla kalayhteisön trofiatasojen vuorovaihtuksia kuin eteläisemmissä järvissä.

Ruotsalaisessa kalayhteisöindeksissä ahvenen ja kuhan biomassaosuuden arvioinnissa huomioidaan vain yli 15 cm:n yksilöt. Ruotsalaisten tutkimusten perusteella ahvenen ja kuhan petomaisen ravinnonhankinnan kokorajaksi on määritelty 15 cm (Anon. 2000b, Holmgren & Appelberg 2000, 2001). Tutkimusten mukaan suurikokoisten petomaisten kalayksilöiden esiintyminen on keskeistä, kun arvioidaan kalayhteisön sekä koko järviekosysteemin rakennetta ja toimintaa.

Tämän raportin kalarekisteriaineistosta selvitettiin kahden muuttujavaihtoehdon käyttöä: i) petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuutta kokonaissaaliista sekä ii) ahvenen ja kuhan biomassaosuutta kokonaissaalista ilman yksilöiden kokorajaa. Tarkasteluun valittiin vain ne järvet, joista molemmat muuttujat oli määritetty. Rekisterissä on yleisesti puutteita petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden muuttujassa, sillä koekalastusten ohjeistus ja käytännöt ko. muuttujan määrittämiseksi ovat vaihdelleet kalastoseurannoissa.

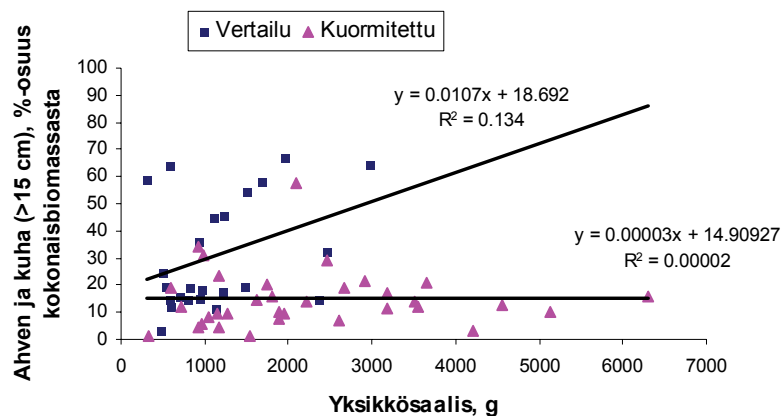
Kalarekisterin kuormitetuissa järvissä ahvenen ja kuhan biomassaosuus yksikkösaaliista on selvästi alhaisempi kuin vertailujärvissä siinäkin tapauksessa, että kokorajaa 15 cm ei huomioida (kuva 8). Tulosten perusteella kokorajan käytön hyödyllisyyttä tulee arvioida, kun aineistoa saadaan lisää.



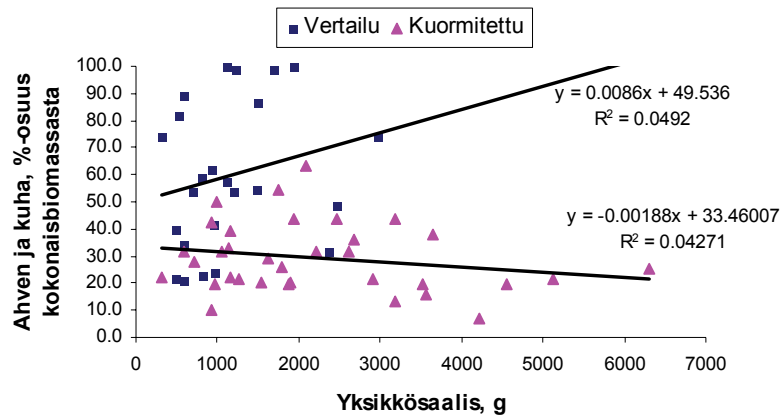
Kuva 8. Ahvenen ja kuhan biomassaosuuden (%) jakaumat vertailujärvisä ja kuormitetuissa järvisä. Oikeassa kuvassa on huomioitu vain yli 15 cm:n ahven- ja kuhayksilöt, vasemmassa kuvassa on huomioitu kaikki yksilöt ilman kokorajaa.

Ruotsalaisessa kalayhteisöindeksissä on päädytty regressiomallin käyttöön vertailuarvojen määrittelyssä ahvenen ja kuhan (>15 cm) biomassaosuudelle. Mallissa selittävässä muuttujana on yksikkösaalis. Sen suurentuessa ahvenen ja kuhan (>15 cm) biomassaosuus pienenee. Suomalainen aineisto antaa täysin päinvastaisen tuloksen ko. muuttujan ja kokonaissaaliin suhteesta. Suomalaisissa vertailujärvisä ahvenen ja kuhan biomassaosuus suureni yksikkösaaliin suurentuessa, käytettiinpä kokorajaa tai ei (kuvat 9 ja 10). Kuormitetuissa järvisä vastaavaa suhdetta ei havaittu (kuvat 9 ja 10).

Tässä raportissa vertailuarvot ahven- ja kuhayksilöiden (>15 cm) biomassaosuudelle on määritetty järvityyppikohtaisesti.



Kuva 9. Ahvenen ja kuhan (>15 cm:n yksilöiden) biomassaosuuden ja kokonaissaaliin suhde vertailujärvisä ja kuormitetuissa järvisä.



Kuva 10. Ahvenen ja kuhan (ilman kokorajaa) biomassaosuuden ja yksikkösaaliin suhde vertailujärvissä ja kuormitetuissa järvissä.

6.2.5 Muutosherkkien ja epäherkkien lajien suhde

Muutosherkät kalalajit, kuten litoraalin kivisimppu, mutu, kivenuoliainen, kymmeni-piikki ja kirjoeväsimppu, syvän veden härkäsimppu, made sekä useat lohikalat, jäävät yleensä heikosti yleiskatsausverkkoihin. Tästä johtuen niiden esiintyminen saatetaan helposti aliarvioida yleiskatsausverkkomenetelmällä. Muutosherkkien lajien aliedustavuus verkkosaaliissa aiheuttaa epävarmuutta ko. muuttujassa. Tämä mm. pohja-eläinyhteisötarkasteluissa käytettävä muuttuja ei ole käyttökelpoinen kalayhteisöjen arvioinnissa edellä mainituista syistä.

6.3 Ikärakennetta kuvaavat muuttujat

Nordic-yleiskatsausverkon suunnittelussa ja käyttöönnotossa yhtenä tavoitteena on ollut lisätä nuorista ja pienikokoisista kaloista saatavan tiedon määrää ja laatua näytteenotossa. Yleiskatsausverkon pienet silmäkoot ovat selvä parannus aiempien verkko-sarjoihin perustuvaan näytteenottoon verrattuna. Lisäksi verkon silmäkokovalikoima noudattaa geometristä sarjaa silmäkokojen välillä, millä on pyritty verkon valikoivuuden minimointiin ja tätä kautta myös pienten kalojen riippumattomaan otokseen. Tämä ei kuitenkaan täysin toteudu, sillä verkon valmistuksen ja käytön kannalta havaksen langan vahvuudella on minimiraja, mikä rajoittaa pienimpien kalojen pyyntitehoa.

6.3.1 Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen

Yleiskatsausverkko antaa tietoa jo noin 5 cm:n pituisten yksilöiden esiintymisestä järvessä. Tämän kokoiset yksilöt ovat yleensä kuluvan kesän poikasia. Riittävän edustavan ajallisen näytteenoton perusteella saatava tieto pienikokoisten kalayksilöiden esiintymisestä saalissa voidaan tulkita lisääntymisen onnistumisena ilman tarkempaa iänmäärittystä. Toisaalta eri lajien pyydystettävyys vaihtelee suuresti erityisesti poikasvaiheiden osalta, mikä on huomioitava herkkien lajien lisääntymisen arvioinnissa.

Happamoituminen ja vierasaineiden myrkyvaikutukset voivat heikentää tai estää kalojen lisääntymistä. Muun muassa särjen lisääntymistä ja populaatorakennetta on yleisesti käytetty happamoitumisen biologisten vaikutusten arvioinnissa. Happamoitumi-

nessa kalaston, kuten myös muiden biologisten ryhmien, painevaste poikkeaa lineaarisesta. Happaman laskeuman kuormittaessa järveä, veden puskurikyky voi ylläpitää pH:ta kuormituksen edetessä. Kun puskurikyky käy vähiin, pH alkaa laskea ja vasta tällöin alkavat biologiset muutokset järvessä ja ne voivat tapahtua kapealla osalla painegradienttia. Happamoitumisen osalta järven ekologisen tilan luokkarajojen määrittely edellyttää esimerkiksi pH-luokkarajojen käyttöä biologisen tiedon yhteydessä.

6.4 Muut soveltuvat muuttajat

Muita soveltuvia ja eräissä kalayhteisöindekseissä käytettyjä muuttujia järvien ja jokien ekologisen tilan luokittelussa ovat tautisten tai epämuodostuneiden kalojen osuus näytteessä sekä vierasta alkuperää (engl. alien species) olevien kalojen biomassaosuus näytteessä. Taudit ja epämuodostumat lisääntyvät kuormituksen kasvun myötä, mutta ilmenevät merkittävässä määrin vasta vesistön tilan heikentyessä tyydyttävään tai sitä huonompaan luokkaan.

6.4.1 Vieraat lajit

Vieraat kalalajit eivät kuulu varsinaisesti direktiivin soveltamisalaan. Meillä mm. talvien ankaruus ja kasvukauden lyhyys rajoittavat monien vierasta alkuperää olevien istutettavien kalalajien luontaista lisääntymistä. Ne aiheuttavat vain harvoin haitallisia muutoksia vesiekosysteemeissä. Kuitenkin esim. puronieriä on vaikuttanut haitallisesti paikallisiin taimenkantoihin Kemijoen vesistöissä. Muita vieraslajeja ovat mm. kirjolohi, harmaanieriä ja karppi. Populaatioita rajoittavat tekijät ja yleinen ja suhtautumien vieraisiin lajeihin saattavat muuttua esim. ilmaston lämpenemisen johdosta, minkä vuoksi muuttuja tulee huomioida järvien ekologiseen tilaan mahdollisesti vaikuttavana tekijänä.

6.4.2 Kalojen koko ja saaliin kokojakauma

Kalojen koko yleensä pienenee rehevöitymisen seurauksena. Tiheässä kannassa kalojen kasvunopeus hidastuu ja toisaalta mm. särkikaloiden suuri lisääntymispotentiaali mahdollistaa suotuisissa oloissa tehokkaan lisääntymisen ja runsaat vuosiluokat. Happamoitumisen aiheuttamien lisääntymishäiriöiden seurauksena kalojen keskikoko on puolestaan voinut suurentua (Rask ym. 1998). Saaliin tai tiettyjen lajien keskimääräisen yksilöpainon käyttöä kuormituksen vaikutuksia kuvaavina muuttujina tulee jatkossa selvittää kalayhteisöluokitteluun soveltuvien muuttujien jatkotarkasteluissa.

6.4.3 Ahvenkalojen ja särkikaloiden suhde

Tässä raportissa ahvenkalojen (ahven ja kuha >15 cm) ja särkikaloiden osuutta on tarkasteltu erillisinä muuttujina. Näiden muuttujien yhdistäminen suhdeluvuksi on mahdollista, kuten on tehty kehitettäessä uutta ruotsalaista kalayhteisöindeksiä (EQR 8, Holmgren, julkaisematon), ja ko. muuttujien tai muuttujayhdistelmän painoarvoa ekologisen tilan luokittelussa tulee jatkossa selvittää. Biomassa ja yksilömäärä saattavat toimia luokittelevana muuttujana eri tavoin. Ahvenelle ja kuhalle sovellettava kokorajan käytön merkitys vaatisi tässä yhteydessä myös oman tarkastelun.

6.5 Alustavaan suomalaiseen kalayhteisöindeksiin valitut muuttujat

Suomalaisen luokittelujärjestelmän kehitystyö aloitettiin tarkastelemalla ruotsalaisen FIX-indeksin (Appelberg ym. 2000) mahdollista soveltuvuutta maamme oloihin (Tammi ym. 2002). Tässä esitettävään alustavaan suomalaiseen luokittelumalliin (taulukko 4) on valittu samoja muuttujia kuin FIX-indeksissä, jota myös parhaillaan uudistetaan. Kalayhteisöindeksin laskentamenetelmää on kehitetty edelleen ja vertailuarvot sekä luokkarajat on määritelty suomalaiseen kalastoaineistoon perustuen mm. Wallinin ym. (2005) työryhmäraportin ohjeistuksen mukaan.

Taulukko 4. Yhteenvedo kalaston perusteella tehtävässä järvien ja jokien ekologisen tilan arvioinnissa käytettävistä kalayhteisömuuttujista.

<i>Laatutekijä ja muuttuja</i>	<i>Soveltuvuus ja käyttökelpoisuus</i>
Lajikoostumus	
Kalalajien lukumäärä (järvet, joet)	Järvet. Voimakas kuormitus voi hävittää herkkiä kalalajeja. Ei herkkä muuttuja, mutta kuvaa järven rakennetta ja toimintaa. Rehevöityminen voi teoriassa myös lisätä lajimäärää, jos lajit voivat levitä esteettömästi vesistösystemissä. Joet. Virtavesissä uoman perkaus tai ruoppaus hävittää herkkiä lajeja. Rehevöityminen voi lisätä tiettyyn rajaan saakka lajimäärää. Jokiluokittelussa alustavasti käytettävä muuttuja.
Indikaattorilajit (järvet, joet)	Herkkä muuttuja. Eri kalaryhmät reagoivat eri paineisiin: säännöstely (rantavyöhykkeen lajit), kulkuesteet (lohikalat), happamoituminen (mm. särki). Joet. Virtavesissä herkkien lajien osuus kalayksilöistä on hyvä muuttuja erilaisten paineiden vaikutuksille.
Runsaussuhteet	
Biomassa (järvet ja joet)	Järvet. Rehevyyttä kuvaava muuttuja. Suuri biomassa kuvaa suurta perustuotantoa. Luontainen vaihtelu suurta järvien välillä, vaikeuttaa tulkintaa. Joet. Biomassa on jokiluokittelussa vaikeasti tulkittava muuttuja. Lievä rehevöityminen voi jopa hetkellisesti lisätä herkkien lajien biomassaa, rehevöitymisen jatkuessa muut lajit tulevat tilalle. Muuttuja mahdollinen käyttö vaatii jokiluokittelussa lisättestausta.
Yksilömäärä (järvet ja joet)	Järvet. Kuten biomassa yllä. Joet: Kuten biomassa yllä.
Lajistosuhteiden tasaisuus (järvet)	Järvet. Muuttujan avulla voidaan erottaa lajistosuhteiden vinoumat. Vaatii lisäselvityksiä. Alhainen lajiluku pienissä järvissä heikentää muuttujan soveltuvuutta.
Särkikalojen -biomassaosuus (järvet) -yksilömäärä (joet)	Järvet. Keskeinen rehevöitymistä kuvaava muuttuja. Luontainen vaihtelu suurta. Luontainen särkikalaosuus eteläisissä järvissä voi olla suhteellisen korkea. Joet: Virtavesissäkin rehevöitymistä kuvaava muuttuja. Esiintyminen painottuu etelään, puuttuu kokonaan pohjoisimmista joista. Särkikalojen osuus (kpl) on alustavasti käytettävä muuttuja jokiluokituksessa.
Ahvenkalojen (>15 cm) biomassaosuus (järvet)	Järvet. Kuvaa järven tuotantotasojen vuorovaikutussuhteita, luontaisesti petokaloja yleensä vähintään 20 % näytteen biomassasta. Heikosti vertailuaineistoa, kalastus vaikuttaa myös muuten kuormittamattomissa vertailujärvissä. Joet: Ei käyttökelpoinen muuttuja virtavesissä.
Lohikalojen osuus yksilömäärästä (joet)	Järvet: Ei käyttökelpoinen muuttuja. Joet: Keskeinen muuttuja jokien kalastoseurannoissa.
Ikärakenne	
Herkkien lajien yksilönkehityksen eri vaiheiden esiintyminen (järvet, joet)	Järvet. Eryisesti happamoitumista kuvaava muuttuja. Särjen ja ahvenen lisääntyminen, poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen. Joet: Virtavesissä luontaisten 0+-ikäisten lohikalojen esiintyminen (osuus yksilöistä) on herkkä muuttuja jokiluokituksessa. Niin joen rakenteellista tilaa kuin vedenlaatuun kohdistuvia paineita kuvaava muuttuja virtavesissä.

7. Kalayhteisömuuttujien luokka-arvojen yhdistäminen

Kalayhteisön kuntoa kuvaavien kalayhteisömuuttujien valinta on keskeistä kalayhteisön ekologisen tilan arvioinnissa. Indeksimenetelmät (esim. IBI, Karr 1981 ja FIX, Appelberg ym. 2000) perustuvat usean muuttujan käyttöön, joissa muuttujat yhdistetään laskemalla painottamaton keskiarvo. Muuttujien yhdistämisessä voidaan soveltaa myös painotettua menetelmää, mutta käytännössä painoarvon määrittely on vaikeaa ja tapahtuu asiantuntija-arviona. Lähinnä painotuksessa tulee kysymykseen muuttujien valinta arviointiprosessiin tai muuttujan/muuttujien poissulkeminen.

7.1 Ekologinen laatusuhde

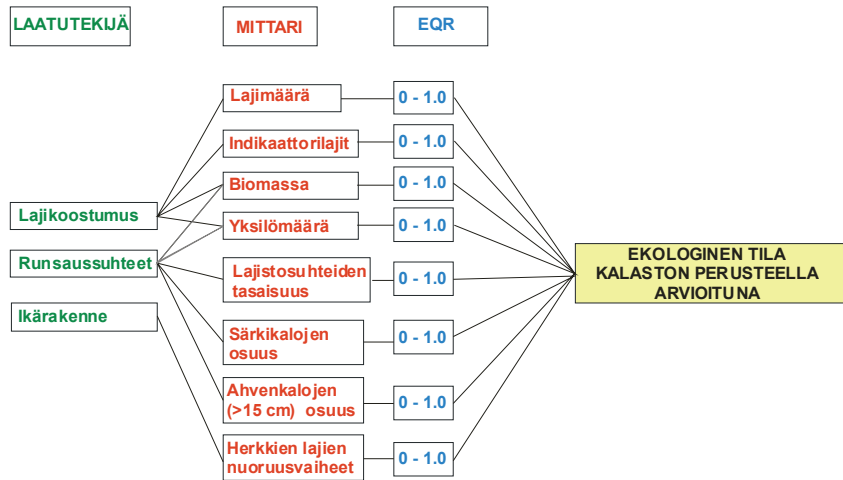
Vesipuitedirektiivin mukaisessa ekologisen tilan luokittelussa määritellään biologisten laatutekijöiden yhteneväisyys tai poikkeama vertailuolosta. Tällaista lähestymistapaa kuvaa ekologinen laatusuhde (EQR=ecological quality ratio). Ekologinen laatusuhde voidaan määrittellä yksittäiselle muuttujalle tai useammasta muuttujasta saatavalle indeksille. Laatusuhde lasketaan havaitun arvon ja vertailuarvon osamääränä. Mikäli havaittu arvo saavuttaa vertailuarvon, laatusuhde saa arvon yksi. Havaittu arvo on tällöin yhteneväinen vertailuarvoon nähden, jolloin tilaluokkaa voidaan pitää erinomaisena kyseisen arvon osalta. Odotusarvoa pienemmillä arvoilla laatusuhde lähestyy nollaa. Myös poikkeuksellisen suurten arvojen laatusuhde lähestyy nollaa, mikäli kyseessä on ns. kaksisuuntainen muuttuja, kuten kasviplanktonin tai kalojen yksikkösaaliin biomassassa. Näiden muuttujien suuret arvot indikoivat kuormitusta.

7.2 Kaksi lähestymistapaa EQR:n laskemiseen

7.2.1 Vakioitujen EQR:ien keskiarvo

Eri muuttujien arvojakaumat ovat erilaisia, mikä johtaa erilaisiin vertailuarvoihin ja luokkarajoihin. Mikäli usean eri muuttujan laatusuhdearvot halutaan yhdistää keskiarvomenetelmällä, muuttujat tulee skaalata samalle asteikolle (kuva 11). Tasavälinen luokkarajojen asettaminen (Wallin ym. 2005) mahdollistaa eri luokkaväliasteikon omaavien laatusuhteiden yhdistämisen. Laatusuhde kerrotaan vakiolla, joka skaalaa sen asteikolle 0-1. Tasavälinen luokkaväli asteikolla on tällöin 0,2:n välein siten, että arvot 0,8-1,0 saavat luokan erinoaminen, 0,6-0,799 arvon hyvä jne.

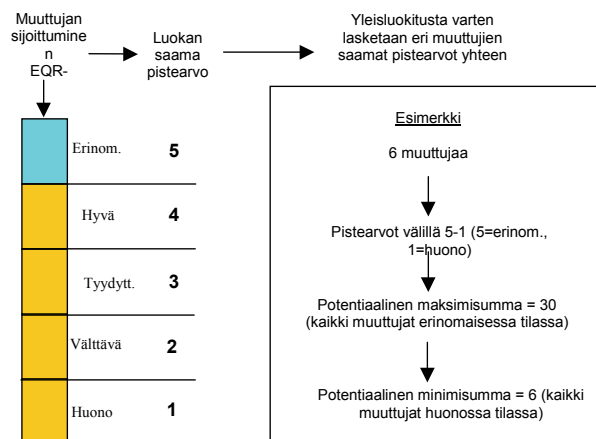
Vakioitujen EQR:ien käyttöä puoltaa arvovaihtelun erottuminen luokkavälin ylä tai alapäässä. Luokkavälin vakioivissa menetelmissä koko luokkaväli saa saman arvon. Ekologisen tilanarvioinnin monitasoiset epävarmuustekijät kuitenkin puoltavat myös karkeampien menetelmien käyttöä.



Kuva 11. Kaaviokuva kalaston perusteella tehtävän ekologisen tilaluokan muodostumisesta vakioitujen EQR:ien menetelmällä laskettuna.

7.2.2 Muuttujakohtaisten pistemäärien summaindeksi

Kalayhteisömuuttujat voidaan yhteismitallistaa myös antamalla kullekin luokkavälille pistemäärä yhdestä viiteen (kuva 12). Summaindeksioinnissa lasketaan kalayhteisömuuttujien pistearvojen kokonaissumma ja suhteutetaan se suurimpaan teoreettiseen summaan. Jakamalla havaittu pistemäärien kokonaissumma suurimmalla teoreettisella summalla (vertailuarvo) saadaan ekologisen laatusuhteen tilaluokka, EQR. Summaindeksimenetelmää on ajateltu käytettävän nk. yleisluokittelussa, jossa järven ekologinen tila arvioitaisiin kaikkien tutkittujen eliöryhmien antamien tulosten perusteella (Vuori ym., julkaisematon).



Kuva 12. Muuttujien yhteismitallistaminen. Kullekin kalayhteisömuuttujalle annetaan pistemäärä sen mukaan mille luokkavälille muuttujan arvo asettuu. Kuva K-M. Vuoren ym. (2005) mukaan (muokattu alun perin Wallinin ym. (2002) esityksen mukaan).

8. Vertailuarvot ja luokkarajat

Ekologisen tilan arvioinnissa biologisille laatutekijöille on yhteistä tiedon tarve häiriintymättömistä oloista tai mahdollisimman lähellä luonnontilaa olevista kohteista. Kalaston vertailuolujen määrittelyssä on valittu järviä tai järven osia, jotka täyttävät nämä kriteerit mahdollisimman edustavasti, ja joiden seurantatulokset perustuvat yleiskatsausverkoilla tehtyyn standardin mukaiseen näytteenottoon. Vertailupaikat, joita kalayhteisötyössä on käytetty, ovat vain osin samoja kuin muussa direktiivityössä käytetyt vertailupaikat. Suurin osa noin kuudestakymmenestä vertailujärvestä (aineisto 12/2005) on pinta-alaltaan pieniä tai keskisuuria, kirkkaita tai keskinkertaisen humuspitoisia järviä.

Seuraavassa on kuvattu lyhyesti, millä menetelmillä alustavat vertailuarvot ja luokkarajat on määritetty. Samalla on arvioitu järviaineiston soveltuvuutta vertailujärviksi, sekä tekijöitä, joihin jatkossa tulisi kiinnittää huomiota kerätessä vertailujärviaineistoa ja arvioitaessa kalayhteisömuuttujia.

8.1 Vertailupaikat ja -aineistot

Järvien valtakunnallisen vertailupaikkaverkon muodostaminen on tätä raporttia kirjoitettaessa kesken, eikä valtakunnallisesti systemaattista vertailupaikka-aineistoa ole kalayhteisöistä kerätty. Vertailupaikkojen määrittely kalayhteisötietojen osalta on tässä vaiheessa perustunut mittausarvoihin lähinnä kokonaisfosforin pitoisuuksista ($<15 \text{ mg l}^{-1}$), alkaliteetista ($>0,05 \text{ mmol l}^{-1}$) sekä tietoihin valuma-alueen maankäytöstä. Myös subjektiivinen järven ”syrjäinen sijainti” on pienten järvien osalta huomioitu järven ja sen kalayhteisön häiriintymättömyyttä lisäävänä tekijänä.

Kaikki järvityypit kattavan vertailualueverkoston luominen, luotettavien vertailuarvojen saavuttaminen ja raja-arvojen määrittäminen on tarkentuva prosessi ja käytännössä mahdollista vasta, kun kustakin järvityypistä on tilastollisesti riittävä määrä edustavia häiriintymättömiä kohteita ja niistä riittävä määrä edustavia näytteitä. Vesipuidirektiivin mukaisten seurantojen käynnistymisvaiheessa 2006–2007 on käytettävä alustavia vertailuarvoja ja luokkarajoja, jotka tarkentuvat perusseurannan tuottaman tiedon lisääntyessä.

8.1.1 Tyypikohtaiset vertailuarvot

Tyypikohtaiset vertailuarvot lasketaan kyseisen tyypin vertailujärvistä kullekin kalayhteisömuuttujalle. Vertailuarvo on järvityypin vertailuaineiston jakauman mediaani. Menetelmä edellyttää, että järvien tyypittely on kaikkien kalayhteisömuuttujien kannalta biologisesti merkittävä. Luotettavien vertailuarvojen saavuttaminen vertailualueverkoston avulla edellyttää kattavaa ja luotettavaa aineistoa. Pieni ja sattumanvarainen tyypin reuna-alueille osuva vertailujärviaineisto voi vinouttaa vertailuolosuhteita edustavaa keskilukua. Alustavassa järvityypittelyssä tyypittelytekijöinä ovat seuraavat muuttujat: korkeus merenpinnasta, talvisameus (alavien maiden rehevät järvet), alkaliteetti, väriluku, pinta-ala ja keskisyvyys. Kaikkien näiden tyypittelytekijöiden vaikutusta kalayhteisömuuttujiin ei ole vielä testattu.

Järvityypikohtaiset vertailupaikkoihin perustuvat arvot kalayhteisömuuttujille on alustavasti laskettu kahdelle ”järvityypiyhdistelmälle”, joista on riittävästi vertailuaineistoa (taulukko 3). Osalle kalayhteisömuuttujista vertailuarvot voidaan määrittää myös muille järvityypeille käyttäen regressiomalleja sekä asiantuntija-arvioita. Kritee-

rit kalayhteisömuuttujille ”indikaattorilajien esiintyminen” sekä ”herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen” perustuvat asiantuntijatietoon.

8.1.2 Ennustava mallinnus – regressiomallit

Vesistön tyypittelytekijät ja tyyppirajat eivät sovellu tasapuolisesti ja biologisesti mielekkäällä tavalla kaikille eliöryhmille ja niistä mitattaville muuttujille. Kunkin VPD:ssä seurattavan eliöryhmän sisällä voidaan lisäksi havaita yksittäisten muuttujien käyttäytyvän eri tavoin suhteessa määriteltyihin tyyppirajoihin. Mikäli määritellyt tyyppirajat tai tyypittelytekijät eivät vaikuta jonkin muuttujan arvoihin, kyseisen muuttujan vertailuarvoja voidaan lähestyä jatkuvien selittävien mallien avulla. Tähän soveltuva lähestymistapa on esim. regressiomalliin (tai muuhun käyräviivaiseen malliin) perustuva ennustaminen (Ranta ym. 1989). Selittäviin ominaisuusmuuttujiin perustuvan ennustamisen käyttöä puoltaa se, että samassa arviointipohjassa voidaan käyttää vertailumateriaalia eri järvityypeistä. Lisäksi mallintamisella voidaan laskea vertailuarvoja myös niille järvityypeille, joista vertailuaineisto(a) puuttuu.

Vertailuaineistojen puute luokittelun kehittämisen tässä vaiheessa puoltaa ennustavien regressiomallien käyttöä vertailuarvojen määrittämisessä tiettyjen muuttujien osalta. Tyyppirajoihin sidottujen vesistön ominaisuusmuuttujien sijaan malleissa voidaan käyttää jatkuvia vesistön ominaisuusmuuttujia, eli käytännössä aineistoa useammasta eri järvityypistä.

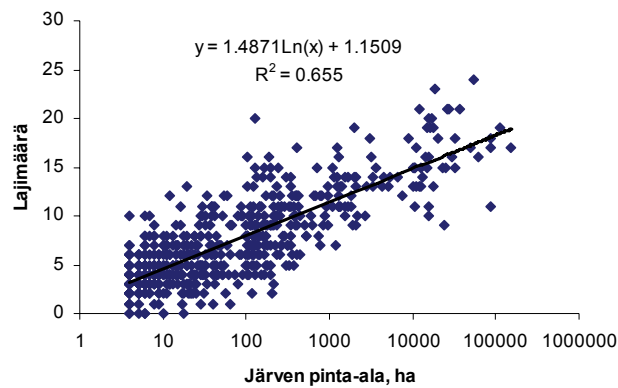
Regressiomallissa biologisen muuttujan arvoa selittäviä tekijöitä voivat olla esimerkiksi:

- Vesistön ominaisuus, esimerkkinä järven pinta-ala. Tyyppirajojen suuri vaihteluväli tyypin sisällä (esim. 0,5–10 km²) voi aiheuttaa kohtuuttoman suurta vaihtelua tarkasteltavassa biologisessa muuttujassa. Mikäli vertailuaineistoista voidaan osoittaa selvä biologisen muuttujan ja jonkin vesistön ominaisuustekijän lineaarinen (tai käyräviivainen) riippuvuussuhde, tyypikohtaista vertailuarvoa tarkempaan arviointiin voidaan päästä ennustamalla vertailuarvo biologisen muuttujan ja ko. ominaisuustekijän riippuvuussuhdetta kuvaavan regressioyhtälön avulla. Järven pinta-alaa voidaan käyttää esim. järven kalalajimäärää selittävänä jatkuvana muuttujana, ei tyyppirajoin kategorisoituna muuttujana (kuva 13).
- Rinnakkaisiin biologisiin muuttujiin liittyvä ominaisuus. Kun biologisena muuttujana käytetään indeksiarvoa (esim. pohjaeläin-indeksit tai järven kalaston lajitosuhteen tasaisuus), muuttujan arvo voi olla riippuvainen vesistön tyypitekiöiden lisäksi eliöryhmän muista muuttujista. Kun Shannon-Wiener-indeksiin perustuvalla järven kalaston lajisuhteiden tasaisuudelle määritellään vertailuarvoja, kalalajimäärä vertailujärvissä on keskeinen indeksistä saatavaan arvoon vaikuttava tekijä. Diversiteetti-indeksin arvo pienenee lineaarisesta suhteesta poikkeavalla tavalla lajimäärän vähentyessä (kuva 18).
- Näytteenottoteknisiin tekijöihin liittyvä ominaisuus. Erikoistapauksissa näytteenoton ominaisuudet voivat vaikuttaa vertailuolosta saataviin vertailuarvoihin. Määrällisessä (kvantitatiivisessa) näytteenotossa näytteen kokoon (esim. yksilömäärä näytteessä) vaikuttavat näytteenottoaikan rakenne ja eliöiden jakautuminen paikalla. Esimerkiksi järven syvyys voi vaikuttaa näytteenoton menettelytapaan, ja tätä kautta eri näytteenottoyksiköiden yksilö- ja biomassamääriin ja edelleen järvi-kohtaisiin keskiarvoihin. Verkkokoekalastuksen yksikkösaaliiseen vaikuttaa järven maksimisyvyys, jonka kasvaessa kalojen keskimääräinen esiintymistiheys yleensä pienenee (Olin ym. 2002). Maksimisyvyyden kasvu ohjaa standardoitua verkkojen asetelua enenevässä määrin syville alueille, joilla keskimääräinen yksikkösaalis on lähes aina pienempi kuin rannan läheisyydessä. Tällöin syvän järven verkko-kohtainen keskisaalis jää pienemmäksi kuin matalan järven. Tällaisessa tilanteessa järven maksimisyvyydellä voidaan selittää biomass- ja yksilömääräsaalista mahdollisesti

muita tyypittelytekijöitä luotettavammin (Appelberg ym. 2000). Mikäli kuitenkin järvi-tyypittely huomioi myös järven syvyyden riittävällä tarkkuudella, syvyystiedon käyttö jatkuvana selittävänä muuttujana ei ole tarpeen.

Ennustavan regressiomallin käyttö vertailuarvoja määriteltäessä on perusteltua, kun voidaan osoittaa, että rajattu tyypittely ei sovellu kyseiselle biologiselle muuttujalle liian suuren tyypin sisäisen vaihtelun vuoksi. Perusteltu tilanne voi syntyä myös silloin, kun kyseiseen muuttujaan vaikuttaa määriteltyjä tyypittelytekijöitä selvemmin esim. jokin rinnakkaismuuttuja (lajimäärä) tai näytteenottotekninen tekijä (esim. kokonaissaalis). Regressiomallia voidaan käyttää myös yhdessä tyypittelynomaisen kategorisoinnin kanssa. Järven pinta-alasta riippuvalle muuttujalle (esim. lajimäärä) voidaan määrittellä eri regressiomallit direktiivin vaihtoehdoisen A-tyypittelyjärjestelmän kolmelle järven korkeustyyppille silloin, kun lajimäärä riippuu toissijaisesti myös korkeudesta merenpinnasta.

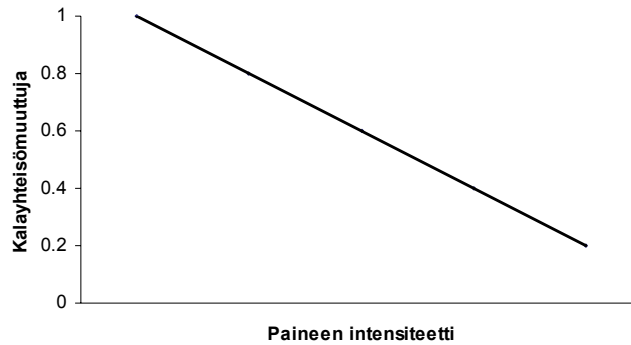
Vesistön ekologisen tilan luokittelussa tyypikohtaisten vertailuarvojen käyttö on kuitenkin yleensä suositeltavaa järjestelmän käytettävyyden kannalta, mikäli vertailuarvot voidaan esittää luotettavasti tyypikohtaisella lähestymistavalla tilastollisesti riittävän suuresta vertailupaikkamateriaalista.



Kuva 13. Järven pinta-alan ja kalalajimäärän regressiosuhde laskettuna 580 järvestä, jotka sijaitsevat 0-200 m:n korkeudella merenpinnasta.

8.2 Luokkarajojen määrittely

Ekologisen laatusuhteen luokkarajat kullekin kalayhteisömuuttujalle voidaan määrittellä vertailuvesistöistä mitatun laatusuhdejakauman avulla. Laatusuhdejakauma muodostuu tällöin vertailuvesistöistä havaittujen arvojen ja jakauman mediaaniarvon osamääristä. Valtaosa, esim. 75%, laatusuhdejakauman havaintoarvoista edustaa erinomaista luokkaa. Ääriarvot, esim. 25 % pienimmistä tai suurimmista havainnoista, edustavat erinomaista heikompaa luokitusta. Asiantuntija-arviona määritetty em. prosenttipiste osoittaa erinomaisen ja hyvän tilan (E/H) luokkarajan (EQR-arvo). Alemmat luokkarajat määritellään esim. jakamalla E/H-luokkarajan alapuolinen osuus nollaan (tai alimpaan havaittuun laatusuhdearvoon) asti tasavälein neljään osaan. Näistä raja-arvoista muodostuvat luokkarajat hyvä/tyydyttävä (H/T), tyydyttävä/välttävä (T/V) ja välttävä/huono (V/H). Mikäli tarkasteltavan muuttujan painevaste on lineaarinen, voidaan perustellusti käyttää tasaisia luokkavälejä (kuva 14). Mikäli taas tarkasteltavan muuttujan painevaste on tunnetusti epälineaarinen, voidaan alempien luokkarajojen määrittelyssä käyttää muunlaista jakoa.



Kuva 14. Yksinkertaistettu kuvaus paineen intensiteetin ja mitattavien muuttujien EQR-arvojen suhteesta. Lineaarinen suhde mahdollistaa luokkavälien asettamisen tasavälein.

Kullekin kalayhteisömuuttujalle muodostuu jakauman luonteesta johtuen oma EQR-asteikko. Mikäli muuttujien yhdistämisessä käytetään vakioitujen EQR:ien menetelmää (ks. luku 7.2), muuttujat täytyy yhteismitallistaa eli saada samalle vakioasteikolle 0-1,0, luokkavälein 0,2. Omalle muuttujakohtaiselle asteikolle sijoittuvat EQR-arvot kerrotaan tällöin vakiolla (ks. yhteenvedo-taulukko 6). Mikäli taas käytetään summaindeksimenetelmää, kunkin muuttujan EQR-arvoja verrataan muuttujalle viritettyyn omaan EQR-luokka-asteikkoon. Yli yhden EQR-arvot tarkoittavat molemmissa menetelmissä vertailuarvon täyttymistä eli erinomaista tilaa.

Luokkarajat, kuten myös kohdejärvelle lasketut EQR-arvot voidaan muuttaa takaisin muuttujakohtaista alkuperäisyksikköä kuvaavaksi luvuksi kertomalla saatu EQR-arvo vertailuarvolla (mediaanilla).

Tässä raportissa luokkarajojen määrittelyssä on käytetty ainoastaan tasavälistä luokkarajojen asettelua. Menetelmässä tulee määritellä kullekin muuttujalle alin (tai ylin) mahdollinen arvo. Tämä voi olla esim. nolla, 100 % tai vaihtoehtoisesti pienin (tai suurin) mitattu arvo voimakkaasti kuormitetusta kohteesta. Useimpien muuttujien alimmaksi arvoksi on tässä raportissa valittu nolla, joka on teoreettinen alin arvo. Mikäli käytetään pienintä havaittua arvoa, sen tulee edustaa perustellusti huonointa mahdollista tilaa. Tällaisia esimerkkejä ei verkkokoekalastusrekisterissä kuitenkaan esiinny ja näin on päädytty käyttämään nollaa. Suurimpana ja samalla huonointa luokkaa edustavana arvona (esim. suurin yksilömäärän arvo) käytettiin ko. muuttujan korkeinta havaittua arvoa koko rekisteriaineistossa, järviyypistä riippumatta. Tyypikohtaisia ääriarvoja ei voitu käyttää, sillä ne eivät aineiston vähäisyyden vuoksi useimmissa tyypeissä edustaneet huonointa tilaa.

Kaikkia kuormitustekijöiden biologisia vaikutuksia ei voida havaita suorassa suhteessa kuormituksen kasvuun. Tällöin biologisia muutoksia ei voida kuvata lineaarisella paine-vaste -kuvaajalla, jolloin myöskään ekologisen tilaluokituksen luokkaväliä ei voida kuvata tasavälisenä. Esimerkkinä tällaisesta ei-lineaarista paine-vaste -suhteesta on laskeumaperäisen kuormituksen happamoittava vaikutus. Kun järvi ja valuma-alueen maaperä kuormittuu happamalla laskeumalla, maaperän ja veden puskurikyky ylläpitää vakaata pH:ta kuormituksen edetessä. Kun puskurikyky loppuu, pH alkaa laskea ja vasta tällöin alkavat biologiset muutokset järvessä. Tämäntyyppisten kuormitustekijöiden vaikutusten arvioinnissa vesikemian seurannalla on ensisijainen tehtävä. Happamoitumisen seurannassa ja luokittelussa tulee käyttää esim. puskurikyvyn (alkaliteetti) raja-arvoja biologisen tiedon tukena ekologisen tilan luokkia määriteltäessä.

9. Aineistoihin perustuvat alustavat vertailuarvot ja luokkarajat

Vertailuarvojen määrittämisessä pyrittiin tyyppikohtaisiin vertailuarvoihin. Mikäli järvi-tyyppirajat eivät ole perustellusti soveltuneet rajaamaan kalayhteisömuuttujan vaihtelua, on päädytty paikkakohtaisen ennustavan mallinnuksen käyttöön. Tyyppikohtaista aineistoa vertailujärvistä on saatu kerättyä riittävästi toistaiseksi vain järvi-tyypeistä (ks. tyytit liitteestä 1) Vh ja MVh (yhdistetty aineisto) sekä Ph ja Mh (yhdistetty aineisto).

9.1 Kalalajien lukumäärä

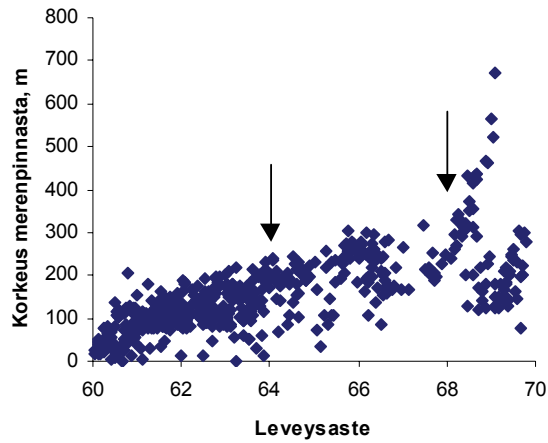
Kalalajimäärää suomalaisissa ja ruotsalaisissa järvissä selittävät parhaiten järven pinta-ala, korkeus merenpinnasta ja pohjoinen sijainti (Appelberg ym. 2000, Tammi ym. 2000). Suomessa lisäksi järven korkeus merenpinnasta kasvaa pohjoiseen mentäessä (kuva 15).

Yksi järvi-tyyppikohtainen vertailuarvo soveltuu huonosti järvien kalalajimäärän vertailuarvoksi, sillä yksittäisen järvi-tyypin sisäinen vaihtelu pinta-alan suhteen on liian suuri. Lisäksi nykyinen tyypittely huomioi melko heikosti pohjoisen sijainnin sekä korkeuden merenpinnasta. Tässä raportissa kalalajimäärän vertailuarvojen määrittämisessä käytettiin ennustavaa mallinnusta, jossa vertailuarvo määritellään kullekin järvi-kohteelle erikseen järven ominaisuustekijöiden avulla (järvi-kohtainen vertailuarvo).

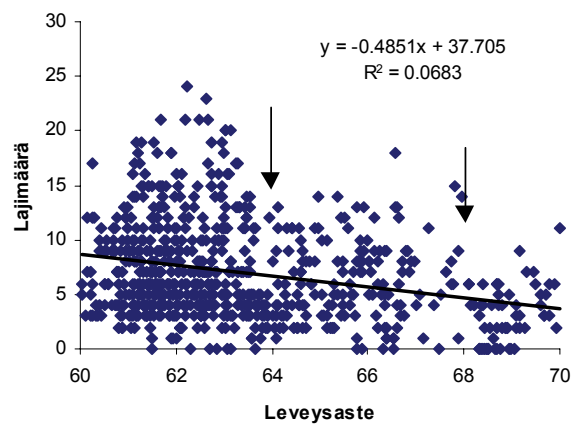
Kalalajien lukumäärän vertailuarvojen määrittämisessä käytettiin Pohjoismaisen järvi-kartoituksen tuottamaa aineistoa 710 järvestä, jossa aineisto sisälsi tutkimusjärvien ominaisuus- ja vesikemiamuuttujien lisäksi myös järvien kalastotietoja. Kalastotiedot selvitettiin kyselymenetelmällä järvien kalaston tuntevilta henkilöiltä kuten kalatalousviranomaisilta, kalastajilta ja tutkijoilta (Tammi ym. 1997).

Kalalajimäärää selittävät muuttujat voidaan järjestää siten, että korkeimman selityksen omaava muuttujaa käsitellään jatkuvana muuttujana ja järjestyksessä seuraavat muuttujat voidaan käsitellä kategorisina. Seuraavissa tarkasteluissa järven pinta-alaa käytettiin jatkuvana muuttujana ja järven korkeutta ja leveysastesijaintia kategorisina muuttujina. Korkeusvyöhykkeet jaettiin seuraavasti: alle 100 m merenpinnasta käsittää alavimmat, lämpimimmät ja samalla myös rehevimmät rannikkoalueet pitkälle sisämaahan päin, 100-300 m merenpinnasta keskisen Suomen Etelä-Lappiin ja yli 300 m merenpinnasta tunturilapin alueet.

Aineiston tarkastelussa järvien pohjoisesta sijainnista ja korkeudesta merenpinnasta havaitaan, että leveysasteilla 60,0-64,0 pohjoista leveyttä järvet sijaitsevat pääasiassa 0-200 metrin korkeudessa, leveysasteilla 64,0001-68,0 pohjoista leveyttä 100-300 metrin korkeudessa ja leveysasteilla 68,0001-70,0 pohjoista leveyttä 100-800 metrin korkeudessa (kuva 15). Myös kalalajimäärässä voidaan havaita hyppäksenomaista vähenemistä leveyspiireillä 64,0 ja 68,0 pohjoista leveyttä (kuva 16). Edellä mainituin perustein järvet ryhmiteltiin seitsemään ryhmään pohjoisen sijainnin sekä korkeuden merenpinnasta mukaan (kuva 17). Saatuja regressioyhtälöitä käytetään kalalajimäärän ennusteena vertailuarvojen määrittämisessä (taulukko 5).



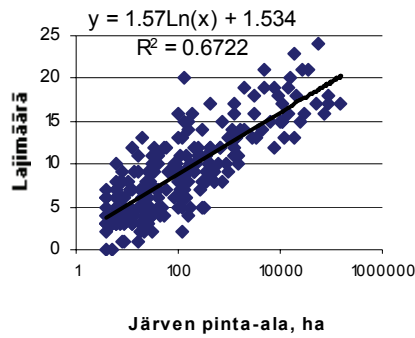
Kuva 15. Järven leveysasteen ja korkeuden merenpinnasta regressiosuhde laskettuna n. 800 järvestä, jotka sijaitsevat 1-670 m:n korkeudella merenpinnasta.



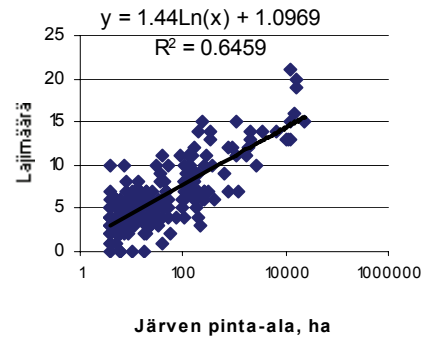
Kuva 16. Järven leveysasteen ja kalalajimäärän regressiosuhde laskettuna 710 järvestä.

Sijainti, leveysasteet 60,0-64,0 pohjoista leveyttä

0-100 m merenpinnasta

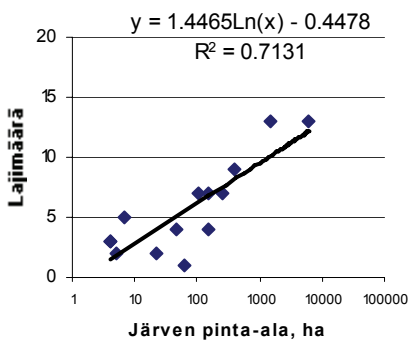


100-200 m merenpinnasta

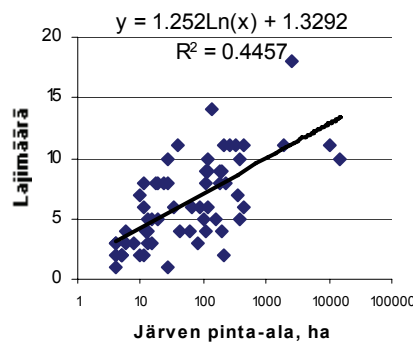


Sijainti, leveysasteet 64,0001-68,0 pohjoista leveyttä

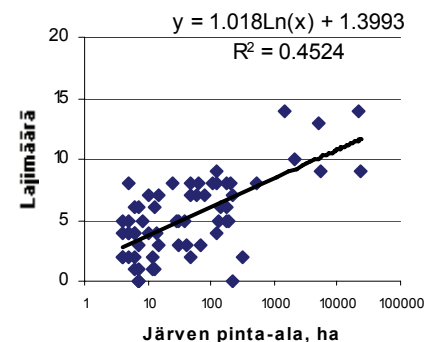
0-100 m merenpinnasta



100-200 m merenpinnasta

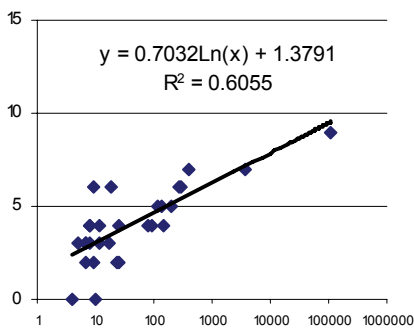


200-300 m merenpinnasta

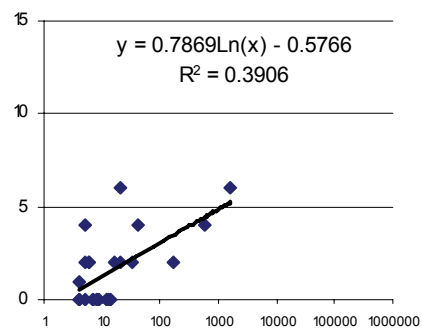


Sijainti, leveysasteet 68,0001-70,0 pohjoista leveyttä

100-300 m merenpinnasta



>300 m merenpinnasta



Kuva 17. Järven pinta-alan ja kalalajimäärän suhteet ja regressioyhtälöt eri järviryhmässä. Järviryhmät on muodostettu pohjoisen sijainnin ja korkeuden merenpinnasta mukaisesti.

Taulukko 5. Kalalajimäärän vertailuarvojen laskentayhtälöt ja luokkarajat järven pohjoisen sijainnin (leveyspiiri) ja korkeuden merenpinnasta mukaan. Erinomaisen ja hyvän luokkarajana on käytetty kunkin osa-aineiston EQR-jakauman 25 %:n prosenttipistettä. Tunturilapin korkeimmalla sijaitsevien järvien (leveysaste 68,0-70,0 pohjoista leveyttä, yli 300 m merenpinnasta) osalta E/H-luokkarajana käytettiin aineiston EQR-jakauman 50 %:n prosenttipistettä.

Vertailuarvo		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	Järvien lkm vertailuaineistossa
		E/H	H/T	T/V	V/H		
Leveyspiiri 60.0-64.0							
0-100 m	$V = 1.57 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.534$	0.762	0.571	0.381	0.190	EQR * 0.8/0.7616	231
100-200 m	$V = 1.44 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.0969$	0.771	0.578	0.385	0.193	EQR * 0.8/0.7708	231
Leveyspiiri 64.0001-68.0							
0-100 m	$V = 1.4465 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) - 0.4488$	0.821	0.616	0.411	0.205	EQR * 0.8/0.8211	14
100-200 m	$V = 1.252 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3292$	0.657	0.493	0.329	0.164	EQR * 0.8/0.6574	62
200-300 m	$V = 1.018 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3993$	0.652	0.489	0.326	0.163	EQR * 0.8/0.6522	64
Leveyspiiri 68.0001-70.0							
100-300 m	$V = 0.7032 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3791$	0.877	0.658	0.439	0.219	EQR * 0.8/0.8774	29
>300 m	$V = 0.7869 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) - 0.5766$	0.580	0.435	0.290	0.145	EQR * 0.8/0.5796	25

9.2 Indikaattorilajit

Ympäristömuutoksille herkkien lajien esiintyminen tai puuttuminen kalastosta on monitasoinen kysymys. Kalalajien ekologisista piirteistä ja elinympäristövaatimuksista riippuen toisia lajeja voidaan pitää vaateliaina ja toisia ns. yleislajeina, jotka esiintyvät kaikenlaisissa vesissä ja ovat kestäviä myös muutoksille. Näytteenottoon perustuva kalaston arviointi antaa melko luotettavan kuvan ns. yleislajeista, mutta herkemmissä lajeista useimmiten puutteellisen kuvan. Tästä johtuen erityisesti suurten järvien osalta saalistilastoihin ja kalastuskyselyihin perustuvan kalastotiedon käyttö luokittelussa on suositeltavaa, mikäli se tarjoaa herkkien lajien esiintymisestä ja kannoista sellaista ajantasaista tietoa, jota ei näytteenotolla yleensä saada.

Tässä raportissa esitettyyn luokittelujärjestelmään on valittu muuttujaksi myös indikaattorilajit-muuttujaan liittyvä ”herkkien lajien lisääntyminen” (ks. luku 9.8). Tämä on keskeinen muuttuja tilanteissa, joissa ympäristömuutos vaikuttaa tiettyjen lajien lisääntymiskiertymään ja vuosiluokkien muodostumiseen. Arvio poikasvaiheiden tai nuorimpien ikäluokkien esiintymisestä tai puuttumisesta on luotettavinta pienemmissä järvissä ja vastaavasti tiedon luotettavuus huononee kun järven pinta-ala kasvaa.

Indikaattorilajin määritelmään soveltuvia lajeja ovat luonnollista alkuperää olevat lajit, jotka voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään: 1) alusveden olosuhteita, pohjan laatua ja happipitoisuutta indikoivat lajit sekä 2) litoraalin, lähinnä kivikkorantojen olosuhteita indikoivat lajit. Edellä mainittuun ryhmään voidaan lukea kuuluviksi made, muikku, siika, nieriä ja härkäsimppu. Nieriä on myös herkkä happamoitumisen vaikutuksille. Litoraalissa eläviä indikaattorilajeja ovat kivisimppu, mutu, kivenuoliainen, kymmenpiikki ja kirjoeväsimmu. Yleisesti istutettavia lajeja, kuten taimenta ei ole järkevää käyttää indikaattorilajina, jollei kannan luonnollisesta alkuperästä ole varmuutta. Poikkeuksena voidaan pitää selvää indikaatiota luonnossa tapahtuvasta lisääntymisestä.

Indikaattorilajien esiintyminen ja kantojen tilanarviointi edellyttää asiantuntija-arviointia, jossa huomioidaan järven nykyinen lajisto, mahdolliset häviämiset sekä

tavoitetila. Järvi voi olla teoreettisesti hyvässä tai jopa erinomaisessa tilassa, vaikka järvessä ei esiintyisikään yhtään ns. herkkää indikaattorilajia. Mikäli myöskään herkkien indikaattorilajien esiintymishistoriasta, esim. mahdollisesta häviämisestä, ei ole varmaa tietoa, järvelle ei voida antaa tämän muuttujan osalta hyvää luokkaa heikompaa arviota indikaattorilajien puuttumisen perusteella. Indikaattorilajien esiintymisen tarkastelussa tulee huomioida leviämisen- ja häviämishistorialliset tiedot, sekä indikaattorilajien esiintymistodennäköisyys eri järvityypeissä. Tällöin esim. pienehköjen järvien lähtöoletuksena täytyisi olla hyvä tai erinomainen luokitus ilman indikaattorilajeja (vrt. muutaman yleislajin järvet, joissa lajeina ovat esim. ahven, hauki, särki).

Seuraavassa on esitetty indikaattorilajeille karkea luokitteluasteikko, jossa ei lasketa poikkeamaa vertailuarvosta, vaan luokitusta sovelletaan suoraan asiantuntijatietojen perusteella. Happamoitumiselle herkkien vesistöjen osalta indikaattorilajien lisäksi huomioidaan särjen ja erityisesti sen nuoruusvaiheiden esiintyminen. Luokitusasteikko on hierarkkinen: ensin tarkistetaan onko järvessä erinomaisen luokituksen antavia lajeja, mikäli ei, siirrytään hyvän luokituksen lajiryhmään jne. Hyvän luokituksen lajit eivät lisää pistemäärää tilanteessa, jossa järvessä on jokin/joitakin erinomaisen luokituksen lajeja. Tieto indikaattorilajin häviämisestä aiheuttaa EQR-arvon putoamisen alempaan luokkaan. Esimerkiksi tieto nieriän häviämisestä aiheuttaa luokituksen putoamisen erinomaisesta hyvään, vaikka järvessä olisi vielä jäljellä erinomaisen luokituksen lajeja. Samoin esim. taimenen häviäminen tiputtaa luokituksen luokkaan tyydyttävä, vaikka järvestä tavattaisiin madetta. Hävinneen lajin uudelleenistuttaminen nostaa luokitusta vasta, kun järveen on muodostunut lisääntyvä kanta, jota ei tarvitse tukea istutuksin.

Ehdotus indikaattorilajien luokitusasteikosta:

Erinomainen

0,8 Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen, härkäsimppu eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä.

Useamman lajin esiintyminen lisää pistemäärää. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää. Esim. jos hyvän puskurikyvyn omaavassa järvessä esiintyy mutu, muikku ja särki, EQR saa arvon 0,85 (särki huomioidaan vain happamoitumisherkissä vesistöissä, ks. muuttuja ”herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen”).

Hyvä

0,6 Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin (yhdestä) seuraavista lajeista: made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsipppu, kymmenpiikki, eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä.

Useamman lajin esiintyminen lisää pistemäärää. Kukin lisälaji antaa 0,05 pistettä lisää. Esim. jos järvessä esiintyy made, siika, kivisimppu ja kymmenpiikki, EQR saa arvon 0,75.

Alle 200 ha:n järvet: järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä. (Happamoitumisherkissä vesissä särjen poikasten esiintyminen antaa pistemääräksi 0,8, ks. muuttuja ”herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen”).

Tyydyttävä

0,4 Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä eikä kannoissa ole havaittavissa lisääntymishäiriöitä.

Alle 200 ha:n järvet: em. määre antaa pistemääräksi 0,6.

Välttävä

0,2 Järvessä esiintyy luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta ahvenesta ja/tai hauesta ja/tai särjestä. Populaatiorakenteen selviä muutoksia, vuosiluokkia puuttuu, pienikokoisten nuoruusvaiheiden osuus poikkeuksellisen alhainen.

9.3 Biomassa

Vertailujärviaineiston perusteella biomassalle määritettiin järvityyppikohtainen vertailuarvo, jona käytettiin EQR-jakauman mediaania. Biomassa mitataan pyynnissä olleiden yleiskatsausverkkojen keskisaaliina, eli ilmoitetaan yhden verkon biomassasaaliina per yö (n. 12 tuntia). Yksikkösaaliin biomassan (sekä yksilömäärän) painevasteen kaksisuuntaisuudesta johtuen luokkarajat muuttujalle tulee määritellä pienille ja suurille arvoille. Tässä erinomaisen ja hyvän raja-arvo on kiinnitetty EQR-jakauman 25 %:n ja 75 %:n prosenttipisteisiin (ks. liitteet 2 ja 3). Alempien luokkarajojen määrittelyssä pienin arvo kiinnitettiin nollaan eli olosuhteisiin joissa kaloja ei ole (vrt. kalaton happamoitunut järvi tai ylirehevä järvi, joka käy läpi täydellisen happikadon talvella). Ylin arvo kiinnitettiin aineistossa esiintyneeseen suurimpaan havaittuun arvoon, 6300 g/yleiskatsausverkko/yö, joka on mitattu huonossa tilassa olevasta yhdyskuntajätevesien kuormittamasta, matalasta eteläsuomalaisesta järvestä.

Yksikkösaaliin biomassassa on suurta vaihtelua vertailujärvien välillä, mikä heikentää muuttujan arvoa luokittelussa. Tästä huolimatta voidaan todeta, että biomassan käyttö kalayhteisömuuttujana on perusteltua ääriarvojen kuvatessa erityisesti ravinnekuormituspaineen vaikutusta.

Järvityypit Vh ja MVh:

Vertailuarvoksi saatiin 1090 g/yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi pienille biomassoille saatiin EQR-jakauman 25 %:n prosenttipiste 0,469 (taulukko 6). E/H-luokkarajaksi suurille biomassoille saatiin EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,364.

Järvityypit Ph ja Mh:

Vertailuarvoksi saatiin 703 g/yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi pienille biomassoille saatiin EQR-jakauman 25 %:n prosenttipiste 0,537 (taulukko 6). Suurten biomassojen E/H-luokkarajaksi saatiin EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,485.

9.4 Yksilömäärä

Yksilömäärä mitataan pyynnissä olleiden yleiskatsausverkkojen keskisaaliina, eli ilmoitetaan yhden verkon yksilösaaliina per yö (n. 12 tuntia). Kuten ”biomassa”, myös ”yksilömäärä” on painevasteeltaan kaksisuuntainen muuttuja. Vertailujärviaineiston perusteella yksilömäärälle määritettiin järvityyppikohtainen vertailuarvo, jona käytettiin EQR-jakauman mediaania. Pienten yksilömäärien luokkarajoja määritettäessä pienin mahdollinen arvo kiinnitettiin nollaan ja suurin arvo 456 yksilöön/yleiskatsaus-

verkko/12 h (ks. liitteet 4 ja 5). Suurin arvo on mitattu huonossa tilassa olevasta yhdyskuntajätevesien kuormittamasta, matalasta eteläsuomalaisesta järvestä.

Järvityypit Vh ja MVh:

Vertailuarvoksi saatiin 42 yks/yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi pienille yksilömäärille saatiin EQR-jakauman 25 %:n prosenttipiste 0,603 (taulukko 6). E/H-luokkarajaksi suurille yksilömäärille saatiin EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,277.

Järvityypit Ph ja Mh:

Vertailuarvoksi saatiin 34,1 yks/yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi pienille yksilömäärille saatiin EQR-jakauman 25 %:n prosenttipiste 0,670 (taulukko 6). E/H-luokkarajaksi suurille yksilömäärille saatiin EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,261.

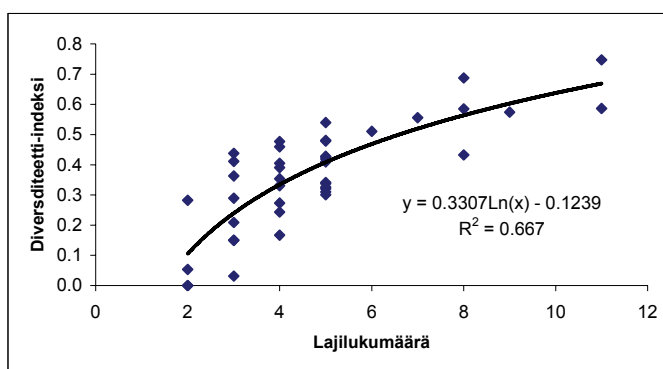
9.5 Lajistosuhteiden tasaisuus (Shannon-Wiener –indeksi)

Lajistosuhdetta eli Shannon-Wiener –indeksin arvoa kaikissa järvityypeissä selittäväksi muuttujaksi valittiin kalalajimäärä kuten Ruotsalaisessa FIX-indeksissä. Diversiteetti-indeksin arvo pienenee lineaarisesta suhteesta poikkeavasti, kun lajimäärä laskee lähelle nollaa. Aineistosta laskettiin lajimäärän ja diversiteetti-indeksin välinen regressioyhtälö usean järvityypin yhdistetystä aineistosta (kuva 18). Regressioyhtälöä käytettiin järviokohtaisen vertailuarvon laskemisessa (taulukko 6, liite 6).

Pienissä järvissä kalayhteisöt ovat yleensä vähälajisia. Järvityyppien Vh ja MVh vertailuaineistossa osa järvistä oli pinta-alaltaan alle 50 ha. Lajimäärän ja diversiteetti-indeksin välistä regressioyhtälöä laskettaessa yhden lajin järvet poistettiin aineistosta. Luokkarajat laskettiin regressiomallin avulla järvityyppien Vh ja MVh sekä Ph ja Mh järville. Alustavat luokkarajat näille järvityypeille määritettiin käyttäen E/H luokkarajana EQR-jakauman 25 %:n prosenttipistettä. Alemmat luokkarajat määritettiin tasavälein käyttäen pienimpänä arvona nollaa.

Kaikki järvityypit:

Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi saatiin EQR-jakauman 25 %:n prosenttipiste 0,7716 (taulukko 6).



Kuva 18. Vertailujärvistä (tyypit Vh, SVh, MVh, Ph, Kh, Mh, Rh ja MRh) laskettu kalalajilukumäärän ja diversiteetti-indeksin välinen regressiosuhde.

9.6 Särkikalojen biomassaosuus

Kunkin järviyypin vertailujärvistä laskettua särkikalojen biomassaosuuden mediaania käytettiin ko. tyyppin vertailuarvona. Alustavat luokkarajat määritettiin vertailujärvi-joukosta asettamalla erinomaisen ja hyvän luokkaraja EQR-jakauman 75 %:n prosenttipisteeseen. Alemmat luokkarajat asetettiin jakamalla 75 %:n yläpuolelle jäävä jakauman osa tasavälein E/H-luokkarajasta suurimpaan havaittuun arvoon aineistossa. Suurin havaittu arvo oli 91,2 %, mikä on mitattu rehevästä eteläsuomalaisesta järvestä. Kaikkien järviyypien kohdalla käytettiin tyyppikohtaisen maksimiarvon sijaan samaa korkeinta havaittua arvoa. Oletetuksi maksimiarvoksi voidaan teoreettisesti asettaa myös 100 %, mutta tällaisia pelkästään särkikalojen asuttamia järviä ei aineistossa esiintynyt. Sen sijaan järviä, joissa särkikaloja ei tavata on varsinkin pienten metsäjärvien joukossa. Tällaisissa järvissä särkikalojen biomassa-osuus -muuttujaa ei huomioida.

Järviyypit Vh ja MVh:

Vertailujärvistä vain yhdeksästä löytyi särkikaloja. Vertailuarvoksi saatiin 36,2 % /yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi suurille biomassaosuuksille saatiin EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,402.

Järviyypit Ph ja Mh:

Vertailuarvoksi saatiin 54 % /yleiskatsausverkko/12 h. Erinomaisen ja hyvän luokkarajaksi suurille biomassaosuuksille EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste 1,138.

Vertailujärvissä särkikalojen biomassaosuus pysyy vakiona tai jopa hieman pienenee kokonaissaaliin kasvaessa (kuva 5). Kuormitetuissa järvissä särkikalojen biomassaosuus taas kasvaa kokonaissaaliin kasvaessa (kuva 5). Särkikalojen vertailuarvon määrittelyssä voidaan päätyä yhteen kaikille järviyypeille soveltuvaan vertailuarvoon tai järviyypikohtaisiin vertailuarvoihin. Alustava tarkastelu puoltaisi järviyypikohtaisia vertailuarvoja, sillä esim. pienissä humusjärvissä särkikalojen osuus on yleensä pienempi kuin esim. keskikokoisissa järvissä. Myös järven pohjoinen sijainti pienentää särjen runsautta, mikä puoltaa tyyppikohtaisten vertailuarvojen käyttöä.

9.7 Petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus

Vertailujärvissä petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus suurenee kokonaissaaliin kasvaessa, kun taas kuormitetuissa järvissä muuttujaa on selvästi alhaisemmalla tasolla ja pysyy muuttumattomana kokonaissaaliin kasvaessa (kuva 9). Alustavien tarkastelujen mukaan kokonaissaalis selittää ko. muuttujaa, mutta mallin luotettavuuden tarkastelussa tarvitaan selvästi lisää vertailujärviaineistoa. Muuttujalle on seuraavassa esitetty alustavia vertailuarvoja järviyypikohtaisesti sekä yli tyyppirajojen regressiomalliin perustuen.

Kunkin järviyypin vertailujärvistä laskettua petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuuden mediaania käytettiin ko. tyyppin vertailuarvona (ks. raja-arvoesitykset järviyypeille Vh ja MVh sekä Ph ja Mh liitteissä 8A ja B). Alustavat luokkarajat määritettiin vertailujärvi-joukosta asettamalla erinomaisen ja hyvän luokkaraja poikkeuksellisesti EQR-jakauman 40 %:n prosenttipisteeseen. Kyseistä prosenttipistettä käytettiin, koska suurin osa ns. vertailujärvien kalayhteisöistä on vaihtelevalla kalastuspaineella muutettuja verrattuna muutamista kalastamattomista järvistä saatuihin petokalaosuuksiin. Menettelyllä pyrittiin korjaamaan kalastuksen aiheuttamaa harhaa vertailuaineistossa. Alemmat luokkarajat asetettiin jakamalla 40 %:n prosenttipisteen ja nollan välinen osa tasavälein neljään osaan.

Luvussa 6.2.4 esitetyn tarkastelun perusteella voidaan olettaa, että kokonaissaaliiseen sidottu malli antaa hyvän tuloksen vertailuarvolle. Tässä vaiheessa kalastoaineisto on kuitenkin puutteellinen mallin luotettavuuden perustelemiseksi.

9.8 Herkkien lajien poikas- ja nuoruusvaiheiden esiintyminen

9.8.1 Happamoitumisherkät järvet

Happamoitumisherkät vedet ovat latvajärviä, joiden alkaliteetti on pienempi kuin 0,05 mmol/l ja pinta-ala yleensä alle 1 km². Muuttujalle ei lasketa poikkeaman arvoja, vaan luokitusta sovelletaan suoraan havaintojen perusteella. Muu herkkien lajien ajantasainen esiintymis- ja lisääntymistietotieto (esim. rapu) huomioidaan vaikka havaintoja ei saataisikaan näytteenotolla.

Erinomainen

0,8 Kivenuoliaisen (tai ravun) esiintyminen. Poikasvaiheita jostakin seuraavista lajeista: särki (<7 cm), muttu (<3 cm) ja/tai nuoria yksilöitä jostakin seuraavista lajeista: siika, muikku, nieriä.

Hyvä

0,6 Poikasvaiheita (yksilön pituus <7 cm) jostakin seuraavista lajeista: kiiski, made, kivisimppu (<3 cm) ja/tai nuoria yksilöitä jostakin seuraavista lajeista: harjus, taimen.

Tyydyttävä

0,4 Jonkun edellä mainitun lajin/lajien pienet yksilöt ja poikasvaiheet puuttuvat normaalista populaatiovaihtelusta poikkeavalla tavalla. Ahven ja hauki lisääntyvät normaalin populaatiovaihtelun mukaisesti.

Välttävä

0,2 Ahvenen ja/tai hauen poikasvaiheet puuttuvat normaalista populaatiovaihtelusta poikkeavalla tavalla.

Huono

0,0 Ahvenesta ja/tai hauesta esiintyy vain vanhoja/suurikokoisia yksilöitä tai laji/lajit ovat hävinneet.

9.8.2 Rehevöitymisherkät järvet:

Muuttujalle ei lasketa poikkeaman arvoja, vaan luokitusta sovelletaan suoraan kaiken saatavilla olevan tiedon perusteella.

Erinomainen

0,8 Poikasvaiheita jostakin seuraavista lajeista: mutu (<3 cm) tai nuoria yksilöitä jostakin seuraavista lajeista: siika, nieriä, taimen, harjus.

Hyvä

0,6 Poikasvaiheita tai (yksilön pituus <7 cm) jostakin seuraavista lajeista: made, muikku, kivisimppu (<3 cm).

Tyydyttävä

0,4 Jonkun edellä mainitun lajin/lajien pienet yksilöt ja poikasvaiheet puuttuvat normaalista populaatiovaihtelusta poikkeavalla tavalla.

Välttävä

0,2 Muikku ja/tai kivisimppu kadonnut, ja/tai mateesta esiintyy vain vanhoja/suurikokoisia yksilöitä.

Huono

0,0 Herkät lajit hävinneet kadonneet (made, muikku, kivisimppu). Yleislajien (ahven, hauki, särki) pienet yksilöt ja poikasvaiheet puuttuvat normaalista populaatiovaihtelusta poikkeavalla tavalla (esim. talviset kalakuolemat).

9.9 Vieraslajien biomassaosuus

Vieraslajeiksi katsotaan alkuperäiseen kalastoomme kuulumattomat lajit. Suomessa vieraslajien osuus järven kalabiomassasta on vain harvoin merkittävä. Ainoat järvissä lisääntyvät vieraslajit ovat peledsiika Lapin tekoaltaissa sekä täplärapu (virtavesissä puronieriä ja kirjolohi). Vieraslaji -muuttuja on kannattaneen kuitenkin pitää valikoimassa erikseen harkittavana tekijänä, joka huomioidaan vain, jos vieraslajien biomassaosuus on yli 10 %:n saaliin kokonaisbiomassasta.

Ehdotus vieraslajien luokitusasteikosta:

Hyvä

0,6 -vieraslajien osuus on 10-20 % biomassasta.

Tyydyttävä

0,4 -vieraslajien osuus 20-30 % biomassasta.

Välttävä

0,2 -vieraslajien osuus 30-50 % biomassasta.

Huono

0,0 -vieraslajien osuus yli 50 % biomassasta.

Taulukko 6. Yhteenvedo kalayhteisömuuttujien vertailuarvoista ja luokkarajoista määriteltyissä järviyhteisöissä.

Yhteismitallistettu EQR saadaan kertomalla alkuperäinen EQR vakiolla.

Lajimäärä		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	Järvien lkm vertailuaineistossa
Vertailuarvo		E/H	H/T	T/V	V/H		
Leveyspiiri 60.0-64.0							
0-100 m	$V = 1.57 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.534$	0.762	0.571	0.381	0.190	$EQR * 0.8/0.7616$	231
100-200 m	$V = 1.44 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.0969$	0.771	0.578	0.385	0.193	$EQR * 0.8/0.7708$	231
Leveyspiiri 64.0001-68.0							
0-100 m	$V = 1.4465 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) - 0.4488$	0.821	0.616	0.411	0.205	$EQR * 0.8/0.8211$	14
100-200 m	$V = 1.252 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3292$	0.657	0.493	0.329	0.164	$EQR * 0.8/0.6574$	62
200-300 m	$V = 1.018 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3993$	0.652	0.489	0.326	0.163	$EQR * 0.8/0.6522$	64
Leveyspiiri 68.0001-70.0							
100-300 m	$V = 0.7032 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) + 1.3791$	0.877	0.658	0.439	0.219	$EQR * 0.8/0.8774$	29
>300 m	$V = 0.7869 * \ln(\text{järven pinta-ala, ha}) - 0.5766$	0.580	0.435	0.290	0.145	$EQR * 0.8/0.5796$	25

Biomassa		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	
Vertailuarvo		E/H	H/T	T/V	V/H		
Järvityypit Vh ja MVh	$V = 1090 \text{ g/yleiskatsausverkko/yö (12 h)}$ Vertailuarvoa pienemmät havaitut arvot Vertailuarvoa suuremmat havaitut arvot	0.469 1.364	0.351 2.468	0.234 3.572	0.117 4.676	$EQR * 0.8/0.4686$ $-0.181170 * EQR + 1.047131$	23
Järvityyppi SVh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Vh ja MVh arvoja						
Järvityypit Ph ja Mh	$V = 703 \text{ g/yleiskatsausverkko/yö (12 h)}$ Vertailuarvoa pienemmät havaitut arvot Vertailuarvoa suuremmat havaitut arvot	0.537 1.485	0.403 3.354	0.269 5.223	0.134 7.092	$EQR * 0.8/0.5374$ $-0.107004 * EQR + 0.958922$	21
Järvityyppi Kh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Ph ja Mh arvoja						

Yksilömäärä		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	
Vertailuarvo		E/H	H/T	T/V	V/H		
Järvityypit Vh ja MVh	$V = 42 \text{ yks./yleiskatsausverkko/yö (12 h)}$ Vertailuarvoa pienemmät havaitut arvot Vertailuarvoa suuremmat havaitut arvot	0.603 1.277	0.452 3.672	0.301 6.067	0.151 8.462	$EQR * 0.8/0.6026$ $-0.08350 * EQR + 0.90659$	23
Järvityyppi SVh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Vh ja MVh arvoja						
Järvityypit Ph ja Mh	$V = 34.1 \text{ yks./yleiskatsausverkko/yö (12 h)}$ Vertailuarvoa pienemmät havaitut arvot Vertailuarvoa suuremmat havaitut arvot	0.670 1.261	0.503 4.289	0.335 7.317	0.168 10.345	$EQR * 0.8/0.6704$ $-0.06605 * EQR + 0.88331$	21
Järvityyppi Kh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Ph ja Mh arvoja						

Taulukko 6. ...jatkoa.

Lajisuhteet		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	
	Vertailuarvo	E/H	H/T	T/V	V/H		
Kaikki järviyyypit	$V = 0.3307 * \ln(\text{lajimäärä}) - 0.1239$	0.7716	0.5787	0.3858	0.1929	$EQR * 0.8/0.7716$	42

Särkikalajien biomassaosuus		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	
	Vertailuarvo	E/H	H/T	T/V	V/H		
Järviyyypit Vh ja MVh	$V = 36.2 \%$	1.402	1.742	2.082	2.422	$-0.58805 * EQR + 1.62445$	10
Järviyyppi SVh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Vh ja MVh arvoja						
Järviyyypit Ph ja Mh	$V = 54.0 \%$	1.138	1.316	1.495	1.673	$-1.12006 * EQR + 2.07419$	19
Järviyyppi Kh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Ph ja Mh arvoja						

Petokokoisten (>15 cm) ahvenkalajien biomassaosuus		EQR-luokkarajat				EQR _{vakioitu} (0-1.0)=	
	Vertailuarvo	E/H	H/T	T/V	V/H		
Järviyyypit Vh ja MVh	$V = 49.5 \%$	0.603	0.452	0.301	0.151	$EQR * 0.8/0.603$	12
Järviyyppi SVh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Vh ja MVh arvoja						
Järviyyypit Ph ja Mh	$V = 15.4 \%$	0.986	0.740	0.493	0.247	$EQR * 0.8/0.9860$	8
Järviyyppi Kh	Käytetään toistaiseksi tyyppien Ph ja Mh arvoja						

10. Kalayhteisömuuttujien herkkyytstarkastelu rehevyysgradientilla

Tässä luvussa tarkastellaan eri kalayhteisömuuttujien herkkyyttä luokiteltaessa rehevöittäväälle kuormitukselle alttiita järviä. Kokonaisfosforipitoisuuden oletettiin kuvaavan rehevöittävä kuormituksen suuruutta. Tarkasteluun sisällytettiin järvityypit Vh ja MVh, sekä Ph ja Mh (ks. liite 1), joista oli olemassa riittävästi aineistoa vertailu- ja rehevöitymisherkistä järivistä. Muuttujasta ”herkkien lajien lisääntyminen” ei ollut saatavilla aineistoa ja se jätettiin tarkastelusta pois. Lajilukumäärän ja indikaattorilajien osalta käytettävissä oli vain verkkokoekalastuksella saatu tieto. Tulosten perusteella arvioitiin rehevöittäväälle kuormitukselle herkimät muuttujat, joiden keskiarvona lasketun EQR:n muutosta rehevyysgradientilla tutkittiin. Tarkastelussa käytettiin vakioitujen EQR:ien menetelmällä laskettuja arvoja. Liitteissä 9 A ja B on koko käytetylle järviaineistolle esitetty sekä summaindeksiin että vakioitujen EQR:ien menetelmään perustuvat tulokset.

Biomassa, yksilömäärä ja särkikalojen biomassaosuus –muuttujien EQR arvo pieneni jossain määrin rehevyyden kasvaessa varsinkin tyyppien Vh ja Mh järvissä, jotka sijoituivat laajemmalle rehevyysgradientille (kuvat 19 ja 20). Jonkinlainen raja-arvo tyyppien Vh ja Mh järvissä näyttäisi olevan TP-pitoisuus 35 µg/l, jonka jälkeen EQR-arvot pienenivät. Hajonta EQR-arvoissa oli kuitenkin suurta, ja arvot olivat pieniä myös muutamissa oligotrofisissa vertailujärvissä.

Lajilukumäärä-EQR kasvoi kokonaisfosforipitoisuuden noustessa. Aineistossa ei ollut niin reheviä järviä, että lajilukumäärä olisi kalakuolemien vuoksi pienentynyt.

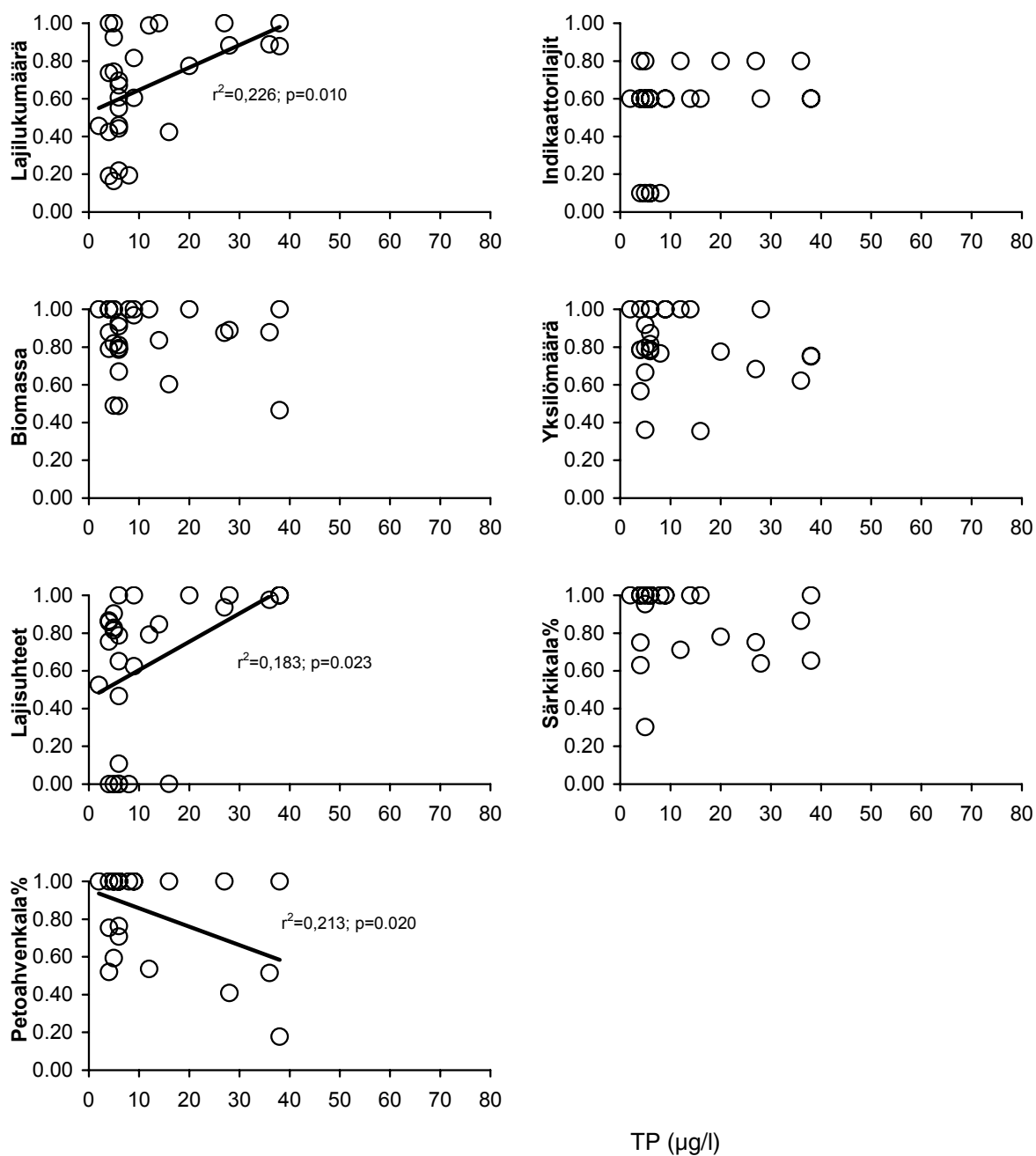
Indikaattorilajien EQR ei reagoinut kokonaisfosforipitoisuuden kasvuun. Sen sijaan muutamassa vertailujärvessä indikaattorilajien EQR-arvo oli alhainen. Nämä kaikki olivat happamoitumisesta toipuneita/toipuvia järviä.

Lajisuhteet –muuttujan EQR arvo sai helposti arvonsa 1 koko TP-gradientilla varsinkin tyyppien Ph ja Mh järvissä. Yleisesti lajisuhteet-EQR kasvoi TP:n noustessa. Pienissä vähäravinteisissa 1-2 lajin järvissä EQR arvo oli varsin pieni.

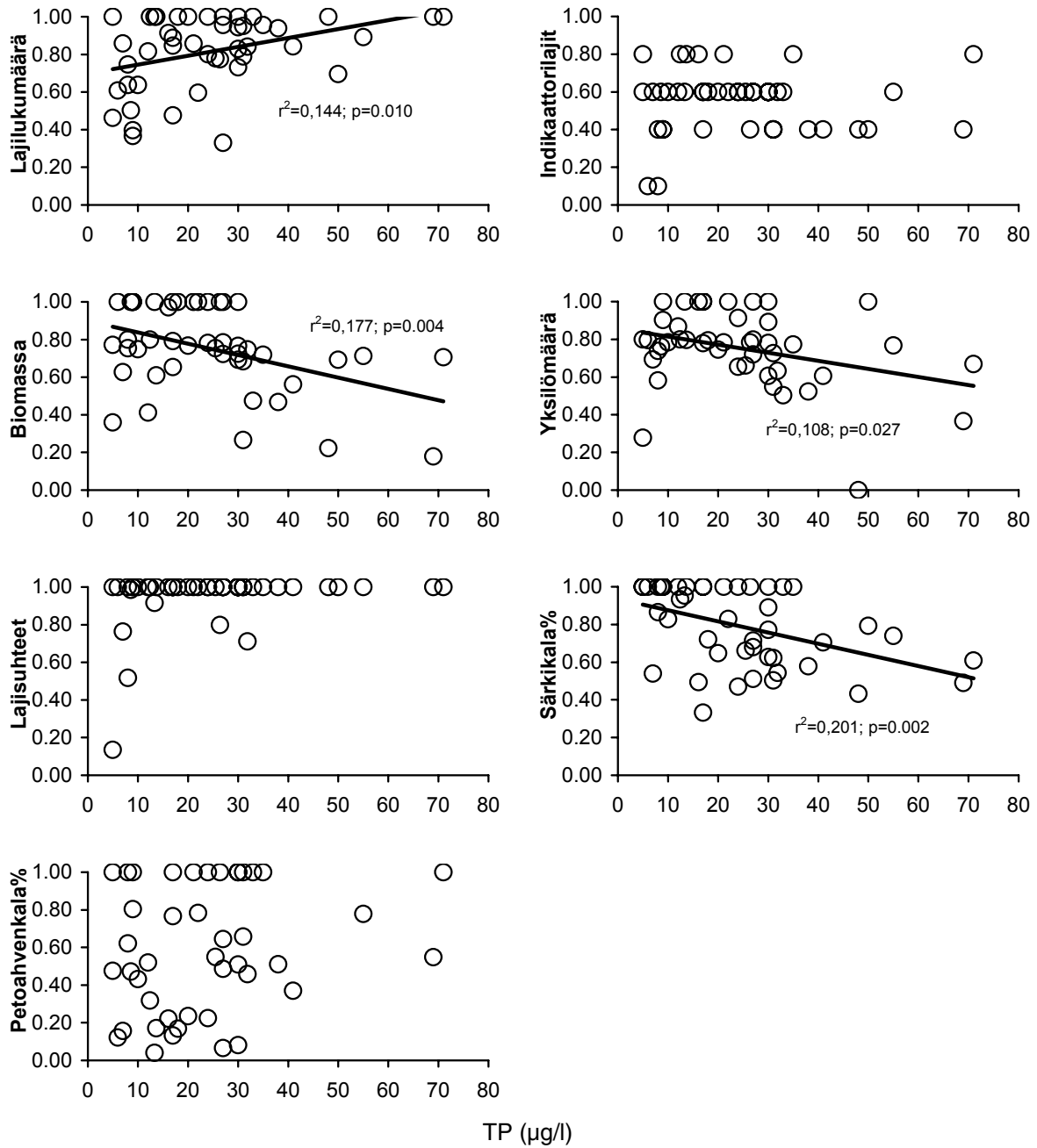
Petomaisten ahvenkalojen EQR-arvo oli myös usein 1,0 rehevissäkin järvissä, mutta hajonta oli suurta. Tämän muuttujan korkeat arvot rehevissä järvissä saattavat johtua korkeista kuhasaaliista, koska kuhan on todettu hyötyvän rehevöitymisestä (esim. Olin ym. 2002). Useimmat niistä järivistä, joiden EQR-arvo oli korkea rehevyydestä huolimatta, olivat kuhajärviä. Tyyppien Vh ja MVh järvissä petomaisten ahvenkalojen EQR näyttäisi toimivan paremmin kuin tyyppien Ph ja Mh järvissä. Tämä voi johtua kuhajärvien suuremmasta määrästä jälkimmäisissä järvissä.

Luokiteltaessa rehevöitymisherkkiä järviä luotettavimpaan tulokseen päästään luonnollisesti valitsemalla ne muuttujat, jotka ovat rehevöitymismuutoksille herkimpiä. Edellä esitettyjen herkkyytstarkastelujen perusteella näitä muuttujia ovat biomassa, yksilömäärä sekä särkikalojen biomassaosuus. Lisäksi on syytä huomioida indikaattorilajit-muuttuja, joka em. tarkastelussa ei, todennäköisesti aineiston puutteellisuudesta johtuen, reagoinut rehevyyteen, mutta joka aikaisempien tutkimusten (esim. Simon 1999) perusteella on hyvä mittari rehevöitymiselle. Näiden neljän muuttujan keskiarvoon perustuva kokonais-EQR pieneni melko tasaisesti rehevyyden kasvaessa (kuva 21). Tyypeissä Vh ja MVh yksikään järvi ei saanut hyvää huonompaa luokitusta, mutta varsinaisia kuormitetuiksi luokiteltuja järviä oli aineistossa vain neljä. Selvin poikkeama aineistossa oli erinomaisen luokituksen saanut Etujärvi (TP=38 µg/l), jota oli jonkin verran kunnostettu hoitokalastamalla ennen verkkokoekalastusta (liite 9A). Tyypeissä Ph ja Mh hyvää huonomman luokituksen sai kuusi järveä, joista viisi oli rehevimmästä päästä ja yksi oli melko vähäravinteinen referenssijärvi, jonka luokitusta heikensi suuri särkikalaosuus. Erinomaisen luokituksen saaneita järviä oli vain pitoi-

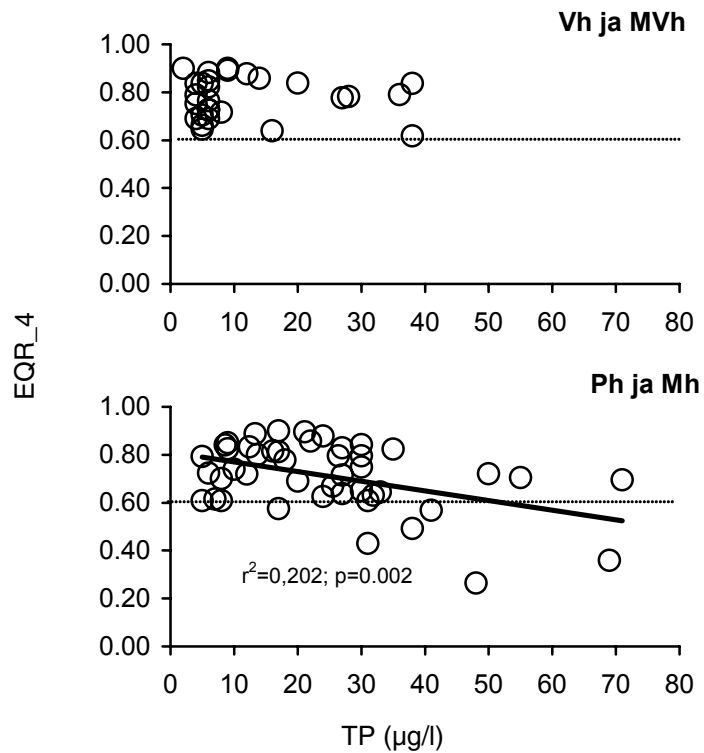
suudessa <40 µg TP / l. Kolme järveä, joissa kokonaisfosforipitoisuus oli ≥50 µg/l saivat luokituksen ”hyvä”. Näistä rehevimmän luokituksen vaikuttivat lähinnä indikaattorilajien esiintyminen (muikku), sekä verrattain pieni biomassa ja yksilömäärä.



Kuva 19. Eri muuttujien EQR-arvot suhteessa kokonaisfosforipitoisuuteen (TP) tyyppien Vh ja MVh järvissä (pienet ja keskikokoiset, sekä matalat vähähumuksiset järvet). Vain tilastollisesti merkitsevät regressiot on esitetty.



Kuva 20. Eri muuttujien EQR-arvot suhteessa kokonaisfosforipitoisuuteen (TP) tyyppien Ph ja Mh järvissä (pienet ja matalat humusjärvet).



Kuva 21. Kolmeen herkimpään rehevyysspaineesen reagoivaan muuttujaan (biomassa, yksilömäärä ja särkikalojen biomassaosuus) ja indikaattorilajeihin perustuva EQR (EQR_4) suhteessa kokonaisfosforipitoisuuteen (TP) tyyppien Vh ja MVh, sekä ja Ph ja Mh järvissä. Hyvän ja tyydyttävän luokituksen välinen raja on merkitty katkoviivalla.

11. Luokittelussa käytettävien kalayhteisömuuttujien valinta kuormitustekijän perusteella

Erilaiset kuormitustekijät vaikuttavat kalayhteisöön hyvin eri tavoin. Tästä johtuen kaikki luokittelussa käytettävät muuttujat eivät ole sopivia tai riittävän herkkiä arvioitaessa eri kuormitustekijöiden vaikutusta. Niinpä on tarpeen määritellä missä yhteydessä mitäkin muuttujavalikoimaa käytetään. Kalayhteisön perusteella tehtävä luokittelu (kokonais-EQR) lasketaan vain tietyssä kuormitustilanteessa käytettävien muuttujien keskiarvona. Muidenkin muuttujien EQR-arvot tulee laskea, mutta niitä ei huomioida luokittelussa. Tilanteessa, jossa järven on arvioitu olevan alttiina tietylle kuormitustekijälle ja tälle tekijälle epäherkän muuttujan EQR on alle 0,6, tulee muuttujan huomiointi luokittelussa harkita uudelleen. Muuttujien ”lajisuhteet” ja ”petomaisten ahvenkalojen biomassaosuus” kehittäminen on tässä vaiheessa kesken ja niihin liittyvä epävarmuus niin suurta, että kyseisiä muuttujia ei suositella käytettäväksi alustavassa luokittelussa.

Rehevöitymisherkät järvet:

Edellisessä luvussa tehdyn herkkyystarkastelun perusteella biomassa, yksilömäärä ja särkikalojen biomassaosuus olivat herkimpiä muuttujia rehevöitymisen aiheuttamille kalayhteisömuutoksille. Indikaattorilajien osalta luotettavaa tulosta muuttujan herkkyydestä ei saatu aineiston puutteellisuudesta johtuen, eikä herkkien lajien lisääntymisestä ollut saatavilla lainkaan tietoa. Nämä kaksi muuttujaa ovat kuitenkin todennäköisesti herkkiä rehevöitysmuutoksille, joten niitä on syytä käyttää jos tietoa on saatavilla. Näin ollen rehevöitymispaineen alaisten järvien luokittelussa käytettäviä muuttujia ovat – biomassa, yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus, indikaattorilajit ja herkkien lajien lisääntyminen.

Happamoitumisherkät järvet:

Happamoitumisen osalta ei muuttujien herkkyystarkastelua ole vielä tehty. Aikaisempien tutkimusten perusteella kuitenkin tiedetään, että tietyn kynnsarvon ylittävä happamoituminen hävittää herkkiä lajeja ja vaikeuttaa jäljelle jäävien lisääntymistä (ks. luku 3.1). Täten happamoitumisherkissä järvissä käytettävät muuttujat ovat – lajilukumäärä, biomassa, yksilömäärä, indikaattorilajit ja herkkien lajien lisääntyminen.

Säännöstellyt järvet:

Järven vedenpinnan korkeusvaihtelut vaikuttavat lähinnä litoraalin kalalajistoon, sekä joidenkin lajien lisääntymiseen ja poikasvaiheisiin (ks. luku 3.1). Luokittelussa käytetään muuttujia – indikaattorilajit ja herkkien lajien lisääntyminen. Muut muuttujat ovat todennäköisesti epäherkkiä, mutta varsinaista herkkyystarkastelua ei ole tehty.

Kalakuolemille alttiit järvet:

Pitkälle rehevöityneet (sekä teollisuuden, turvetuotannon tms. kuormitusta vastaanottavat) pienet ja/tai matalat järvet kärsivät usein happikatojen aiheuttamista kalakuolemista. Näissä tapauksissa käytetään muuttujia – lajilukumäärä, biomassa, yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus, indikaattorilajit ja herkkien lajien lisääntyminen.

12. Kaloihin perustuvan luokittelujärjestelmän kehittämistarpeet

Tässä raportissa esitetty kaloihin perustuva luokittelujärjestelmä järven ekologisen tilan määrittämiseksi on vasta kehitysvaiheessa ja sen antamiin tuloksiin on suhtauduttava varauksella.

Keskeinen alustavien vertailuarvojen ja luokkarajojen luotettavuutta heikentävä tekijä on aineiston vähäinen määrä. Lisäksi annettujen arvojen luotettavuutta heikentää vertailujärviksi luokiteltujen järvien puutteellinen painetarkastelu. Vertailujärviksi on voitu arvioida myös lievästi kuormittuneita järvikohteita. Vertailujärvijoukon luotettavuus paranee sitä mukaa, kun aineistoa kertyy lisää ja painetarkastelua saadaan tehtyä. Lisäksi tämän alustavan luokittelujärjestelmän julkaiseminen kokeiltavaksi käytännössä herättää varmasti kritiikkiä ja kommentteja, jotka auttavat kehitystyössä.

Luokkarajojen tasavälisyys saattaa joidenkin kalayhteisömuuttujien kohdalla aiheuttaa ongelmia. Rehevyydsgradientilla tehdyn herkkyystarkastelun perusteella näyttäisi siltä, että luokkarajoja korkeiden biomassa- ja yksilömääräsaaliiden sekä särkikalojen osuuden osalta tulisi jonkin verran tiukentaa, jotta näiden muuttujien perusteella laskettu EQR vastaisi paremmin rehevyydystason nousuun. Em. muuttujien luokkavälit aineiston yläpäässä ovat suhteutettuja koko verkkokoekalastusaineistossa havaittuun maksimiarvoon, mikä tekee biomassa, yksilömäärä ja särkiosuus -muuttujien luokkarajat väljiksi. Luokkarajojen määrittäminen tyyppikohtaisten maksimiarvojen perusteella saattaisi tiukentaa luokittelua riittävästi. Toinen vaihtoehto olisi määrittää välttävän ja huonon raja-arvo asiantuntija-arvion perusteella.

Muuttujavalikoiman lopullinen koostumus vaatii vielä lisäselvityksiä. Tässä vaiheessa lajisuhteet -muuttuja on osoittautunut epäherkäksi ainakin rehevöittävän kuormituksen suhteen. Mikäli lajisuhteet -muuttujaa ei saada toimivammaksi, se voidaan jättää valikoimasta pois. ”Tyyppille ominaisten lajien”, jota pohjaeläinluokittelussa muuttujana sovelletaan, käyttö edellyttäisi suurempaa lajimäärää; lisäksi kalalajivalikoima ei juurikaan riipu järvityypittelystä (Tammi ym. 2001).

Petoahvenkalojen biomassaosuus osoittautui myös melko epäherkäksi rehevöitymisvaikutusten indikaattoriksi. Tämä voi osittain johtua virkistyskalastuksen vaikutuksesta petokalojen määriin, mutta syynä saattaa olla myös reheviin oloihin sopeutuneen kuhan mukanaolo. Pelkästään ahveneen perustuva muuttuja voisi olla tässä suhteessa herkempi. Petoahvenkalojen biomassaosuuteen liittyy jossain määrin myös muuttujien päällekkäisyyden ongelma. Suuri osa verkkosaaliista koostuu ahven- ja särkikaloista, ja kyseisten lajiryhmien osuudet ovat voimakkaasti toisistaan riippuvaisia. Jos petoahvenkalojen biomassaosuuden asemesta käytettäisiin petomaisten ahventen osuutta ahvenen kokonaissaaliista, muuttuja ei olisi suoraan riippuvainen särkikalojen biomassaosuudesta. Kirjallisuuden (Olin ym. 2002) ja alustavien selvitysten mukaan petomaisten ahventen osuus ahvensaaliista pienenee kokonaisfosforipitoisuuden myötä.

Kaikkien kalojen tai särkikalojen keskipaino voisi olla toimiva muuttuja rehevyyssvaikutuksia selvittäessä. Kirjallisuuden (esim. Olin 2005) mukaan useiden lajien keskipaino pienenee rehevyyden kasvaessa. Happamoitumisen kalayhteisövaikutuksia on myös mitattu keskipainon avulla (Rask ym. 1995, Somppi ym. 1996). Keskipaino voisi tuoda lisäinformaatiota kalayhteisön muutoksista, mutta se ei olisi päällekkäinen muiden muuttujien kanssa. Keskipainon käyttö muuttujana vaatii kuitenkin lisäselvityksiä.

Tässä raportissa on vertailtu summaindeksiin ja vakioitujen EQR:ien menetelmää (luku 7.2) ja tuloksia (liitteet 9 A ja B). Alustavien tulosten perusteella summaindeksi antaa keskimäärin hieman korkeamman luokittelun vakioitujen EQR:ien menetelmään verrattuna. Lisäksi summaindeksiä käytettäessä informaatiota katoaa joka muuttujan koh-

dalla, kun EQR-arvot pyöristetään kokonaisluvuksi. Summaindeksiä kuitenkin käytetään muiden biologisten elementtien perusteella tehtävässä luokittelussa. Vastaisuudessa on selvyiden vuoksi tehtävä päätös siitä, kumman menetelmän mukaan EQR-arvot kalaluokittelussa lasketaan.

Kirjallisuus

- Appelberg, M., Berquist, B. C. & Degerman, E. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311-315.
- Ala-Opas, P. 1999. Selvitys Lammin ja Tuuloksen järvien kalastosta. Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema. 56 s.
- Ala-Opas, P. 2000. Selvitys Lammin ja Tuuloksen järvien kalastosta II. Helsingin yliopisto, Lammin biologinen asema. 40 s.
- Anon. 2000a. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23 lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisön virallinen lehti L 327, s. 1-72.
- Anon. 2000b. Environmental Quality Criteria. Lakes and Watercourses. Swedish Environmental Protection Agency. Report 5050. 102 pp.
- Böhling, P. & Rahikainen, M. (toim.). 1999. Kalataloustarkkailu. Periaatteet ja menetelmät. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 303 s.
- Degerman, E. & Sers, B. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. *Nordic J. Freshw. Res.* 67: 61-71.
- Degerman, E. & Lingdell, P.-E. 1993. pHisces – fisk som indikator på lågt pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1993) 3: 37-54. (ruotsinkielinen).
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *J. Fish Biol.* 54: 33-43.
- Forsius, M., Hatakka, T., Kleemola, S., Niinioja, R., Ruoho-Airola, T., Starr, M., Ukonmaanaho, L., Arvola, L., Keskitalo, J. & Rask, M. 2004. Selvitys ympäristön yhdennetyn seurannan kansallisen ohjelman toiminnasta seurantakaudella 2001-2004. Suomen ympäristökeskuksen moniste 308. 32 s. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Haapala, A., Mäki-Petäys, A. & Huusko, A. 1998. Lohen jokipoikasille soveltuva elinympäristö ja sen käyttö. Kirjallisuusselvitys. Kalatutkimuksia 146. 21 s.
- Helminen, H., Karjalainen, J., Kurkilahti, M., Rask, M. & Sarvala, J. 2000. Eutrophication and fish biodiversity in Finnish lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 194-199.
- Holmgren, K. & Appelberg, M. 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.* 57: 1312-1330.
- Holmgren, K. & Appelberg, M. 2001. Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. *Ecol. Freshw. Fish* 10: 247-256.
- Hudd, R. & Leskelä, A. 1998. Acidification induced species shifts in coastal fisheries off the River Kyrönjoki, Finland: a case study. *Ambio* 27: 535-538.
- Hämäläinen, H., Koskenniemi, E., Kotanen, J., Heino, J., Paavola, R. & Muotka, T. 2002. Benthic invertebrates and the implementation of WFD: sketches from Finnish rivers. Teoksessa: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Nordic Council of Ministers. TemaNord 2002: 566. s. 55-58.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6):21-27.

- Malmquist, H. J., Appelberg, M., Dieperink, C., Hesthagen, T. & Rask, M. 2001. Fish. In: Biological Monitoring in Nordic Rivers and Lakes. J. Skriver (ed.). TemaNord 2001: 513.
- Nykänen, M., Huusko, A., Lahti, M. 2004a. Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *J. Fish Biol.* 64(5): 1386-1398.
- Nykänen, M., Huusko, A., Lahti, M. 2004b. Movements and habitat preferences of adult grayling (*Thymallus thymallus* L.) from late winter to summer in a boreal river. *Arch. Hydrobiol.* 161(3): 417-432.
- Nykänen, M., Kairesalo, T., Mäkelä, S., Huitu, E. Ala-Opas, P. & Mannio, J. 2005. A typology and ecological classification system for Finnish lakes: applicability of the ECOFRAME scheme. *Boreal Env. Res.* 10: 159-179.
- Oberdorff, T. & Hughes, R. M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Olin, M., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Villa, L., Savola, P., Sammalkorpi, I. & Poikonen, K., 1998: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 1997. Kala- ja riistaraportteja 123: 1-99. RKTL, Helsinki.
- Olin, M., Ruuhijärvi, J. (toim.) 1999: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 1998. Kala- ja riistaraportteja 158: 1-100. RKTL, Helsinki.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2000: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 1999. Kala- ja riistaraportteja 195: 1-116. RKTL, Helsinki.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2001: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 2000. Kala- ja riistaraportteja 227: 1-136. RKTL, Helsinki.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 2001. Kala- ja riistaraportteja 262: 1-136. RKTL, Helsinki.
- Olin, M. 2005. Fish communities in South-Finnish lakes and their responses to biomanipulation assessed by experimental gillnetting. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 118 s.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. and Ylönen, O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593-612.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes — patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.* 38: 281-293.
- Persson 1994. Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance. In: Cowx, I.G. (ed.) *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Blackwell, Oxford. pp. 421-434.
- Rannikko, L. 2005. Kalataloudelliset tarkkailuvelvoitteet Suomessa vuonna 2003. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 74/2005, 90 s.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. *Biometria*. Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.
- Rantanen, H., Rask, M., Ruuhijärvi, J. & Vesala, S. 2005. Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003-2004: kalatutkimukset. Kala- ja riistaraportteja 361: 29-40.
- Rask, M., Raitaniemi, J., Mannio, J., Vuorenmaa, J. & Nyberg, K. 1995. Losses and recoveries of fish populations in acidified lakes of southern Finland in the last decade. *Water Air Soil Pollut.* 85: 315-320.

- Rask, M., Nyberg, K. & Raitaniemi, J. 1998. Happamoituminen hellittää - ahvenkantat toipumassa. Suomen Kalastuslehti 105(8), s. 22-24.
- Simon, T.P. (toim.) 1999. Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press. New York. 671 s.
- Somppi, K., Raitaniemi, J. & Rask, M. 1996. Kalkituksen vaikutukset särki- ja ahvenkantoihin Etelä-Suomen happamoituneissa pikkujärvissä. Kalatutkimuksia 112. 50 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Tammi, J., Lappalainen, A., Mannio, J., Rask, M. & Vuorenmaa, J. 1997. Järvien rehevöityminen ja kalasto Suomessa. Otantaan perustuva järvikartoitus. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia 132, 35 s.
- Tammi, J., Raitaniemi, J., Lappalainen, A. & Rask, M. 2001. Kalayhteisörakenteen huomioon ottava tyypittely – kyselytietoon pohjautuva analyysi kolmestasadasta Suomen järvestä. Teoksessa: Kalayhteisörakenne vesistöjen ekologisen tilan kuvaajana. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin kalatutkimukset vuonna 2000. J. Raitaniemi & M. Rask (toim.). RKTL, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 222: 9-14.
- Tammi, J., Lappalainen, A. & Rask, M. 2002. Kalayhteisöt ja ehdotettu järvityypittely – fysikaalis-kemiallisen tyypittelyn soveltuvuus kalastoaineiston perusteella tarkasteltuna. Teoksessa: Kalayhteisöt vesistöjen tyypittelyssä ja ekologisen tilan luokittelussa. EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin kalatutkimukset vuonna 2001. J. Tammi ja M. Rask (toim.). RKTL, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 257: 1-30.
- Tammi, J., Rask, M., Vuorenmaa, J., Lappalainen, A. & Vesala, S. 2004. Population responses of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) to recovery from acidification in small Finnish lakes. Hydrobiologia 528: 107-122.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. Suomen kalatalous 57: 1–44.
- Wallin, M., Wiederholm, T. & Johnson, R.K. 2005. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 –REFCOND Guidance, Final version 7.0. 89 pp.
- Vehanen, T. & Hamari, S. 2004. Predation threat affects behaviour and habitat use by hatchery brown trout (*Salmo trutta* L.) juveniles. Hydrobiologia 525: 229-237.

Liite 1. Ehdotettujen järvityyppien kuvaus sekä tyyppjä erottelevien muut- tujen raja-arvot.

1. Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet (Vh)
2. Pienet humusjärvet (Ph)
3. Keskikokoiset humusjärvet (Kh)
4. Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)
5. Suuret humusjärvet (Sh)
6. Runsashumuksiset järvet (Rh)
7. Matalat vähähumuksiset järvet (MVh)
8. Matalat humusjärvet (Mh)
9. Matalat runsashumuksiset järvet (MRh)
10. Hyvin lyhytviipymäiset järvet (Lv)
11. Pohjois-Lapin järvet (PoLa)
12. Runsaravinteiset ja runsaskalkkiset järvet (RrRk)

Järvet erotellaan tyypeiksi järven pinta-alan, valuma-alueen maaperän laadun, järven syvyysuhteiden, veden viipymän ja maantieteellisen sijainnin perusteella.

Järvityyppien erottelussa käytettävä järven pinta-ala:

Pienet järvet:	pinta-ala alle 5 km ²
Keskikokoiset järvet:	pinta-ala 5-40 km ²
Suuret järvet:	pinta-ala yli 40 km ²

Valuma-alueen maaperän laadun vaikutus järvityyppien erotteluun:

Vähähumuksiset järvet:	luontainen väri alle 30 mg Pt/l
Humusjärvet:	luontainen väri 30-90 mg Pt/l
Runsashumuksiset järvet:	luontainen väri yli 90 mg Pt/l

Syvyysuhteiden ja maantieteellisen sijainnin vaikutus järvityyppien erotteluun:

Matalaan tyyppiin järvi erotellaan, kun sen keskisyvyys on alle 3 metriä tai vesi ei kerrostu kesällä tai kerrostuminen on lyhytaikaista.

Hyvin lyhytviipymäiseen tyyppiin järvi erotellaan, kun vesi vaihtuu muutamassa päivässä.

Pohjois-Lapin järvet erotellaan maantieteellisen sijainnin perusteella.

Runsaravinteisen ja runsaskalkkisen järvityypin järvi erotellaan valuma-alueen maa- tai kallioperän sisältäessä kalkkia, runsaravinteisiä maa- tai kivilajeja tai hienojakoisia maa-aineksia sellaisin määrin, että veden kalkkipitoisuus tai ravinteisuus on luonnostaan huomattava.

Liite 2. Alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle "Biomassa" järvityypeissä Vh ja MVh. Ylemmässä taulukossa on esitetty EQR-raja-arvot keskimääräistä pienemmille biomassoille ja alemmassa suuremmille biomassoille. Pienten tai suurten biomassojen EQR-arvot vakioidaan annetulla kertomella tai yhtälöllä asteikolle 0-1,0.

Pienet biomassat					EQR-luokkarajat			
Biomassa (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	25 %:n prosentti-piste	Oletettu minimi, g	E/H	H/T	T/V	V/H
297.4	1090.0	0.27	0.4686	0	0.469	0.351	0.234	0.117
311.2	1090.0	0.29						
312.0	1090.0	0.29			0.80	0.60	0.40	0.20
384.6	1090.0	0.35						
502.2	1090.0	0.46						
504.5	1090.0	0.46						
517.0	1090.0	0.47						
533.3	1090.0	0.49						
581.4	1090.0	0.53						
705.2	1090.0	0.65						
940.0	1090.0	0.86						
1090.0	1090.0	1.00						
1114.2	1090.0	1.02						
1122.6	1090.0	1.03						
1209.3	1090.0	1.11						
1343.6	1090.0	1.23						
1480.1	1090.0	1.36						
1493.6	1090.0	1.37						
1679.5	1090.0	1.54						
1945.8	1090.0	1.79						
2228.4	1090.0	2.04						
2358.4	1090.0	2.16						
2973.1	1090.0	2.73						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :

$$EQR_{vakioitu} = EQR * 0.8/0.4686$$

Suuret biomassat					EQR-luokkarajat			
Biomassa (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti-piste	Maksimi-hav. 6300 g/1090 g	E/H	H/T	T/V	V/H
297.4	1090.0	0.27	1.3641	5.78	1.364	2.468	3.572	4.676
311.2	1090.0	0.29						
312.0	1090.0	0.29			0.80	0.60	0.40	0.20
384.6	1090.0	0.35						
502.2	1090.0	0.46						
504.5	1090.0	0.46						
517.0	1090.0	0.47						
533.3	1090.0	0.49						
581.4	1090.0	0.53						
705.2	1090.0	0.65						
940.0	1090.0	0.86						
1090.0	1090.0	1.00						
1114.2	1090.0	1.02						
1122.6	1090.0	1.03						
1209.3	1090.0	1.11						
1343.6	1090.0	1.23						
1480.1	1090.0	1.36						
1493.6	1090.0	1.37						
1679.5	1090.0	1.54						
1945.8	1090.0	1.79						
2228.4	1090.0	2.04						
2358.4	1090.0	2.16						
2973.1	1090.0	2.73						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :

$$EQR_{vakioitu} = -0.181170 * EQR + 1.047131$$

Liite 3. Alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle “biomassa” järviyypessä Ph ja Mh. Ylemmässä taulukossa on esitetty EQR-raja-arvot keskimääräistä pienemmille biomassoille ja alemmassa suuremmille biomassoille. Pienten tai suurten biomassojen EQR-arvot vakioidaan annetulla kertomella tai yhtälöllä asteikolle 0-1,0.

Pienet biomassat					EQR-luokkarajat			
Biomassa (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	25 %:n prosentti-piste	Oletettu minimi	E/H	H/T	T/V	V/H
170.1	703.0	0.24	0.5374	0	0.537	0.403	0.269	0.134
194.4	703.0	0.28						
287.8	703.0	0.41			0.80	0.60	0.40	0.20
296.4	703.0	0.42						
355.8	703.0	0.51						
377.8	703.0	0.54						
458.1	703.0	0.65						
475.7	703.0	0.68						
495.4	703.0	0.70						
584.2	703.0	0.83						
703.0	703.0	1.00						
794.2	703.0	1.13						
951.3	703.0	1.35						
971.4	703.0	1.38						
1027.0	703.0	1.46						
1044.1	703.0	1.49						
1104.0	703.0	1.57						
1229.1	703.0	1.75						
1377.0	703.0	1.96						
1552.4	703.0	2.21						
2003.0	703.0	2.85						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = EQR * 0.8/0.5374$

Suuret biomassat					EQR-luokkarajat			
Biomassa (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti-piste	Maksimi-hav. 6300 g/703 g	E/H	H/T	T/V	V/H
170.1	703.0	0.24	1.4852	8.96	1.485	3.354	5.223	7.092
194.4	703.0	0.28						
287.8	703.0	0.41			0.80	0.60	0.40	0.20
296.4	703.0	0.42						
355.8	703.0	0.51						
377.8	703.0	0.54						
458.1	703.0	0.65						
475.7	703.0	0.68						
495.4	703.0	0.70						
584.2	703.0	0.83						
703.0	703.0	1.00						
794.2	703.0	1.13						
951.3	703.0	1.35						
971.4	703.0	1.38						
1027.0	703.0	1.46						
1044.1	703.0	1.49						
1104.0	703.0	1.57						
1229.1	703.0	1.75						
1377.0	703.0	1.96						
1552.4	703.0	2.21						
2003.0	703.0	2.85						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = -0.107004 * EQR + 0.958922$

Liite 4. Alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle “yksilömäärä” järvityypeissä Vh ja MVh. Ylemmässä taulukossa on esitetty EQR-raja-arvot keskimääräistä pienemmille yksilömäärille ja alemmassa suuremmille yksilömäärille. Pienten tai suurten yksilömäärien EQR-arvot vakioidaan annetulla kertoimella tai yhtälöllä asteikolle 0-1,0.

Pienet yksilömäärät					EQR-luokkarajat			
Yksilömäärä (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	25 %:n prosentti-piste	Oletettu minimi	E/H	H/T	T/V	V/H
11.2	42.0	0.27	0.6026	0	0.603	0.452	0.301	0.151
11.4	42.0	0.27						
17.9	42.0	0.43			0.80	0.60	0.40	0.20
23.8	42.0	0.57						
24.6	42.0	0.59						
24.8	42.0	0.59						
25.8	42.0	0.61						
27.6	42.0	0.66						
29.0	42.0	0.69						
36.0	42.0	0.86						
39.0	42.0	0.93						
42.0	42.0	1.00						
42.4	42.0	1.01						
43.0	42.0	1.02						
48.3	42.0	1.15						
48.4	42.0	1.15						
51.0	42.0	1.21						
56.2	42.0	1.34						
59.6	42.0	1.42						
61.0	42.0	1.45						
70.4	42.0	1.68						
78.5	42.0	1.87						
121.4	42.0	2.89						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = EQR * 0.8/0.6026$

Suuret yksilömäärät					EQR-luokkarajat			
Yksilömäärä (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti-piste	Maksimi-hav. 456/42 yks.	E/H	H/T	T/V	V/H
11.2	42.0	0.27	1.2765	10.86	1.277	3.672	6.067	8.462
11.4	42.0	0.27						
17.9	42.0	0.43			0.80	0.60	0.40	0.20
23.8	42.0	0.57						
24.6	42.0	0.59						
24.8	42.0	0.59						
25.8	42.0	0.61						
27.6	42.0	0.66						
29.0	42.0	0.69						
36.0	42.0	0.86						
39.0	42.0	0.93						
42.0	42.0	1.00						
42.4	42.0	1.01						
43.0	42.0	1.02						
48.3	42.0	1.15						
48.4	42.0	1.15						
51.0	42.0	1.21						
56.2	42.0	1.34						
59.6	42.0	1.42						
61.0	42.0	1.45						
70.4	42.0	1.68						
78.5	42.0	1.87						
121.4	42.0	2.89						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = -0.08350 * EQR + 0.90659$

Liite 5. Alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle “yksilömäärä” järvityypeissä Ph ja Mh. Ylemmässä taulukossa on esitetty EQR-raja-arvot keskimääräistä pienemmille yksilömäärille ja alemmassa suuremmille yksilömäärille Pienten tai suurten yksilömäärien EQR-arvot vakioidaan annetulla kertoimella tai yhtälöllä asteikolle 0-1,0.

Pienet yksilömäärät					EQR-luokkarajat			
Yksilömäärä (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	25 %:n prosentti-piste	Oletettu minimi	E/H	H/T	T/V	V/H
7.93	34.1	0.23	0.6704	0	0.670	0.503	0.335	0.168
16.62	34.1	0.49						
19.81	34.1	0.58			0.80	0.60	0.40	0.20
22.70	34.1	0.67						
22.76	34.1	0.67						
22.86	34.1	0.67						
24.81	34.1	0.73						
25.80	34.1	0.76						
26.10	34.1	0.77						
31.04	34.1	0.91						
34.10	34.1	1.00						
34.50	34.1	1.01						
34.50	34.1	1.01						
38.01	34.1	1.11						
38.50	34.1	1.13						
43.01	34.1	1.26						
45.00	34.1	1.32						
51.41	34.1	1.51						
53.40	34.1	1.57						
75.14	34.1	2.20						
84.40	34.1	2.48						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :

$EQR_{vakioitu} = EQR * 0.8/0.6704$

Suuret yksilömäärät					EQR-luokkarajat			
Yksilömäärä (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti-piste	Maksimi-hav. 456/34.1 yks.	E/H	H/T	T/V	V/H
7.93	34.1	0.23	1.2613	13.37	1.261	4.289	7.317	10.345
16.62	34.1	0.49						
19.81	34.1	0.58			0.80	0.60	0.40	0.20
22.70	34.1	0.67						
22.76	34.1	0.67						
22.86	34.1	0.67						
24.81	34.1	0.73						
25.80	34.1	0.76						
26.10	34.1	0.77						
31.04	34.1	0.91						
34.10	34.1	1.00						
34.50	34.1	1.01						
34.50	34.1	1.01						
38.01	34.1	1.11						
38.50	34.1	1.13						
43.01	34.1	1.26						
45.00	34.1	1.32						
51.41	34.1	1.51						
53.40	34.1	1.57						
75.14	34.1	2.20						
84.40	34.1	2.48						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :

$EQR_{vakioitu} = -0.06605 * EQR + 0.88331$

Liite 6. Kaikille järvityypeille soveltuvat alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle "lajisuhteet" (Shannon-Wiener -indeksi). Järvikohtaiset vertailuarvot on laskettu yhtälön avulla, jossa selittävänä tekijänä on lajilukumäärä. Saadut EQR-arvot vakioidaan annetulla kertoimella skaalalle 0-1,0.

		EQR-luokkarajat							
Järvi-		Diversi-	V=	EQR-					
tyyppi	Lajimäärä	teetti-	0.3307*	jakauman					
		indeksi	Ln (Laji-	prosentti-					
			määrä)	prosentti-					
			-0.1239	piste					
			(hav./vert.)	minimi					
					E/H	H/T	T/V	V/H	
Vh&MVh	2	0.000	0.105	0.00	0.7716	0			
Vh&MVh	2	0.000	0.105	0.00					
Ph&Mh	3	0.031	0.239	0.13			0.80	0.60	
Vh&MVh	2	0.053	0.105	0.51			0.40	0.20	
Vh&MVh	3	0.150	0.239	0.63					
Vh&MVh	3	0.150	0.239	0.63					
Ph&Mh	4	0.167	0.335	0.50					
Vh&MVh	3	0.209	0.239	0.87					
Vh&MVh	4	0.244	0.335	0.73					
Vh&MVh	4	0.273	0.335	0.82					
Ph&Mh	2	0.282	0.105	2.68					
Rh&MRh	3	0.289	0.239	1.21					
Ph&Mh	5	0.301	0.408	0.74					
Vh&MVh	5	0.310	0.408	0.76					
Vh&MVh	5	0.321	0.408	0.78					
Vh&MVh	5	0.326	0.408	0.80					
Ph&Mh	4	0.330	0.335	0.99					
Vh&MVh	5	0.338	0.408	0.83					
Vh&MVh	5	0.341	0.408	0.84					
Ph&Mh	4	0.354	0.335	1.06					
Ph&Mh	3	0.363	0.239	1.52					
Ph&Mh	4	0.390	0.335	1.17					
Ph&Mh	4	0.405	0.335	1.21					
Ph&Mh	5	0.409	0.408	1.00					
Ph&Mh	3	0.411	0.239	1.72					
Ph&Mh	5	0.419	0.408	1.03					
Ph&Mh	5	0.427	0.408	1.04					
Vh&MVh	5	0.428	0.408	1.05					
SVh	8	0.433	0.564	0.77					
Rh&MRh	3	0.438	0.239	1.83					
Ph&Mh	4	0.459	0.335	1.37					
Vh&MVh	4	0.477	0.335	1.43					
SVh	5	0.479	0.408	1.17					
Ph&Mh	5	0.481	0.408	1.18					
SVh	6	0.511	0.469	1.09					
SVh	5	0.539	0.408	1.32					
SVh	7	0.556	0.520	1.07					
SVh	9	0.574	0.603	0.95					
SVh	8	0.585	0.564	1.04					
SVh	11	0.586	0.669	0.88					
Ph&Mh	8	0.687	0.564	1.22					
Kh	11	0.748	0.669	1.12					

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :

$$EQR_{vakioitu} = EQR * 0.8/0.77$$

Liite 7A. Järvityyppien Vh ja MVh alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttualle ”särkikalojen biomassaosuus”. Biomassaprocentin EQR-arvot voidaan vakioida annetulla yhtälöllä suoraan asteikolle 0-1,0.

Särkika- lojen biomassa- % (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti- piste	Maksimi- hav. 100/36.2 %	EQR-luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/H
8.3	36.2	0.23	1.4020	2.762	1.402	1.742	2.082	2.422
12.1	36.2	0.34						
20.3	36.2	0.56			0.8	0.6	0.4	0.2
25.9	36.2	0.72						
35.9	36.2	0.99						
36.5	36.2	1.01						
41.3	36.2	1.14						
53.9	36.2	1.49						
59.7	36.2	1.65						
61.2	36.2	1.69						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = -0.58805 * EQR + 1.62445$

B. Järvityyppien Ph ja Mh alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle ”särkikalojen biomassaosuus”. Biomassaprocentin EQR-arvot voidaan vakioida annetulla yhtälöllä suoraan asteikolle 0-1,0.

Särkika- lojen biomassa- % (hav.)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	75 %:n prosentti- piste	Maksimi- hav. 100/54 %	EQR-luokkarajat			
					E/H	H/T	T/V	V/H
12.9	54.0	0.24	1.1376	1.852	1.138	1.316	1.495	1.673
32.1	54.0	0.60						
35.5	54.0	0.66			0.8	0.6	0.4	0.2
40.2	54.0	0.74						
41.7	54.0	0.77						
42.5	54.0	0.79						
44.8	54.0	0.83						
47.9	54.0	0.89						
53.0	54.0	0.98						
54.0	54.0	1.00						
55.0	54.0	1.02						
58.3	54.0	1.08						
60.0	54.0	1.11						
60.1	54.0	1.11						
62.8	54.0	1.16						
65.3	54.0	1.21						
74.0	54.0	1.37						
75.4	54.0	1.40						
76.2	54.0	1.41						

EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
 $EQR_{vakioitu} = -1.12006 * EQR + 2.07419$

Liite 8A. Järvityyppien Vh ja MVh vertailujärvistä lasketut alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle “petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus”. Saadut EQR-arvot vakioidaan annetulla kertoimella skaalalle 0-1,0.

EQR-luokkarajat									
Ahvenka- lojen (>15 cm) biomassa- osuus (%)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	40 %:n prosentti- piste	Oletettu minimi	E/H	H/T	T/V	V/H	
11.3	49.5	0.23	0.6029	0.0	0.603	0.452	0.301	0.151	
14.5	49.5	0.29							
17.8	49.5	0.36			0.8	0.8	0.6	0.2	
19.8	49.5	0.40							
19.8	49.5	0.40							
44.8	49.5	0.91							EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
54.1	49.5	1.09							
58.3	49.5	1.18							EQR _{vakioitu} = EQR * 0.8/0.603
58.6	49.5	1.18							
63.6	49.5	1.29							
64.3	49.5	1.30							
67.3	49.5	1.36							

B. Järvityyppien Ph ja Mh vertailujärvistä lasketut alustavat luokkarajat kalayhteisömuuttujalle “petomaisten (>15 cm) ahven- ja kuhayksilöiden biomassaosuus”. Saadut EQR-arvot vakioidaan annetulla kertoimella skaalalle 0-1,0.

Luokkarajat biomassaprocentteina (%)									
Ahvenka- lojen (>15 cm) biomassa- osuus (%)	Mediaani (vert.)	EQR (hav./vert.)	40 %:n prosentti- piste	Oletettu minimi	E/H	H/T	T/V	V/H	
3.20	15.4	0.2	0.9860	0.0	0.986	0.740	0.493	0.247	
14.55	15.4	0.9							
14.87	15.4	1.0			0.8	0.6	0.4	0.2	
15.26	15.4	1.0							
15.54	15.4	1.0							EQR:n vakiointi (yhteismitallistaminen) skaalalle 0-1.0 :
18.43	15.4	1.2							
24.79	15.4	1.6							EQR _{vakioitu} = EQR * 0.8/0.9860
45.63	15.4	3.0							

Liite 9A. Muuttujien alkuperäiset arvot, sekä summaindeksin ja vakioitun menetelmän perusteella lasketut EQR-arvot tyyppien Vh ja MVh järvissä. Lisäksi on laskettu kokonais-EQR (EQR_4) rehevyydelle herkkien muuttujien (biomassa, yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus ja indikaattorilajit) perusteella. Järvet ovat kasvavan kokonaisfosforipitoisuuden mukaisessa järjestyksessä. Kork. = korkeus merenpinnasta; V/R/H = kategoria vertailu- (V), rehevöitymisherkkä (R) tai happamoitumisherkkä järvi (H); mui = erinomaisen tilan indikaattorilajit, sii = hyvän tilan indikaattorilajit, ahs_n = ahvenen, hauen ja särjen normaali populaattiorakenne, en = em. lajien epänormaali populaattiorakenne.

Järvi	Pinta- ala, ha	Kork., m	TP	V/R/H	Suure	Laji- lkm	Indikaat- torilajit	Biom.	Lkm	Laji- suht.	Särki- kala%	Peto- kala%	EQR_4	Luokka
Ahven- lammi	11	120	2	V	arvot	2	ahs_n	1090	48.3	0.05	0.00	27.63		
					vakioitu	0.46	0.60	1.00	1.00	0.52	1.00	1.00	0.90	E
					summa	3	4	5	5	3	5	5	0.95	E
Iso Melkutin	62	119	4	V	arvot	5	ahs_n	705	24.8	0.34	61.20	9.87		
					vakioitu	0.74	0.60	1.00	0.78	0.87	0.63	0.52	0.75	Hy
					summa	4	4	5	4	5	4	3	0.85	E
Iso-Simi	206	46	4	V	arvot	4	mui	505	17.9	0.24	0.00	-		
					vakioitu	0.42	0.80	0.79	0.56	0.76	1.00	-	0.79	Hy
					summa	3	5	4	3	4	5	-	0.85	E
Kakkisen- lampi	20	131	4	V	arvot	1	ahs_n	1946	61.0	0.00	0.00	67.34		
					vakioitu	0.19	0.10	0.88	0.79	0.00	1.00	1.00	0.69	Hy
					summa	1	1	4	4	1	5	5	0.70	Hy
Vähä Melkutin	14	119	4	V	arvot	5	ahs_n	1344	51.0	0.34	53.87	14.30		
					vakioitu	1.00	0.60	1.00	1.00	0.86	0.75	0.75	0.84	E
					summa	5	4	5	5	5	4	4	0.90	E
Kattilajärvi	34	62	5	V	arvot	5	ahs_n	1123	56.2	0.32	41.32	11.25		
					vakioitu	0.74	0.60	1.00	0.79	0.81	0.95	0.59	0.84	E
					summa	4	4	5	4	5	5	3	0.90	E
Orajärvi	22	90	5	V	arvot	1	ahs_n	2228	121.4	0.00	0.00	42.01		
					vakioitu	0.16	0.10	0.82	0.67	0.00	1.00	1.00	0.65	Hy
					summa	1	1	4	4	1	5	5	0.70	Hy
Syrjän- alunen	1	130	5	V	arvot	3	ahs_n	940	29.0	0.21	81.40	15.91		
					vakioitu	1.00	0.60	1.00	0.92	0.90	0.30	1.00	0.70	Hy
					summa	5	4	5	5	5	2	5	0.80	E
Valkea- järvi, Kuru	23	152	5	V	arvot	5	mui	312	11.4	0.33	0.00	58.59		
					vakioitu	0.92	0.80	0.49	0.36	0.83	1.00	1.00	0.66	Hy
					summa	5	5	3	2	5	5	5	0.75	Hy
Hirvilampi	8	35	6	V	arvot	1	ahs_n	517	42.4	0.00	0.00	17.92		
					vakioitu	0.22	0.10	0.81	1.00	0.00	1.00	1.00	0.73	Hy
					summa	2	1	5	5	1	5	5	0.80	E
Iso Hietajärvi	83	165	6	V	arvot	5	ahs_n	2973	59.6	0.31	20.33	64.33		
					vakioitu	0.70	0.60	0.67	0.79	0.79	1.00	1.00	0.76	Hy
					summa	4	4	3	4	4	5	5	0.80	E
Pitkäjärvi, Kelkkala	35	47	6	V	arvot	3	ahs_n	1680	42.0	0.03	0.00	58.28		
					vakioitu	0.44	0.60	0.93	1.00	0.11	1.00	1.00	0.88	E
					summa	3	4	4	5	1	5	5	0.90	E
Siikajärvi, Orivesi	88	169	6	V	arvot	4	sii	581	24.6	0.15	0.00	63.61		
					vakioitu	0.55	0.60	0.91	0.78	0.47	1.00	1.00	0.82	E
					summa	3	4	5	4	3	5	5	0.90	E
Suo- Valkeinen	4	>100	6	V	arvot	2	ahs_n	311	25.8	0.00	0.00	13.43		
					vakioitu	0.67	0.60	0.49	0.82	0.00	1.00	0.71	0.73	Hy
					summa	4	4	3	5	1	5	4	0.85	E

Liite 9A. ...jatkoa.

Järvi	Pinta- ala, ha	Kork., m	TP	V/R/H	Suure	Laji- lkm	Indikaat- torilajit	Biom.	Lkm	Laji- suht.	Särki- kala%	Peto- kala%	EQR_4	Luokka
Valkjärvi	30	43	6	V	arvot	3	ahs_n	502	27.6	0.15	8.28	31.30		
					vakioitu	0.46	0.10	0.79	0.87	0.65	1.00	1.00	0.69	Hy
					summa	3	1	4	5	4	5	5	0.75	Hy
Vitsjön 1	31	16	6	V	arvot	4	ahs_n	2358	43.0	0.48	25.94	14.50		
					vakioitu	0.61	0.60	0.79	1.00	1.00	1.00	0.76	0.85	E
					summa	4	4	4	5	5	5	4	0.90	E
Iso Lehmälampi	6	70	8	H	arvot	3	sii	1817	45.2	0.08	0.00	47.01		
					vakioitu	0.72	0.60	0.90	1.00	0.33	1.00	1.00	0.88	E
					summa	4	4	4	5	2	5	5	0.90	E
Mäkilampi	12	52	8	V	arvot	1	ahs_n	1114	70.4	0.00	0.00	44.81		
					vakioitu	0.19	0.10	1.00	0.77	0.00	1.00	1.00	0.72	Hy
					summa	1	1	5	4	1	5	5	0.75	Hy
Isojärvi	10	68	9	V	arvot	4	sii	1494	39.0	0.20	0.00	54.12		
					vakioitu	0.82	0.60	0.97	1.00	0.62	1.00	1.00	0.89	E
					summa	5	4	4	5	4	5	5	0.90	E
Saarijärvi	95	72	9	V	arvot	5	sii	1209	48.4	0.43	35.89	17.83		
					vakioitu	0.60	0.60	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.90	E
					summa	4	4	5	5	5	5	5	0.95	E
Kangasalan Vesijärvi, eteläinen	2500	87	12	R	arvot	13	mui	1050	38.2	0.55	56.25	10.18		
					vakioitu	0.99	0.80	1.00	1.00	0.79	0.71	0.54	0.88	E
					summa	5	5	5	5	4	4	3	0.95	E
Riikosten Valkjärvi	8	152	14	V	arvot	4	sii	533	36.0	0.27	12.13	19.80		
					vakioitu	1.00	0.60	0.84	1.00	0.85	1.00	1.00	0.86	E
					summa	5	4	5	5	5	5	5	0.95	E
Vuorilampi	3	33	14	H	arvot	2	ahs_n	468	19.4	0.00	0.00	35.59		
					vakioitu	0.64	0.60	0.73	0.61	0.00	1.00	1.00	0.74	Hy
					summa	4	4	4	4	1	5	5	0.85	E
Valkea Mustajärvi	14	136	16	V	arvot	2	sii	385	11.2	0.00	0.00	48.46		
					vakioitu	0.42	0.60	0.60	0.35	0.00	1.00	1.00	0.64	Hy
					summa	3	4	4	2	1	5	5	0.75	Hy
Katumajärvi	378	81	20	R	arvot	8	mui	1206	66.1	0.55	51.91	-		
					vakioitu	0.77	0.80	1.00	0.78	1.00	0.78	-	0.84	E
					summa	4	5	5	4	5	4	-	0.90	E
Kangasalan Vesijärvi, pohjoinen	1500	87	27	R	arvot	13	mui	1952	112.3	0.65	53.77	16.91		
					vakioitu	1.00	0.80	0.88	0.68	0.94	0.75	1.00	0.78	Hy
					summa	5	5	4	4	5	4	5	0.85	E
Valkjärvi, Nurmijärvi	162	50	28	R	arvot	8	sii	1887	50.9	0.63	60.70	7.76		
					vakioitu	0.88	0.60	0.89	1.00	1.00	0.64	0.41	0.78	Hy
					summa	5	4	4	5	5	4	3	0.85	E
Lehijärvi	705	81	36	R	arvot	10	mui	1940	143.5	0.60	46.78	9.77		
					vakioitu	0.89	0.80	0.88	0.62	0.98	0.86	0.51	0.79	Hy
					summa	5	5	4	4	5	5	3	0.90	E
Etujärvi	17	39	38	V	arvot	5	ahs_n	1480	78.5	0.51	36.48	19.83		
					vakioitu	0.88	0.60	1.00	0.75	1.00	1.00	1.00	0.84	E
					summa	5	4	5	4	5	5	5	0.90	E
Huhmari	2	128	38	V	arvot	3	ahs_n	297	23.8	0.29	59.72	3.36		
					vakioitu	1.00	0.60	0.47	0.75	1.00	0.65	0.18	0.62	Hy
					summa	5	4	3	4	5	4	1	0.75	Hy

Liite 9B. Muuttujien alkuperäiset arvot, sekä summaindeksin ja vakioitun menetelmän perusteella lasketut EQR-arvot tyyppien Ph ja Mh järvissä. Lisäksi on laskettu kokonais-EQR (EQR_4) rehevyydelle herkkien muuttujien (biomassa, yksilömäärä, särkikalajien biomassaosuus ja indikaattorilajit) perusteella.

Järvi	Pinta- ala, ha	Kork., m	TP	V/R/H	Suure	Laji- lkm	Indikaat- torilajit	Biom.	Lkm	Laji- suht.	Särki- kala%	Peto- kala%	EQR_4	Luokka
Matarainen	152	141	5	V	arvot	9	mui	170	7.9	0.69	40.21	9.04		
					vakioitu	1.00	0.80	0.36	0.28	1.00	1.00	0.48	0.61	Hy
					summa	5	5	2	2	5	5	3	0.70	Hy
Ruuhijärvi	29	73	5	V	arvot	3	ahs_n	1229	43.0	0.03	0.00	45.63		
					vakioitu	0.46	0.60	0.77	0.80	0.13	1.00	1.00	0.79	Hy
					summa	3	4	4	5	1	5	5	0.90	E
Saari- Soljanen	5	164	6	V	arvot	2	ahs_n	1027	45.0	0.28	35.48	2.32		
					vakioitu	0.61	0.10	1.00	0.80	1.00	1.00	0.12	0.72	Hy
					summa	4	1	5	4	5	5	1	0.75	Hy
Ali-Mylly	31	117	7	V	arvot	5	ahs_n	296	19.8	0.30	74.02	2.97		
					vakioitu	0.86	0.60	0.63	0.69	0.76	0.54	0.16	0.61	Hy
					summa	5	4	4	4	4	3	1	0.75	Hy
Saaren Musta	7	130	7	H	arvot	2	sii	1185	39.2	0.11	0.00	16.12		
					vakioitu	0.53	0.60	0.78	1.00	1.00	1.00	1.00	0.84	E
					summa	3	4	4	5	5	5	5	0.90	E
Haukijärvi	154	101	8	V	arvot	6	ahs_n	1044	75.1	0.52	58.27	11.79		
					vakioitu	0.75	0.40	0.80	0.74	1.00	0.87	0.62	0.70	Hy
					summa	4	3	5	4	5	5	4	0.85	E
Kangas- takunen	43	129	8	V	arvot	4	ahs_n	356	16.6	0.17	12.87	25.18		
					vakioitu	0.64	0.10	0.75	0.58	0.52	1.00	1.00	0.61	Hy
					summa	4	1	4	3	3	5	5	0.65	Hy
Valkeinen	144	141	9	V	arvot	4	sii	951	62.3	0.32	49.91	8.96		
					vakioitu	0.50	0.60	1.00	0.76	0.98	1.00	0.47	0.84	E
					summa	3	4	5	4	5	5	3	0.90	E
Jylisjärvi	170	130	9	V	arvot	3	ahs_n	703	25.8	0.36	41.65	15.54		
					vakioitu	0.37	0.40	1.00	0.90	1.00	1.00	1.00	0.83	E
					summa	2	3	5	5	5	5	5	0.90	E
Jänisjärvi	108	128	9	V	arvot	3	ahs_n	951	34.5	0.41	47.89	15.26		
					vakioitu	0.40	0.40	1.00	1.00	1.00	1.00	0.80	0.85	E
					summa	2	3	5	5	5	5	5	0.90	E
Vitsjön 2	16	25	9	H	arvot	1	ahs_n	1350	57.0	0.00	0.00	43.21		
					vakioitu	0.18	0.10	0.75	0.77	0.00	1.00	1.00	0.66	Hy
					summa	1	1	4	4	1	5	5	0.70	Hy
Alinenjärvi	43	135	10	V	arvot	4	ahs_n	1377	51.4	0.33	60.09	8.21		
					vakioitu	0.64	0.60	0.75	0.78	1.00	0.83	0.43	0.74	Hy
					summa	4	4	4	4	5	5	3	0.85	E
Vääriä	16	117	12	V	arvot	4	ahs_n	194	24.8	0.35	42.49	9.88		
					vakioitu	0.82	0.60	0.41	0.87	1.00	1.00	0.52	0.72	Hy
					summa	5	4	3	5	5	5	3	0.85	E
Pieni-Myhi	238	101	12	V	arvot	10	mui	378	22.9	0.66	55.03	6.03		
					vakioitu	1.00	0.80	0.80	0.80	1.00	0.93	0.32	0.83	E
					summa	5	5	5	5	5	5	2	1.00	E
Oinasjärvi	83	123	13	R	arvot	8	sii	529	38.2	0.50	54.02	0.77		
					vakioitu	1.00	0.60	1.00	1.00	0.92	0.95	0.04	0.89	E
					summa	5	4	5	5	5	5	1	0.95	E

Liite 9B. ...jatkoa.

Järvi	Pinta- ala, ha	Kork., m	TP	V/R/H	Suure	Laji- lkm	Indikaat- torilajit	Biom.	Lkm	Laji- suht.	Särki- kala%	Peto- kala%	EQR_4	Luokka
Ahveninen, P-Savo	633	111	14	V	arvot	10	mui	288	22.8	0.64	54.00	3.25		
					vakioitu	1.00	0.80	0.61	0.80	1.00	1.00	0.17	0.80	E
					summa	5	5	4	4	5	5	1	0.90	E
Härkäjärvi	571	101	16	V	arvot	9	mui	458	31.0	0.60	76.16	4.22		
					vakioitu	0.91	0.80	0.97	1.00	1.00	0.49	0.22	0.82	E
					summa	5	5	5	5	5	3	2	0.90	E
Kastana- järvi	33	118	17	V	arvot	5	sii	794	34.5	0.43	32.15	14.55		
					vakioitu	0.85	0.60	1.00	1.00	1.00	1.00	0.77	0.90	E
					summa	5	4	5	5	5	5	4	0.95	E
Samma- listo	12	111	17	V	arvot	4	ahs_n	2003	38.5	0.46	44.78	26.75		
					vakioitu	0.89	0.60	0.65	1.00	1.00	1.00	1.00	0.81	E
					summa	5	4	4	5	5	5	5	0.90	E
Velskolan Pitkäjärvi	104	50	17	V	arvot	4	ahs_n	1104	53.4	0.41	83.99	2.50		
					vakioitu	0.48	0.40	0.79	0.78	1.00	0.33	0.13	0.58	T
					summa	3	3	4	4	5	2	1	0.65	Hy
Pakkase- lanjärvi	13	134	18	V	arvot	5	sii	476	22.7	0.42	65.25	3.20		
					vakioitu	1.00	0.60	1.00	0.79	1.00	0.72	0.17	0.78	Hy
					summa	5	4	5	4	5	4	1	0.85	E
Suurijärvi	117	82	20	R	arvot	9	sii	1254	71.5	0.62	68.78	4.46		
					vakioitu	1.00	0.60	0.77	0.74	1.00	0.65	0.23	0.69	Hy
					summa	5	4	4	4	5	4	2	0.80	E
Niskajärvi	392	107	21	R	arvot	8	mui	554	51.6	0.74	48.06	19.83		
					vakioitu	0.86	0.80	1.00	0.78	1.00	1.00	1.00	0.90	E
					summa	5	5	5	4	5	5	5	0.95	E
Tevänti	198	129	22	V	arvot	5	sii	584	38.0	0.48	60.00	14.87		
					vakioitu	0.60	0.60	1.00	1.00	1.00	0.83	0.78	0.86	E
					summa	3	4	5	5	5	5	4	0.95	E
Ekojärvi	74	87	24	V	arvot	8	ahs_n	495	26.1	0.69	53.03	24.79		
					vakioitu	1.00	0.60	1.00	0.91	1.00	1.00	1.00	0.88	E
					summa	5	4	5	5	5	5	5	0.95	E
Harasjärvi	42	106	24	R	arvot	5	ahs_n	1166	118.6	0.41	77.32	4.25		
					vakioitu	0.80	0.60	0.78	0.65	1.00	0.47	0.22	0.63	Hy
					summa	5	4	4	4	5	3	2	0.75	Hy
Syväjärvi	65	97	26	R	arvot	6	ahs_n	1344	115.0	0.49	68.15	10.43		
					vakioitu	0.78	0.60	0.75	0.66	1.00	0.66	0.55	0.67	Hy
					summa	4	4	4	4	5	4	3	0.80	E
Liesjärvi	315	101	26	R	arvot	7	ahs_n	769	51.6	0.40	32.29	43.81		
					vakioitu	0.77	0.40	1.00	0.78	0.80	1.00	1.00	0.80	Hy
					summa	4	3	5	4	4	5	5	0.85	E
Pannujärvi	37	127	27	R	arvot	2	ahs_n	1146	43.9	0.27	67.27	9.23		
					vakioitu	0.33	0.60	0.78	0.80	1.00	0.68	0.49	0.72	Hy
					summa	2	4	4	4	5	4	3	0.80	E
Suolijärvi	205	85	27	R	arvot	9	sii	714	31.3	0.71	65.59	12.24		
					vakioitu	0.96	0.60	1.00	1.00	1.00	0.71	0.64	0.83	E
					summa	5	4	5	5	5	4	4	0.90	E
Särkijärvi	2	126	27	V	arvot	4	ahs_n	1552	84.4	0.39	75.37	1.24		
					vakioitu	1.00	0.60	0.72	0.72	1.00	0.51	0.07	0.64	Hy
					summa	5	4	4	4	5	3	1	0.75	Hy

Liite 9B. ...jatkoa.

Järvi	Pinta- ala, ha	Kork., m	TP	V/R/H	Suure	Laji- lkm	Indikaat- torilajit	Biom.	Lkm	Laji- suht.	Särki- kala%	Peto- kala%	EQR_4	Luokka
Hervon- järvi	9	128	30	R	arvot	3	sii	1754	25.5	0.41	11.50	20.10		
					vakioitu	0.73	0.60	0.69	0.89	1.00	1.00	1.00	0.80	Hy
					summa	4	4	4	5	5	5	5	0.90	E
Iso Vehkajärvi	36	128	30	V	arvot	5	ahs_n	971	34.1	0.41	62.77	18.43		
					vakioitu	0.83	0.60	1.00	1.00	1.00	0.77	1.00	0.84	E
					summa	5	4	5	5	5	4	5	0.90	E
Kaukasen- järvi	13	96	30	R	arvot	5	ahs_n	1264	143.0	0.49	69.74	9.66		
					vakioitu	0.94	0.60	0.77	0.61	1.00	0.63	0.51	0.65	Hy
					summa	5	4	4	4	5	4	3	0.80	E
Otalampi	30	66	30	R	arvot	7	sii	1539	52.8	0.62	57.04	1.54		
					vakioitu	1.00	0.60	0.72	0.78	1.00	0.89	0.08	0.75	Hy
					summa	5	4	4	4	5	5	1	0.85	E
Katalois- tenjärvi	112	127	31	R	arvot	6	ahs_n	4549	172.7	0.53	75.70	12.48		
					vakioitu	0.79	0.40	0.27	0.55	1.00	0.50	0.66	0.43	T
					summa	4	3	2	3	5	3	4	0.55	T
Lehee	105	85	31	R	arvot	8	ahs_n	1801	81.1	0.62	69.99	15.68		
					vakioitu	0.95	0.40	0.68	0.73	1.00	0.62	1.00	0.61	Hy
					summa	5	3	4	4	5	4	5	0.75	Hy
Pieni- Varpanen	80	102	32	R	arvot	6	sii	1387	129.5	0.32	73.80	8.70		
					vakioitu	0.84	0.60	0.75	0.63	0.71	0.54	0.46	0.63	Hy
					summa	5	4	4	4	4	3	3	0.75	Hy
Takajärvi	16	39	33	R	arvot	6	ahs_n	3180	196.0	0.58	53.33	17.37		
					vakioitu	1.00	0.60	0.47	0.50	1.00	1.00	1.00	0.64	Hy
					summa	5	4	3	3	5	5	5	0.75	Hy
Kuivajärvi	830	97	35	R	arvot	11	mui	1571	56.6	0.74	42.92	53.99		
					vakioitu	0.96	0.80	0.72	0.77	1.00	1.00	1.00	0.82	E
					summa	5	5	4	4	5	5	5	0.90	E
Sylvöjärvi	231	74	38	R	arvot	9	ahs_n	3229	186.1	0.79	72.13	9.68		
					vakioitu	0.94	0.40	0.47	0.52	1.00	0.58	0.51	0.49	T
					summa	5	3	3	3	5	3	3	0.60	Hy
Äimäjärvi, eteläinen	480	82	41	R	arvot	9	ahs_n	2615	143.0	0.60	65.99	7.04		
					vakioitu	0.84	0.40	0.56	0.61	1.00	0.71	0.37	0.57	T
					summa	5	3	3	4	5	4	2	0.70	Hy
Hulaus	280	77	48	R	arvot	12	ahs_n	4832	456.7	0.87	79.17			
					vakioitu	1.00	0.40	0.22	0.00	1.00	0.43		0.26	V
					summa	5	3	2	1	5	3		0.45	T
Vuorijärvi	236	101	50	R	arvot	6	ahs_n	1754	35.3	0.56	61.79			
					vakioitu	0.69	0.40	0.69	1.00	1.00	0.79		0.72	Hy
					summa	4	3	4	5	5	4		0.80	E
Teuronjärvi	134	107	55	R	arvot	7	sii	1617	59.6	0.58	64.32	14.77		
					vakioitu	0.89	0.60	0.71	0.77	1.00	0.74	0.78	0.71	Hy
					summa	5	4	4	4	5	4	4	0.80	E
Äimäjärvi, pohjoinen	370	82	69	R	arvot	13	ahs_n	5126	267.1	0.77	76.41	10.41		
					vakioitu	1.00	0.40	0.18	0.37	1.00	0.49	0.55	0.36	V
					summa	5	3	1	2	5	3	3	0.45	T
Mustialan- lampi	23	98	71	R	arvot	8	mui	1664	110.4	0.73	70.66	19.16		
					vakioitu	1.00	0.80	0.71	0.67	1.00	0.61	1.00	0.70	Hy
					summa	5	5	4	4	5	4	5	0.85	E