

Pro gradu –tutkielma

**Humuksen vaikutus järvien kalayhteisöihin
sekä humusjärvien kalayhteisöperusteinen
ekologinen luokittelu**

Ari Westermarck



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

4.6.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Kalabiologia ja kalatalous

WESTERMARK ARI, H.: Humuksen vaikutus järvien kalayhteisöihin sekä humusjärvien kalayhteisöperusteinen ekologinen luokittelu

Pro gradu: 44 s. + liitteet 2 s.

Työn ohjaajat: FT Martti Rask, FT Timo Marjomäki

Tarkastajat: FT Timo Marjomäki, FT Heikki Hämäläinen

Kesäkuu 2008

Hakusanat: ekologinen luokittelu, humusjärvet, kalayhteisöt

TIIVISTELMÄ

Suuri humuspitoisuus on Suomen järville tyypillinen ominaisuus. Tässä tutkielmassa selvitettiin, eroavatko eriasteisesti humuksisten järvien kalayhteisöt toisistaan. Aineisto koostui 84 järven koeverkkokalastusten saalistiedoista. Vertailua varten järvet jaettiin kolmeen luokkaan niiden luontaisten värilukujen perusteella (<30, 30-90, >90 mg Pt/l). Kyseiset väriluvun raja-arvot ovat keskeisiä vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) ja vesienhoitolain täytäntöönpanon kannalta. VPD:n edellyttämän pintavesimuodostumien tyypittelyn mukaisesti Suomen järvet jaetaan 12 tyyppiin, joista yhdeksän erotellaan mainittujen raja-arvojen mukaan. VPD:n mukaisesti kaikkien pintavesien ekologinen tila tulee määrittää myös biologisten tekijöiden, kuten kalaston, perusteella. Näin myös jokaiselle järviytyypille tulee määrittää hyvää ekologista tilaa vastaava kalayhteisön koostumus ja rakenne. Tämän tutkielman 78 järven katsottiin edustavan ns. vertailuolija eli olosuhteita, mihin ihmistoiminta ei ole merkittävästi vaikuttanut. Kiinnostuksen kohteena oli, eroavatko humuspitoisuuden perusteella muodostettujen järviyppien kalayhteisöt toisistaan. Lisäksi kahdentoista koekalastetun järven ekologinen tila määritettiin koeluonteisesti alustavan suomalaisen kaloihin perustuvan luokittelujärjestelmän avulla. NMS-ordinaatioissa järvien kolme väriluokkaa erosivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan lajikoostumuksen ja biomassasuhteiden osalta. Voidaan kuitenkin katsoa, että ryhmien välillä havaittu ero oli pieni. Myös muita kalayhteisömuuttujia tarkasteltiin kolmen väriluokan suhteen. Tilastollisesti merkitsevät erot havaittiin seuraavilla muuttujilla: lajimäärä, särkikalojen osuus, särkikalojen yksilömäärä, ahventen yksilömäärä ja biomassa sekä petoahventen biomassaosuus ahvensaaliista. Kalayhteisöjen muutoksia humusgradientilla olivat särkikalojen runsastuminen ja ahvenen väheneminen, mutta toisaalta petomaisten ahventen osuuden kasvu ahventen järvikohtaisissa kokonaissaaliissa. 12 koekalastetusta järvestä kuuden arvioitiin etukäteen olevan ihmistoiminnan muuttamia. Kuitenkin lähes jokainen järvistä sai ”erinomaisen” tai ”hyvän” luokituksen mitattujen kalastomuuttujien (biomassa, yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus, indikaattorilajit) perusteella. Näin ollen näiden kalayhteisömuuttujien osalta ei havaittu suurta poikkeamaa luonnontilaa edustavista vertailuoloista. Kuormitetut kohteet eivät johdonmukaisesti luokittuneet vertailujärviä huonommiksi.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Fish Biology and Fisheries

WESTERMARK ARI, H.: The impact of humic substances on fish communities and fish-based ecological classification of humic lakes

Master of Science Thesis: 44 p. + ap 2 p.

Supervisors: Ph.D. Martti Rask, Ph.D. Timo Marjomäki

Inspectors: Ph.D. Timo Marjomäki, Ph.D. Heikki Hämäläinen

June 2008

Key Words: ecological assessment, fish communities, humic lakes

ABSTRACT

High humic concentration is a typical feature of lakes in Finland. This master's thesis attempts to explain whether fish communities differ in lakes with varying levels of humic content. The material consisted of test fishing data from 84 lakes. For comparison purposes, the lakes were divided into three classes according to their water colour (<30, 30-90, >90 mg Pt/l). These water colour limits are essential to the implementation of Water Framework Directive (WFD) and water management act. As WFD requires typology of surface water bodies, lakes in Finland are divided into 12 types. Nine of these lake types are separated by the mentioned limit values. The ecological status of each water body should be determined according to biological factors such as fish communities. Consequently, the good ecological status based on fish community composition and structure should be determined for each lake type. 78 study lakes were considered to be in reference condition, which means that lakes have not been significantly affected by human activities. The subject of interest was whether fish communities differ in artificially formed lake types in accordance with humic content. In addition, the ecological status for 12 lakes was determined on an experimental basis with a preliminary Finnish fish-based classification system. Three groups of lakes with different water colour differed statistically significantly according to species composition and biomasses. However, the difference between three groups was negligible. Also other fish community variables were studied. Statistically significant differences between water colour classes were found with following variables: number of species, proportion of cyprinids, number of cyprinid individuals, number of perch, biomass of perch and proportion of piscivorous (>15 cm) perch of total perch biomass. Changes along water colour gradient included increase of cyprinids, decline of perch and increasing proportion of piscivorous perch of total perch biomass. In prior assessment, 6 of the 12 lakes were considered to be disturbed by human activities and 6 being in reference condition. Still almost all lakes with only one exception got at least "good" rating due to inspected variables (biomass, number of individuals, proportion of cyprinids, proportion of piscivorous percids and occurrence of indicator species). Hence, fish community variables did not reveal high deviation from type specific reference conditions.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	5
2.1. Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesienhoitolaki	5
2.2. Humusjärvien ekologisen tilan luokittelun kehittämishanke	7
2.3. Humus ja sen vaikutukset järven ekosysteemeihin	7
2.3.1. Mitä humusaineet ovat?	7
2.3.2. Humuksen merkitys ravintoverkoille ja järven olosuhteisiin	8
2.3.3. Humuksen merkitys kalayhteisöille	10
2.4. Kalayhteisöön perustuvan ekologisen luokittelun periaate ja menetelmät	13
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	15
3.1. Koekalastusmenetelmä	15
3.2. Humusjärvihankkeen 12 kohdejärveä	17
3.3. 78 vertailujärven aineisto	19
3.4. Ekologisten laatusuhteiden laskenta	20
3.5. Tilastolliset menetelmät	22
4. TULOKSET	24
4.1. Kahdentoista humusjärven verkkokoekalastusten yksikkösaaliit	24
4.2. Kalayhteisön rakenteen ja järvien humuspitoisuuden välinen yhteys	26
4.2.1. Kalayhteisömuuttujien ja järven humuspitoisuuden välinen riippuvuus	26
4.2.2. Järvien ryhmittely kalayhteisöjen perusteella	27
4.2.3. Kalayhteisömuuttujat eri väriluokkiin kuuluvissa järvissä	30
4.3. Järvien ekologinen tila	33
5. TULOSTEN TARKASTELU	33
5.1. Verkkokoekalastusten saaliit	33
5.2. Kalayhteisön rakenne ja humuspitoisuus	35
5.3. Järvien ekologinen tila	38
Kiitokset	40
Kirjallisuus	40

1. JOHDANTO

Suuri humuspitoisuus on Suomen järville tyypillinen piirre. Vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) ja sen nojalta säädetyn vesienhoitolain edellyttämän järvityypittelyn mukaisesti Suomen järvet jaetaan 12 tyyppiin niiden luontaisten ominaisuuksien mukaisesti (Vuori ym. 2006). Kullekin järvityypille on määritettävä luonnontilaa vastaava vertailutila ekologisen tilan luokittelussa käytettäville biologisille tekijöille, kuten kalayhteisölle. VPD:n tavoitteena on saavuttaa kaikkien pintavesimuodostumien vähintään hyvä ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä. Suomessa järvet erotellaan tyypeiksi järven pinta-alan, valuma-alueen maaperän laadun (mitataan järven värilukuna, toisin sanoen vesistön humuspitoisuutena, joka kuvaa turvemaan osuutta valuma-alueella), järven syvyysuhteiden, veden viipymän ja maantieteellisen sijainnin perusteella. Suomen järvityypeistä peräti yhdeksässä humuspitoisuudella on merkitystä luokittelevina raja-arvoina.

Humusyhdisteillä on todettu olevan moninaisia vaikutuksia erityisesti pienten järvien eliöihin ja ekosysteemeihin (mm. Jones 1992). Tämän työn tarkoituksena on tarkastella humuksen mahdollisia kalayhteisövaikutuksia eli selvittää, eroavatko eriasteisesti humuksisten järvien kalayhteisöt, ja mitkä kalayhteisön rakennetta tai koostumusta kuvaavat muuttujat selkeimmin vaihtelevat humusgradientilla. Suomen järvien jakaminen tyypittelyssä väriluvun perusteella kolmeen ryhmään (<30, 30-90 ja >90 mg Pt/l) ei tarkoita sitä, että järvien kalayhteisöissä olisi eroja juuri näiden keinotekoisien raja-arvojen mukaisesti. Tässä tutkimuksessa kiinnostuksen kohteena on se, eroavatko VPD:n mukaisten järvityyppien vertailujärvien kalayhteisöt toisistaan ja onko tyypittely siltä osin perusteltu.

Tämän työn pyrkimyksenä on myös kalayhteisön rakenteen ja koostumuksen perusteella arvioida 12 humusjärven ekologinen tila mitattuna ekologisella laatusuhteella (Ecological quality ratio = EQR). Tässä käytettyjä kehitteillä olevan suomalaisen luokittelumenetelmän kalayhteisömuuttujia ovat yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä, särkikalajien biomassaosuus, petomaisten (>15 cm) ahvenkalajien biomassaosuus ja vesistöjen tilaa kuvaavien indikaattorilajien esiintyminen.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Vesipolitiikan puitedirektiivi ja vesienhoitolaki

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi astui voimaan vuonna 2000. Suomessa direktiivi on pantu täytäntöön 2004 voimaanastuneen vesienhoitolain nojalla (Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004). Laissa säädetään viranomaisten yhteistyöstä, vesien tilaan vaikuttavien tekijöiden selvittämisestä ja seurannasta, vesien luokittelusta, vesienhoidon suunnittelusta sekä eri tahojen osallistumisesta.

VPD:n voidaan katsoa olevan väline, jonka avulla pyritään luomaan puitteet, joiden avulla on mahdollista parantaa sisävesien suojelua, tilaa ja kestäväää käyttöä. Näiden toimien myötä VPD:n keskeisenä tavoitteena on jäsenmaiden kaikkien pintavesien vähintään ”hyvä” ekologinen tila vuoteen 2015 mennessä (Anon. 2000). Direktiivin sallima poikkeus edellisestä ovat ihmistoiminnan seurauksena rajusti hydrologialtaan muuttuneet vesistöt, kuten padotut joet. Tällaisilta voimakkaasti muutetuilta vesistöiltä edellytetään alempia ympäristötavoitteita, niin sanottua hyvää ekologista potentiaalia.

VPD edellyttää pintavesien ekologisen tilan arvioimista biologisten tekijöiden (kasviplankton, vesikasvit, pohjaeläimet, kalat ja joissa lisäksi pohjalevät) sekä niitä tukevien hydrologis-morfologisten ja fysikaalis-kemiallisten tekijöiden perusteella (Anon. 2000), kun aiemmin vesistöjen tilan arvioinnissa pääpaino on ollut lähinnä fysikaalis-kemiallisissa tekijöissä. Kaikkien biologisten tekijöiden tulisi vastata ekologista tilaa ”hyvä”, kuten myös määrättyjen hydrologis-morfologisten ja fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden tulee vastata. Seuraavassa on kuvailtuna tavoiteltava ”hyvä” ekologinen tila kalaston osalta.

”Kalayhteisön lajikoostumuksessa ja runsaussuhteissa on luonnontilaisen vastaavan vesistön kalastoon verrattuna vain vähäisiä muutoksia, jotka johtuvat ihmistoiminnan vaikutuksista fysikaalis-kemiallisiin ja hydrologis-morfologisiin laatutekijöihin. Johtuen ihmistoiminnan vaikutuksesta edellisiin laatutekijöihin myös kalaston ikärakenteessa voi olla merkkejä muutoksissa, joissain tapauksissa jopa yksittäisen lajin lisääntymisen tai yksilönkehityksen häiriintymisestä johtuvaa kokonaisten ikäryhmien puuttumista” (Anon. 2000). Ekologisen tilan ”tydyttävässä” luokituksessa edellisten kalastomuuttujien muutokset negatiiviseen suuntaan ovat suurempia, jolloin kohtalaisen suuri osa tyyppille ominaisista lajeista puuttuu tai niiden esiintyminen on hyvin vähäistä. ”Erinomainen” ekologinen tila puolestaan edellyttää täysin tai lähes häiriintymättömiä olosuhteita (Anon. 2000).

VPD edellyttää pintavesien tyypittelyä kaikkien jäsenmaidensa alueella (Anon. 2000). Vuonna 2006 käyttöön otetun tyypittelyn mukaan Suomessa on 12 järvityyppiä (Vuori ym. 2006). Samaan järvi- tai jokityyppiin ryhmittyvät vesimuodostuman ja valuma-alueen luontaisilta ominaisuuksiltaan samankaltaiset vedet. Tyypittelyllä pyritään rajoittamaan biologisten laatutekijöiden luonnollista vaihtelua hallittavissa olevalle tasolle pintavesityypin sisällä. Jotta ehdotettu tyypittely olisi biologisessa mielessä onnistunut, eri vesimuodostumatyyppien luonnontilaa vastaavissa oloissa eri biologisten muuttujien jakaumat menevät mahdollisimman vähän päällekkäin ja näiden muuttujien keskiluvut tyyppien välillä eroavat merkitsevästi. Näin ollen olisi mahdollista määrittää luonnontilaa vastaavat vertailuarvot kunkin pintavesityypin kullekin tarkasteltavalle muuttujalle. Ihanteellisessa tilanteessa tämä tarkoittaisi kalayhteisön osalta sitä, että eri järvityyppien kalamuuttujien vertailuarvot eroaisivat toisistaan. Tällaiseen vertailuun yltäminen edellyttää lähtökohtaisesti kattavan vertailuaineiston keräämistä, esimerkiksi kalaston osalta koekalastuksia vähintään 10-20 kohteessa kaikista järvityypeissä.

Vuoden 2006 tyypittelyssä (Vuori ym. 2006) järvet erotellaan järven pinta-alan, valuma-alueen maaperän laadun, järven syvyysuhteiden, veden viipymän ja maantieteellisen sijainnin perusteella (Taulukko 1). Pinta-alan suhteen järvet jaetaan kolmeen ryhmään: pienet järvet ovat pinta-alaltaan alle 5 km², keskikokoiset 5-40 km² ja suuret järvet yli 40 km². Pinta-alan ohella toinen hyvin keskeinen järvityyppiä erottelava tekijä on valuma-alueen maaperän laadun vaikutus, mitä havainnoidaan vesistöissä humusainepitoisuutena. Vähähumuksisissa järvissä luontainen väriluku on alle 30 mg Pt/l, ns. humusjärvissä 30-90 mg Pt/l ja runsashumuksisissa järvissä yli 90 mg Pt/l. Mataliin järvityyppiin luetaan järvet, joiden keskisyvyys on alle 3 m tai vaihtoehtoisesti järven vesi ei kerrostu kesällä kuin korkeintaan hyvin lyhytaikaisesti. Järvi katsotaan lyhytviipymäiseksi, mikäli sen vesi vaihtuu muutamissa päivissä. Pohjois-Lapin järvet erotellaan muista maantieteellisen sijainnin perusteella leveyspiirien mukaisesti. Runsaravinteisen ja runsaskalkkisen järvityypin vesien kalkkipitoisuus ja ravinteikkaus on luonnostaan huomattava valuma-alueen maaperän laadusta johtuen.

Taulukko 1. Vuoden 2006 ehdotuksen mukaiset järvityypit (Vuori ym. 2006). Tämän tutkielman järvet edustavat rastilla merkittyjä järvityyppejä

1.	x	Pienet ja keskikokoiset vähähumuksiset järvet
2.	x	Pienet humusjärvet
3.	x	Keskikokoiset humusjärvet
4.		Suuret vähähumuksiset järvet
5.		Suuret humusjärvet
6.	x	Runsashumuksiset järvet
7.	x	Matalat vähähumuksiset järvet
8.	x	Matalat humusjärvet
9.	x	Matalat runsashumuksiset järvet
10.		Hyvin lyhytviipymäiset järvet
11.		Pohjois-Lapin järvet
12.		Runsasravinteiset ja runsaskalkkiset järvet

2.2. Humusjärvien ekologisen tilan luokittelun kehittämishanke

Kahdentoista järven koeverkkoalastukset Etelä- ja Pohjois-Savossa kuuluivat osana hankkeeseen, jonka tavoitteena on kehittää humusjärvien ekologisen tilan luokittelua. Intensiivikohteiksi valituista järvistä kerättiin kalayhteisön lisäksi myös kasviplankton-, pohjaeläin- ja makrofytytiaineistoa kahden kesän aikana vuosina 2004 ja 2005. Näiden vesipuidedirektiivin osoittamien biologisten laatutekijöiden pohjalta on tarkoituksena testata käytännössä erilaisia esitettyjä (mm. Vuori ym. 2006) tapoja yhdistää eri eliöryhmien seurantatulokset järven ekologisen tilan määrittelyssä. Tällainen biologisten laatutekijöiden yhteistarkastelu tulee olemaan Suomessa keskeisessä roolissa VPD:n soveltamisessa käytäntöön. Projektin toivotaan toimivan eräänlaisena pilottihankkeena Suomen olosuhteissa, ja tulokset pyritään yleistämään käsiteltäviin humusjärvityyppeihin myös laajemmin.

Hanke on toteutettu Pohjois- ja Etelä-Savon ympäristökeskusten, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen, Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen, Jyväskylän yliopiston, Helsingin yliopiston sekä Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä.

2.3. Humus ja sen vaikutukset järven ekosysteemeihin

2.3.1. Mitä humusaineet ovat?

Suomen tuhansista järvistä huomattava osa on humusjärviä. Muualla maailmassa meille niin tutut tummat tai kellertävän ruskeavetiset humusaineiden värjäämät vesistöt ovat paljon harvalukuisempia. Humusjärvien tärkein erityispiirre on allohtonista alkuperää olevan liunneen orgaanisen aineen (DOM) suuri määrä ja merkitys. Suomen vesistöissä orgaaninen aines on yleisemmin liunneessa kuin kiinteässä muodossa ja humusta on keskimäärin enemmän kuin mitään muita liunneita orgaanisia aineita.

Humus on eloperäistä ainesta, joka syntyy eliöiden jäänteiden epätäydellisen hajoamisen tuloksena. Humusaineet koostuvat pääasiassa hiilestä (alkuaainekoostumuksesta noin 50 %), hapestä (40 %) ja vedystä (5 %) (Särkkä 1996). Vähemmässä määrin ne sisältävät myös typpeä, fosforia ja rikkiä. Huomionarvoista on kuitenkin juuri ravinteiden sitoutuminen humukseen. Humusaineet esiintyvät vedessä joko liunneissa, kolloidisissa tai saostuneissa muodoissa. Yleisimmin Suomen järvissä humusaineet ovat juuri

liuenneessa muodossa. Järviä kutsutaan oligohumoosisiksi, kun veden luontainen väriluku on alle 40 mg Pt/l, mesohumoosisiksi väriluvun ollessa 40-80 mg Pt/l ja polyhumoosisiksi eli dystrofiseksi väriluvun ylittäessä 80 mg Pt/l (Wetzel 1983). Sisävesiemme keskimääräinen humuspitoisuus on 7 mg/l, mikä vastaa värilukua 51 mg Pt/l (Särkkä 1996).

Vesistöjen humusyhdisteet voivat olla joko autoktonista alkuperää eli itse vesistössä syntyntä tai alloktonista alkuperää eli valuma-alueelta vesistöön kulkeutunutta. Autoktoninen humusaines on peräisin vedessä tapahtuneesta eloperäisen aineksen hajoamisesta. Muu autoktoninen liennut orgaaninen materia syntyy pelagiaalin kasviplanktonin yhteyttämisen seurauksena ja vähäisemmissä määrin littoraalivyöhykkeessä sekä eliöiden erityistuotteina kuten ulosteina (Sarvala ym. 1981).

Alloktonisella humuksella on yleensä huomattavasti suurempi merkitys kuin autoktonisella humuksella (Wetzel 1983). Erityisesti tehometsätalouden käynnistyttyä sotien jälkeisenä aikana suo- ja metsäojitukset ovat voimakkaasti lisänneet humusaineiden kulkeutumista vesistöihin. Lukemattomien erityisesti suhteellisen pienten järvien vedenlaatu on kokenut tästä syystä huomattavia muutoksia. Valuma-alueella on suuri vaikutus järvien humuspitoisuuteen. Suurimmat humuspitoisuudet tavataan tyypillisesti vesistöjen pienissä latvavesissä. Valuma-alueen soisuus lisää humuspitoisuutta, koska humusaineita syntyy sitä enemmän mitä hitaampaa orgaanisen aineen hajoaminen on. Suomen lukemattomilla soilla onkin juuri otolliset kylmät ja kosteat olosuhteet orgaanisten aineiden hitaaseen hajoamiseen (Särkkä 1996).

Humus vaikuttaa järvien ekosysteemeihin niin suoraan kuin välillisestikin. Keskeisimpiä suoria vaikutuksia on humusyhdisteiden sisältämän hiilen ja ravinteiden merkitys ravintoketjuille. Epäsuorasti humus vaikuttaa järven eliöihin esim. poikkeuksellisten valaistusolosuhteiden kautta.

2.3.2. Humuksen merkitys ravintoverkoille ja järven olosuhteisiin

Järvet voidaan jakaa autotrofisiin ja allotrofisiin järviin (Wetzel 1983). Autotrofisten järvien levien ja muiden fotosynteettisten eliöiden yhteyttämisen tuloksena syntyy riittävästi energiaa järven ravintoketjuille. Allotrofisissa järvissä valuma-alueelta kulkeutuvalla orgaanisella aineella on vesistön energiabudjetissa suurempi merkitys kuin yhteyttämisen avulla tuotetulla energialla. Allotrofisiin vesiin kuuluvat tyypillisesti runsashumuksiset järvet. Rehevämmät dystrofiset järvet ovat luonteeltaan autotrofisempia kuin oligotrofiset humusjärvet (Jones 1992). Suomen humusjärvissä planktonyhteisön soluhengityksen hiilenkulutus ylittää usein yhteyttämällä tuotetun hiilen määrän, jolloin alloktonisen hiilen merkitys korostuu (Sarvala ym. 1981). Alloktonista alkuperää olevalla hiilellä on suuri merkitys humusvesien hiilibudjetissa. Pienimmissä latvavesissä fotosynteettisen hiilen osuus hiilen kokonaismäärästä saattaa olla vain muutamien prosenttien luokkaa (Arvola ym. 1990). Planktonyhteisön hengityksen ja bakteerien tuotannon on todettu olevan suurempaa kuin kasviplanktonyhteisö tuotannollaan kykenisi ylläpitämään polyhumoosiseensa pikkujärvessä. Tällainen tilanne on myös levien kevätmaksimin runsaimman tuotannon aikana (Salonen ym. 1992a, 1992b).

Klassisen autotrofisesta yhteyttämisestä alkavan ravintoketjun lisäksi humusjärvien runsaat alloktonista alkuperää olevat liuenneiden orgaanisten yhdisteiden varat mahdollistavat energian siirtymistä ravintoketjuun myös ns. mikrobisilmukan kautta. Alloktonisen hiilen ja energian kulkeutumisella ravintoverkossa bakteerien ja flagellaattien kautta eläinplanktonille on todettu olevan merkitystä juuri humusjärvissä (Jones 1992).

Aikaisemmin bakteerien uskottiin toimivan ravintoketjuissa ainoastaan orgaanisen aineksen hajottajina ja niiden merkitys katsottiin vähäiseksi. Sittemmin havaittiin, että bakteeriplankton kykenee sitomaan hajonneita orgaanisia yhdisteitä takaisin partikkelimuotoon bakteerisoluiksi. Bakteeriplankton sitoo myös ravinteita, etenkin typpeä ja fosforia, jotka tulevat ravintoketjujen käytettäviksi tämän mikrobilinkin kautta. Kilpailussa ravinteista bakteerit pärjäävät hyvin pieniä leviä eli pikoplanktonia vastaan mm. edullisen solumuotonsa ansiosta. Bakteerien on todettu olevan leviä tehokkaampia ravinteiden hyödyntäjiä niukoissa ravinnepitoisuuksissa. Nimenomaan bakteerit hyödyntävät humusyhdisteisiin sitoutuneita ravinteita. Näitä bakteereja laiduntavat puolestaan mikrobisilmukan seuraavalla tasolla sekä mikro- että makro-eläinplankton. Mikroeläinplankton käsittää hetero- ja mixotrofisia siimaeliöitä sekä ripsieläimiä, joita syö vuorostaan petomainen eläinplankton.

Yksi tärkeimpiä humuksen aiheuttamia järven ominaisuuksia on valon heikko tunkeutuminen vesipatsaan syvempiin osiin verrattaessa kirkasvetisten järvien olosuhteisiin. Säteilyn pitkät aallonpituudet ja erityisesti infrapuna läpäisevät humuspitoisen vesipatsaan tehokkaimmin, kun kirkkaissa vesissä lyhyet säteilyn aallonpituudet yltävät syvemmälle (Wetzel 1983). On todettu, että mesohumosisissa järvissä jo yhden metrin syvyydessä punainen valo dominoi värimaailmaa (Eloranta 1978). Näkösyvyyttä on yleisesti käytetty karkeana veden tuottavan kerroksen mittaamisen apuvälineenä. Tuottavaksi kerrokseksi katsotaan ns. kompensaatiosyvyteen yltävä vesikerros, jonka alapuolella kasviplanktonin soluhengityksessä menetetään enemmän hiiltä kuin sitä yhteyttämällä kyetään tuottamaan. Karkeasti ottaen kirkkaissa vesissä tuottavan kerroksen voidaan katsoa olevan 2-3-kertaa näkösyvyys, kun taas polyhumosisissa vesissä fotosynteettinen kerros vastaa kutakuinkin näkösyvyyttä (Eloranta 1978). Ruskeat ja kirkasvetiset järvet eroavat toisistaan erityisesti kesäkerrostuneisuuden aikaan tuottavan kerroksen syvyyden suhteen. Valaistun vesikerroksen katsotaan ulottuvan syvyyteen, jossa on jäljellä vielä 1 % pinnalle tulevasta valaistuksesta. Kun kirkkaassa vedessä fotosynteettinen kerros saattaa ulottua alusveden yläosiin saakka, kaikkein dystrofisimmissa järvissä tuottavien valaistusolosuhteiden kerros voi vastata ainoastaan päällysveden ylintä puolta metriä (Jones & Arvola 1984). Tällöinkin koko epilimnionin voidaan katsoa olevan tuottavaa kerrosta johtuen tuulen ja virtausten aiheuttamasta vesikerroksen sisäisestä sekoittumisesta. Etelä-Suomessa sijaitsevista pienvesissä valaistuksen heikkenemisen on todettu voimakkaasti selittyvän liuenneen orgaanisen aineen määrällä (Jones & Arvola 1984).

Kirkkaisiin järviin verrattuna dystrofisisten järvien heikko valosäteilyn läpäisykyky sekä valosäteilyn absorboituminen humusyhdisteisiin aiheuttavat tumman pintaveden nopean lämpenemisen keväisin. Tästä on seurauksena jyrkkä lämpötilakerrostuneisuus, kun kaikki lämpösäteily absorboituu ehkä ainoastaan metrin paksuiseen vesikerrokseen (Bowling & Salonen 1990). Tämä saattaa voimakkaimmillaan johtaa jopa eräänlaiseen keväiseen meromiktiaan. Humusjärvissä keväinen täyskierto saattaa jäädä tapahtumatta, mistä seurauksena on usein vakavia hapettomuusongelmia. Voimakas lämpötilakerrostuneisuus estää hapekkaan veden kulkeutumisen syvänteisiin myös myöhemmin kesällä, koska humusjärvet yleensä varsin pieninä ja suojattuina eivät ole alttiina tuulen aiheuttamalle sekoittumiselle. Hapettomuuden riskiä lähes kaikkina vuodenaikoina lisää myös se, että allohtoniset, orgaaniset yhdisteet lisäävät hapenkulutusta kaikissa vesikerroksissa. Hapettomuus puolestaan lisää ravinteiden vapautumista pohjasedimentistä. Näin ollen humusaineiden voidaankin katsoa aiheuttavan samantyyppisiä ongelmia kuin haitallisen rehevöitymisen. Toisaalta tumman veden lämmönsitomiskyky tulee esille myös talviaikaan, kun jääpeitteen alla aurinkoisena

päivänä aivan ylimmäinen vesikerros saattaa lämmentä useillakin asteilla, edesauttaen humusjärvien sulamista. Rantojen läheisyydessä sulaminen on nopeinta, koska veden lämpenemistä edelleen nopeuttaa pohjan peittävä tumma orgaaninen aines, joka myös osaltaan absorboi säteilyä (Särkkä 1996).

Suuri humuspitoisuus tekee järvistä luontaisesti happamia, kun orgaaniset hapot laskevat veden pH-arvoa ja alkaliniteettiä. Puskurikyky eli alkaliniteetti tarkoittaa veden kykyä neutraloida vahvaa happoa. Luontaisesti happamia järviä on erityisen runsaasti Suomen keski-, itä- ja pohjoisosissa. Luontainen happamien aineiden kulkeutuminen valuma-alueelta, sademäärä ja hydrologiset olosuhteet vaikuttavat happamuuteen. Happamiksi katsotaan järvet, joiden pH-arvo on noin 4-5, mikä on monille eliöille jo letaali. Yleisimmistä kalalajeista ahven ja hauki voivat aikuisvaiheessa tulla toimeen, kun pH on alle 5. Sen sijaan särjelle, mateelle ja kiiskelle vesi, jonka pH on <5, on liian hapanta (Rask & Tuunainen 1990).

Humuksella on merkitystä vesieliöihin kohdistuviin myrkyvaikutuksiin. Myrkyvaikutusten voimakkuus riippuu ns. bioakkumulaatiosta eli siitä, kuinka paljon myrkyllisiä yhdisteitä on mahdollista eliöihin kertyä. Ainoastaan vedessä olevat yhdisteet ovat vaarassa akkumuloitua eliöihin. Tästä syystä luonnollisesti myrkyjen konsentraatio vedessä on tärkein haittavaikutusten suuruuteen vaikuttava tekijä. Yhdisteet voivat myös sitoutua liuenneeseen (DOM) tai hienojakoiseen (POM) orgaaniseen ainekseen vedessä, jolloin niiden eliöille haitaksi olevan määrän voi katsoa vähenevän. Humusjärvien erityisominaisuus tässä suhteessa on myrkyllisten yhdisteiden sitoutuminen humusaineisiin ja runsashumuksisissa vesissä tällaisilla reaktioilla saattaa olla hyvinkin suuri merkitys.

Alloktonisen kolloidisessa muodossa olevan humusaineksen kertyminen pohjaan muuttaa monien pohjan rakenteesta riippuvien eliöiden habitaatteja, esimerkiksi huonontamalla kovaa pohjaa vaativien kalalajien lisääntymispaikkoja. Yleisesti nämä muutokset ovat eliöille erittäin haitallisia.

2.3.3. Humuksen merkitys kalayhteisöille

Tärkeimmät erot kalojen elinolosuhteissa humusjärvissä verrattuna kirkasvetisiin järviin liittyvät valaistusolosuhteisiin, lämpötila- ja happipitoisuuden kerrostuneisuuden erilaisuuteen sekä happamuuteen.

Ahven ei ole erityisen herkkä veden lämpenemiselle, eikä sen lisääntyminen vaadi litoraalivyöhykkeeltä erityisiä ominaisuuksia, kuten esimerkiksi kovaa pohjaa. Ravinnon suhteen ahven on joustava pystyen hyödyntämään mm. selkärangattomia ja kalaa ravintonaan (Schleuter & Eckmann 2008). Kasviplanktonin aiheuttaman veden sameuden ja muiden näkyvyyttä heikentävien tekijöiden on todettu huomattavasti heikentävän näköaistiin turvautuvan, kalaravintoa käyttävän ahvenen saalistusta ja vaikuttavan kalaston rakenteeseen särkikaloja suosivasti (Radke & Gaupisch 2005).

Kiiski esiintyy pienissä humusjärvissä ahventa harvemmin. Kiiskan voidaankin katsoa olevan tyypillisempi suuremmissa oligohumoosisissa vesissä, joissa se kykenee paremmin kilpailemaan ahvenen kanssa kuin matalissa ja lämpimämmissä järvissä (Rask & Tuunainen 1990). Ahven on kiiskeä tehokkaampi ravinnonottaja, kun veden lämpötila on yli 15 °C, kun taas noin 10 °C lämpötilassa vastaavaa eroa saalistustehokkuudessa ei ole havaittavissa. Ahvenen nähden kiiski on yleensä heikko kilpailija, mutta heikoissa valaistusolosuhteissa kiiski on ahventa tehokkaampi saalistaja (Bergman 1987). Pienen tuottavuuden järvissä tarpeen vaatiessa omnivorisella ahvenella on kilpailuvaltti pitkälti pohjaeläinravintoa käyttävään kiiskeen nähden (Schleuter & Eckmann 2008). Kiiski vaatii myös ahventa viileämpää vettä. Polyhumoosisissa järvissä viileiden syvänteiden

happipitoisuus on usein liian pieni kiiskelle. Lisäksi kiiski on ilmeisen huono levittäytymään eristyneempiin latvajärviin. Heikoissa valaistusolosuhteissa ahven suosii järven matalampia, valaistuja habitaatteja, kun kiiski kykenee selviytymään syvemmällä (Bergman 1988). Kiiskan silmän rakenne ja herkempi kylkiviiva-aisti ahveneen verrattuna ovat etuja, kun valoa on vähän (Janssen 1997). Heikoissa valaistusolosuhteissa hyötyvät lajit, jotka saalistuksessaan eivät ole ainoastaan näköaistinsa varassa tai omaavat poikkeuksellisen hyvän näköaistin. Riski joutua pedon ravinnoksi on pienempi sameissa vesissä, koska veden sameus lyhentää etäisyyttä, jolla saalis-saalistaja vuorovaikutukset voivat tapahtua (Abrahams & Kattenfeld 1997).

Vaikka hauki saalistaakin pääasiassa näköaistinsa varassa, eivät heikotkaan valaistusolosuhteet nähtävästi ole esteenä haukikannan menestymiselle. Tutkittaessa hauen esiintymistä erilaisissa humusjärvissä on havaittu, että korkeakaan polyhumoosisuus ei rajaa hauen esiintymistä, pikemminkin päinvastoin. Tämä saattaa pitkälti johtua siitä, että runsashumuksisissa järvissä litoraalivyöhyke lämpenee nopeasti ja toimii hauenpoikasille suojaisana habitaattina (Rask & Arvola 1985, Raitaniemi 1995). Hauki ei myöskään vaadi erityisen viileää vettä kesäaikaan. Verrattaessa hauenpoikasten kasvunopeuden ja veden eri ominaisuuksien yhteyttä havaittiin tilastollisesti merkittävä positiivinen korrelaatio kasvunopeuden ja veden värin sekä ravinnepitoisuuden välillä (Raitaniemi 1995). Hauen 0+ -ikäryhmän poikaset valitsevat mahdollisuuksien mukaan mahdollisimman suojaisia habitaatteja vesikasvillisuuden seasta, ja ne karttavat kaikkein kirkkaimpia vesiä ja vapaan veden alueita. Ainoastaan kaikkein pienimmät poikaset joutuvat hakeutumaan jälkimmäisen kaltaisiin habitaatteihin tiheästä kannasta johtuvan kannibalismien välttämiseksi (Skov & Koed 2004). Yleensä karummissa humusjärvissä pienten ravintokalojen saatavuus hauen tapaisille pedoille on suhteellisen rajallista. Pienessä verrattain vähähumuksisessa järvessä on typen isotooppianalyysin avulla todettu hauen syövän pääosin pohjaeläimiä vielä noin 20 cm:n mittaisena ja siirtyvän kalaravinnolle vasta tätä suurempana (Rask ym. 2007).

Ruutanakannat kestävät huonosti petokalojen saalistuspainetta (Tonn ym. 1989). Voidaan jopa katsoa että ruutana on hävinnyt monista vesistä pelkästään predaation johdosta. Istutettaessa ahvenia lampeen, jossa eli ainoastaan ruutanoita, vaikutukset näkyivät ruutanapopulaation lisääntymisen heikkenemisenä, muutoksina kannan rakenteessa ja habitaatin vaihtumisena suojaisammaksi (Tonn ym. 1989, 1992). Lisäksi havaittiin ahvenen saalistuspaineen ruutanaa kohtaan pienenevän suhteessa veden väriluvun kasvuun. Mikäli järven happiolosuhteet heikentyvät, ruutana kykenee hyödyntämään muiden lajien kantojen romahtamisen (Tonn ym. 1990, Olin & Ruuhijärvi 2005).

Muikku ja siika ovat tyypillisemmin suurten oligotrofisten järvien lajeja, jotka vaativat viileää ja hapekasta alusvettä sekä tarvitsevat lisääntymisen onnistumiseksi kovan pohjan (Koli 1990). Etenkin pienemmissä humusjärvissä koko järven pohja on monesti ojitusten tuloksena peittynyt humukseen tuhoten näin kuhan (Lappalainen ym. 2003), siian ja muikun kannat lisääntymisen käytyä mahdottomaksi. Humusjärvien heikot valaistusolosuhteet haitannevat oleellisesti planktivorien (muikku ja siika) sekä benthivorien (siika) näköaistiin perustuvaa saalistusta (Sarvala ym. 1984). Kuha sen sijaan on tehokas saalistaja heikoissa valaistusolosuhteissa (Keskinen & Marjomäki 2003). Myös tuottavan kerroksen syvyydellä on merkitystä lähes yksinomaan planktonia ravintonaan käyttäville lajeille. Muikun lisääntymisen on todettu olevan tehokkaampaa kirkkaissa vesissä (Sarvala ym. 1984).

Takautuvasti määritettyjen ahvenen ja särjen keskimääraisten pituuksien 5-vuotiaina on havaittu korreloivan negatiivisesti järvien väriluvun kanssa (Rask & Tuunainen 1990). Yksi syy hitaampaan kasvunopeuteen humusjärvisissä lienee tuottavan kerroksen kapeneminen väriluvun kasvaessa. Myös heikommalla saalistustehokkuudella huonoissa valaistusolosuhteissa on arveltu olevan vaikutusta hitaampaan kasvunopeuteen. Suuri vaikutus erityisesti ahvenen kasvunopeuteen pienissä järvisissä ja lammissa on populaation koolla ja siitä riippuvalla kilpailutilanteella ravinnon suhteen (Raitaniemi ym. 1988, Lappalainen ym. 1988). Mikäli ravintoa on tarjolla niukalti, saattaa esim. ahvenen kasvu pysähtyä ja kala käyttää saatavilla olevat ravintovarat lisääntymiseen ja hengissä säilymiseen (Nyberg ym.1995). Suurimpia ahvenen kasvunopeuksia onkin havaittu järvisissä, joissa vakavan happamoitumisen johdosta ahvenen lisääntyminen estyi useiden vuosien ajan 1980- ja 1990 luvuilla ja näin ollen populaatiokoot muodostuivat poikkeuksellisen pieniksi (Nyberg ym.1995).

Ahven ja/tai särki ovat usein dominoivat lajit Suomen ja Ruotsin järvisissä, myös humusjärvisissä. Tästä syystä näiden kahden hyvin tavallisen lajin välistä kilpailua ja vuorovaikutuksia on selvitetty suhteellisen paljon. Oligotrofiset olosuhteet ovat yleensä suotuisimmat ahvenelle, kun taas eutrofisissa järvisissä särki on yleensä ahventa runsaampi (Svärdson 1976). Särjen on havaittu viettävän ahventa enemmän aikaa järven pintakerroksessa. Lämpimässä vedessä särjen uintinopeus ja ravinnonottotehokkuus ovat ahventa suuremmat, joten humusvesien lämpimässä päällysvedessä särki on vastaavankokoiseen ahveneen verrattuna tehokkaampi kilpailija (Persson 1983, 1986).

Alloktonisten humusaineiden pitoisuuden kasvun vesistöissä on todettu dramaattisesti vähentävän esiintyvien makrofytytilajien määrää, kokonaisbiomassaa ja diversiteetti-indeksin arvoa. Lajien karsiutuminen alkaa syvemmilta heikoimman valaistuksen alueilta, ja lopulta makrofytyt keskittyvät vain kapeille rantakaistaleille (Bociag & Szmeja 2001). Suomessa joukko järviä tutkittiin 1930-luvulla ja uudelleen 1980-luvulla (Rintanen 1996). Näissä järvisissä näkösyvyys oli pääsääntöisesti alentunut tarkastelujaksolla, osittain suurentuneen humuspitoisuuden myötä. Rehevöityminen oli kuitenkin näkösyvyyden pienenemistä tärkeämpi syy vesikasvuston muutoksiin. Kaksi lajia oli kadonnut, 17 taantunut, 57 runsastunut ja 6 oli tulokaslajiksi luokiteltuja (Rintanen 1996). Ruovikot toimivat kalojen poikasvaiheiden suojapaikkoina petokaloja vastaan, mutta myös hyvinä kalojen saalistuspaikkoina (Okun & Mehner 2005). Oletettavasti uposkasvustot toimivat jossain määrin samanlaisena habitaattina kuin ruovikot. Ruovikoissa elävillä ahvenilla ja särjillä on hyvä kasvunopeus, vaikka ne jossakin määrin kilpailevat keskenään. Koetilanteessa ahven käytti pohjaeläimiä, mutta särki suosi eläinplanktonia, jota se haki myös avoveden alueelta ahventa hanakammin (Okun & Mehner 2005). Heikossa valaistuksessa ahvenen on todettu olevan tehokas pohjaeläinten saalistaja tiuhassa uposkasvustossa, kun taasen särki ja lahna ovat ahventa tehokkaampia saalistajia uposkasvuston puuttuessa (Diehl 1988).

Korkea orgaanisen hiilen pitoisuus vedessä auttaa ahvenia sietämään tavallista happamampia olosuhteita (Henriksen ym. 1989). Samansuuntaisia tuloksia on havaittu myös särkipopulaatioiden suhteen (Rask & Tuunainen 1990). Näin ollen voidaan katsoa, että humusaineiden luontaisen happamuuden haitallisuus kaloille osittain kumoutuu, koska humusvesien kemiallisissa olosuhteissa kalat yksinkertaisesti sietävät happamuutta paremmin. Syynä on se, että kompleksoituminen orgaanisen aineksen (humus) kanssa vähentää metallien (mm. alumiini ja rauta) myrkyllisyyttä kaloille happamissa vesissä (Witters ym. 1990, Peuranen ym. 1994). Happamissa humusjärvisissä hauen elohopeapitoisuudet ovat olleet korkeampia kuin pH-arvoiltaan neutraaleissa kirkasvetisissä järvisissä (Rask & Metsälä 1991). Happamuuden on todettu muokkaavan

ahvenpopulaatioita. Kun lisääntyminen häiriintyy, nopeutuu selviytyneiden yksilöiden kasvu (Nyberg ym. 1995). Ahvenkannan on todettu toipuvan happamuudelle herkempää särkikantaa nopeammin vedenlaadun jälleen hieman parantuessa (Rask ym. 1995, Nyberg ym. 2001). Happamuus aiheuttaa haittaa ahvenen lisääntymiselle hedelmöittyneen mädin herkkyyden takia (Rask & Tuunainen 1990). Myös naaraskalojen kalsiumaineenvaihdunnan häiriöt mädin kehittymisen aikana saattavat huonontaa lisääntymistulosta (Vuorinen ym. 1992).

Osassa oligohumoosista vesistä särki puuttuu pitkälti happamuuden takia. Tällöin selittävänä tekijänä ei voidakaan pitää humuspitoisuutta, vaan ennemmin hapanta laskeumaa (Rask & Tuunainen 1990). Yleisesti voidaan katsoa suurten humusjärvien puskurikyvyn olevan riittävän särkipopulaatioiden elinvoimaisuuden säilymiseen. Kuitenkin pienissä (pinta-ala <1 km²) ja karuissa latvavesissä veden pH voi olla noin 5 ja puskurikyky puuttua täysin humuksen aiheuttaman orgaanisen happamuuden johdosta (Kortelainen 1993). Tällaiset vedet ovat liian happamia useimmille särkikalaille (Rask & Tuunainen 1990).

Ranta & Lindström (1990) tutkivat pääkomponenttianalyysin avulla eräiden kalalajien vedenlaatuvaatimuksia 155 suomalaisen järven aineistosta. Humusvesiin läheisesti liittyviä veden ominaisuuksia (COD, väriluku ym.) sisältänyt pääkomponentti antoi suurimmat arvot ahvenelle, haulle, särjelle ja säyneelle. Nämä lajit esiintyivät humusjärvissä huomattavasti useammin kuin esim. made ja muikku.

Tammi ym. (2002) käyttivät faktorianalyysiä, joka jakoi tavallisimmat suomalaiset kalalajit viiteen ryhmään. Hyvin tyypillisistä myös humusjärvien lajeista ahven, hauki, särki, kiiski ja made muodostivat ns. yleislajien faktorin. Toisaalta samassa tutkimuksessa kolmeluokkainen veden väriarvon luokittelu ei erotellut kalalajiryhmiä toisistaan, vaikka sen tyyppistä ryhmittymistä esiintyykin eriasteisesti humuksisissa vesissä. Arveltiin, että tällaiseen lajiryhmien erotteluun olisi riittänyt väriluvun kaksiluokkainen jakaminen.

2.4. Kalayhteisöön perustuvan ekologisen luokittelun periaate ja menetelmät

Kalayhteisöihin perustuvia ekologisen luokittelun perusteita esitti ensimmäisenä Karr (1981). Karrin mukaan kalojen käytöstä luokittelusta on seuraavia etuja: kalojen elämänkierroista on entuudestaan paljon tietoa, kalastoissa on usein monia lajeja eri trofiatasoilta, kalalajien tunnistaminen on verrattain helppoa, kalastosta kerrottava tieto on verrattain kansantajuista, kalastossa on havaittavissa niin akuutteja myrkytysvaikutuksia, kuin myös pidempiaikaisen rasituksen seurauksia, kaloja esiintyy useimmissa vesistöissä ja kaloista saatava tieto on myös kalastushallinnon hyödynnettävissä.

Pohjois-Amerikan virtavesiin kehitetty Karrin ekologisen tilan indeksi tunnetaan lyhenteellä IBI (Index of Biotic Integrity). Alkujaan indeksin parametreja olivat lajikoostumus, lajimäärä, yksilömäärä, määrättyjä stressitekijöitä heikosti sietävien lajien määrä, tiettyihin taksonomisiin ryhmiin kuuluvien lajien määrät, lajiristeymien osuus, omnivorien, hyönteissyöjien ja kalansyöjien osuudet sekä tautisten tai epämuodostuneiden kalojen osuudet otoksessa. Alkuperäistä indeksiä on myöhemmin sovellettu useissa muissakin yhteyksissä (mm. Oberdorff & Hughes 1992, Stauffer ym. 2000). Kun indeksiä on sovellettu Pohjois-Amerikan Suurille järville paremmin sopivaksi, on parametreista virtavesiä keskeisempään osaan nostettu eri trofiatasojen lajien biomassa- ja kappalemääräosuudet otoksissa (Minns ym. 1994).

Ruotsissa Appelberg ym. (2000) sovelsivat IBI-indeksin perusajatusta. Paikalliseen koekalastusaineistoon pohjautuen esitettiin pitkälti suhteellisiin biomassaosuuksiin perustuva FIX-kalayhteisöindeksi. Niin järvet kuin virtavedetkin saivat omat, mutta

osittain samat muuttujansa. Järvissä tutkittavaksi muuttujiksi esitettiin alkuperäisten kalalajien määrä, lajirunsausjakauman tasaisuus (Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi), alkuperäisten lajien suhteellinen biomassa sekä yksilömäärät, särkikalajien massan osuus kokonaissaaliista, petomaisten ahvenkalajien massaosuus kokonaissaaliista, happamuudelle herkkien indikaattorilajien ja näiden eri kehitysvaiheiden esiintyminen, alhaista happipitoisuutta sietävien lajien massaosuus sekä vieraslajien massaosuus.

Suomalaista kaloihin perustuvaa luokittelujärjestelmää ryhdyttiin kehittämään FIX-indeksin pohjalta (Tammi ym. 2002). Alustavassa suomalaisessa luokittelumallissa on samoja kalamuuttujia kuin ruotsalaisessa indeksissä. Suomessa laskentamenetelmiä on edelleen kehitetty ja vertailuarvot sekä luokkarajat on laskettu suomalaiseen koekalastusaineistoon perustuen (Tammi ym. 2006). Eräs keskeisimmistä ongelmista kalayhteisöperusteisen luokittelun soveltamisessa Suomessa on kalalajiemme pieni määrä verrattuna esim. Pohjois-Amerikkaan (Karr 1981). Lisäksi useat keskeiset lajimme (esim. ahven) ovat vieläpä hyvin toleranteja erilaisille olosuhteille.

Luokiteltaessa vesistöjen ekologista tilaa määritetään kalayhteisön ja muiden biologisten laatutekijöiden poikkeavuus vertailuoloista. Näin ollen on määritettävä ekologinen laatusuhde, eli EQR (ecological quality ratio), yksittäisille muuttujille, joiden perusteella päätetään järven kalayhteisöön perustuva ekologinen tila. Ekologinen laatusuhde saadaan laskemalla havaitun muuttujan arvon ja vertailuarvon osamäärä. Havaitun arvon ollessa yhtä suuri vertailuarvon kanssa, saa laatusuhde arvon 1. Vertailuarvoa pienemmillä arvoilla laatusuhde on pienempi kuin 1. Laatusuhteen laskemiseen on kaksi tapaa: 1) vakioitujen EQR:ien menetelmä ja 2) muuttujakohtaisten pistemäärien summaindeksi (Tammi ym. 2006).

Jotta vakioitujen EQR:ien menetelmässä eri kalayhteisömuuttujien perusteella voidaan muodostaa kokonais-EQR, on muuttujien arvot skaalattava samalle vakioasteikolle 0-1 käyttäen tasaista luokkaväliä 0,2 (Wallin ym. 2005). Näin ollen 0,8 ja sitä suuremmat arvot vastaavat ”erinomaista” muuttujan luokitusta. Vastaavasti muut raja-arvot ovat 0,6 (hyvä), 0,4 (tydyttävä), 0,2 (välttävä) ja tätä pienemmät arvot vastaavat tilaa ”huono”. Vakioitujen EQR:ien menetelmän etuna on tarkempi ja suurempi informaatio EQR-arvon ollessa jatkuva luku. Muuttujien luokkarajat määritetään kunkin järviyypin vertailuvesistöistä havaituista arvoista muodostetusta laatusuhdejakaumasta. Valtaosan aineiston havainnoista katsotaan edustavan erinomaista ekologista tilaa. Asiantuntija-arviolla määritellään prosenttipisteeksi esim. 75%. Tuota arvoa suuremmat tai pienemmät arvot edustavat joko ”hyvää” tai sitä huonompaa ekologista luokitusta, eli prosenttipiste on ”erinomaisen” ja ”hyvän” tilan luokkaraja. Muut luokkarajat saadaan jakamalla 75%:n alapuolinen osuus (nollaan tai alimpaan aineistosta havaittuun arvoon saakka) tasavälein neljään osaan.

Vaihtoehtoinen menetelmä on ns. muuttujakohtaisten pistemäärien summaindeksi, jossa kukin luokkaväli saa pistemäärän väliltä 1-5. Summaindeksointimenetelmässä käytettyjen kalamuuttujien pistemäärät lasketaan yhteen. Summa jaetaan suurimmalla teoreettisella muuttujien summalla. Näin saatua EQR-arvoa on käytetty usein muiden biologisten mittareiden perusteella tehdyssä luokittelussa. Summaindeksimenetelmää on käytetty yleisluokittelussa, jossa huomioitaisiin yhdistetysti kasviplankton, pohjaeläimet, makrofytyt ja kalat (Vuori ym. 2006).

Kalojen osalta VPD:n mukaiset ekologisen luokittelun laatutekijät ovat kalayhteisön koostumus, runsaussuhteet sekä ikärakenne, joita kuvaamaan on kehitetty erilaisia muuttujia. Seuraavassa on esitettynä alustavan suomalaisen luokittelumallin järvien kalayhteisömuuttujat (Tammi ym. 2006).

Lajikoostumuksesta kertovia muuttujia ovat kalalajien lukumäärä ja erikseen määritettävien indikaattorilajien esiintyminen. Lajimäärää vähentäviä tekijöitä ovat esim. voimakas kuormitus, eliöille haitalliset vieraat yhdisteet sekä vesistöjen rakentaminen. Osa lajeista on tällaisille paineille erityisen herkkiä, ja näiden lajien joukosta on mahdollista löytää järvityyppikohtaisia indikaattorilajeja. Indikaattorilajien esiintyminen tai puuttuminen saattaa ilmentää vesistön happamuutta, huonontunutta happitilannetta, säännöstelyä tai vaelluskalojen kulkuesteitä. Toisaalta osa lajeista hyötyy vesistöjen tilan voimakkaasta muuttumisesta esimerkiksi rehevöitymisen seurauksena.

Runsassuhteisiin liittyviä muuttujia ovat yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä, lajisuhteiden tasaisuus (Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin perusteella), särkikalajien biomassaosuus ja ”petomaisten” ahvenkalojen (>15 cm ahven ja kuha) biomassaosuus. Runsaat yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä kertovat vesistön suuresta perustuotannosta. Perustuotannon taso vaihtelee luontaisestikin hyvin paljon vesistöjen välillä, mutta ravinnekuormituksella on keskeinen rehevöittävä merkitys asutuskeskusten läheisyydessä sijaitsevilla järvillä. Kustakin koekalastusaineistosta tulee aina laskea kaikki edellä esitetyt muuttujat, vaikkei kulloisessakin tapauksessa käytettävä kokonais-EQR:n laskeminen vaadi kuin osan niistä. Tähän on syynä se, että eri kuormitustekijöiden vaikutusta arvioitaessa vaaditaan mahdollisesti eri kalamuuttujatietoja.

Tällä hetkellä myös Suomessa kalamuuttujien testaus ja lopullinen valinta on vielä kesken. Järvityyppikohtaisten alustavien vertailuarvojen ja luokkarajojen toimivuutta heikentää vielä toistaiseksi koekalastusaineiston suppeus. Koekalastettuja kohteita on riittävästi vasta muutamista järvityypeistä ja menetelmän toimivuutta saadaan parannettua ainoastaan keräämällä lisää aineistoa. Näiden vertailujärvien joukossa saattaa myös olla jossain määrin liikaa kuormitettuja kohteita. Toisaalta on aina huomioitava, että tuskin on olemassakaan järviä, joihin ihmistoiminta ei olisi jollain tavalla vaikuttanut. Esimerkiksi kalastuksella ja istutustoiminnalla on järviakohtaisesti hyvinkin suuria vaikutuksia kalayhteisöön.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1. Koekalastusmenetelmä

Kaikki humusjärvihankkeen verkkokoekalastukset on tehty EU/CEN -standardisoidun menetelmän mukaisesti (EN 14757:2005; Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets). Menetelmässä käytetään koekalastusvälineenä Nordic-yleiskatsausverkkoja laskettuna pyyntiin syvyysvyöhykkeittäin ositetun satunnaisotannon periaatteen mukaisesti (Kurkilahti & Rask 1999). Nordic-yleiskatsausverkko on pituudeltaan 30 m ja korkeudeltaan 1,5 m. Kukin yleiskatsausverkko koostuu solmuväliltään 12 erilaisesta 2,5 m pituisesta paneelistä. Solmuvälit ovat 5, 6,25, 8, 10, 12,5, 15,5, 19,5, 24, 29, 35, 43 ja 55 mm. Solmuvälien koko kasvaa geometrisessa sarjassa noin kertoimella 1,25, minkä katsotaan minimoivan pyydyksen selektiivisyyttä lajien ja erikokoisten yksilöiden pyytävyyden suhteen. Solmuvälit ovat jokaisessa verkossa samassa satunnaistetussa järjestyksessä.

Humusjärvien ekologisen tilan luokittelun kehittämiseen tähtävään hankkeen (Myhinpää –projekti) kohdejärvien koeverkkokalastukset tehtiin heinä-elokuussa vuosina 2004 ja 2005 peruseriaateiltaan Malmquist ym. (2001) esittämällä tavalla. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen koeverkkokalastusten ajankohta on vuosittain heinäkuun puolenvälin ja syyskuun alun välinen ajanjakso, jolloin järvissä vallitsee kesäkerrostuneisuus ja kalojen käyttäytyminen on olosuhteiden johdosta mahdollisimman

vakaata. Järvikohtainen pyyntiponnistus (Taulukko 2) määrittiin Nybergin & Degermanin (1988) mukaisesti sillä poikkeuksella, että laskennalliseen kokonaispyyntiponnistukseen sisällytettiin pelkkien pohjaverkkojen sijasta myös pinta- ja välivesiverkkoja. Riittävä yleiskatsausverkkojen määrä riippuu järven pinta-alasta ja syvyydestä. Tässä tapauksessa pyyntiponnistus vaihteli välillä 24 - 52 yleiskatsausverkkoyötä riippuen järven pinta-alasta ja maksimisyvyydestä. Kahdentoista järven kokonaispyyntiponnistukseksi muodostui 396 yleiskatsausverkkovuorokautta.

Taulukko 2. Järvikohtaiset verkkoöiden kokonaismäärät sekä verkkomäärien jako eri syvyysvyöhykkeille ja pyyntisyvyyksiin.

Järvi	verkkoyöt yhteensä	Syvyysvyöhyke					
		< 3 m		3 - 10 m		> 10 m	
		pohja	pinta	pohja	pinta	väli 6 m	pohja
Ahveninen	52	12	8	8	8	8	8
Haukijärvi	24	8	8	8			
Härkäjärvi	52	12	8	8	8	8	8
Liesjärvi	30	10	10	10			
Mataroinen	39	9	6	6	6	6	6
Niskajärvi	32	16	8	8			
Oinasjärvi	24	10	4	4	2	2	2
Pieni-Myhi	39	9	6	6	6	6	6
Pieni-Varp.	24	10	7	7			
Suurijärvi	32	18	4	4	2	2	2
Syväjärvi	24	14	5	5			
Valkeinen	24	8	8	8			

Syvyysvyöhykkeet erotettiin 3 m ja 10 m syvyyskäyrien mukaan. Pyyntipaikkojen satunnaistamiseksi järvet jaettiin pyyntiruutuihin syvyysvyöhykkeittäin. Ruudun sivun pituus oli yleensä noin 100 m. Pyyntiruuduista arvottiin verkoille pyyntipaikat. Alle 3 m syvyyteen verkot laskettiin aina pohjaan ilman välikohoja. 3-10 m syvyyteen laskettiin kahden verkon jatoja, joissa toinen verkko asetettiin välikohojen avulla 1 m syvyyteen pinnasta ja toinen verkko pohjaan. Yli 10 m syvyysvyöhykkeessä kalastettiin jadoilla, joissa oli pintaverkko 1 m syvyydellä pinnasta, välivesiverkko 6 m syvyydellä pinnasta ja yksi verkko pohjaan laskettuna. Tavoitteena oli jakaa verkkoja eri syvyysvyöhykkeisiin mahdollisimman tarkkaan suhteessa vyöhykkeiden pinta-aloihin. Osa tutkimusjärvistä oli niin matalia, ettei yli 10 m syvyysvyöhykettä ollut ollenkaan. Osassa järvistä yli 10 m syvyysalue oli niin marginaalinen, että se päätettiin jättää huomioimatta itsenäisenä syvyysvyöhykkeenä, ja alueen pyyntiruudut sisällytettiin 3-10 m vyöhykkeeseen. Vyöhykkeen katsottiin olevan marginaalisen, kun järvessä oli vain hyvin pienialainen syväne.

Verkot laskettiin alkuillasta, pyyntiajan ollessa keskimäärin 12 - 14 h. Jokaisella pyyntikerralla verkot koettiin samassa järjestyksessä kuin ne oli pyyntiin laskettu. Kukin järvistä kalastettiin 2-4 peräkkäisen päivän aikana. Samaan pyyntiruutuun verkkoa ei laskettu pyyntiin yhtä kertaa enempää, eikä samalla pyyntikerralla verkkoja laskettu vierekkäisiin saman syvyysvyöhykkeen pyyntiruutuihin. Kunkin järven keskimääräinen yksikkösaalis saatiin jakamalla kaikkien järvessä pyynnissä olleiden verkkojen kokonaissaalis järvikohtaisella verkkoöiden lukumäärällä.

3.2. Humusjärvihankkeen 12 kohdejärveä

Humusjärvihankkeen kohdejärviksi valittiin Pohjois- ja Etelä-Savossa sijaitsevia, pääsääntöisesti pieniä (alle 5 km²), keskiumuksisia (väriluku 30-90 mg Pt/l) järviä (Taulukko 3). Jo vanhentuneen vuoden 2002 tyypittelyehdotuksen mukaisesti järvet edustivat samaa järviyyppiä, eli ”pieniä humusjärviä” (Pilke ym. 2002). Vuoden 2006 tyypittelyn (Vuori ym. 2006) mukaan järvet edustavat viittä eri järviyyppiä (Taulukko 1). Kaikkiaan kahdestatoista järvestä luonnontilaa vastaavia vertailuololoja katsottiin edustavan 6 kpl ja eri tavoin ihmistoiminnan muuttamia katsottiin olevan 6 kpl. Järvien kuormitus oli luonteeltaan lähinnä hajakuormitusta. Tämän työn tilastollisiin analyyseihin otettiin humusjärvihankkeesta ainoastaan eri järviyppien vertailukohteet (6 järveä). Vertailujärvien ja kuormitettujen järvien joukko poikkeavat jossain määrin toisistaan morfologisilta ominaisuuksiltaan. Vertailukohteiden joukossa on hieman suurempia ja syvempiä järviä. Seuraavassa on lyhyesti esiteltynä kuusi vertailukohdetta ja kuusi kuormitettua kohdetta (katso myös Taulukko 3).

Ahveninen Rautalammilla on tutkimusjärvistä kokonaispinta-alaltaan suurin ja nykyiseltä tyypittelyltään se edustaa ainoana järviyyppiä 3. Se on keskikokoisten humusjärvien vertailukohde. Ahveninen muodostuu kahdesta melko erillisestä osa-altaasta, jotka erottaa toisistaan verrattain kapea salmi. Koeverkkokalastuksissa nämä erilliset osa-altaat huomioitiin kalastamalla ne vuoropäivin, mutta kuitenkin yhdistäen molempien alueiden saaliit yksikkösaaliiseen. Ahvenisessä on pitkänomaisia lähes vuonomaisia lahtia sekä useita erillisiä syvänealueita.

Haukijärvi Maaningan ja Tervon rajalla on tyyppiä 2. Vertailujärven ainoassa pienialaisessa syvänteessä vettä on noin 10 m. Haukijärvi on keskisyvyydeltään joukon matalimpia. Kesäkerrostumista on kuitenkin havaittu tapahtuvan, joten järvi luetaan syviin järviyyppeihin. Järven rantaviiva on melko ehyt, käsittäen pääasiassa loivia hiekka- ja savikkorantoja

Härkäjärvi Kangasniemellä on pinta-alaltaan toiseksi suurin tutkimusjärvistä. Se on tyyppin 6 ainoa edustaja ja runsashumuksisen järviyypin vertailukohde. Järven voidaan katsoa koostuvan morfologialtaan erilaisista osa-altaista. Lukuisista saarista suurin toimii tavallaan erityyppisten osa-aitaiden erottajana. Härkäjärven itäosa on matalana lähes koko tilavuudeltaan tuottavaa kerrosta. Länsiosassa puolestaan on rotkomainen syväne ja jyrkkiä louhikkoisia rantoja. Järvestä ei ole tehty kattavaa syvyyskartoitusta.

Mataroinen Pieksänmaalla sijaitsee Myhinpään valuma-alueen latvaosissa. Mataroinen on tyyppin 2 vertailukohteita. Järven rannat ovat osittain jyrkkiä kivikkorantoja, osittain hienorakenteisen hiesun ja saven peittämiä. Järvi on tutkituista vertailujärvistä etukäteisarviolta lähimpänä luonnontilaa kuormituksen ollessa verrattain vähäistä. Mataroisen rannoilla on ainoastaan hyvin vähän ranta-asutusta. Järvestä ei ole tehty kattavaa syvyyskartoitusta.

Pieni-Myhi Rautalammilla on tyyppiä 2. Vertailujärvi on Myhinpään valuma-alueen toiseksi alin järvi. Muodoltaan rikkonainen Pieni-Myhi koostuu kahdesta toisistaan poikkeavasta osa-altaasta, joissa koekalastus suoritettiin vuoropäivin. Osa-aitaiden saaliit yhdistettiin samaan yksikkösaaliiseen. Itäosa järvestä saa vetensä valuma-alueelta, jossa on jonkin verran peltoviljelyä. Järven läntinen osa-allas puolestaan saa vetensä Mehtiön ja Ahvenisen valuma-alueilta ja on itäosaan verrattuna syvempi ja jyrkkärantaisempi. Kuitenkin molemmissa alueissa on yli 10 m syvänteitä.

Valkeinen Maaningalla on joukon kirkasvetisin järvi. Tyypittelyn suhteen järvi on rajatapaus suhteellisen kirkkaan vetensä vuoksi. Se luetaan kuitenkin humusjärviyypin 2

vertailukohteeksi. Tämän latvajärven rannat ovat melko kivikkoiset ja jyrkät. Eteläosassa järven rannat ovat pehmeäpohjaisempia sekä osittain hiekkavoittoisia. Valkeinen on lyhyehkön joen välityksellä yhteydessä läheiseen Pieni-Varpaseen, joka on selvästi kuormitetumpi järvi. Yhdessä ne muodostavat mielenkiintoisen järviparin vesistöjen ekologisen luokittelun kannalta.

Liesjärvi Tervossa edustaa tyyppiä 8. Matalan humusjärven katsotaan olevan pääosin maatalouden kuormittama. Järvi koostuu kahdesta morfologisesti erilaisesta osa-altaasta. Järven itäosa poikkeaa pääaltaasta. Itäinen Marjolahti on hyvin matala ja lähes umpeenkasvanut lahtialue, johon laskevat yläpuolisen valuma-alueen vedet. Tässä hankkeessa Marjolahdella ei toteutettu biologista näytteenottoa eikä näin ollen myöskään verkkokoekalastuksia. Marjolahden kaltaisen matalan ja rehevän lahtialueen voi kuitenkin olettaa toimivan kalojen tärkeänä lisääntymisalueena, joka poikastuotannollaan vaikuttaa myös pääaltaan kalastoon. Liesjärven vesistökunnostustoimien yhteydessä järven vedenpintaa on nostettu 1990-luvun lopulla. Veden värissä on havaittavissa savisameutta.

Niskajärvi Pieksänmaalla on tyyppin 2 kuormituksen alainen kohde. Suhteellisen suuren valuma-alueen omaavan järven kuormitus muodostuu ennen kaikkea haja- ja loma-asutuksesta sekä jossain määrin maataloudesta. Niskajärven suurin syvyys on ainoastaan 8 m, mutta kesäkerrostuneisuuden perusteella se luetaan syvään humusjärvityyppiin. Rannat ovat pääasiassa erittäin kivikkoisia. Järvestä ei ole tehty kattavaa syvyyskartoitusta.

Oinasjärvi Hankasalmella on tyyppin 2 pieni humusjärvi. Järven kuormituspaine on jossain määrin epäselvä. Pienehkön latvajärven pienellä valuma-alueella on jonkin verran peltoviljelyä. Erityisesti aiemmin merkittävä kuormittaja on ollut metsätalous.

Pieni-Varpanen Maaningalla on matalan humusjärvityypin 8 kuormitettu kohde. Vertailujärvistä Valkeinen laskee vetensä Pieni-Varpaseen. Maatalouden ohella jonkinasteista ravinnekuormitusta kulkeutuu kalanviljelylaitoksesta, joka ottaa vesityksensä Valkeisesta lähtevästä joesta. Kahden suhteellisen erillisen altaan muodostama järvi tunnetaan myös nimellä Varpanen, jolloin sen pienempää allasta kutsutaan Pieni-Varpaseksi. Kyseessä on joukon rehevin järvi, jonka vesi on jossain määrin savisamea.

Suurijärvi Leppävirralla on matalan humusjärvityypin 8 kuormitettu kohde. Järveä kuormittaa lähinnä pienen valuma-alueensa peltoviljely. Järvi on ollut vesistökunnostuskohteena 2000-luvulla reitin muiden järvien tavoin. Suurijärven osalta kunnostustoimenpiteet ovat rajoittuneet lähinnä alapuolella sijaitsevaan Palokki-järveen johtavan purku-uoman ruoppauksiin. Matalassa järvestä on ainoastaan yksi syväne, jossa on todettu esiintyvän hapettomuutta.

Syväjärvi Rautalammilla on tyyppin 9 matala, runsashumuksinen ja kuormitettu järvi. Tärkein ravinnekuormituksen lähde on maatalous. Valuma-alueen viljelyksistä suuri osa on melko jyrkkiä rantapeltoja. Jyrkähköjen rantojen lisäksi järvellä on kolme matalampaa lahtialuetta. Järvi on joukon rehevimpiä ja suhteellisen savisamea.

Taulukko 3. Myhinpää -hankkeen järvien tärkeimpiä morfometrisiä ominaisuuksia ja vedenlaatutietoja (Hertta-ympäristötietojärjestelmä, Pohjois-Savon ympäristökeskus). Järven nimen perässä on mainittuna järven status: vertailujärvi (V), kuormitettu järvi (K).

Järvi	Järvi- tyyppi	Pinta- ala (ha)	Keski- syvyys (m)	Maksimi- syvyys (m)	Kokonais- fosfori (µg/l)	Väri-luku (mg Pt/l)	Näkö- syvyys (m)	
Ahveninen	V	3	6,1	35	19	63	1,8	
Haukijärvi	V	2	3,2	10	10	42	2,7	
Härkäjärvi	V	6	7,1	31	16	100	2,0	
Liesjärvi	K	8	1,7	8	22	84	1,4	
Mataroinen	V	2	152	4,4	17	7	45	3,4
Niskajärvi	K	2	392	2,6	8	19	80	1,7
Oinasjärvi	K	2	83	4,6	16	12	83	1,9
Pieni-Myhi	V	2	238	5,8	22	14	77	2,0
Pieni-Varp.	K	8	80	3,1	8	30	40	1,5
Suurijärvi	K	8	117	2,4	16	21	50	2,1
Syväjärvi	K	9	65	2,9	12	26	90	1,7
Valkeinen	V	2	144	3,3	11	8	50	2,9

3.3. 78 vertailujärven aineisto

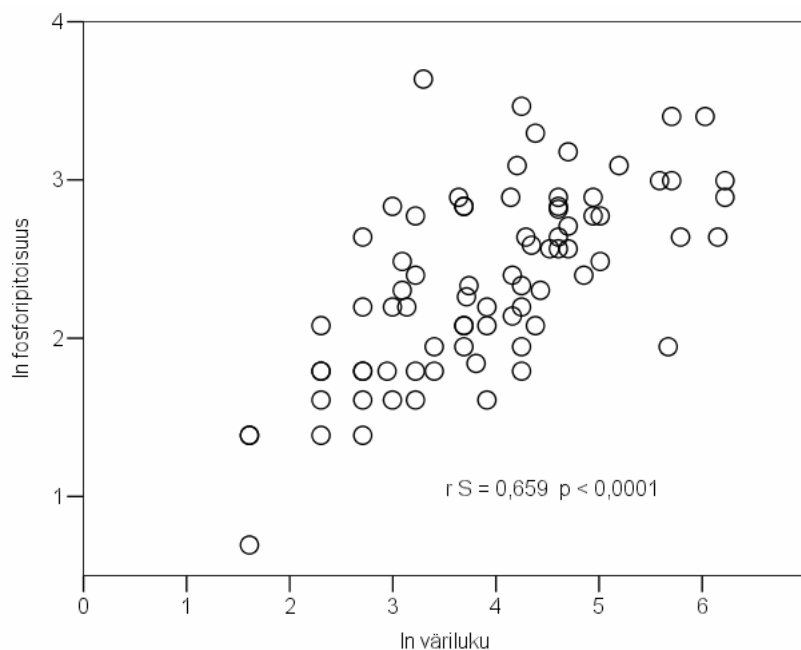
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen koekalustusaineistosta saatiin tilastollisiin analyysihin mukaan VPD:n mukaisen tyypittelyn järvityypit 1 (24 järveä), 2 (17 järveä), 3 (5 järveä), 6 (20 järveä), 7 (4 järveä), 8 (4 järveä) ja 9 (4 järveä). Järvet vaihtelevat suuresti järvityypin sisälläkin mm. tuottavuudeltaan ja morfologisilta ominaisuuksiltaan (Taulukko 4). Kaikki kohteet ovat kuitenkin tyyppinsä vertailujärviä. Tällä pyrittiin minimoimaan ihmistoiminnan vaikutus kalayhteisöön ja saamaan esille mahdolliset luontaiset humusvaikutukset. Ehdotetuista järvityypeistä puuttuvat tästä analyysistä ainoastaan kaikkein suurimmat järvet (tyypit 4 ja 5) sekä tyypit, joiden vertailukohteista on toistaiseksi standardinmukaisesti verkkokoekalastettu vain yksittäisiä järviä (tyypit 10-12). Mukana olevat järvet ovat siis pieniä (alle 5 km²) ja keskikokoisia (5-40 km²), humuspitoisuudeltaan erityyppisiä (veden väri-luku alle 30, 30-90 ja yli 90 mg Pt/l) järviä. Aineiston järvet vaihtelevat huomattavasti myös syvyydeltään. Tarkastelluista ympäristömuuttujista (Taulukko 5) voimakkain riippuvuus on luontaisen väri-luvun ja kokonaisfosforipitoisuuden välillä (Kuva 1).

Taulukko 4. Laajennetun aineiston järvien ominaisuuksia jaettuna kolmeen väri-luokkaan. Ilmoitettuna kunkin väri-luokan järvien lukumäärät sekä muuttujien mediaanit ja sulkeissa vaihteluvälit (Hertta-ympäristötietojärjestelmä).

Muuttuja	väri-luokka < 30 mg Pt/l		väri-luokka 30 - 90 mg Pt/l		väri-luokka > 90 mg Pt/l	
	(n = 26)		(n = 28)		(n = 24)	
Väri-luku (mg Pt/l)	15	(5 - 27)	57	(30 - 84)	145	(92 - 503)
Kokonaisfosfori (µg/l)	6	(2 - 38)	9	(5 - 32)	16	(7 - 30)
Pinta-ala (ha)	23	(1 - 206)	73	(2 - 1344)	28	(2 - 976)
Suurin syvyys (m)	10	(3 - 43)	11	(3 - 85)	12	(4 - 31)
Leveysaste	67,67 (66,50 - 70,62)		68,04 (66,69 - 70,84)		67,92 (66,93 - 72,08)	

Taulukko 5. Laajennetun aineiston järvien ominaisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman). Tilastollisesti merkitsevimmät ($p < 0,01$) korrelaatiot korostettuina.

	Väri	Fosfori	Pinta-ala	Maksimisyvyys	Leveysaste
Väri	1,00				
Fosfori	0,66	1,00			
Pinta-ala	0,03	0,09	1,00		
Maksimisyvyys	-0,08	-0,23	0,51	1,00	
Leveysaste	0,36	0,19	0,33	0,20	1,00



Kuva 1. 78 vertailujärven logaritmuunnettujen värilukujen ja logaritmuunnettujen fosforipitoisuuksien riippuvuus sekä $rS =$ Spearman-korrelaatio.

Koekalastustiedot näiltä järviltä on kerätty vuosien 1997 - 2006 välillä. Tämän tutkielman koekalastusaineistot ovat peräisin järviakohtaisesti aina yhden vuoden kalastuksista. Kaikissa koeverkkokalastuksissa pyyntivälineenä on käytetty Nordic-yleiskatsausverkkoa. Kuitenkaan joissain varhaisempien vuosien tapauksista ei kalastusta ole tehty täsmällisesti kappaleessa 3.1. kuvatulla tavalla (Malmquist ym. 2001). Poikkeavasti on toimittu mm. pyyntipaikkojen satunnaistamisessa, syvyysvyöhykkeiden huomiotta jättämisessä sekä tekemällä koko järviakohtainen pyyntiponnistus ainoastaan yhden vuorokauden aikana.

3.4. Ekologisten laatusuhteiden laskenta

Kahdentoista kohdejärven ekologisen tilan ”koeluonteisessa” arvioinnissa käytettiin vakioitujen EQR-arvojen menetelmää ja lähinnä rehevöitymispaineelle herkkiä kalamuuttujia, jotka ovat osittain samoja kuin Tammi ym. (2006) esittämässä kalastoperusteisessa ns. EQR4-luokittelussa. Rehevöitymispaineelle herkät muuttujat ovat

yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä, särkikalojen biomassaosuus ja indikaattorilajien esiintyminen. EQR4-tyyppisen luokittelun käyttämisen voidaan katsoa olevan tässä yhteydessä eräänlaisen kompromissin, sillä toistaiseksi tutkimusjärivistä ei ole lopullisesti määritetty, minkä kuormituspaineen alaisia ne selkeimmin ovat. Koekalastusaineiston kartuttua vertailuarvot on nyttemmin määritetty lähes jokaiselle järvityypille erikseen (poikkeuksena tässä työssä käytettyihin arvoihin). Erilaisten kuormituspaineiden alaisissa vesistöissä on syytä käyttää erilaisia kulloiseenkin paineisiin selkeimmin reagoivia muuttujia. Happamoitumisvaikutuksen osalta kalamuuttujien herkkyytarkastelua ei ole toistaiseksi Suomessa vielä tehty. Happamuutta paremmin indikoivia muuttujia olisivat todennäköisesti kokonaisbiomassa, kokonaisyksilömäärä, lajimäärä, indikaattorilajit ja ns. herkkien lajien esiintyminen (Tammi ym. 2006).

Seuraavien kalayhteisömuuttujien (Taulukko 6) alustavat vertailuarvot ja luokkarajat (sekä EQR-arvot vakioivat kaavat) on määritetty järvityypeille 2 ja 8 yhdistettynä aineistona (Tammi ym. 2006 mukaisesti). Kahdentoista järven yksittäiset kohteet tyypeistä 3, 7 ja 9 käsiteltiin nyt samoin vertailuarvoin ja luokkarajoin kuin tyytit 2 ja 8.

Taulukko 6. Kalayhteisömuuttujien yhdistetystä humusjärviaineistosta lasketut vertailuarvot ja EQR-arvot vakioivat kaavat (Tammi ym. 2006). Biomassa- ja yksilömäärämuuttujien kaavat ovat erilaiset vertailuarvoja pienemmillä ja vertailuarvoja suuremmilla arvoilla (pienet/suuret).

Muuttuja	Vertailuarvo	EQR:n vakiointi skaalalle 0 - 1,0
Biomassa (pienet)	703 g	(havaittu arvo/vertailuarvo) * 0,8/0,5374
Biomassa (suuret)	703 g	-0,107004 * (havaittu arvo/vertailuarvo) + 0,958922
Yksilömäärä (pienet)	34,1 kpl	(havaittu arvo/vertailuarvo) * 0,8/0,6704
Yksilömäärä (suuret)	34,1 kpl	-0,06605 * (havaittu arvo/vertailuarvo) + 0,88331
Särkikalojen biomassaosuus	54,0 %	-1,12006 * (havaittu arvo/vertailuarvo) + 2,07419
>15 cm ahvenkalojen biomassaosuus	15,4 %	(havaittu arvo/vertailuarvo) * 0,8/0,9860

Yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä voivat reagoida kuormituspaineisiin poikkeamalla määritetystä vertailuarvosta niin suurempaan kuin myös pienempään suuntaan. Tämän takia näiden ns. kaksisuuntaisten muuttujien luokkarajat on määritettävä erikseen sekä vertailuarvoa pienemmille että suuremmille arvoille. Tässä tapauksessa yhdistetystä humusjärviaineistosta lasketut vertailuarvot on esitetty taulukossa 6. ”Erinomaisen” ja ”hyvän” tilan luokkarajat ovat EQR-jakaumien 25 %:n prosenttipiste vertailuarvoa pienemmille yksikkösaaliille ja 75 %:n prosenttipiste vertailuarvoa suuremmille yksikkösaaliille.

Särkikalojen biomassaosuuden ”erinomaisen” ja ”hyvän” tilan luokkaraja on EQR-jakauman 75 %:n prosenttipiste. Petomaisten ahvenkalojen (>15 cm ahven ja kuha) biomassaosuus –muuttujassa on pyritty korjaamaan kalastuksen aiheuttamaa harhaa asettamalla ”erinomaisen” ja ”hyvän” tilan luokkaraja 40 %:n prosenttipisteeseen.

Indikaattorilajimuuttuja poikkeaa neljästä edellisestä siinä, ettei sen yhteydessä voida samalla tavoin määrittää vertailuarvoa. Järvi saa tämän muuttujan osalta luokituksensa sen perusteella, mitä asiantuntija-arvioina esitetystä herkistä lajeista järvessä esiintyy. Poiketen Tammen ym. (2006) esittämästä tässä työssä ei huomioida luokkakohtaisista indikaattorilajeista särkeä, joka yhdistetään yleensä happamoitumispuoleeseen. Tässä tapauksessa ainoastaan koeverkkokalastuksissa tavatut lajit huomioitiin.

Järvi saa ”erinomaisen” luokituksen (EQR-arvona 0,8) indikaattorilajimuuttujan osalta, mikäli järvessä esiintyy luontaisesti lisääntyvä kanta jostakin seuraavista lajeista:

nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen tai härkäsimppu. Mikäli mainituista lajeista esiintyy useampia, antaa kukin laji 0,05 lisäpistettä luokitukseen.

Järvi saa ”hyvän” luokituksen (EQR-arvona 0,6) indikaattorilajimuuttujan osalta, mikäli järvessä esiintyy luontaisesti lisääntyvä kanta jostakin seuraavista lajeista: made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu tai kirjoeväsimppu. Mikäli edelleen mainituista lajeista esiintyy useampia kuin yksi, antaa kukin laji 0,05 lisäpistettä luokitukseen. Poikkeuksena pienissä alle 200 ha järvissä ”hyvään” luokitukseen riittää luonnolliseen lisääntymiseen perustuva kanta jostakin seuraavista lajeista: ahven, hauki tai särki. ”Tyydyttävän” ja ”välttävän” luokituksen saavuttamiseksi kriteerit ovat edelleen alhaisemmat.

3.5. Tilastolliset menetelmät

NMS (Non-metric Multidimensional Scaling) –ordinaation avulla selvitettiin, ryhmittyvätkö järvet kalayhteisöjensä perusteella luontaisilta väriarvoiltaan eriäviin ryhmiin. Toisin sanoen kiinnostukseen kohteena oli se, onko eriasteisesti humuspitoisilla järvillä koostumukseltaan ja runsaussuhteiltaan erilaiset kalayhteisöt. NMS-ordinaatiota on käytetty aiemminkin kalayhteisöjä tutkittaessa (mm. Mehner ym. 2005). Ordinaatiomenetelmiä käytettäessä sijoitetaan havaintoja niiden samankaltaisuuden perusteella akselien rajaamaan tilaan, ns. ordinaatioavaruuteen. Tässä kyseisessä tapauksessa tutkitaan järvien sijoittumista kalaston lajikoostumuksen ja runsaussuhteiden perusteella. Menetelmässä aineistoa pyritään yksinkertaistamaan mahdollisimman paljon kuitenkin menettämättä liikaa informaatiota. Tämä tarkoittaa, että moniulotteisia suhteita pyritään kuvaamaan vain muutaman ulottuvuuden avulla.

NMS on epäsuora ordinaatiomenetelmä, joka poikkeaa muista ordinaatiomenetelmistä niin lähtökohdiltaan kuin tulkinnoiltaan. Se on ordinaatiomenetelmistä sopivin aineistoille, jotka eivät ole normaalisti jakautuneita vaan epäjatkuvia tai muuten skaalaltaan epämääräisiä. Monet analysoitavat ekologiset aineistot, kuten tässä analysoitava koekalastusaineisto, ovat usein juuri mainitun kaltaisia. Menetelmän avulla voidaan etsiä ”piileviä” ulottuvuuksia aineistosta. NMS:n etuna on sen perustuminen etäisyyksien järjestyslukuihin. NMS etsii iteroimalla mahdollisimman pienen stressin omaavaa ratkaisua eli havaintojen laskennallisten etäisyyksien järjestyksen mahdollisimman hyvää yhteensopivuutta ordinaatioetäisyyksien järjestykseen ”k-ulotteisessa” avaruudessa. Stressi on mitta, joka kuvaa alkuperäisen (p-ulotteisen) etäisyysmatriisin ja supistetun (k-ulotteisen) etäisyysmatriisin välistä epäyhtenäisyyttä (McCune & Crace 2002). Menetelmän heikoksi puoleksi voidaan katsoa se, ettei se aina löydä parasta ratkaisua koko aineiston stressin minimin suhteen, koska jollain paikallisella minimillä on poikkeuksellisen suuri vaikutus. NMS:n antamien akselien ”voimakkuutta” verrataan sattuman mahdollisuuteen Monte-Carlo satunnaistamistestin avulla. Analyysi suoritettiin muuntamattomalla aineistolla Sørensen (Bray-Curtis) etäisyysmittaa käyttäen.

Veden väriluvun perusteella muodostettujen ryhmien välisten yhteisökoostumuksen erojen testaamiseen käytettiin MRPP-monivastemenetelmää (Multi-Response Permutation Procedures). MRPP on ei-parametrinen menetelmä, jolla on mahdollista testata kahden tai useamman etukäteen määritellyn ryhmän eroja. MRPP ei vaadi oletuksia aineiston normaalisuudesta eikä varianssien homogeenisuudesta. MRPP:ssä käytettävistä olevista etäisyysmitoista on tässä tutkimuksessa käytössä Sørensen (Bray-Curtis) etäisyysmitta.

MRPP:n testisuure t muodostuu havaitun δ -arvon (keskimääräinen ryhmien sisäinen etäisyys) ja odotetun δ :n (kaikkien mahdollisten yhteyksien keskiarvo) erotuksesta, joka jaetaan δ :n varianssin neliöjuurella. Havaittua δ :a verrataan siis odotettuun δ :n, eli kaikkien mahdollisten aineistosta satunnaisesti muodostettujen, alkuperäistä vastaavien

ryhmittelyjen δ -arvojen keskiarvoon. MRPP:n antama suure A kuvaa ryhmien sisäistä homogeenisuutta verrattuna satunnaiseen. Mikäli ryhmien sisäinen heterogeenisuus on yhtä suurta kuin sattuman kautta olisi mahdollista, on $A=0$. Kun ryhmien keskimääräinen sisäinen yhtenäisyys kasvaa verrattuna satunnaisten ryhmittelyjen yhtenäisyyteen, A lähenee yhtä.

Järvityypeistä 1-3 sekä 6-9 muodostui 78 vertailujärven aineisto (Liite 1). Näistä järvistä on koekalastuksissa tavattu kaikkiaan 20 kalalajia (Liite 2). Näin ollen muodostui matriisiksi 78 järveä x 20 lajia. Kun huomiotta jätettiin lajit, jotka esiintyivät ainoastaan yhdessä järvestä (taimen, kivisimppu, sulkava ja toutain), matriisi on 78 järveä x 16 lajia. Tällaisten poikkeavien havaintojen pudottamista analyysistä on suositeltu ordinaatio-prosessin virheellisen suuntautumisen välttämiseksi (McCune & Grace 2002).

Tässä kiinnostuksen kohteena on selvittää, eroavatko eriasteisesti humuksisten järvien kalastot toisistaan. Kategorisena muuttujana on kolme väriluokkaa (<30, 30-90 ja >90 mg Pt/l) ja kvantitatiivisina vesistön hydrologis-morfologisia, fysikaalis-kemiallisia ja maantieteellistä sijaintia kuvaavia muuttujia: pinta-ala, maksimisyvyys, luontainen väriarvo, kokonaisfosforipitoisuus ja leveysaste. Näin ollen selittävien ympäristömuuttujien matriisi on 78 x 6. Primäärimatriisina toimii koekalastusaineisto, jossa on biomassasaaliit lajikohtaisesti. Sekundäärimatriisina toimii ympäristömuuttujamatriisi edellä esitellyin muuttujin.

Ei-parametrisen Kruskal-Wallisin testin (mm. Ranta ym. 1997) avulla tutkittiin, eroavatko luontaisten värilukujensa perusteella järvistä muodostetut kolme ryhmää (<30, 30-90 ja >90 mg Pt/l) toisistaan kalayhteisömuuttujien suhteen. Tutkitut kalayhteisön rakennetta ja koostumusta kuvaavat muuttujat olivat EQR4-indeksissä käytetyt yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä sekä särkikalajien biomassaosuus. Sen lisäksi mukaan otettiin särkikalajien yksilömäärä, särkikalajien keskipaino, ahventen biomassa, ahventen yksilömäärä, ahvenyksilön keskipaino, petomaisten (>15 cm) ahventen biomassa, petomaisten ahventen osuus kokonaisbiomassasta ja petomaisten ahventen osuus ahventen kokonaisbiomassasta. Esitellyt kalayhteisömuuttujat painottuvat ahvenen ja särkikalajien saalistietoihin ja näiden lajien keskinäisiin suhteisiin. Näin on siitä syystä, että ahven ja eräät särkikalat (särki, salakka jne.) ovat järviemme yleisimpiä kalalajeja ja niiden pyydystettävyyden yleiskatsausverkoin on hyvä (Olin ym. 2002). Näin ollen ne ovat keskeisessä roolissa monissa kalayhteisömuuttujissa. Osassa muuttujia ahvenet on jaettu kahteen kokoluokkaan (yli ja alle 15 cm), sillä ravinnonkäytöltään petomaisiksi katsottujen ahvenyksilöiden kokorajaksi on määritelty noin 15 cm (Holmgren & Appelberg 2000).

Aineiston järvijoukossa väriluku korreloi vahvasti fosforipitoisuuden kanssa (Kuva 1). Tässä työssä haluttiin tutkia erityisesti veden humuspitoisuuden vaikutusta kalayhteisöihin. Tästä syystä humuspitoisuutta kuvaavan väriluvun ja kalayhteisömuuttujien välistä mahdollista näennäiskorrelaatiota tutkittiin osittaiskorrelaatiokertoimen avulla (partial correlation coefficient). Osittaiskorrelaatio on kahden (logaritmuunnetun) muuttujan välinen Pearson-korrelaatio, kun kolmannen muuttujan (fosforipitoisuus) vaikutus on laskennallisesti eliminoitu tai vakioitu.

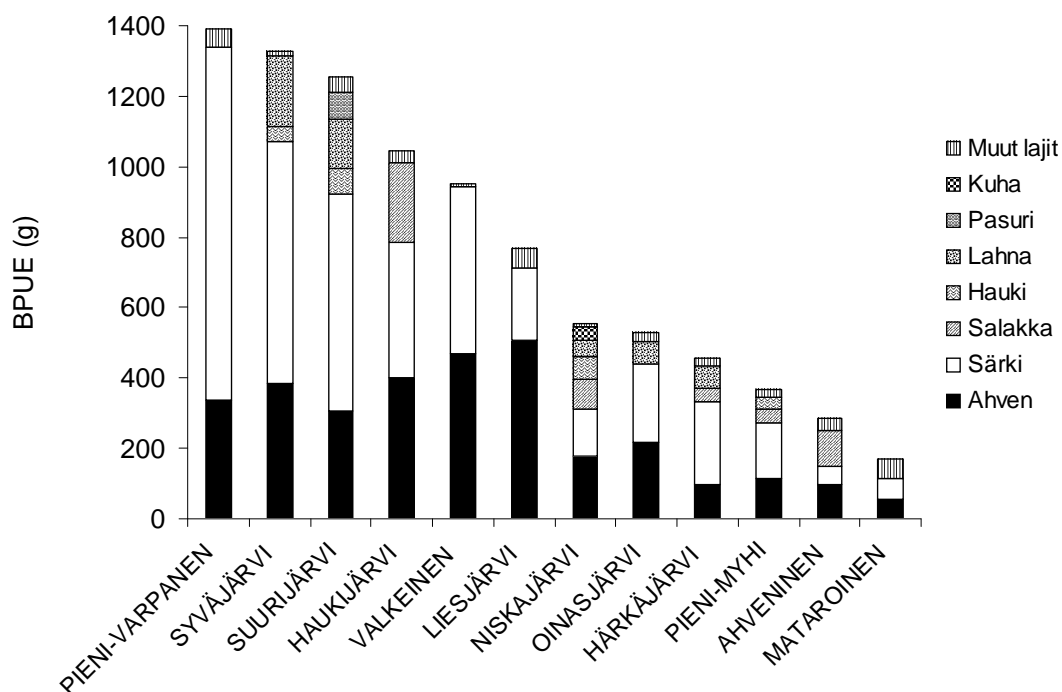
Käytetyt ohjelmat olivat PC-ORD version 4 (McCune & Mefford, 1999; MJM Software Design, Gleneden Beach, OR, USA) sekä SPSS 13.0.0. (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

4. TULOKSET

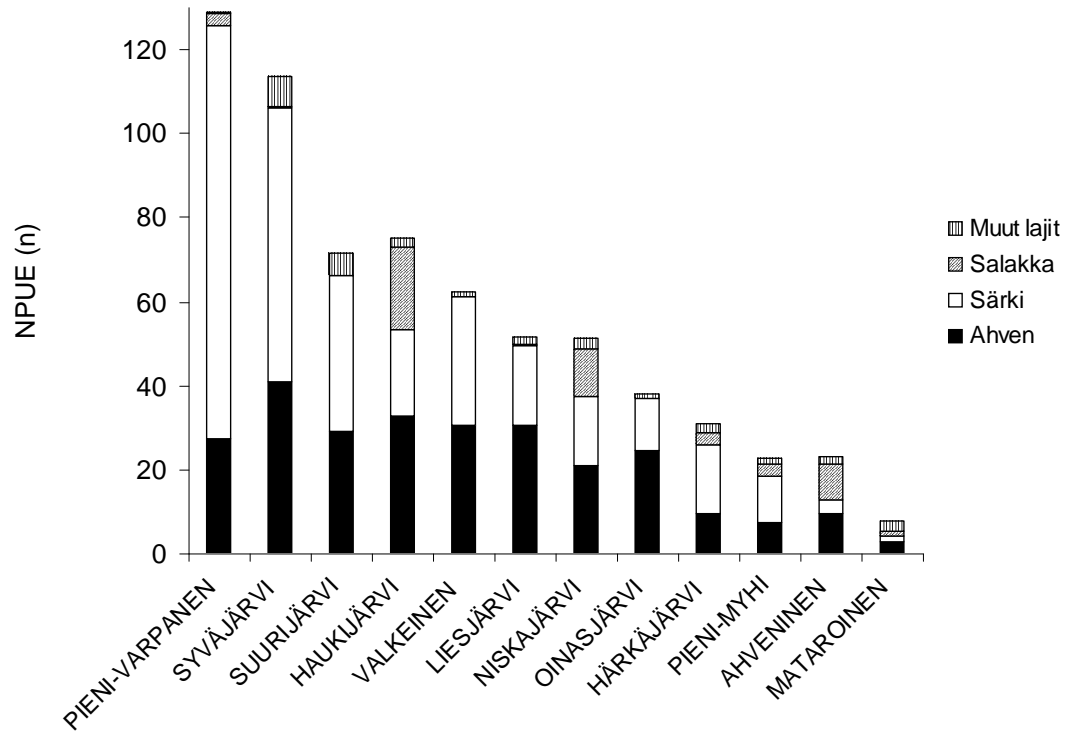
4.1. Kahdentoista humusjärven verkkokoekalastusten yksikkösaaliit

Humusjärvihankkeen 12 kohdejärven verkkokoekalastusten yksikkösaaliiden biomassa vaihteli 170 ja 1392 g välillä (Kuva 2). Vastaavasti yksikkösaaliin yksilömäärät olivat 8-129 kpl (Kuva 3). Yksikkösaaliiden mediaanit olivat 661 g ja 52 kpl. Suurin yksikkösaalis niin biomassan kuin yksilömääränkin suhteen saatiin Pieni-Varpasesta ja pienin Mataroisesta. Järvikohtaisesti tavattiin 4-10 kalalajia (mediaani 8 lajia), jotka on esitetty taulukossa 7. Useimmissa järvissä ahven ja särki (osassa myös salakka) muodostivat valtaosan saaliista (Kuvat 2 ja 3).

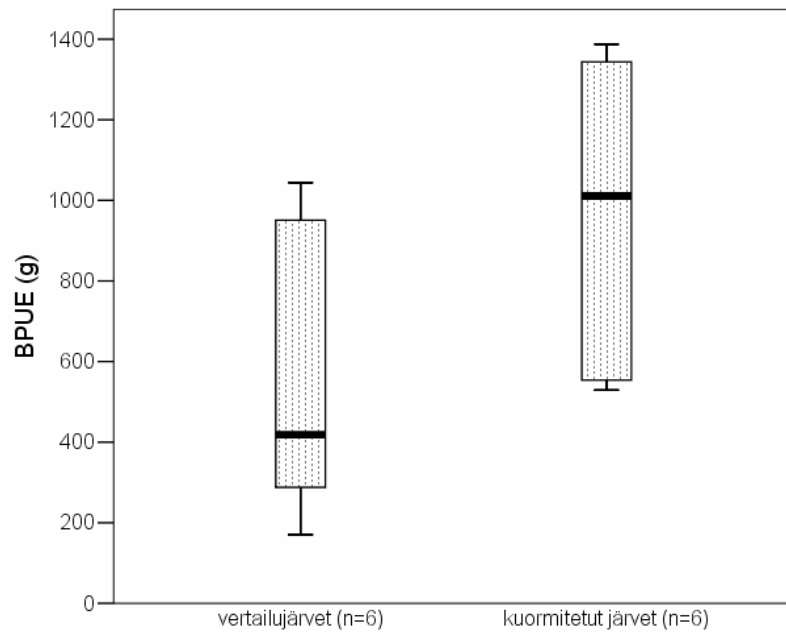
Seuraavassa on muiden yksikkösaalistietojen mediaanit ja vaihteluvälit. Särkikalajien biomassayksikkösaalis järvijoukossa oli 317 g (68-1024 g), jolloin se vastasi 55 % järvikohtaisesta kokonaissaaliista (32-76 %). Vastaava särkikalajien yksilömääräyksikkösaalis oli 24 kpl (3-101 kpl). Petomaisten ahvenkalajien eli yli 15 cm ahventen ja kuhien biomassayksikkösaalis oli 71 g (4-337 g), eli n. 9 % järvikohtaisesta kokonaissaaliista (1-44 %). Vastaavasti petomaisten ahvenkalajien yksilömääräyksikkösaalis oli 0,7 kpl (0,1-3,4 kpl). Huomioitaessa ainoastaan petomaiset (yli 15 cm) ahvenet olivat vastaavat tunnusluvut 63 g (4-337 g) ja 0,7 kpl (0,1-3,4 kpl). Saalisahvenen keskipainon mediaani oli 11,4 g (8,4-19,7 g). Petoahventen biomassaosuus ahventen kokonaissaaliista oli 28 % (2-68 %). Kuhia saatiin saaliiksi vain muutamia yksilöitä. Kaikki tavatut lajit huomioiden saalisalajien järvikohtainen keskipaino vaihteli välillä 10,7-21,7 g.



Kuva 2. Järvikohtaiset keskimääräiset yksikkösaaliit (biomassa = BPUE). ”Muut lajit” käsittää kaikki lajit, joiden järvikohtainen yksikkösaalis oli alle 35 g.



Kuva 3. Järvikohtaiset keskimääräiset yksikkösaaliit yksilömäärinä (NPUE).



Kuva 4. Vertailujärvien ja kuormitettujen järvien biomassayksikkösaaliit viiksilaatikkoesityksenä (mediaanit, ala- ja yläkvartiilit, vaihteluvälit).

Vertailujärvien yksikkösaaliit olivat pienempiä kuin kuormitetuissa järvissä, kun tarkastellaan näiden kahden ryhmän biomassayksikkösaaliiden mediaaneja sekä minimi- ja maksimiarvoja (Kuva 4).

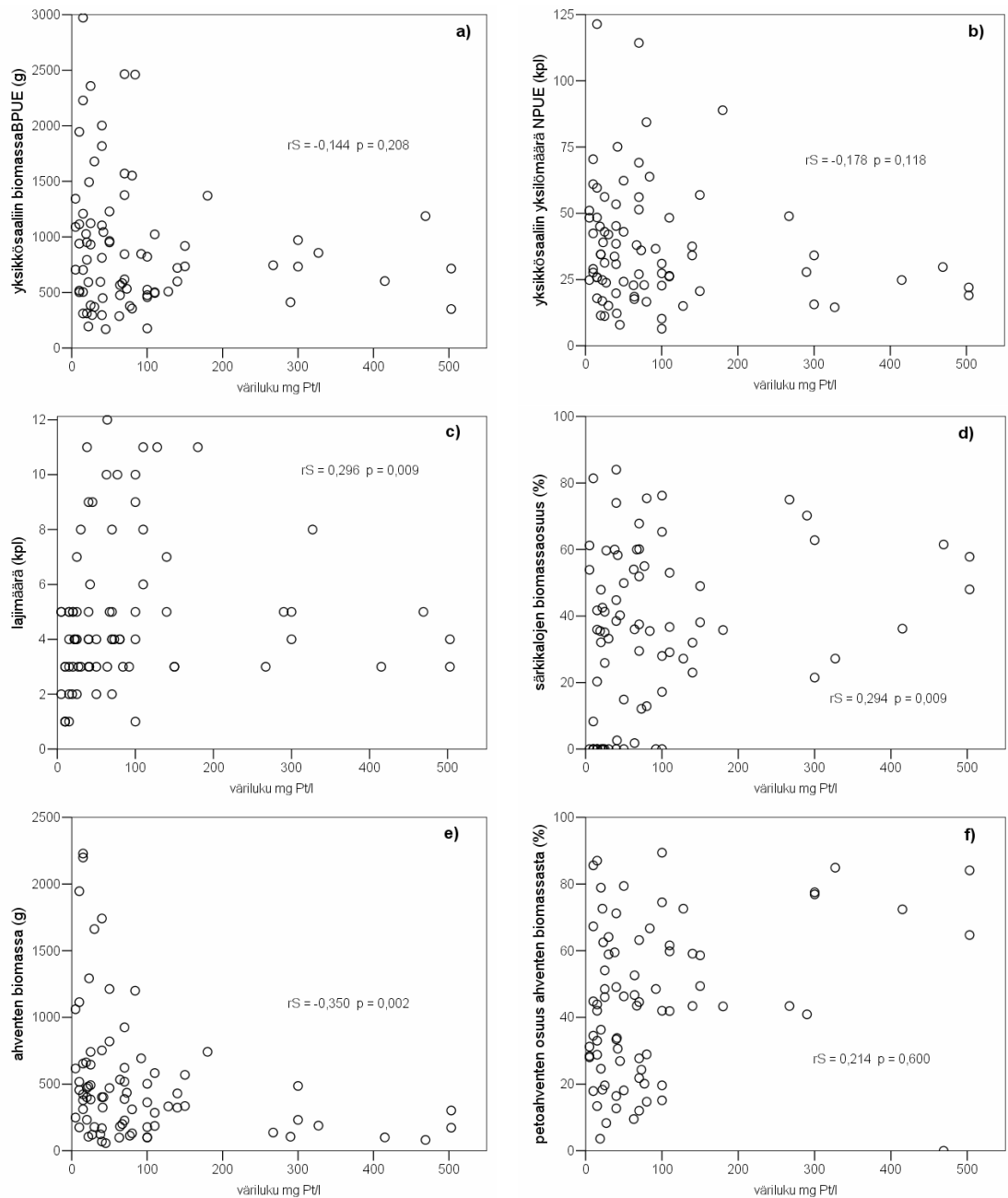
Taulukko 7. Humusjärvihankkeen järvistä verkkokoekalastuksissa tavatut kalalajit (x = esiintyy järvessä).

	Ahven	Kiiski	Kuha	Hauki	Särki	Salakka	Säyne	Lahna	Pasuri	Sorva	Siika	Muikku	Kuore	Made	Kivisimp.
Ahveninen	x	x	x	x	x	x		x				x	x	x	
Haukijärvi	x	x		x	x	x									
Härkäjärvi	x	x		x	x	x	x	x				x	x		
Mataroinen	x	x		x	x	x						x	x	x	x
Pieni-Myhi	x	x		x	x	x		x			x	x	x	x	
Valkeinen	x	x			x						x				
Liesjärvi	x	x		x	x	x	x	x							
Niskajärvi	x	x	x	x	x	x		x				x			
Oinasjärvi	x	x		x	x	x		x							x
Pieni-Var.	x	x		x	x	x	x								
Suurijärvi	x	x		x	x	x		x	x	x	x				
Syväjärvi	x	x		x	x	x		x							

4.2. Kalayhteisön rakenteen ja järvien humuspitoisuuden välinen yhteys

4.2.1. Kalayhteisömuuttujien ja järven humuspitoisuuden välinen riippuvuus

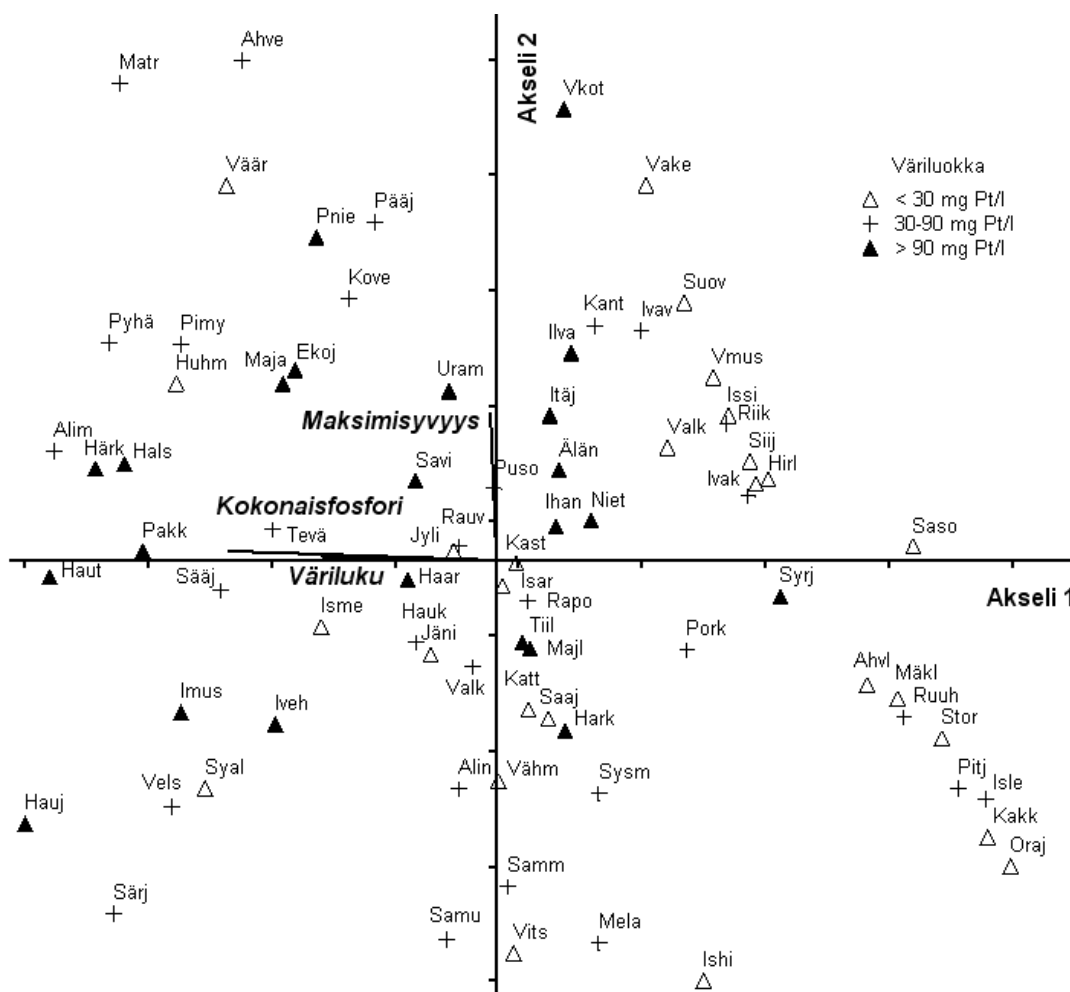
Tutkituissa kalayhteisömuuttujissa ei havaittu selkeitä veden värin suurenemisen mukaisia trendejä. Biomassa- ja lukumääräyksikkösaalis laskivat hienokseltaan veden tummenemisen myötä (Kuva 5), lajimäärä pieni, särkikalojen biomassaosuus suureni, ahvenen biomassayksikkösaalis pieni, mutta petoahventen (>15 cm) osuus ahventen biomassayksikkösaalis suureni. Korrelaatiot olivat tilastollisesti merkitseviä lajimäärän, särkikalojen biomassaosuuden sekä ahventen biomassan osalta ($p < 0,01$), mutta selitysasteet olivat varsin alhaiset. Syitä heikkoihin selitysasteisiin ovat aineiston painottuminen humusgradientin alkupäähän (väri < 100 mg Pt/l), sekä kalayhteisömuuttujien suuri hajonta erityisesti alhaisissa humuspitoisuuksissa.



Kuva 5. Veden väriluvun ja yksikkösaalistietojen riippuvuudet. Kuva a = yksikkösaaliin biomassa, b = yksikkösaaliin yksilömäärä, c = järvistä tavattu lajimäärä, d = särkikalojen biomassaosuus, e = ahventen biomassayksikkösaalis, f = petomaisten (>15 cm) ahventen osuus ahventen biomassasta. (rS = Spearman-korrelaatio).

4.2.2. Järvien ryhmittely kalayhteisöjen perusteella

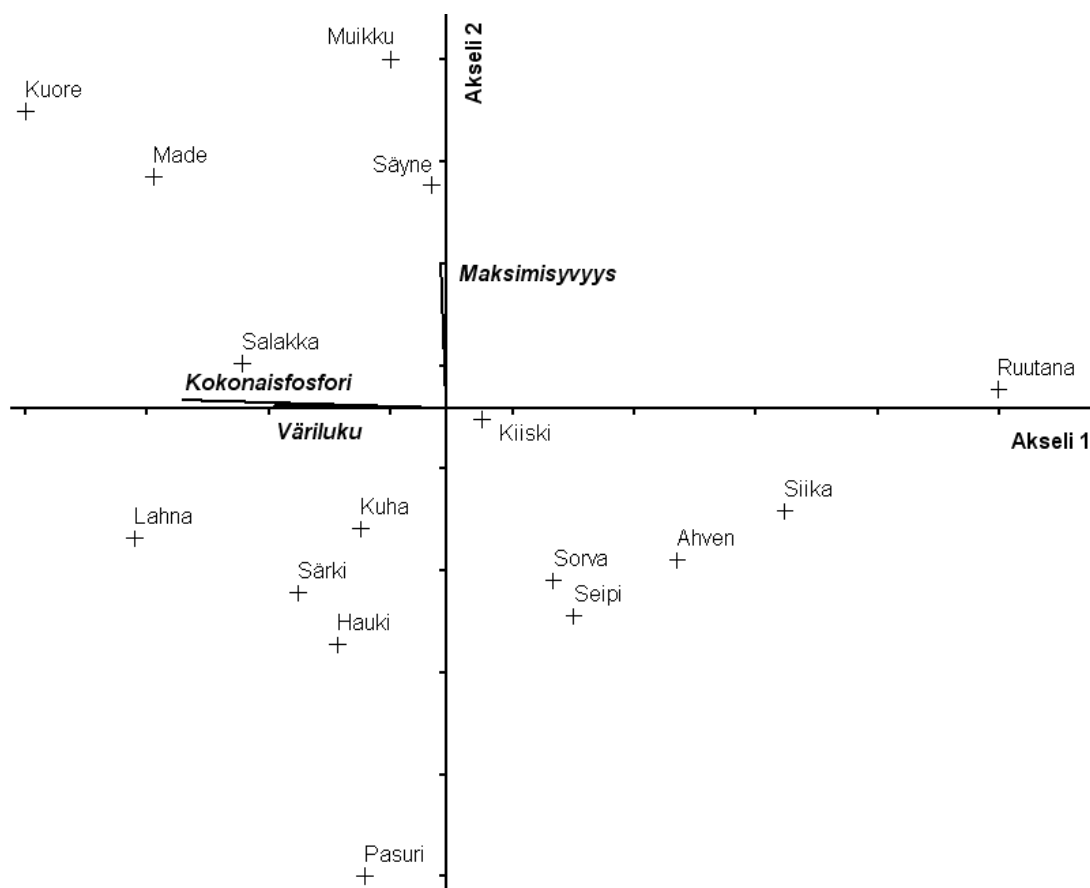
NMS-ordinaation löytämä optimaalinen ratkaisu (Kuva 6) on 2-ulotteinen (lopullinen stressi = 12,08, ratkaisun epävakaas = 0,00001, iterointien määrä 58; Monte-Carlo -testi 50 ajolla, $P = 0,0196$).



Kuva 6. 78 vertailujärven 2-ulotteinen NMS-ordinaatio (joint plot), jossa jommankumman akselin kanssa voimakkaimmin korreloivien ($r > 0,385$) ympäristömuuttujien (kokonaisfosforipitoisuus, väriluku ja maksimisyvyys) vaihtelun suunta ja voimakkuus on kuvattu origosta lähtevinä vektoreina (kaksinkertaisessa mittakaavassa). Järvet esitetty kolmessa väriluokassa (väriluku < 30 , $30-90$, > 90 mg Pt/l).

Tarkasteltaessa järvikohtaisia kalalajistoja ja niiden biomassojen runsaussuhteita järvet ryhmittäytyivät kahden akselin suhteen kuvan 6 esittämällä tavalla. Mitä lähemmäksi toisiaan sijoittuneena järvet ovat ordinaatioavaruudessa, sitä samankaltaisempi lajisto ko. järvissä on huomioiden yksikkösaaliin biomassat runsaussuhteineen.

Kalalajien sijoittuminen ordinaatioavaruuteen (Kuva 7) perustuu kuvassa 6 esitettyjen järvipistearvojen runsauspainotettuihin keskiarvoihin. Nämä molemmat kuvat esittävät saman ordinaatio-analyysin tuloksia, joten kuvia on syytä tarkastella ”yhtäaikaisesti”. Yleistäen voidaan sanoa, että kukin kalalajipiste (Kuva 7) on sijoittunut akselien suhteen likimain samoin kuin järvet (Kuva 6), joissa kyseinen kalalaji on runsaimmillaan.



Kuva 7. Järvissä esiintyvien 16 kalalajin sijoittuminen NMS-ordinaatioavaruuteen (kuvan 6) järvipistearvojen runsauspainotettuna keskiarvona. Jommankumman akselin kanssa voimakkaimmin korreloivien ($r > 0,385$) ympäristömuuttujien (kokonaisfosforipitoisuus, väriarvo ja suurin syvyys) vaihtelun suunta ja voimakkuus on kuvattu origosta lähtevinä vektoreina (kaksinkertaisessa mittakaavassa).

Akseli 1 selittää 52,3 % ja akseli 2 selittää 37,8 % alkuperäisen etäisyysmatriisin vaihtelusta. Kumulatiivisesti 2-ulotteinen tulos selittää 90,1 % alkuperäisen etäisyysmatriisin tiedosta. Ympäristömuuttujista voimakkaimmin korreloivat akseli 1:n kanssa fosforipitoisuus sekä väriluku ja akseli 2:n kanssa suurin syvyys. Kyseisiä muuttujia kuvaavien vektoreiden osoittamassa suunnassa ovat ravinteikkaimmat sekä suurimman väriarvon omaavat järvet. On huomioitava, ettei järvien sijoittuminen ordinaatioavaruuteen riipu lainkaan ympäristömuuttujista, vaan ainoastaan biomassojen runsaussuhteista.

Kalalajeista ahvenen ja särjen biomassojen korrelaatiot olivat molempien akselien suhteen suurempia kuin minkään muun lajin korrelaatio oli kummankaan akselin (1 tai 2) kanssa (Taulukko 8). Yleisesti järvissä dominoivina lajeina esiintyvien (Kuva 2) ahvenen ja särjen runsauden vaihteluiden voidaan katsoa olevan akselisiin nähden ”diagonaalista”, koska korrelaatiot eivät ole selkeästi vain toisen akselin suuntaisia. Akselilla 2 ahvenen ja särjen biomassojen korrelaatiot olivat samansuuntaisia, jolloin näiden molempien lajien yksikkösaaliit ovat runsampia aineiston matalissa järvissä. Akselin 1 suhteen ahvenen ja särjen biomassojen korrelaatiot olivat vastakkaisia. Ahvenen voimakas negatiivinen korrelaatio akselilla 1 osoittaa, että ahvenen yksikkösaaliit olivat runsaita kirkkaissa ja vähäravinteisissa järvissä. Särkisaaliit sitä vastoin olivat runsampia, kun veden väriluku ja fosforipitoisuus olivat suuria.

MRPP-testin avulla selvitettiin järvien ryhmittymistä kolmeen väriluokkaan <30 ($n=26$), 30-90 ($n=28$), >90 mg Pt/l ($n=24$). Näistä kolmesta järviryhmästä kalayhteisöihin perustuen homogeenisin oli runsashumuksisten järvien joukko (väriluokka 3), jossa havaintojen keskimääräinen etäisyys toisistaan oli 0,45467. Vastaava etäisyyksien keskiarvo oligohumoosisissa järvissä (väriluokka 1) oli 0,50273 ja suurinta vaihtelu oli ryhmässä 2 (0,56668). Järvet ryhmittyivät kalayhteisöjen perusteella kolmen väriluokan mukaisesti voimakkaammin kuin satunnaisuuteen perustuen voi odottaa. Ryhmittymisen voidaan kuitenkin katsoa olevan erittäin heikkoa (testisuure $t = -4,1473$, havaittu $\delta = 0,5122$, odotettu $\delta = 0,5287$, effect size $A = 0,0312$, $P = 0,00196$).

Taulukko 8. Ympäristömuuttujien ja kalalajien (yksikkösaaliin biomassa huomioiden) merkittävimmät korrelaatiot (Pearson $r > 0.15$) akselien 1 ja 2 suhteen.

	Akseli 1	Akseli 2
Ympäristömuuttujat		
Väri-luku	-0,419	
Fosforipitoisuus	-0,521	
Maksimisyvyys		0,385
Leveysaste		0,175
Pinta-ala		0,171
Lajit		
Ahven	0,759	-0,591
Lahna	-0,336	-0,167
Siika	0,285	
Made	-0,253	0,237
Kuore	-0,211	0,185
Salakka	-0,206	
Ruutana	0,187	
Särki	-0,424	-0,625
Hauki		-0,357
Muikku		0,334
Pasuri		-0,197

4.3.3. Kalayhteisömuuttujat eri väriluokkiin kuuluvissa järvissä

Käytetyn aineiston perusteella väriluokat erosivat tilastollisesti merkitsevästi seuraavien muuttujien suhteen: särkikalojen biomassaosuus (EQR4-muuttuja), särkikalojen yksilömäärä, ahventen yksilömäärä, ahventen biomassa, petoahventen osuus ahventen biomassasta ja lajimäärä (Taulukko 9, Kuva 8). EQR4-indeksin muuttujista yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä eivät sen sijaan eronneet kolmen väriluokan välillä (Taulukko 9).

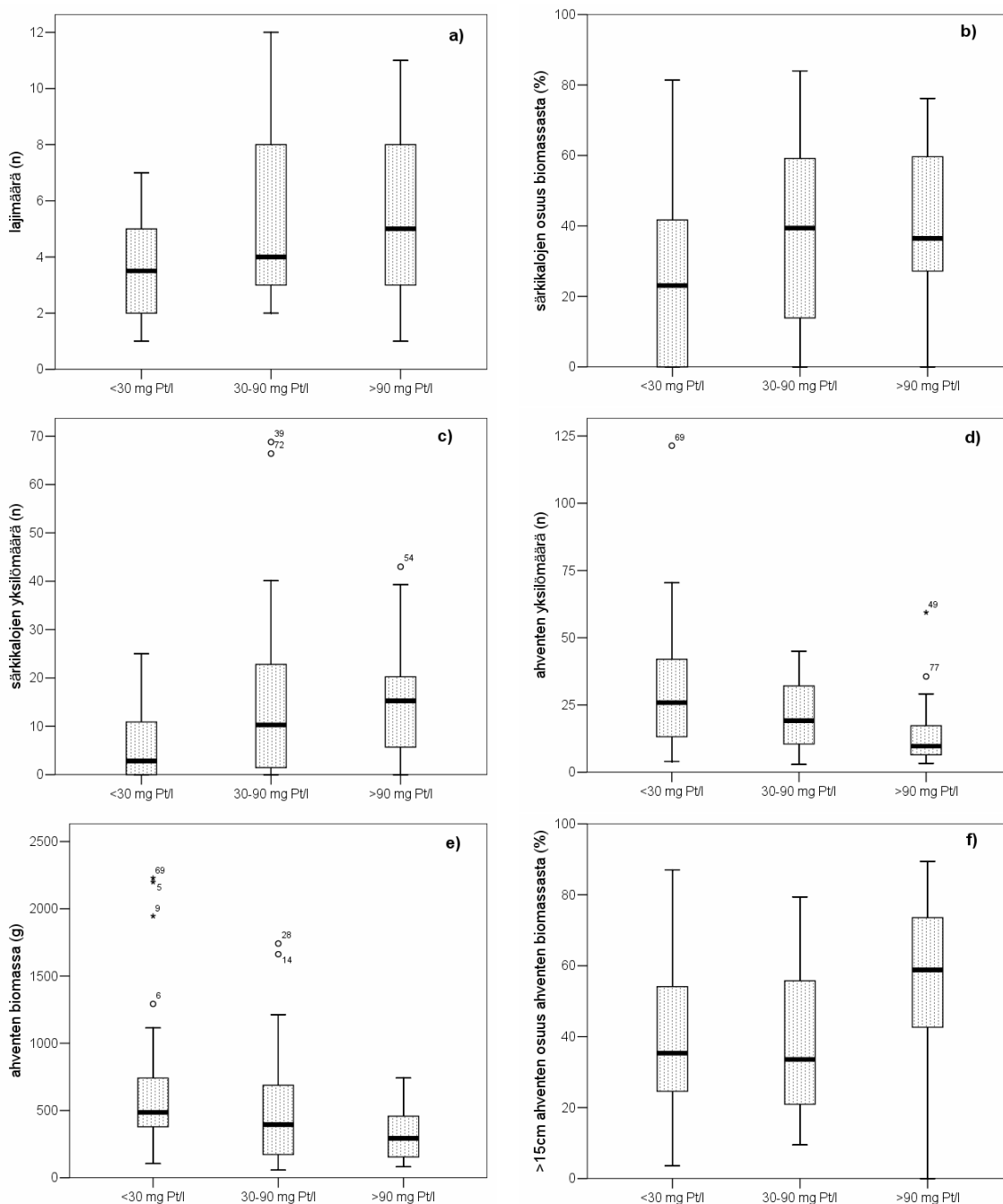
Taulukko 9. Tutkituissa kalayhteisömuuttujissa väriluokkien välillä havaittujen erojen tilastollinen merkitsevyys (Kruskal-Wallis-testin testisuuret (X^2) ja merkitsevyydet muuttujakohtaisesti).

Muuttuja	X^2	<i>P</i> -arvo
Ahventen yksilömäärä	12,8	0,002
Särkikalojen yksilömäärä	11,6	0,003
Lajimäärä	8,8	0,012
Ahventen biomassa	8,5	0,014
Petoahventen (>15 cm) osuus ahventen biomassasta	7,4	0,025
Särkikalojen osuus kokonaisbiomassasta	7,2	0,027
Yksilömäärä	3,5	0,175
Särkikalojen biomassa	2,9	0,239
Petoahventen (>15 cm) osuus kokonaisbiomassasta	2,4	0,308
Biomassa	2,2	0,330
Petoahventen (>15 cm) biomassa	1,9	0,385
Särkikalayksilön keskipaino	1,6	0,442
Ahvenyksilön keskipaino	0,8	0,687
Kalayksilön keskipaino	0,4	0,811

Taulukko 10. Kruskal-Wallis testin perusteella väriluokissa eroavien muuttujien (Taulukko 9) korrelaatiot logaritmimuunnetun väriluvun kanssa sekä osittaiskorrelaatiot logaritmimuunnetun väriluvun kanssa, kun fosforipitoisuuden vaikutus on vakioitu.

Muuttuja	Pearson korrelaatio		Osittaiskorrelaatio	
	ln väri-luku	<i>P</i> -arvo	ln väri-luku	<i>P</i> -arvo
Ahventen yksilömäärä	-0,411	<0,001	-0,287	0,011
Särkikalojen yksilömäärä	0,316	0,005	0,170	0,140
Lajimäärä	0,270	0,017	0,219	0,055
Ahventen biomassa	-0,365	0,001	-0,179	0,120
Petoahventen (>15 cm) osuus ahventen biom.	0,194	0,089	0,244	0,033
Särkikalojen osuus kokonaisbiomassasta	0,347	0,002	0,139	0,227

Osittaiskorrelaation käyttäminen vaikutti väriluvun ja kalayhteisömuuttujien välisiin korrelaatioihin (Taulukko 10). Väriluokissa selkeimmin eroavien kalayhteisömuuttujien Pearson-korrelaatiot väriluvun kanssa on esitetty taulukossa 10. Kun fosforipitoisuuden vaikutus vakioitiin, voimakkaimmat korrelaatiot olivat ahventen yksilömäärä ja petoahventen (>15 cm) osuus ahventen biomassasta. Särkikalamuuttujien ja väriluvun korrelaatiot heikkenivät oleellisesti osittaiskorrelaatiota käytettäessä. Särkikalojen yksilömäärän, särkikalojen biomassaosuuden ja ahventen biomassan verrattain voimakkaat korrelaatiot väriluvun kanssa (Taulukko 10) johtuivat muita muuttujia enemmän fosforipitoisuuden aiheuttamasta näennäiskorrelaatiosta.



Kuva 8. Kolmessa väriluokassa tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) eronneet kalayhteisömuuttujat (Taulukko 9) viiksilaatikkoesityksinä (mediaanit, minimi ja maksimi sekä ylä- ja alakvartiilit): a) järivistä tavattu lajimäärä b) särkikalojen osuus biomassasta c) särkikalojen yksikkösaaliin yksilömäärä d) ahventen yksikkösaaliin yksilömäärä e) ahventen yksikkösaaliin yksilömäärä f) petomaisten (>15 cm) ahventen osuus ahventen yksikkösaaliin biomassasta.

4.3. Järvien ekologinen tila

Yhdentoista järven ekologinen tila oli tehdyssä kalayhteisöperusteisessa luokittelussa vähintään ”hyvä” tai jopa ”erinomainen” (Taulukko 11). Ainoa poikkeus oli Mataroinen, joka luokiteltiin (kokonais-EQR) kalayhteisönsä perusteella tilaan ”tydyttävä”. Useimpien kalamuuttujien yksittäisistä arvoistakin valtaosa vastasi vähintään hyvää tilaa. Poikkeuksia olivat Härkäjärven ja Pieni-Varpasen särkikalajien biomassaosuudet (tydyttävä) sekä Mataroinen biomassan ja yksilömäärän osalta (välttävä). Selvästi heikoimpia arvoja järvet saivat petokalajien (>15 cm ahven ja kuha) biomassaosuuksista. Kyseisen petokalamuuttujan perusteella osa järvistä oli ”välttävässä” ja jopa ”huonossa” ekologisessa tilassa.

Heikoimman kokonaisluokituksen sai vertailujärvi Mataroinen. Vastaavasti kaksi parasta luokitusta saanutta järveä ovat selvästi Mataroista kuormitetumpia. Muuttujien suhteen vertailujärvien ryhmän ($n=6$) keskiarvot olivat kuormitettujen järvien ($n=6$) keskiarvoja parempia ainoastaan särkikalajien biomassaosuuden ja indikaattorilajien osalta (Taulukko 11). Kuormitettujen kohteiden keskiarvot olivat vertailujärviä parempia biomassan, yksilömäärän, petokalajien biomassaosuuden sekä kokonaisluokituksen (EQR) osalta. Yksittäisistä muuttujista vertailujärvien ja kuormitettujen järvien keskiarvot erosivat selvimmin petokalajien biomassaosuuden suhteen.

Taulukko 11. Ekologisen luokittelun tulokset sekä vertailujärvien ja kuormitettujen järvien kalayhteisömuuttujakohtaiset keskiarvot \pm keskihajonta. Järven nimen perässä on mainittuna järven status: vertailujärvi (V), kuormitettu järvi (K). BPUE = yksikkösaaliin biomassa, NPUE = yksikkösaaliin yksilömäärä, Särkikala% = särkikalajien biomassaosuus, Petokala% = petomaisten (>15 cm ahven ja kuha) ahvenkalajien biomassaosuus, Indikaattorilajit = määrättyjen herkkien lajien esiintyminen, EQR = viidestä edellisestä muodostunut kokonaisluokitus, Tila = järven kalayhteisöperusteinen ekologinen tila.

Järvi	V/K	BPUE	NPUE	Särkikala%	Petokala%	Indikaattoril.	EQR	Tila
Niskajärvi	K	1,00	0,78	1,00	1,00	0,60	0,88	Erinomainen
Liesjärvi	K	1,00	0,78	1,00	1,00	0,60	0,88	Erinomainen
Valkeinen	V	1,00	0,76	1,00	0,47	0,80	0,81	Erinomainen
Pieni-Myhi	V	0,80	0,80	0,93	0,32	0,80	0,73	Hyvä
Haukijärvi	V	0,80	0,74	0,87	0,62	0,60	0,73	Hyvä
Oinasjärvi	K	1,00	1,00	0,95	0,04	0,60	0,72	Hyvä
Härkäjärvi	V	0,97	1,00	0,49	0,22	0,60	0,66	Hyvä
Ahveninen	V	0,61	0,80	1,00	0,17	0,65	0,65	Hyvä
Syväjärvi	K	0,75	0,66	0,66	0,55	0,60	0,64	Hyvä
Suurijärvi	K	0,77	0,74	0,65	0,23	0,60	0,60	Hyvä
Pieni-Varpanen	K	0,75	0,63	0,54	0,46	0,60	0,60	Hyvä
Mataroinen	V	0,36	0,28	1,00	0,48	0,70	0,56	Tydyttävä
vertailujärvet ka.		0,76	0,73	0,88	0,38	0,69	0,69	
vertailujärvet sd.		($\pm 0,24$)	($\pm 0,24$)	($\pm 0,20$)	($\pm 0,17$)	($\pm 0,09$)	($\pm 0,08$)	
kuorm. järvet ka.		0,88	0,77	0,80	0,55	0,60	0,72	
kuorm. järvet sd.		($\pm 0,13$)	($\pm 0,13$)	($\pm 0,21$)	($\pm 0,39$)	($\pm 0,00$)	($\pm 0,13$)	

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1. Verkkokoekalastusten saaliit

Verkkokoekalastusten saaliit osoittivat pienten järviemme vähäisen lajimäärän, mutta myös verkkokoekalastusmenetelmän selektiivisyyden joidenkin kalalajien suhteen (Kurkilahti 1999). Verkkokoekalastusten perusteella useimmissa tutkimusjärvissä ahven ja

särki olivat selvästi dominoivat lajit (Kuva 2). Ahvenen ja särjen onkin todettu muodostavan ns. yleislajien faktorin yhdessä hauen, kiisken (Tammi ym. 2001) ja mateen kanssa (Tammi ym. 2002). Tämä yleislajien ryhmä muodostaa tyypillisesti koko kalayhteisön pienehköissä, niukkaravinteisissa, kirkkaissa tai humuspitoisissa metsäjärvisissä (Tammi ym. 2001). Ahvenen ja särjen voidaan kuitenkin arvioida olevan jossain määrin yliedustettuina yksikkösaaliissa eräisiin muihin lajeihin verrattuna, sillä ahvenen ja särkikalojen pyydystettävyyden Nordic-yleiskatsausverkolla on arvioitu hyväksi (Olin ym. 2002). Koska useista muista lajeista saadut havainnot olivat tutkituissa humusjärvisissä enemmän tai vähemmän satunnaisia, on ahvenen ja särkikalojen merkityksen oltava keskeinen arvioitaessa humusjärvien kalayhteisöjen rakenteita ja niissä tapahtuvia muutoksia.

Ainoastaan ahven, kiiski ja särki tavattiin jokaisesta humusjärvihankkeen kohteesta (Taulukko 7). Haukea ja salakkaa ei saatu yhdestä järvestä. Ainakin hauen osalta syy on hauen heikossa pyydystettävyydessä käytetyllä verkkokoekalastusmenetelmällä (Olin ym. 2002), sillä kyseisessä järvessä (Valkeinen) hauki kuitenkin esiintyy (mm. näköhavainnot koekalastusten yhteydessä sekä lajityypillisiä raatelujälkiä verkkosaalissa). Laajennetussa aineistossa haukea ei koeverkkokalastuksissa tavattu 21 järvestä (Liite 2). Pelkästään hauen yleisyyden takia on syytä olettaa, että osassa näistäkin järvistä hauki jäi tavoittamatta ainoastaan koekalastusmenetelmän takia. Tästä syystä Suomessa erittäin yleistä haukea ei ole sisällytetty ekologisen luokittelun petokalamuuttujaan (Tammi ym. 2006). Verkkokoekalastusten rinnalla on syytä harkita käytettäväksi täydentäviä menetelmiä (sähkökalastuksia tai asiantuntija-arvioita), jotta järvisissä esiintyvät kalalajit saadaan tarkemmin havainnoitua. Sähkökalastuksilla on todettu saatavan järvien kalayhteisöistä verkkokoekalastuksia täydentävää tietoa, jolla on vaikutusta mm. ekologisen luokittelun kannalta (Jyväsjärvi 2005).

Tunnettua on myös eräiden erityisesti litoraalivyöhykkeessä elävien lajien heikko pyydystettävyyden yleiskatsausverkolla (Diekmann ym. 2005). Oletettavasti monissa koekalastuskohteissa jäi useita lajeja saamatta tästä syystä. Esimerkiksi Haukijärvestä saatiin humusjärvihankkeen pohjaeläinnäytteenotossa saaliiksi kymmenpiikki ja kivisimppu, vaikka koeverkkokalastuksissa näitä lajeja ei tavattu. Sähkökalastus on todettu verkkokalastusta täydentäväksi menetelmäksi litoraalivyöhykkeessä. Sähkökalastusmenetelmällä tehokkaasti pyydettyjä lajeja ovat mm. kivenuoliainen, kivisimppu ja kymmenpiikki. Nämä kaikki mainitut ovat lajeja, jotka verkkokoekalastuksissa usein jäivät tavoittamatta, vaikka niitä suurella todennäköisyydellä osassa järvistä esiintyy. Mainituilla lajeilla on merkitystä ekologisessa luokittelussa erityisesti indikaattorilajimuuttujan suhteen.

Kuuden vertailukohteen ja kuuden kuormitetun järven ryhmät erosivat toisistaan yksikkösaaliiden (BPUE) suhteen (Kuva 4). Kuormitetuissa järvisissä yksikkösaaliit olivat vertailuarvoja suurempia ja luonnontilaisiksi arvioiduissa järvisissä pääsääntöisesti vertailuarvoa pienempiä (Kuvat 2 ja 3). Tämä tukee käsitystä ravinnekuormituksen kalatuotantoa lisäävästä vaikutuksesta (Olin ym. 2002).

Yksikkösaaliit olivat osassa järvistä niin biomassan kuin yksilömääränkin suhteen hyvin pieniä. Erityisesti Mataroisen yksikkösaaliit oli pienimpiä Suomesta havaittuja kyseisestä järvityypistä. Huomiota herättävää on nimenomaan yksikkösaaliin pienuus, sillä kalayhteisön koostumuksessa (Taulukko 7) ei ole merkkejä vakavista lisääntymishäiriöistä tai kalakuolemista. Mataroisen kalalajeista mm. muikku vaatii hapekkaan alusveden ja kovan pohjan lisääntymisen edellytyksenä (Sarvala ym. 1984). Särkikalosta mm. salakka on herkkä vakaville häiriöille happipitoisuudessa (Olin & Ruuhijärvi 2005).

5.2. Kalayhteisön rakenne ja humuspitoisuus

Suomen pienten ja keskisuurten järvien saaliin lajiluku on erittäin suppea (Liite 1). Vähäinen lajimäärä ja muutaman tärkeimmän lajin dominointi biomassayksikkösaaliissa on huomioitava tarkasteltaessa NMS-ordinaation tulosta. Ahven oli ainoa kalalaji, joka tavattiin kaikista 78 vertailujärvestä (Liite 2). Myös särki (59 järvestä), hauki (57 järvestä) ja kiiski (52 järvestä) ovat erittäin yleisiä lajeja pienehköissä järvissämme. Yleisimpien neljän lajin voidaan katsoa olevan kalastomme yleislajeja, joilla on laaja toleranssi vedenlaadun suhteen (Tammi ym. 2001). Kaikkiaan tavatuista 20 lajista ainoastaan 11 lajia esiintyi vähintään 10 % järivistä. Hyvin harvoissa vesistöissä esiintyvät lajit saattavat hankaloittaa tuloksen tulkintaa. Analyysistä poistettiin ainoastaan 4 lajia (taimen, kivisimppu, sulkava ja toutain), joita aineistossa tavattiin vain yksittäisissä järvissä. Yksikkösaaliidensa suuruuden perusteella merkittävimpien lajien keskinäisten suhteiden tarkastelua olisi saattanut helpottaa kalalajimäärän supistaminen edelleen. Ongelmasta käy esimerkkinä seipin ja sorvan sijoittuminen lähes samoin akseleiden suhteen (Kuva 7). Näitä kahta lajia ei kuitenkaan koskaan tavattu samasta järvestä. Sorva on tyypillisesti eteläisten rehevien järvien laji (Tammi ym. 2001), ja seipin levinneisyysalue järvissä rajoittuu pitkälti itäiseen ja pohjoiseen Suomeen (Koli 1990). Seipin, sorvan, säyneen, kiiskan ja kuhan korrelaatiot akselien kanssa olivat pieniä ($r < 0,15$). Vaikka kiiski tavattiin peräti 52 järvestä, huomionarvoista on, ettei lajin runsaus korreloi merkittävästi kummankaan akselin kanssa (pieniä biomassayksikkösaaliita lähes kaikissa järvissä). Kuvan 7 lajipisteet määräytyvätkin harvoin ja vähäisessä määrin tavattujen lajien osalta pitkälti yksikkösaaliiltaan merkittävämpien lajien mukaisesti (mm. ahven, särki).

Yksikkösaaliiden suuruuden perusteella keskeisimmät lajit aineistossa ovat ahven ja särki. Näiden lajien kohdalla johtopäätösten tekemisen voi ajatella olevan verrattain luotettavalla pohjalla suuren havaintomäärän johdosta (Liite 2). Etenkin ahven on erilaisille olosuhteille erittäin tolerantti laji, jonka esiintyminen järvestä ei vielä kerro vesistöstä juuri mitään. Yksikkösaaliin biomassa ja yksilömäärä ahvenen osalta vaihtelivat kuitenkin väriluokkien välillä (Taulukko 9). Tässä analyysissä tutkitun biomassayksikkösaaliin perusteella ahven on runsaimmillaan kirkkaissa ja matalissa järvissä (korrelaatiot akseleiden 1 ja 2 kanssa). Näköaistinsa avulla saalistavana petokalana ahven hyötyy hyvästä näkyvyydestä (Abrahams & Kattenfeld 1997). Särki on myös runsas matalissa, mutta ahventa humuspitoisemmissa järvissä. Myös tämän työn muut tilastolliset analyysit osoittivat särkikalojen runsastumisen ja ahventen vähenemisen humusgradientilla (Kuva 8).

Aineistossa fosforipitoisuus korreloi voimakkaasti väriluvun kanssa (Taulukko 5, Kuva 1) ja nämä molemmat muuttujat korreloivat akselin 1 kanssa. Niinpä oletettavasti myös järvien runsaampi ravinnepitoisuus suosii särkeä ja muita särkikalajoja (vertaa kuva 5), koska särkikalat runsastuvat rehevyysgradientilla (Olin ym. 2002). Tässä vertailujärvien aineistossa fosforipitoisuudet ovat kuitenkin korkeimmillaankin suhteellisen pieniä (Taulukko 4), eikä joukossa ole selvästi rehevöityneitä kohteita. On myös huomioitava, että humusjärvissä humusyhdisteet sitovat itseensä ravinteita, jolloin esim. fosforin välitön vaikutus vesistön tuottavuuteen vähenee.

Särkeä ei tavattu aineistossa 20 järvestä, joissa kaikissa kuitenkin ahven elää (Liite 2). Särjen voi olettaa puuttuvan osasta järviä happamoitumisen aiheuttamien lisääntymishäiriöiden takia. Särki on ahventa herkempi happamoitumiselle (Rask & Tuunainen 1990). Tässä työssä ei kuitenkaan otettu pH-arvoa huomioon ympäristömuuttujana.

Muista vähäisempiä korrelaatioita saaneista lajeista on havaittavissa ryhmittymistä ko. lajeille tyypillisten järven ominaisuuksien mukaisesti. Muikku, made ja kuore olivat runsaimpia syvissä (myös suuri pinta-ala ja pohjoinen sijainti korreloivat samansuuntaisesti) järvissä. Näistä lajeista mateen ja kuoreen runsaudet korreloivat myös väriluvun ja fosforipitoisuuden tavoin negatiivisesti akselin 2 kanssa (Kuva 7, taulukko 8). Edellä esitetyt olosuhteet vastaavat kyseisille lajeille tyypillisiä elinympäristöjä Suomessa (Tammi ym. 2001, 2002). Muikku sen sijaan oli yleisempi hieman kirkaammissa järvissä, mikä vastaa hyvin muikulle tyypillisiä elinympäristövaatimuksia (Sarvala ym. 1984).

Särjen ohella myös lahnan, mateen, kuoreen ja salakan suurimmat biomassat havaittiin ravinteikkaissa ja humuspitoisissa vesissä. Erityisesti mateen kohdalla yksittäisetkin suhteelliset kookkaat yksilöt saattavat muuttaa dramaattisesti tulosta, kuten myös muiden saaliissa harvalukuisten lajien kohdalla on mahdollista. Vastaavasti kirkaissa ja karuissa järvissä ahvenen lisäksi suuria biomassoja oli siialla ja ruutanalla. Siian osalta tuloksen tulkintaa vaikeuttaa siikaistutusten yleisyys (Tuunainen 2006). Ruutanasta puolestaan oli (suhteellisen runsaita) havaintoja ainoastaan kahdesta järvestä (Liite 1) ja tulosten tulkinta siten epävarmaa.

Matalissa (pienissä, eteläisissä) järvissä runsaina esiintyivät särjen ja ahvenen ohella erityisesti hauki, pasuri ja lahna (Kuva 7).

MRPP-testin mukaan kolmen väriluokan kalayhteisöt erosivat toisistaan tilastollisesti merkittävästi, vaikka ryhmittyminen oli testisuureen perusteella (ja silmämääräisesti kuvasta 6 katsoen) heikkoa. Kirkkaimmat järvet (<30 mg Pt/l) ovat ryhmittyneet kalaston perusteella akselin 1 suhteen eritavoin kuin järvet, joilla on suurimmat väriluvut (>90 mg Pt/l), eli järviryhmillä on koostumukseltaan ja rakenteeltaan erilaiset kalayhteisöt. Mainittua asiaa ilmentää myös väriluvun ja 1. akselin välinen korrelaatio. Selvimmin kuvan 6 perusteella ryhmittyvät kaikkein kirkasvetisimmät ja humuspitoisimmat järviryhmät. Väriarvoltaan ääripäiden väliin sijoittuvan järviryhmän (30-90 mg Pt/l) kalayhteisöt ovat rakenteeltaan kaikkein heterogeenisimpiä. Kalayhteisön koostumukseen vaikuttavat luonnollisesti lukuisat muut tekijät, joista tässä työssä huomioitiin väriluvun lisäksi fosforipitoisuus, järven pinta-ala ja suurin syvyys sekä järven etelä-pohjoissuuntainen sijainti.

Kolme väriluokkaa erosivat tilastollisesti merkittävästi kuuden kalayhteisömuuttujan suhteen (Taulukko 9). Kruskal-Wallis-testin perusteella ryhmät erosivat selvimmin ahvenen yksilömäärien ja särkikalojen yksilömäärien suhteen. Käytetty ei-parametrinen testi ei sinällään kerro, millä tavoin ryhmät eroavat toisistaan. Kuitenkin kuvien 5 ja 8, sekä väriluvun ja kalayhteisömuuttujien korrelaatioiden (Taulukko 10) avulla on mahdollista tehdä päätelmiä vaikutuksen suunnasta.

Ahventen yksilömäärät ja biomassa pienenevät, kun veden väriluku suurenee. Vertailujärvissä runsaimmat ahventen biomassat olivat kirkasvetisissä järvissä siitäkin huolimatta, että kirkasvetisten järvien ravinnepitoisuudet ovat pienempiä, ja oletettavasti siten myös tuottavuus pienempi. Toisaalta tuottavuuden suuruutta kompensoi tuottavan kerroksen paksuus kirkasvetisissä järvissä. Oligotrofisten olosuhteiden on havaittu suosivan ahventa, kun särki on runsaampi eutrofisissa järvissä (Svärdson 1976, Jeppesen ym. 2000, Olin ym. 2002). Myös kokonaisyksikkösaaliit laskivat humusgradientilla (Kuva 5).

Petomaisten (>15 cm) ahventen yksikkösaaliin biomassa pieneni, kun väriluku suureni. Kuitenkin väriluvun suurentuessa petoahventen biomassaosuus ahventen kokonaisyksikkösaaliista suureni. Kun ahventen määrät ovat pienempiä, on kilpailu vähäisempää ja kalat kykenevät kasvamaan paremmin (Raitaniemi ym. 1988, Lappalainen

ym. 1988). Kalastuksen vaikutus kalayhteisöihin voi olla paikkakohtaisesti erittäin merkittävää. Kalastuspaine kohdistuu voimakkaana usein juuri suurikokoisiin petokaloihin. Kalastus on luonteeltaan yleensä valikoivaa keskittyen usein ainoastaan petokaloihin. Näin kalastus vähentää petomaisten lajien ja yksilöiden osuutta verrattuna vähempiarvoisina pidettyihin lajeihin, kuten särkikaloihin (Allan ym. 2005). Myös vertailujärvissä kalastuspaineella saattaa olla hyvinkin suuri merkitys ja seurauksena muutokset kalayhteisössä merkittäviä. Kalastuskuolleisuuden todentaminen järviakohtaisesti näinkin suuresta aineistosta on kuitenkin huomattavan hankalaa ja työlästä. Tässä työssä kalastuksen merkitystä ei ole huomioitu vertailujärvienkään osalta (paitsi jossain määrin ekologisen luokittelun petokalamuuttujassa). Epäilemättä olisi kuitenkin oleellista tehdä jatkotutkimuksia kalastuspaineen vaikutuksista vertailujärviaineistossa, etteivät vertailuarvot olisi vääristyneet kalastuspaineen takia.

Toisin kuin ahventen yksikkösaalismsuuttujen kohdalla särkien yksilömäärä ja särkikalojen osuus saaliin kokonaisyksikkösaaliista (BPUE) korreloivat positiivisesti väriluvun (ja fosforipitoisuuden) kanssa (Kuva 8). Särkikalojen hyötyminen korkeasta ravinnepitoisuudesta on todettu useissa yhteyksissä (mm. Helminen ym. 2000, Jeppesen ym. 2000). Tarkastellussa järvijoukossa luontainen väriluku korreloi selvästi fosforipitoisuuden kanssa, vaikka 78 järven aineisto koostuu ainoastaan vertailujärvistä ja fosforipitoisuudet olivat suurimmillaankin vain noin 30 µg/l. Toisaalta fosforia sitoutuu myös humusyhdisteisiin, jolloin sen suora vaikutus biologiseen tuotantokykyyn on vähäisempi. Kuormitettujen järvien (ja korkeimpien ravinnepitoisuuksien) puuttumisen ajateltiin tuovan paremmin esille mahdolliset humusvaikutukset. Fosforipitoisuuden vaihtelu järvijoukossa oli siis suhteellisen vähäistä. Kuitenkin kokonaisyksikkösaaliissa oli havaittavissa vähenevä suuntaus väriluvun (ja fosforipitoisuuden) kasvaessa (Kuva 5). Särkikalojen runsastumisen ohella myös kokonaisyksikkösaaliin on todettu kasvavan rehevyyden myötä (Jeppesen ym. 2000, Olin ym. 2002).

Väriluvun ja kalayhteisömuuttujien välillä arveltiin olevan fosforipitoisuuteen liittyvää näennäiskorrelaatiota (vertaa kuva 1). Kun fosforipitoisuuden merkitys laskennallisesti eliminoitiin, väriluku korreloi merkittävimmin seuraavien muuttujien kanssa: ahventen yksilömäärä ja petoahventen osuus ahventen biomassasta (Taulukko 10). Vastaavasti särkikalojen yksilömäärä ja särkikalojen biomassaosuus eivät enää korreloineet yhtä selvästi väriluvun kanssa. On todettavissa, että särkikalamuuttujien ja värin välillä oli fosforipitoisuuden aiheuttamaa näennäiskorrelaatiota enemmän kuin oli ahvenmuuttujien ja värin välillä. Näin ollen veden väriluku selittäisi ahvenpopulaatioiden vaihtelua särkipopulaatioiden vaihtelua paremmin. Särkikalamuuttujien vasteet humusgradientilla liittyivät ahvenmuuttujia enemmän myös fosforipitoisuuteen.

Runsaan humuspitoisuuden voi ajatella suosivan särkikalaja (erityisesti särkeä) ahvenen kustannuksella seuraavien seikkojen perusteella: 1) Särjen ravinnonoton on todettu olevan ahventa tehokkaampaa heikoissa valaistusolosuhteissa. Ahven on saalistuksessaan paljon näköaistinsa varassa (Radke & Gaupisch 2005). 2) Särki (ja eräät muutkin särkikalat) on ahventa tehokkaampi saalistaja vapaan veden vyöhykkeessä, kun humusjärvisä uposkasvien vyöhyke on usein kapea (Diehl 1988, Okun & Mehner 2005). 3) Pienille humusjärville tyypillisessä lämpimässä vedessä särjen uintinopeus ja ravinnonottotehokkuus ovat ahventa parempia (Persson 1983, 1986).

Ahventen ja särkikalojen yksikkösaaliit näyttävät reagoivan toisiinsa nähden päinvastaisesti, kun humuspitoisuus suurenee pienten järvien aineistossa. Mahdollisesti pienissä ja keskisuurissa suhteellisen oligotrofisissa järvisä perustuotanto (ja humusjärvien erikoisominaisuudet) määrää kokonaisyksikkösaaliin suhteellisen pieneksi

(tässä aineistossa keskimäärin 908 g ja 37 kpl). Tällöin ahven ja särki joutuvat kilpailemaan rajallisista ravintovaroista ja habitaateista. Ahven- tai särkiyksilöiden keskipainot (Taulukko 8) eivät kuitenkaan eronneet väriluokkien välillä, vaikka molempien lajien kohdalta kilpailun on todettu pienentävän kasvunopeutta (Raitaniemi ym. 1988, Lappalainen ym. 1988, Vinni ym. 2000).

Lajimäärän suhteen väriluviltaan pienin luokka (<30 mg Pt/l) näyttäisi eroavan selvimmin kahdesta muusta väriluokasta (Kuva 8). Kyseisen väriluokan järvet ovat aineistossa pinta-alaltaan suurimmillaankin vain noin 200 ha (Taulukko 5). Pinta-alan on todettu fysikaalisista ominaisuuksista vaikuttavan eniten järven lajimäärään niin, että suurissa järvissä lajimäärä on suurin (Tammi ym. 2001). Oletettavasti monissa (erityisesti kirkkaisissa) pienissä järvissä lajimäärän vähäisyyteen on vaikuttanut happamuus, joka vaikuttaa mm. särjen lisääntymisen häiriintymiseen (Rask & Tuunainen 1990).

5.3. Järvien ekologinen tila

Viiden kalayhteisön tilaa kuvaavan muuttujan perusteella laskettiin järville ekologinen laatusuhde, joka kuvaa poikkeamaa luonnontilaisista vertailuololoista. Yksikkösaaliin kokonaisuuden, kokonaisuuskilomäärän, särkikalojen biomassaosuuden, petomaisten (>15 cm ahven ja kuha) ahvenkalojen ja indikaattorilajien esiintymisen perusteella järvet olivat yhtä poikkeusta lukuun ottamatta ”erinomaisessa” tai ”hyvässä” ekologisessa tilassa. Erinomaisen tilan järvet eivät kalayhteisöjensä perusteella eroa määritellystä luonnontilasta.

Etukäteisarviolta kuusi järveä katsottiin ihmistoiminnan muuttamaksi. Silti kalayhteisöperusteinen luokittelu ei arvioinut näitä muuttuneita vesistöjä johdonmukaisesti vertailujärviä heikommiksi. Vertailujärvet saivat keskiarvoltaan kuormitettuja järviä parempia muuttujien arvoja ainoastaan särkikalojen biomassaosuuden ja indikaattorilajien suhteen (Taulukko 11). Ihmistoiminnan negatiivisiksi kalastovaikutuksiksi on yleisesti arvioitu esim. vähäarvoisina pidettyjen särkikalojen runsastuminen, lähinnä rehevöitymisen seurauksena. Vastaavanlainen havainto metsätalouden aiheuttaman hajakuormituksen vähäisestä vaikutuksesta järvien kalaston perusteella määritettyyn ekologiseen tilaan on tehty myös suuremmasta järviaineistosta (Sutela ym. 2007).

Vastaavasti kuormitettujen kohteiden keskiarvot olivat parempia saaliin kokonaisuuden, kokonaisuuskilomäärän, petomaisten ahvenkalojen osuuden ja jopa yhdistetyn EQR-arvon suhteen (Taulukko 11). Käytettyjen kalayhteisömuuttujien ja vertailuarvojen perusteella ei voida siis sanoa, että ihmistoiminnan muuttamat humusjärvet olisivat kalayhteisöjensä perusteella vertailujärviä huonommassa ekologisessa tilassa.

Kaikkein heikoimman kokonaisluokituksen sai luonnontilaisia olosuhteita vastaavaksi arvioitu Mataroinen. Kyseisen järven luokitusta laski erityisesti poikkeuksellisen pieni yksikkösaalis (BPUE, NPUE). Koska Mataroinen on arvioitu tyyppinsä vertailujärveksi, sen vertailuarvoja selvästi pienempi yksikkösaalis herättää kysymyksiä. Voiko näin pieni yksikkösaalis todellakin olla ”normaali” kyseisen järviyyden luonnontilaisessa kohteessa? Onko pieni yksikkösaalis ainoastaan oligotrofisen järven pienen tuottavuuden ”luonnollinen” ilmentymä vai seurausta jostakin kalayhteisöön kohdistuneesta paineesta? Jälkimmäisessä tapauksessa järvi ei luonnollisestikaan vastaisi kalayhteisön osalta häiriintymättömiä olosuhteita. Tämän kaltaiset seikat on otettava huomioon kerätessä vertailujärviaineistoa. Mataroisesta tavattiin kuitenkin verrattain paljon kalalajeja, mm. happamoitumisherkkiä indikaattorilajeja, kuten särki. Myös petomaisten kalojen osuus oli verrattain suuri. Näiltä osin järven kalayhteisön rakenne vaikuttaa siis varsin normaalilta.

Toisaalta ”erinomainen” tilaluokitus saatiin kahdelle muuttuneeksi arvioidulle järvelle (Taulukko 11). Kyseisissä järvissä on havaittavissa selviäkkin merkkejä ulkoisesta kuormituksesta. Liesjärven ja Niskajärven erinomaiseen luokitukseen vaikuttivat särkikalajien ja petokalajien biomassaosuusmuutokset. Järvien särkikalaosuudet olivat moniin muihin kuormitettuihin kohteisiin verrattuna pieniä. Liesjärvi oli humusjärvihankkeen ahvenvaltaisimman järvi (Kuva 2), ja sieltä tavattiin myös suurin petomaisten ahventen biomassaosuus.

Petokalajien biomassaosuus on ongelmallinen muuttuja ekologisen luokittelun kannalta. Tässä tutkimuksessa kyseisen muuttujan antama tulos vaihteli suuresti järvien välillä (0,04-1,00). Muuttuja antoi keskimäärin parempia arvoja kuormitetuille järville. Erilaisten ympäristömuutoksien ja petokalajimuuttujan yhteyteen liittyy kuitenkin monia epävarmuustekijöitä. Esimerkiksi rehevöityminen voi vaikuttaa petokalajien biomassaosaan arvaamattomasti. Tässä työssä kuormitetut järvet saivat vertailujärviä parempia arvoja myös petokalajimuuttujan osalta. Petokalajimuuttujan ongelmallisuudesta huolimatta se olisi suotavaa sisällyttää kalayhteisöperusteiseen ekologiseen luokitteluun. Esimerkkinä Oinasjärvi sai EQR4-luokittelussa erinomaisen arvosanan, vaikka kyseisen järven verkkokalastuksissa petomaisia ahvenkaloja saatiin ainoastaan kaksi (15-16 cm) yksilöä 24 verkkovuorokauden pyyntiponnistuksella. Särkikalajien biomassaosuuden perusteella järvi sai erinomaisen arvosanan, mutta ahvenkanta koostui poikkeuksellisen pienikokoisista yksilöistä, minkä ei voi katsoa vastaavan normaalia ahvenpopulaation koostumusta. Tässä työssä käytetty petokalajimuuttuja pudotti Oinasjärven kokonaisluokituksen tilaan ”hyvä”.

Petokalajimuuttuja vaatii edelleen kehitystyötä. Tavallisimmista humusjärviemme petokalajoista hauki on heikosti pyydystettävissä yleiskatsausverkoilla, eikä sitä ole luokittelussa käytetty. Kuhan määrä humusjärvissä on usein oleellisesti riippuvainen istutuksista (Ruuhijärvi ym. 1996). Tämän työn tulosten perusteella on ajateltavissa, että petomaisten ahventen osuus ahventen biomassasta voisi olla hyvä lähtökohta kehitettäessä toimivaa petokalajimuuttujaa. Petomaisten ahventen biomassaosuus lienee parhaiten soveltuva kalayhteisömuuttuja seurattaessa petokalajoja, koska ahventen pyydystettävyys on hyvä eikä riipu suoraan istutustoiminnasta. Kalastuksen ohella ihminen vaikuttaa suoraan kalaston koostumukseen ja rakenteeseen istutustoiminnan kautta. Pohjoismaisessa kartoituksessa on todettu, että istutustoiminnalla on vaikutusta kalaston koostumukseen yleisemmin kuin ympäristömuutoksilla. (Tammi ym. 2003). Myös istutusten vaikutus on syytä arvioida ja selvittää onko lajin kanta luontaisesti lisääntyvä vai täysin tai pääsääntöisesti peräisin istutuksista. Selvästi tavallisimmat järviemme istutuslajit ovat siika ja kuha (Tuunainen 2006). Ekologisen tilan luokittelussa on tarkoitus havaita ihmistoiminnasta vesistön fysikaalis-kemiallisiin ja hydromorfologisiin ominaisuuksiin aiheutuneiden muutosten vaikutukset. Sen vuoksi siis kalastuksen ja kalavesien hoidon aiheuttamat muutokset kalayhteisön rakenteessa pitäisi kyetä ottamaan huomioon niin, etteivät ne vaikuta luokittelun lopputulokseen.

KIITOKSET

”Hiljaa hyvä tulee, ajatellen aivan kaunis”. Kiitos korvaamattomasta avusta tutkielman ohjaajille, Martti Raskille Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta ja Timo Marjomäelle Jyväskylän yliopistosta. Kiitos Mikko Olinille, Jouni Tammelle ja Heikki Hämäläiselle, myös te autoitte merkittävästi gradun valmistumisessa. Ja kiitos myös Teille kaikille muille, kaikesta muusta. Lämmin erityiskiitos Evon metsien väelle menneistä kesistä ja mustista vesistä.

KIRJALLISUUS

- Abrahams M. & Kattenfeld M. 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 40: 169-174.
- Allan J.D., Abell R., Hogan Z., Revenga C., Taylor B.W., Welcomme R.L. & Winemiller K. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience* 55: 1041-1051.
- Anon. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23. lokakuuta 2000, yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisön virallinen lehti* L 327: 1-72.
- Appelberg M., Berquist B.C. & Degerman E. 2000b. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311-315.
- Arvola L., Salonen K. & Rask M. 1990. Chemical budgets for a small dystrophic lake in southern Finland. *Limnologica* 20: 243-251.
- Bergman E. 1987. Temperature-dependent differences in foraging ability of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*. *Envir. Biol. Fish.* 19: 45-53.
- Bergman E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernuus*, under different environmental conditions. *J. Anim. Ecol.* 57: 443-453.
- Bowling L.C. & Salonen K. 1990. Heat uptake and resistance to mixing in small humic forest lakes in Southern Finland. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 41: 747-759.
- Bociag K. & Szmaja J. 2001. Changes in the vegetation of softwater lakes under the influence of humic substances. *Pol. J. Ecol.* 49: 319-326.
- Diehl S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207-214.
- Diekmann M., Brämick U., Lemcke R. & Mehner T. 2005. Habitat specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *J. Appl. Ecol.* 42: 901-909.
- Eloranta P. 1978. Light penetration in different types of lakes in Central Finland. *Holarct. Ecol.* 1: 326-366.
- 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.
- Henriksen A., Lien L., Rosseland B.O., Traaen T.S. & Sevaldrud I.S. 1989. Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. *Ambio* 18: 314-321.
- Holmgren K. & Appelberg M. 2000. Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *J. Fish Biol.* 57: 1312-1330.

- Janssen J. 1997. Comparison of response distance to prey via the lateral line in the ruffe and yellow perch. *J. Fish Biol.* 51: 921-930.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Soendergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.* 45: 201-218.
- Jones R.I. & Arvola L. 1984. Light penetration and some related characteristics in small forest lakes in Southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 811-816.
- Jones R.I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia* 229 (*Dev. Hydrobiol.* 73): 73-91.
- Jyväsjärvi J. 2005. Alvajärven, Tuomiojärven ja Jyväsjärven ekologisen tilan arviointi kala- ja syvännepohjaeläinyhteisöjen avulla. Pro gradu –tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos, 44 s
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Keskinen T. & Marjomäki T.J. 2003. Growth of pikeperch in relation to lake characteristics: total phosphorus, water colour, lake area and depth. *J. Fish Biol.* 63: 1274-1282.
- Koli L. 1990. Suomen kalat. Werner Söderström, Porvoo, 357 s
- Kortelainen, P. 1993. Contribution of organic acids to the acidity of Finnish lakes. Publications of the Water and Environment Research Institute 13. 48 s
- Kurkilahti M. 1999. Nordic multimesh gillnet – robust gear for sampling fish populations. PhD thesis, Department of Biology, University of Turku.
- Kurkilahti M. & Rask M. 1999. Verkkokoekalastukset. Teoksessa: Böhling P. & Rahikainen M. (toim.). Kalataloustarkkailu. Periaatteet ja menetelmät. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki, 151-161.
- Lappalainen A., Rask M. & Vuorinen P. 1988. Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis* populations in small lakes of southern Finland. *Envir. Biol. Fish.* 21: 231-239.
- Lappalainen J., Dörner H. & Wysujack K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)). *Ecol. Freshwat. Fish* 12: 95-106.
- Malmquist H.J., Appelberg M., Dieperink C., Hesthagen T. & Rask M. 2001. Fish. Teoksessa: J. Skriver (toim.). Biological Monitoring in Nordic Rivers and lakes. TemaNord 2001: 513.
- McCune B. & Grace J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR.
- McCune B. & Mefford M.M. 1999. PC-ORD – *Multivariate Analysis of Ecological Data, version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR.
- Mehner T., Diekmann M., Brämick U. & Lemcke R. 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshw. Biol.* 50: 70-85.
- Minns C.K., Cairns V.W., Randall R.G. & Moore J.E. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of the Great Lakes' areas of concern. *Can. J. Aquat. Sci.* 51: 1804-1822.
- Nyberg K., Raitaniemi J., Rask M., Mannio J. & Vuorenmaa J. 1995. What can perch population data tell us about the acidification of the lake? *Water, Air, Soil Pollut.* 85: 395-400.
- Nyberg K., Vuorenmaa J., Rask M., Mannio J. & Raitaniemi J. 2001. Patterns in Water Quality and Fish Status of Some Acidified Lakes in Southern Finland During a Decade: Recovery Proceeding. *Water, Air, Soil Pollut.* 130: 1373-1378.

- Nyberg P. & Degerman E. 1988. Standardised test-fishing with survey nets. *Inform. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 18 s
- 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. *Hydrobiology* 228: 117-130.
- Okun N. & Mehner T. 2005. Interactions between juvenila roach or perch and their invertebrate prey in littoral reed versus open water enclosures. *Ecol. Freshwat. Fish* 14: 150-160.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M, Ala-Opas P. & Ylönen O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593-612.
- Olin M. & Ruuhijärvi J. (toim.) 2005. Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003-2004. RKTL, Helsinki. *Kala- ja riistaraportteja* 361: 1-76.
- Persson L. 1983. Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a perch *Perca fluviatilis* and a roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41: 126-132.
- Persson L. 1986. Temperature-induced shift in foraging ability in two fish species, roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*): implications for coexistence between poikilotherms. *Anim. Ecol.* 55: 829-839.
- Peuranen S., Vuorinen P.J., Vuorinen M. & Hollender A. 1994. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*). *Ann. Zool. Fennici* 31: 389-396.
- Pilke A., Heinonen P., Karttunen K., Koskenniemi E., Lepistö L., Pietiläinen O.-P., Rissanen J. & Vuoristo H. 2002. Finnish draft for typology of lakes and rivers. Julkaisussa: Ruoppa M. & Karttunen K. (toim.). Typology and ecological classification of lakes and rivers. Temanord, 566: 42-43.
- Radke R.J. & Gaupisch A. 2005. Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* 92: 91-94.
- Raitaniemi J. 1995. The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition. *J. Fish Biol.* 47: 115-125.
- Raitaniemi J., Rask M. & Vuorinen P.J. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. *Ann. Zool. Fennici* 25: 209-219.
- Ranta E & Lindström K. 1990. Water quality versus other determinants of species-specific yield of fish in northern Finnish lakes. *Fish. Res.* 8: 367-379.
- Ranta E., Rita H. & Kouki J. 1997. *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille.* 6. painos. Yliopistopaino, Helsinki, 569 s
- Rask M. & Arvola L. 1985. The biomass and production of pike, perch and whitefish in two small lakes in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 22: 129-136.
- Rask M. & Metsälä T.-R. 1991. Mercury concentrations in northern pike, *Esox lucius* L. in small lakes of Evo Area, southern Finland. *Wat. Air, Soil Pollut.* 56: 369-378.
- Rask M. & Tuunainen P. 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. Teoksessa: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (toim.). *Acidification in Finland.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 911-927.
- 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. *Wat. Air, Soil Pollut.* 85: 315-320.

- Rask M., Jones R., Järvinen M., Paloheimo A., Salonen M., Syväranta J. & Verta M. 2007. Changes in fish mercury concentrations over 20 years in an acidified lake subject to experimental liming. *Appl. Geochem.* 22: 1229-1240.
- Rintanen T. 1996. Changes in the flora and vegetation of 113 Finnish lakes during 40 years. *Ann. Bot. Fenn.* 33: 101-122.
- Ruuhijärvi J., Salminen M. & Nurmio T. 1996. Releases of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) fingerlings in lakes with no established pikeperch stock. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 553-567.
- Salonen K., Arvola L., Tulonen T., Hammar T., Metsälä T.-R., Kankaala P. & Münster U. 1992a. Planktonic food chains of a highly humic lake. I. A mesocosm experiment during the spring primary production maximum. *Hydrobiologia* 229 (*Dev. Hydrobiol.* 73): 125-142.
- Salonen K., Kankaala P., Tulonen T., Hammar T., James M., Metsälä T.-R. & Arvola L. 1992b. Planktonic food chains of a highly humic lake. II. A mesocosm experiment in summer during dominance of heterotrophic processes. *Hydrobiologia* 229 (*Dev. Hydrobiol.* 73): 143-157.
- Sarvala J., Ilmavirta V., Paasivirta L. & Salonen K. 1981. The ecosystem of the oligotrophic Lake Pääjärvi 3. Secondary production and an ecological energy budget of the lake. *Verh. internat. Verein. Limnol.* 21: 422-427.
- Sarvala J., Aulio K., Mölsä H., Rajasilta M., Salo J. & Vuorinen I. 1984. Factors behind the exceptionally high fish yield in the lake Pyhäjärvi, southern Finland – hypotheses on the biological regulation of fish production. *Aqua Fennica* 14: 49-57.
- Schleuter D. & Eckmann R. 2008. Generalist versus specialist: the performances of perch and ruffe in a lake of low productivity. *Ecol. Freshwat. Fish.* 17: 86-99.
- Skov C. & Koed A. 2004. Habitat use of 0+ year pike in experimental ponds in relation to cannibalism, zooplankton, water transparency and habitat complexity. *J. Fish Biol.* 64: 448-459.
- Stauffer J.C., Goldstein R.M. & Newman R.M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. *Can. J. Aquat. Sci.* 57: 307-316.
- Sutela, T., Olin, M., Vehanen, T. & Rask, M. 2007. Hajakuormituksen vaikutukset järvien ja jokien kalastoon ja ekologiseen tilaan. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. Kala- ja riistaraportteja 411: 1-35.
- Svärdson G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm*, 55: 144-171.
- Särkkä J. 1996. Järvet ja ympäristö – Limnologian perusteet. Gaudeamus Kirja, Tampere. 157 s
- Tammi J., Raitaniemi J., Lappalainen A. & Rask M. 2001. Kalayhteisörakenteen huomioon ottava tyypittely – kyselytietoon pohjautuva analyysi kolmestasadasta Suomen järvestä. Julkaisussa: Raitaniemi J. & Rask M. (toim.). Kalayhteisörakenne vesistöjen ekologisen tilan kuvaajana. EU:n vesipolitiikan puitteiden kalatutkimukset vuonna 2000. RKTL, Helsinki. *Kala- ja riistaraportteja* 222: 1-23.
- Tammi J., Lappalainen A. & Rask M. 2002. Kalayhteisöt ja ehdotettu järviyyppittely – fysikaalis-kemiallisen tyypittelyn soveltuvuus kalastoaineiston perusteella tarkasteltuna. Julkaisussa: Tammi J. & Rask M. (toim.). Kalayhteisöt vesistöjen tyypittelyssä ja ekologisen tilan luokittelussa. EU:n vesipolitiikan puitteiden kalatutkimukset vuonna 2001. RKTL, Helsinki. *Kala- ja riistaraportteja* 257: 1-30.
- Tammi J., Appelberg M., Beier U., Hesthagen T., Lappalainen A. & Rask M. 2003. Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, 32: 98-105.

- Tammi J., Rask M. & Olin M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. *Kala- ja riistaraportteja* 383: 1-48.
- Tonn W.M., Paszkowski C.A. & Holopainen I.J. 1989. Responses of crucian carp populations to differential predation pressure in a manipulated pond. *Can. J. Zool.* 67: 2841-2849.
- Tonn W.M., Magnuson J.J., Rask M. & Toivonen J. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *Am. Nat.* 136: 345-375.
- Tonn W.M., Paszkowski C.A. & Holopainen I.J. 1992. Piscivory and recruitment: mechanisms structuring prey populations in small lakes. *Ecology* 73: 951-958.
- Tuunainen A.-L. 2006. Kala- ja rapuistutukset 2004. *SVT Maa-, metsä- ja kalatalous*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. 26 s
- 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 s
- Wetzel R.G. 1983. *Limnology*. 2nd ed. Saunders College, Philadelphia. 773 s
- Vinni M., Horppila J., Olin M., Ruuhijärvi J. & Nyberg K. 2000. The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality. *Aquat. Ecol.* 34: 421-431.
- Witters H.E., Van Puymbroeck S., Vangenechten J.H.D. & Vanderborgh O.L.J. 1990. The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *J. Fish Biol.* 37: 43-53.
- Vuori K.-M., Bäck S., Hellsten S., Karjalainen S.M., Kauppila P., Lax H.-G., Lepistö L., Londesborough S., Mitikka S., Niemelä P., Niemi J., Perus J., Pietiläinen O.-P., Pilke A., Riihimäki J., Rissanen J., Tammi J., Tolonen K., Vehanen T., Vuoristo H. & Westberg V. 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Suomen ympäristö 807. 151 s
- Vuorinen P.J., Vuorinen M., Peuranen S., Lappalainen A. & Rask M. 1992. Reproductive status, blood chemistry, gill histology and growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) in three acidic lakes. *Env. Poll.* 78: 19-27.

Liite 1. Taulukko 78 vertailujärven ominaisuuksista ja yksikkösaaliista.

Nro	Tyyppi	Lyhenne	Järvi	Kunta	Värialue	Väri (mgPVI)	P-tot (µg/l)	Pinta-ala (ha)	Max.syv. (m)	Leveyspiiri	Lajimäärä	BPUE (g)	NPUE (n)
1	1	Ahvi	Ahvenlampi	Nastola	1	5	2	11	12	67,66	2	1090	48
2	1	Hirl	Hirvilampi	Ylämaa	1	10	6	6	10	67,33	1	517	42
3	1	Huhm	Huhmari	Lamm	1	27	38	2	8	67,88	3	297	24
4	1	Isar	Iso Arajärvi	Vesilahti	1	25	11	176	24	67,89	7	932	31
5	1	Ishi	Iso Hietajärvi	Liekka	1	15	6	82	9	70,07	5	2973	60
6	1	Stor	Storträsket	Myrskylä	1	23	9	10	10	67,27	4	1494	39
7	1	Isme	Iso-Melkutin	Loppi	1	5	4	62	16	67,36	5	705	25
8	1	Issi	Iso-Simi	Pohja	1	15	4	206	43	66,73	4	505	18
9	1	Kakk	Kakkisenlampi	Liekka	1	10	4	19	20	70,62	1	1946	61
10	1	Kast	Kastanajärvi	Tuulos	1	20	17	33	9	67,91	5	794	35
11	1	Katt	Kattilajärvi	Espoo	1	25	5	34	9	66,88	5	1123	56
12	1	Kove	Kovero	Ruovesi	2	30	7	139	51	68,79	8	370	15
13	1	Mäkl	Mäkilampi	Ylämaa	1	10	8	12	10	67,37	1	1114	70
14	1	Pitj	Pitkajärvi	Tammisaari	2	30	6	37	13	66,69	3	1680	42
15	1	Saaj	Saarijärvi	Vihti	1	15	9	95	13	66,91	5	1209	48
16	1	Siij	Siikajärvi	Orivesi	1	22	10	90	23	68,56	4	593	17
17	1	Suov	Suo-Valkeinen	Rautavaara	1	15	6	4	9	70,54	2	311	26
18	1	Syal	Syrjänalunen	Lamm	1	10	5	1	8	67,88	3	940	29
19	1	Vmus	Valkea Mustajärvi	Lamm	1	25	16	13	10	67,91	2	385	11
20	1	Vake	Valkeajärvi	Kuru	1	20	5	23	18	68,63	5	312	11
21	1	Valk	Valkjärvi	Nurmijärvi	1	10	6	30	13	67,37	3	502	28
22	1	Vits	Vitsjön	Tammisaari	1	25	6	29	12	66,50	4	2358	43
23	1	Vähm	Vähä-Melkutin	Tammela	1	5	4	15	15	67,36	5	1344	51
24	1	Väär	Vääriä	Tammela	1	22	12	17	9	67,38	4	194	25
25	2	Alim	Ali-Myly	Loppi	2	40	7	31	15	67,37	5	296	20
26	2	Alin	Alinensjärvi	Nokia	2	70	10	44	14	68,21	4	1377	51
27	2	Hauk	Haukijärvi	Maaninka	2	42	10	154	10	69,93	6	1044	75
28	2	Isle	Iso Lehmälampi	Vihti	2	40	8	5	8	66,93	3	1817	45
29	2	Ivak	Iso Valkjärvi k	Lamm	2	64	9	2	6	67,87	3	567	19
30	2	Ivav	Iso Valkjärvi v	Lamm	2	41	10	2	6	67,87	3	450	12
31	2	Kant	Kangastakunen	Kuhmoinen	2	80	8	42	11	68,34	4	356	17
32	2	Matr	Mataroinen	Pieksänmaa	2	45	6	152	22	69,25	9	170	8
33	2	Mela	Melalampi	Liekka	2	84	10	27	10	70,43	3	2461	64
34	2	Pimy	Pieni-Myhi	Rautalampi	2	77	13	238	22	69,34	10	378	23
35	2	Pork	Porkkajärvi	Sotkamo	2	50	8	43	21	70,84	2	964	24
36	2	Puso	Pusionjärvi	Kontiolehti	2	70	6	165	21	69,87	5	618	27
37	2	Riik	Riikosten Valkjärvi	Tuulos	2	73	14	8	9	67,65	4	533	36
38	2	Ruuh	Ruuhjärvi	Espoo	2	50	5	29	18	66,89	3	1229	43
39	2	Samu	Saaren Musta	Espoo	2	70	7	7	11	66,93	2	2465	114
40	2	Tevä	Tevänti	Lamm	2	67	22	194	9	67,82	5	584	38
41	2	Valk	Valkeinen	Maaninka	2	50	9	144	11	70,02	4	951	62
42	3	Ahve	Ahveninen	Suonenjoki	2	63	18	633	35	69,33	10	288	23
43	3	Pyhä	Pyhäjärvi	Hauho	2	38	18	949	35	67,85	11	596	34
44	3	Pääj	Pääjärvi	Hämeenkoski	2	64	11	1344	85	67,73	12	476	18
45	3	Rapo	Rauvanjärvi	Kaavi	2	40	8	879	26	69,76	9	813	31
46	3	Rauv	Sysmä	Ilomantsi	2	70	9	1183	9	69,57	8	1570	69
47	6	Sysm	Haarajärvi	Lamm	3	150	12	12	13	67,92	3	735	57
48	6	Haar	Halsjärvi	Lamm	3	290	7	4	6	67,92	5	412	28
49	6	Hals	Harkkojärvi	Ilomantsi	3	180	22	437	10	69,91	11	1371	89
50	6	Hark	Haukijärvi	Lamm	3	469	14	2	9	67,92	5	1188	30
51	6	Hauj	Hautajärvi	Lamm	3	415	30	5	12	67,90	3	603	25
52	6	Haut	Härkäjärvi	Kangasniemi	3	100	17	571	31	68,89	9	458	31
53	6	Härk	Iso Hanhijärvi	Orivesi	3	300	20	31	12	68,55	4	733	16
54	6	Ihan	Iso Mustajärvi	Lamm	3	267	20	3	6	67,90	3	745	49
55	6	Imus	Iso Ruuhjärvi	Lamm	3	503	18	17	6	67,91	4	715	22
56	6	Itäj	Itäjärvi	Suomussalmi	3	100	13	55	10	72,08	4	525	10
57	6	Maja	Majajärvi	Lamm	3	503	20	3	11	67,91	3	351	19
58	6	Majl	Majalampi	Espoo	3	150	16	11	5	66,93	3	919	21
59	6	Niet	Niettaanselkä	Ilomantsi	3	100	17	604	16	69,36	10	822	27
60	6	Pakk	Pakkaselanjärvi	Lamm	3	100	18	13	14	67,66	5	476	23
61	6	Pnie	Pitkänienjärvi	Lamm	3	327	14	14	12	67,89	8	857	15
62	6	Savi	Savijärvi	Lamm	3	140	18	26	13	67,92	5	721	34
63	6	Uram	Uramo	Eno	3	110	13	326	19	69,50	11	502	26
64	6	Vkot	Valkea Kotinen	Lamm	3	100	14	4	6	67,93	1	177	6
65	6	Ilva	Valkajärvi	Ilomantsi	3	128	11	186	27	69,48	11	509	15
66	6	Älän	Äläne	Rautavaara	3	140	16	976	14	70,45	7	600	38
67	7	Jyli	Jylisjärvi	Janakkala	1	15	14	168	3	67,67	3	703	26
68	7	Jäni	Jänisjärvi	Tuulos	1	20	9	107	5	67,70	3	951	35
69	7	Oraj	Orajärvi	Espoo	1	15	5	22	6	66,89	1	2228	121
70	7	Saso	Saari-Soljanen	Kuru	1	19	6	3	5	68,66	2	1027	45
71	8	Samm	Sammalisto	Nastola	2	40	17	12	7	67,65	4	2003	39
72	8	Särj	Särkijärvi	Lamm	2	80	27	2	3	67,88	4	1552	84
73	8	Sääj	Sääksjärvi	Joroinen	2	70	32	273	5	68,85	4	845	56
74	8	Vels	Velskolan Pitkajärvi	Espoo	2	40	17	102	8	66,87	4	1104	53
75	9	Ekoj	Ekojärvi	Lamm	3	110	24	73	7	67,88	8	495	26
76	9	Iveh	Iso Vehkajärvi	Lamm	3	300	30	32	4	67,88	5	971	34
77	9	Syrj	Syrjä	Sotkamo	3	92	13	52	16	70,83	3	847	37
78	9	Tiil	Tiilikka	Rautavaara	3	110	15	420	8	70,64	6	1023	48

Liite 2. Lajien nimet, tieteelliset nimet ja niiden järvien lukumäärä mistä kutakin lajia tavattiin.

Laji	Tieteellinen nimi	Järvien lukumäärä
Ahven	<i>Perca fluviatilis</i> L.	78
Hauki	<i>Esox lucius</i> L.	57
Kiiski	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.)	52
Kivisimppu	<i>Cottus gobio</i> L.	1
Kuha	<i>Sander lucioperca</i> (L.)	12
Kuore	<i>Osmerus eperlanus</i> (L.)	13
Lahna	<i>Abramis brama</i> (L.)	21
Made	<i>Lota lota</i> (L.)	10
Muikku	<i>Coregonus albula</i> (L.)	18
Pasuri	<i>Abramis bjoerkna</i> (L.)	3
Ruutana	<i>Carassius carassius</i> (L.)	2
Salakka	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	22
Seipi	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)	5
Siika	<i>Coregonus lavaretus</i> (L.)	20
Sorva	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	3
Sulkava	<i>Abramis ballerus</i> (L.)	1
Särki	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	59
Säyne	<i>Leuciscus idus</i> (L.)	4
Taimen	<i>Salmo trutta</i> L.	1
Toutain	<i>Aspius aspius</i> (L.)	1