

KALA- JA RIISTARAPORTTEJA nro 411

*Tapio Sutela
Mikko Olin
Teppo Vehanen
Martti Rask*

Hajakuormituksen vaikutukset järvien ja jokien
kalastoon ja ekologiseen tilaan

Helsinki 2007

Tapio Sutela, Mikko Olin, Teppo Vehanen ja Martti Rask

Hajakuormituksen vaikutukset järvien ja jokien kalastoon ja ekologiseen tilaan

Tutkimusraportti

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Hajakuormituksen vaikutuksia järvien ja jokien kalastoon selvitettiin kirjallisuuskatsauksen ja kenttäaineistoihin perustuvien tutkimusten avulla. Hajakuormitus on ennen muuta ravinne- ja kiintoainekuormitusta. Maatalous on selvästi suurin ravinnekuormittaja yli 50 %:n osuudella sekä fosfori- että typpikuormituksesta. Hajakuormituksen vaikutus jokien kalastoon tapahtuu usein lisääntymisen häiriintymisen kautta mäti- ja poikasvaiheissa. Järvissä hajakuormituksen vaikutukset ovat yleisimmin rehevöitymisen aiheuttamia kalabio-massan ja yhteisöstruktuurin muutoksia.

Pilottimaisessa tutkimusosiossa keskityttiin maa- ja metsätalouden kalastovaikutusten arvioitiin sekä järvien ja jokien ekologisen tilan arviointiin kalayhteisön rakenteen perusteella. Tiedot kalayhteisöistä perustuivat järvissä verkkokoekalastuksiin ja jokivesissä sähkökoekalastuksiin. Maatalouden vaikutuksen voimakkuuden mittarina käytettiin peltojen osuutta tutkimuskohteen yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta. Maataloudella näytti olevan selkeä vaikutus veden laatuun ja kalayhteisön rakenteen pohjalta arvioitua vesistön ekologiseen tilaan, joskin jokiaineistossa peltoprosentin ja pohjoisuuden voimakas korrelaatio häit-täsi suorien johtopäätösten tekoa. Järvien kalastossa metsätalouden vaikutus oli maataloutta heikommin havaittavissa. Vesipuidedirektiivin mukaisessa järven tai joen ekologisen tilan luokittelussa aiemminkin käytetyt kalastomuuttajat soveltunevat hyvin mittamaan ainakin maatalouden vaikutusta vesistöjen ekologiseen tilaan.

Hajakuormitus, kalayhteisöt, vesipuidedirektiivi

Kala- ja riistaraportteja 411

978-951-776-564-9

1238-3325

35 s. + 1 liite

Suomi

Julkinen

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Viikinkaari 4, PL 2
00790 Helsinki
Puh. 0205 751 399 Faksi 0205 751 201
julkaisumyynti@rktl.fi
<http://www.rktl.fi/julkaisut/> (pdf)

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 2
00791 Helsinki
Puh. 0205 7511 Fksi 0205 751 201

Sisällys

1. JOHDANTO.....	1
2. HAJAKUORMITUKSEN LÄHTEET JA OMINAISUUDET	2
2.1 Maatalous	4
2.2 Metsätalous.....	4
2.3 Loma- ja haja-asutus.....	5
2.4 Turvetuotanto	5
2.5 Laskeuma.....	5
3. HAJAKUORMITUKSEN VAIKUTUKSET KALASTOON - KIRJALLISUUSKATSAUS	6
3.1 Hajakuormituksen vaikutukset järvien kalastoon.....	6
3.1.1 Elinympäristömuutokset.....	6
3.1.2 Lisääntyminen ja poikasvaiheet.....	7
3.1.3 Aikuiset yksilöt: ravinto ja kasvu, selviytyminen ja kuolevuus	7
3.1.4 Kalayhteisömuutokset	8
3.2 Hajakuormituksen vaikutukset virtavesien kalastoon	9
3.2.1 Kiintoainekuormitus	9
3.2.2 Veden happipitoisuutta alentava kuormitus.....	9
3.2.3 Happamuus ja metallien myrkyvaikutus.....	11
4. TUTKIMUS MAA- JA METSÄTALOUDEN HAJAKUORMITUKSEN VAIKUTUKSISTA JÄRVIEN KALASTOON JA KALAPERUSTEISEEN EKOLOGISEN TILAN LUOKITTELUUN	12
4.1. Aineisto ja menetelmät	12
4.2. Tulokset.....	15
4.2.1 Morfologiset ja vedenlaatutekijät vertailu- ja kuormitetuissa järvissä	15
4.2.2 Kalamuuttajat ja luokittelu	15
4.3 Tulosten tarkastelu.....	20
5. TUTKIMUS MAATALOUDEN AIHEUTTAMAN KUORMITUKSEN VAIKUTUKSISTA VIRTAVESIEN KALASTOON JA KALAPERUSTEISEEN EKOLOGISEN TILAN LUOKITTELUUN	21
5.1 Aineisto ja menetelmät	21
5.2 Tulokset.....	22
5.3 Tulosten tarkastelu.....	25
7. KIRJALLISUUS	27
LIITE 1. EHDOTETTujen JÄRVITYYPPIEN KUVAUS	37

1. Johdanto

Uudistuva vesienhoito tuo pintavesien tilan seurantaan ja arviointiin aikaisempaa monipuolisemman järjestelmän. Taustalla on EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpano, jossa tavoitteena on mm. pintavesien vähintään hyvä ekologinen ja kemiallinen tila vuoteen 2015 mennessä. Vesistöjen tilan luokittelussa ei tarkastella enää pelkästään vesien käyttökelpoisuutta ihmisen kannalta, vaan arvioidaan koko ekosysteemin tilaa. Se tehdään vertaamalla kalaston, pohjaeläimistön, vesikasvillisuuden ja kasviplanktonin tilaa luonnontilaisiin vesistöihin. Kalaston koostumusta, lajien runsaussuhteita ja ikärakennetta käytetään muiden biologisten tekijöiden ohella jokien ja järvien ekologisen tilan arviointiin. Vesipuitedirektiivin mukainen vesienhoidon suunnittelujärjestelmä pannaan Suomessa täytäntöön säädösmuutoksilla. Laki vesienhoidon järjestämisestä ja asetus vesienhoitoalueista tulivat voimaan vuoden 2005 alusta ja asetus vesienhoidosta joulukuun alussa vuonna 2006. Vesilaki ja ympäristönsuojelulaki ovat silti jatkossakin vesiensuojelun ja vesienhoidon lainsäädännöllinen perusta.

Vesienhoitolain mukaan pinta- ja pohjavesien seuranta on järjestettävä niin, että niiden tilasta saadaan yhtenäinen ja monipuolinen kokonaiskuva. Samalla käynnistetään myös sisävesien kalastoseuranta, jota ei aikaisemmin ole harjoitettu vesien tilan arvioimiseksi. Uutena piirteenä vesienhoidon käytäntöihin tulee vesipuitedirektiivin myötä myös piste- ja hajakuormituksen yhdistetty lähestymistapa ja vesienhoitoasetuksessa edellytetään hajakuormituksen toiminnallisen seurannan käynnistämistä.

Valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 kiinnitetään erityistä huomiota rehevöitymiseen vakavimpana vesiensuojelun haasteena ja maatalouden ravinnepäästöihin suurimpana yksittäisenä vesiensuojeluongelmana. Metsätalouden osalta vaaditaan mm. purojen ja muiden pienvesien aikaisempaa parempaa huomioimista metsätaloustoimien suunnittelussa ja toteuttamisessa.

Vuonna 2006 käynnistettiin ympäristöministeriön ja maa- ja metsätalousministeriön toimesta maa- ja metsätalouden vesienhoidon yhteistutkimusohjelma. Tutkimusohjelman tavoitteina on mm. tuottaa tietoa maa- ja metsätaloudesta aiheutuvan vesistökuormituksen vaikutuksista vesiekologiaan, jotta vesienhoidon suunnittelussa voitaisiin määrittää tavoitteelliset kuormitusarvot. Lisäksi tutkimusohjelmalla haetaan perusteita maa- ja metsätaloudesta aiheutuvan kuormituksen ja sen vaikutusten seurannan kehittämiseksi. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos osallistuu tutkimusohjelmaan yhteistyöhankkeella ”Maa- ja metsätalouskuormitteisten järvien ja jokien kalasto ekologisen tilan kuvaajana ja seurantaan soveltuvat menetelmät Suomen vesistöalueilla”. Sen tavoitteena on koota yhteen olemassa oleva tutkimustieto kalaston vasteista hajakuormitukselle ja kartoittaa sen sekä tarpeen mukaan kerättävien uusien kalastotietojen avulla maa- ja metsätalouden kuormittamien järvien ja jokien ekologista tilaa.

Tutkimuksen ensimmäinen tuotos on tämä raportti, johon on koottu tuorein tietämys maa- ja metsätalouden aiheuttaman hajakuormituksen vaikutuksista järvien ja virtavesien kalastoon sekä testattu kalaperusteisten ekologisen tilan luokittelumenetelmien toimivuutta maa- ja metsätalouden hajakuormittamissa järvissä ja joissa.

2. Hajakuormituksen lähteet ja ominaisuudet

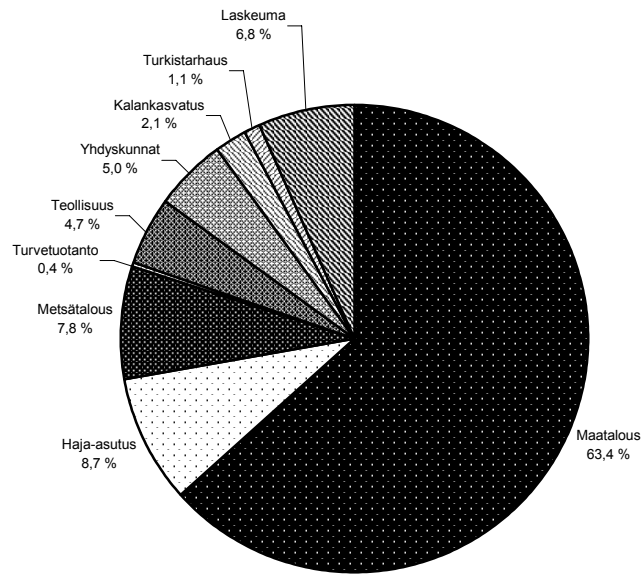
Hajakuormitus on ihmisen toiminnasta johtuvaa, joko maaperän kautta tai suoraan vesiin muuhun kuin yhteen purkupaikkaan tulevien aineiden aiheuttamaa kuormitusta (Heinonen & Myllymaa 1987). Hajakuormitus on tavallisimmin ravinnekuormitusta tai kiintoainekuormitusta orgaanisessa tai epäorgaanisessa muodossa. Merkittävimpiä hajakuormittajia Suomessa ovat maatalous, metsätalous sekä haja- ja loma-asutus. Myös ilman kautta tuleva laskeuma voidaan laskea hajakuormitukseksi (Heinonen & Myllymaa 1987). Viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana hajakuormituksen osuus kokonaiskuormituksesta on kasvanut, kun pistekuormitusta on onnistuttu merkittävästi vähentämään. Maatalous on selvästi merkittävin vesistöjemme ravinnekuormittaja (Kuva 1). Teollisuuden, yhdyskuntien, kalankasvatuksen, turkistarhauksen ja turvetuotannon aiheuttama pistekuormitus muodostaa nykyisin vain noin 13 % ihmisen aiheuttamasta fosforin kokonaiskuormituksesta. Typpikuormituksesta verrattain suuri osa (32 %) tulee laskeumana ja yhdyskunnista (Kuva 1).

Hajakuormitus on yleensä vesistöjen latvaosilla ainoa ihmistoiminnan aiheuttama kuormituksen muoto. Kun latvapurot ovat yhtyneet joeksi, tulee usein mukaan myös pistekuormitusta esimerkiksi kalankasvatuksen tai asutuskeskusten jätevesien aiheuttamana. Suurimpien kaupunkien ja teollisuuslaitosten pistekuormituksesta valtaosa sijoittuu vesistöreittien alajuoksulle tai merenrannikolle. Tämä piste- ja hajakuormituksen alueellinen jakautuminen korostaa hajakuormituksen merkitystä vesistöjen latvaosissa.

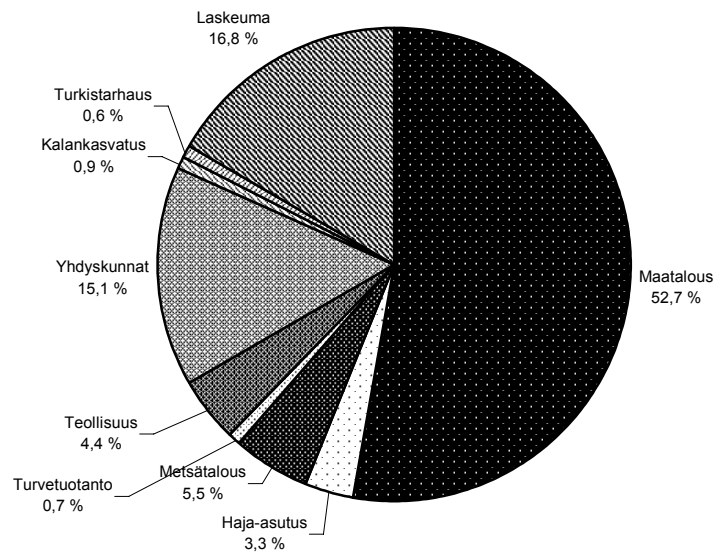
Hajakuormitukselle on ominaista voimakas ajallinen vaihtelu. Esimerkiksi keskikesän sateettomalla jaksolla hajakuormitus on vähäistä, mutta tulva-aikoina ainepitoisuudet kasvavat. Hajakuormitus noudattaa samaa rytmiiikkaa kuin luonnon huuhtouma. Vastaavasti pistekuormituslähteistä asumajätevesien kuormitus on yleensä tasaista ympäri vuoden ja kalankasvatuksen kuormitus on suurimmillaan loppukesällä (Heinonen & Myllymaa 1987). Ilmastonmuutos saattaa tulevaisuudessa lisätä sademääriä ja ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin.

Hajakuormituksen merkittävin vaikutus vesistöissä on rehevöityminen. Rehevöitymisen vaikutuksia esimerkiksi kalastoon on tutkittu järviökosysteemeissä selvästi enemmän kuin jokiekosysteemeissä (Nijboer & Verdonschot 2004).

Fosforikuormitus



Typpikuormitus



Kuva 1. Ihmisen aiheuttama fosfori- ja typpikuormitus Suomessa vuonna 2005 (Suomen Ympäristökeskus, www.ymparisto.fi).

2.1 Maatalous

Maatalouden hajakuormituksesta suurin osa on peräisin peltoviljelystä. Pelloilta huuhtoutuva fosfori ja typpi aiheuttavat ravinnekuormitusta, ja eroosion mukana irtoava maa-aines kiintoainekuormitusta ja pohjien liettymistä. Peltoviljelyn fosforikuormitukseksi on arvioitu 0,9-1,8 kg/ha vuodessa (Hakkola & Puustinen 1990). Vuotuinen fosforihuuhtouma nousee noin kaksinkertaiseksi luonnontilaan verrattuna, kun valuma-alueesta on 6 % peltoa (Kauppi 1978). Sateisina vuosina savialueiden rinnerelloilta saattaa huuhtoutua 7000 kg maa-ainesta hehtaarilta (Ahola & Uusikämpä 1990). Myös torjunta-aineet voivat vesistöön joutuessaan aiheuttaa haittaa vesieliöstölle. Karjatalouden päästöt suoraan lantaloista luetaan joskus pistekuormitukseksi (Rekolainen ym. 1992), mutta useimmiten karjatalouden kuormitus kokonaisuudessaan katsotaan hajakuormitukseksi. Karjatalouden kuormituksesta suhteellisen suuri osuus on typpeä.

Ravinteita huuhtoutuu pelloilta vesistöön varsinkin silloin, kun viljelykasvit eivät pysty hyödyntämään kaikkea lannoituksen sisältämää ravinmäärää. Muita huuhtoutumisen voimakkuuteen vaikuttavia tekijöitä ovat maan rakenne ja vedenläpäisykyky sekä pellon kaltevuus ja muokkaustekniikka ja -ajankohta: syksy- vai kevätkyntö. Pellon kaltevuus ja muokkaustekniikka vaikuttavat erityisesti eroosion kautta tapahtuvaan ravinteiden huuhtoutumiseen (Rekolainen ym. 1992). Maatalouden vesistökuormitusta voidaan vähentää esimerkiksi pellon ja vesistön väliin jätettävällä suojavyöhykkeellä.

Maatalous on keskittynyt valtaosin Etelä-Suomeen ja Pohjanmaan jokilaaksoihin. Maataloudesta peräisin oleva fosfori on suurelta osin sitoutunut kiintoainepartikkeleihin, eikä näin ole suoraan perustuotannon käytössä (Rekolainen 1990). Esimerkiksi jätevedenpuhdistamolta (pistekuormituksena) tuleva fosfori on pääosin liukoissa muodossa ja siten helpommin levien käytettävissä (Heinonen 1990). Peltoviljelyn valumavesien fosforista noin neljäsosa on liukoista (Rekolainen ym. 1992).

2.2 Metsätalous

Valtaosa Suomen vesistöjen valuma-alueesta on metsätalousmaata (Ahvonen ym. 1992). Metsätaloudessa on monia toimintoja, jotka aiheuttavat hajakuormitusta. Avohakkuu turvevaltaisella maalla aiheuttaa ainakin kolmeksi vuodeksi yhtä suuren kokonaisfosforikuorman kuin peltoviljely (Kauppi 1978, Rekolainen 1989). Myös typen pitoisuus alapuolisissa vesistöissä voi kasvaa avohakkuun takia (Ahtiainen 1990). Metsän lannoitus saattaa lisätä alueelta huuhtoutuvien ravinteiden määrää moninkertaiseksi luonnonhuuhtoumaan verrattuna, sillä varsinkin suoalueilla on huono ravinteiden pidätyskyky (Saura ym. 1995). Lisäksi metsien ojitaminen ja maan muokkaus voivat lisätä typpikuormitusta (Bergqvist 1984) sekä lyhyellä aikavälillä fosforikuormitusta (Ahtiainen 1990, Bergqvist 1984, Huttunen 1990). Ojitus, auraus ja mätästys saattavat nostaa puron kiintoainepitoisuuden monikymmenkertaiseksi (Ahtiainen & Huttunen 1995). Myös metsäautoteiden rakentaminen lisää eroosiota (Gibbons & Salo 1993). Kiintoaine sedimentoituu purouomiin ja järvi-altaisiin aiheuttaen pysyviä muutoksia pohjasedimenttiin (Ahvonen ym. 1992). Metsäojitus saattaa aluksi nostaa puroveden pH:ta, mutta ajan myötä vähentää maaperän puskurikykyä, mikä johtaa taas happamoitumiseen (Sallantaus 1995). Tiheä metsäojasto voi nopeuttaa ja lisätä happamien valumavesien pääsyä puroon, mikä saattaa johtaa lyhytaikaisiin happamuuden voimakkaisiin alenemisiin (Vuori ym. 1995). Metsäojitus saattaa lisätä alapuolisten vesistöjen humuspitoisuutta (Ahtiainen 1990), mikä yhdessä kasvaneen kiintoainepitoisuuden kanssa vähentää näkösyvyyttä.

Metsätaloutta harjoitetaan tasaisesti koko maan alueella aivan pohjoisinta Lappia lukuun ottamatta. Metsätalouden merkitys hajakuormittajana korostuu Pohjois-Suomen vesistöalueiden latvoilla, missä on vain vähän maataloutta ja haja-asutusta.

Puhuttaessa metsätalouden vesistövaikutuksista on muistettava 1900-luvun loppuvuosikymmenten massivisten metsäojitusten vaikutukset vesiympäristöön ja samalla kalojen elinympäristöihin. Esimerkiksi Etelä- ja Keski-Suomen luonnontilaiset pienvedet kokivat tuolloin kovia ja menettivät suurelta osin alkuperäisen luonteensa ja biologisen monimuotoisuutensa.

2.3 Loma- ja haja-asutus

Asumisjätevedet kuormittavat vesistöjä ravinteilla, liukoisilla orgaanisilla aineilla ja bakteereilla. Kuormituksesta suhteellisen suuri osuus on tyyppiä (SYKE 1993). Haja- ja loma-asutus sijoittuu suureksi osaksi jokien varsille ja järvien ympärille. Loma-asuntojen tiheys on suurin Etelä- ja Keski-Suomessa (Seppänen 1987). Haja- ja loma-asutuksen jätevesihuollon vaatimuksia on tarkennettu kesäkuussa 2003 hyväksytyllä asetuksella.

2.4 Turvetuotanto

Turvetuotanto luetaan vaihtelevasti pistekuormittajaksi (Heinonen & Myllymaa 1987) tai hajakuormittajaksi (Seppänen 1987). Turvetuotantoalueen kuormitus on ennen kaikkea kiintoaine- ja ravinnekuormitusta (Lakso 1987). Ojitus- ja tuotantoalueiden valumavesissä on myös yleensä luonnontilaa suuremmat rauta- ja humuspitoisuudet (Marja-Aho & Koskinen 1989). Humus (liuennut orgaaninen aines) lisää veden ruskeaa väriä ja samalla esimerkiksi kemiallista hapenkulutusta. Orgaaninen kiintoaine aiheuttaa usein liettymiä purkupaikkojen läheisyyteen. Turvetuotannon kiintoainekuormitusta pystytään vähentämään laskeutusaltailla, mutta niiden teho ravinteiden pidättäjänä on heikko. Turvevoimaloiden ilman kautta leviävät päästöt lasketaan yleensä hajakuormitukseksi (Seppänen 1987).

Turvetuotantoalueilta tulevalle kuormitukselle on ominaista sykäyksellisyys. Kiintoainepäästöt saattavat olla erityisen suuria rankkasateiden tai tulvan aikana (Sallantaus 1987). Alueellisesti turvetuotanto on painottunut voimakkaasti Pohjois-Pohjanmaalle (Aronsoo & Diar 2006).

2.5 Laskeuma

Laskeuman kautta tulevalla typpikuormalla on merkitystä erityisesti vesialueilla, joissa typpi on perustuotantoa rajoittava ravinne (rannikkovedet, rehevät järvet) (Wulff & Niemi 1992, Paerl 1993). Ilmakehäperäinen typpi on leville suoraan käyttökelpoisessa muodossa. Pääosa ilmakehäperäisestä tyypestä tulee märkälasseumana, jolloin kuormitus ajoittuu sateisiin kausiin (Salonen ym. 1992).

3. Hajakuormituksen vaikutukset kalastoon - kirjallisuuskatsaus

3.1 Hajakuormituksen vaikutukset järvien kalastoon

Hajakuormituksen vaikutukset järvikaloihin tapahtuvat suoraan lisääntyneen kiintoainepitoisuuden, humuspitoisuuden, myrkyllisten aineiden (elohopea, raskasmetallit) ja hapenkulutuksen kautta, sekä epäsuorasti lähinnä kasvaneen ravinteisuuden kautta. Tässä katsauksessa keskitytään etupäässä hajakuormituksen aiheuttaman rehevöitymisen vaikutuksiin. Rehevöityminen muuttaa kalojen elinympäristöä ja vaikuttaa kalojen lisääntymiseen, kasvuun, sekä lajien välisiin vuorovaikutuksiin kuten kilpailuun ja saalistukseen. Rehevöityminen muokkaa lopulta koko kalayhteisöä herkkien lajien (lohikalat, made) taantuessa ja sopeutuvien lajien (särkikalat) runsastuessa. Kirjallisuuskatsauksia hajakuormituksen tai rehevöitymisen vaikutuksista kalastoon ovat Suomessa aikaisemmin tehneet mm. Ahvonen ym. (1992) ja Tammi (1996).

3.1.1 Elinympäristömuutokset

Ravinnekuorma lisää järven perustuotantoa, millä on voimakas vaikutus habitaattien rakenteeseen. Lievä rehevöityminen lisää vesikasvillisuutta, mutta voimakkaampi rehevöityminen kasvattaa lähinnä levien biomassaa (esim. Wetzel 1983). Sinilevät muodostavat rehevöityneissä järvissä usein massiivisia kukintoja (esim. Heinonen 1980), joissa voi esiintyä eliöille myrkyllisiä aineita (Sivonen ym. 1990). Leväbiomassan ja -tuotannon kasvu aiheuttaa kasvanutta sedimentaatiota, voimakkaita pH vaihteluita ja veden samenumista (Rekolainen ym. 1992, Beklioglu & Moss 1995, Scheffer 1998).

Kiintoaine- ja happea kuluttava kuorma sekä rehevöitymisen aiheuttama kasvanut sedimentaatio lisäävät hapen kulutusta alusvedessä, mikä voi johtaa alusveden hapettomuuteen ja ravinteiden vapautumiseen pohjasedimentistä eli sisäiseen kuormitukseen (esim. Harper 1992, Pitkänen 1994). Humuspitoisuuden nousu aiheuttaa lämpötilakerrostuneisuuden voimistumista, sillä ruskea vesi sitoo auringon lämpöenergiaa tehokkaasti (esim. Moring & Lanz 1974). Voimakas lämpötilakerrostuneisuus puolestaan edesauttaa alusveden hapettomuutta. Hapettomuus saattaa muuttaa laajojakin pohja-alueita kaloille elinkelvottomiksi.

Rehevöitymisen aiheuttama korkea pH voi haitata kaloja suoraan tai lisätä kaloille myrkyllisen ammoniakkin määrää vedessä (Lee ym. 1991, Salonen ym. 1992). Rehevissä järvissä esiintyvät voimakkaat vuorokaudenaikaiset pH-vaihtelut (Rekolainen ym. 1992) voivat aiheuttaa kaloille ylimääräistä rasitusta. Korkea pH edesauttaa myös fosforin vapautumista pohjasedimentistä edistäen siten sisäistä kuormitusta (esim. Scheffer 1998). Kiintoainepitoisuuden kasvu voi lisätä etenkin lohikalajien kuolleisuutta suoraan häiritsemällä kidusten toimintaa (Redding & Schreck 1987).

Veden samenuminen kiintoaineen tai kasvaneen leväbiomassan takia sekä veden värin muutokset humuksen lisääntymisen seurauksena muuttavat kalojen elinympäristöä huomattavasti (Rask ym. 1993, 1998, Harper 1992). Valon väheneminen vaikuttaa suoraan kilpailu- ja peto-saalis -suhteisiin: näön varassa ravintoa etsivät lajit ovat huomattavasti asemassa (Abrahams & Kattenfeld 1997, Ali ym. 1977). Valon vähentyessä vesikasvillisuus, useiden kalalajien elinympäristö tai kutupaikka, taantuu. Vesikasvillisuuden väheneminen edesauttaa jälleen leväbiomassan kasvua johtuen mm. vapautuneista ravinteista (Scheffer 1998).

3.1.2 Lisääntyminen ja poikasvaiheet

Kalojen lisääntyminen ja nuoruusvaiheet ovat yleensä herkimpiä ympäristömuutoksille. Rehevöityminen vaikuttaa eniten kovalle pohjalle kutevien, syyskutuisten ja runsashappista vettä vaativien lajien lisääntymiseen ja poikastuottoon.

Rehevöitymisen myötä kasvava orgaanisen aineksen sedimentoituminen vähentää kovien, hapekkaiden pohjien pinta-alaa järvessä. Tämä vaikeuttaa erityisesti syys- tai talvikutuisten mateen, siian, muikun ja nieriän lisääntymistä (Meng & Müller 1988, Müller 1992, Rask ym. 1998). Pehmeille pohjille, mataliin lahtiin kutevan kuhankin lisääntyminen voi vaikeutua, jos happitilanne käy kovin huonoksi (Lappalainen ym. 2003). Kasvillisuuteen kuteville lajeille on vähemmän tarjolla sopivia kutualustoja (Harper 1992). Sen sijaan rehevöityminen ei yleensä haittaa särkikalojen lisääntymistä, sillä ne kutevat lähellä rantaa ja jopa paljaille mutapohjille (Barthelmes 1983).

Lähes kaikki kalalajit käyttävät poikasvaiheessa eläinplanktonravintoa (esim. Wootton 1990). Rehevöityminen aiheuttaa muutoksia poikasvaiheen ravintotarjonnassa ja kilpailusuhteissa. Rehevöityminen yleensä lisää eläinplanktonin määrää, mutta vielä enemmän yleensä kasvaa eläinplanktoniin kalojen taholta kohdistuva kulutus ja siten myös ravintokilpailu. Tässä ravintokilpailussa petokalojen poikaset ovat yleensä heikompia kuin esim. särkikalat, jotka suodattavat vedestä sameissakin olosuhteissa tehokkaasti eläinplanktonia. Petokalojen poikasten ravinnonhankinta perustuu yleensä näön varassa tapahtuvaan saaliin paikantamiseen ja sieppaukseen (Ali ym. 1977, Persson 1987). Veden sameneneminen voi kuitenkin myös suojata esim. kuhan poikasia saalistukselta ja siten lisätä niiden eloonjäätymismahdollisuuksia (Neuman ym. 1996, Lappalainen ym. 2003).

3.1.3 Aikuiset yksilöt: ravinto ja kasvu, selviytyminen ja kuolevuus

Rehevöityminen lisää kaloille saatavilla olevan, varsinkin kala- ja kasviperäisen ravinnon tarjontaa (esim. Wetzel 1983, Harper 1992) ja siten myös kasvua (Hansson 1985, Leach ym 1987). Rehevöitymisen edetessä kalakannan tiheys ja biomassa kuitenkin kasvavat ja ravintoresurssien määrä suhteessa kulutukseen voi pienetä (Scheffer 1998). Tällöin kalojen kasvunopeus heikkenee ja kalakanta koostuu pienikokoisista, hidaskasvuisista yksilöistä (Persson 1983, Harper 1992, Vinni ym. 2000).

Eläinplanktonin keskikoko yleensä pienenee rehevissä järvissä johtuen siihen kohdistuvasta ankarasta kulutuksesta sekä kasviplanktonin koostumuksesta, mm. sinilevien suuresta osuudesta (esim. Scheffer 1998). Kilpailussa eläinplanktonravinnosta pärjäävät parhaiten särkikalat, jotka kykenevät syömään varsin pienikokoista eläinplanktonia sameissakin olosuhteissa (Lammens ym. 1987).

Rehevöitymisen myötä tapahtuva pohjaeläinravinnon rajoittuminen kasvillisuusrannoille vähähappisissa järvissä sekä pohjaeläinten keskikoon pieneneminen voivat hidastaa pohjaeläimistä riippuvaisten lajien esim. kiiskan, lahnan ja keskikokoisen ahvenen kasvua (Persson 1983, 1986, Vinni ym. 2000).

Aikuisille petokaloille rehevissä järvissä on usein yllin kyllin pikkukaloja tarjolla. Eriyisesti sameissa olosuhteissa saalistamaan kykenevä kuha kasvaa hyvin rehevissä vesissä (Keskinen & Marjomäki 2003). Haulle olisi kyllä ravintoa tarjolla, mutta sille sopiva elinympäristö kaventuu kasvillisuuden taantuessa (Grimm 1989, Skov 2002). Samea vesi voi vähentää ison, kalaravintoa käyttävän ahvenen saalistustehokkuutta (Radke & Gaupisch 2005).

Rehevyyden aiheuttamat selviytymistä heikentävät ja kuolleisuutta lisäävät muutokset liittyvät lähinnä vähähappisuuteen, emäksisyyteen, sinilevämyrkkyyhin ja tauteihin. Talviset happikadot voivat hävittää herkimät lajit kuten kuhan ja salakan järvestä kokonaan (Olin & Ruuhijärvi 2005). Alusveden vähähappisuus myös pakottaa viile-

ään veteen sopeutuneet lajit siian, muikun ja mateen lämpimiin, hapekkaampiin pintavesiin (Lee ym. 1991). Kestävämpiä lajeja ovat ahvenkalat ja kuore. Särkikalat ja hauki ovat erityisen hyvin sopeutuneet lämpimämpään ja vähähappiseen veteen.

Sinilevämyrkyt voivat valikoimatta tappaa kalalajeja. Havaintoja tästä on ainakin Ahvenanmaan sisäjärviltä (Lindholm ja Eriksson 1985, Lindholm ym. 1999), Lahden Vesijärveltä (Keto 1985, Granberg 1995) ja rannikolta (Kankaanpää ym. 2001). Korkea pH haittaa erityisesti lohikalajien kidusten toimintaa, särkikalat ja hauki ovat kestävämpiä. Emäksisyys myös lisää kaloille myrkyllisen ionisoimattoman ammoniumin määrää vedessä. Tiheissä kalakannoissa, nälän ja epäsuotuisan elinympäristön aiheuttaman stressin heikentämissä yksilöissä taudit ja loiset yleistyvät ja aiheuttavat kuoleisuutta tai hidastavat kasvua (Hyytinen ym. 1990, Salonen ym. 1992).

3.1.4 Kalayhteisömuutokset

Edellä esitettyjen ympäristömuutosten lajityypilliset vaikutukset lisääntymiseen kasvuun ja kuolevuuteen heijastuvat lopulta kalayhteisön rakenteeseen. Kalayhteisöä muovaavien mekanismien muutoksista voidaan yleisesti sanoa, että rehevöityminen voimistaa kalalajien välistä kilpailua, mutta heikentää saalistuksen vaikutusta (Lodge ym. 1988, Persson ym. 1988, Persson 1994).

Rehevöitymisen aiheuttamia muutoksia kalayhteisöissä on dokumentoitu jo 1970-luvulta lähtien (Svärdson 1976, Hartmann & Nümann 1977, Persson ym. 1991, Helminen ym. 2000, Jeppesen ym. 2000, Olin ym. 2002, Mehner ym. 2005). Karkeasti sanoen lajiryhmistä lohikalat viihtyvät vähäravinteisissa vesissä, ahvenkalat kestävät jonkin verran rehevöitymistä ja särkikalat ovat parhaiten sopeutuneet reheviin olosuhteisiin.

Lohikalajien rehevöitymisherkkyys johtuu niiden yleisestä sopeutumisesta viileisiin hapekkaisiin vesiin (Colby et al. 1972, Nümann 1972). Lajitasolla kuore tosin kestää voimakastakin rehevöitymistä (Keto & Sammalkorpi 1988), ja muikun ja siian biomassahuippu on keskiravinteisissa järvissä (Persson ym. 1991).

Ahvenkaloista kiiski ja kuha kykenevät syömään sameissa vesissä ja tulevat hyvin toimeen varsin rehevissäkin olosuhteissa (Ali ym. 1977, Disler & Smirnov 1977, Bergman 1988, Persson 1994). Ahven on parhaiten sopeutunut elämään keskiravinteisissa järvissä, joissa vesi on kirkasta ja vesikasvillisuus runsasta (Winfield 1986, Diehl 1988, Persson 1991). Ahvenkanta voi olla runsas myös runsaravinteisissa (suurissa) järvissä, mikäli sopivaa habitaattia on tarpeeksi ja kilpailua särkikalajien kanssa on mahdollista välttää (Horppila ym. 2000, Olin ym. 2002, Mehner ym. 2005).

Särkikaloista erityisesti särki, lahna, pasuri ja salakka muodostavat tiheitä kantoja suomalaisissa rehevissä järvissä (Helminen ym. 2000, Olin ym. 2002). Tämä johtuu näiden lajien kyvystä hankkia ravintonsa tehokkaasti huonoissakin valo-olosuhteissa (Townsend & Risebrow 1982, Lessmark 1983, Lammens ym. 1987, Persson 1987, Diehl 1988), laajasta ravintovalikoimasta mukaan lukien rehevissä järvissä runsaan kasvimateriaalin (Niederholzer & Hofer 1980, Lessmark 1983, Persson 1983, Prejs 1984, Vinni ym. 2000), sekä tehokkaasta ja joustavasta lisääntymisestä (Barthelmes 1983). Lisäksi särkikaloihin kohdistuva predaatio on rehevissä järvissä suhteellisen vähäistä. Rehevyyden haittavaikutukset kohdistuvat petokaloihin muita lajeja voimakkaammin. Sameus ja kasvillisuuden taantuminen vähentävät ahvenelle ja haulle sopivaa elinympäristöä. Alusveden hapettomuus pienentää kuhan poikastuotantoa (Lappalainen ym. 2003). Lisäksi pienet ahvenet eivät pysty tehokkaasti kilpailemaan särkikalajien kanssa eläinplanktonravinnosta, jolloin niiden kasvu hidastuu ja siirtyminen kalaravinnon käyttöön viivästyy tai estyy (Persson ym. 1988). Petokalajien määrää ja suhteellista osuutta kalayhteisössä vähentää myös valikoiva kalastus (Allan ym. 2005).

Runsas särkikalakanta voi puolestaan ylläpitää järven rehevää tilaa mm. kiihdyttämällä ravinteiden kiertoa omalla aineenvaihdunnallaan ja vapauttamalla uusia ravinteita pohjasedimentistä (Tatrai & Istvanovics 1986, Horppila & Kairesalo 1990, Brabrand et al. 1990).

3.2 Hajakuormituksen vaikutukset virtavesien kalastoon

3.2.1 Kiintoainekuormitus

Kiintoaineen kenties merkittävin vaikutus virtavesien kalastoon on sen ominaisuudessa lisätä soraikkopohjalle kutevien kalojen mädin kuolleisuutta. Hienojakoisen kiintoaineen täyttäessä sorajyvästen välisen tilan veden virtausnopeus soraikon sisällä pienenee, mikä heikentää alkion hapensaantia (Johnson 1980, Rubin & Glimsäter 1996). Orgaanisen kiintoaineen happea kuluttava ominaisuus voi heikentää alkioiden hapensaantia entisestään. Hapen puute voi johtaa taimenen alkion kuolemaan tai poikasten ennenaikaiseen nousuun soraikosta (Olsson & Persson 1986). Kuoriutuneet poikaset voivat myös jäädä loukkuun hiekottuneen soraikon sisälle (Rubin 1998).

Eri lähteistä peräisin olevan kiintoaineen on arvioitu haitanneen varsinkin taimenen mädin selviytymistä Suomen joki- ja purovesissä. Metsäojituksista peräisin oleva, lähinnä epäorgaaninen kiintoaine lisäsi taimenen mädin kuolleisuutta Isojoen vesistöalueella (Jutila ym. 1995). Kiintoaineen sedimentoituminen purojen pohjille arvioitiin metsätalouden haitallisimmaksi vaikutusmekanismiksi taimenelle (Yrjänä ym. 2003). Taimenen mädin kuolleisuus kasvoi lähinnä turvetuotannosta olevan orgaanisen kiintoaineen määrän kasvaessa joen pohjalla (Laine ym. 1996).

Kiintoainekuormitus saattaa myös karkottaa kaloja tai estää kutuvaelluksen. Kiintoainehiukkaset saattavat vaurioittaa kalojen kiduksia ja ihon limapeitetä aiheuttaen hengityksen vaikeutumista ja stressaantumista (Jones 1964, Alabaster & Lloyd 1980). Kiintoainepartikkelien normaalia suurempi suuri koko lisää niiden haitallisuutta kaloille (Newcombe & Jensen 1996). Kiintoainekuormitukseen liittyvät kalojen karkotus- tai stressireaktiot ovat todennäköisimpiä rankkasateiden tai maankaivutöiden aiheuttamien kuormituspiikkien aikana.

Voimakas kiintoainekuormitus esimerkiksi metsäojista saattaa myös mataloittaa tai täyttää puroissa olevia syvänteitä, jotka ovat tärkeitä taimenelle vähäisten virtaamien aikana (Jutila ym. 2001). Pohjalle kertyvä kiintoaine voi myös vähentää kaloille sopivan ruokailuhabitaatin pinta-alaa ja varsinkin nuorille kaloille tarjolla olevan ravinnon määrää (Mills 1971). Suurikokoiset pohjaeläinlajit, kuten esimerkiksi päivänkorento *Ephemera vulgata*, saattavat vähentyä kiintoainesedimentaation vuoksi (Marja-Aho & Koskinen 1989). Pohjaeläimistö kärsii kiintoainesedimentaatiosta esimerkiksi sopivien habitaattien vähenemisenä (Wood & Armitage 1997). Kiintoainekuormitukseen usein liittyvä veden sameuden lisääntyminen voi aiheuttaa lohikalojen poikasten reviirokoon pienentymistä (Fraser 1972).

3.2.2 Veden happipitoisuutta alentava kuormitus

Varsinkin karjatalouden ja viemäroimättömän asutuksen hajakuormitus sisältää suoraan happea kuluttavaa orgaanista ainesta. Voimakas orgaanisen kiintoaineen ja liuenneen orgaanisen aineksen kuormitus voi johtaa joessa paikallisesti hapenvajaukseen. Hapen puute on kuitenkin verrattain harvoin ongelmana virtavesissä (Matthews 1998). Jokiveden hapettuminen on tehokasta varsinkin matalavetisissä voimakkaasti virtaa-

vissa koskijaksoissa (Edwards & Crisp 1982). Joen suuri pudotuskorkeus ja koskijaksojen runsaus edistää happipitoisuuden pikaista palautumista lähelle kyllästystilaa.

Hajakuormituksessa keskeinen ravinnekuormitus ei yleensä vaikuta kaloihin suoraan. Voimakas typpikuormitus yhdessä hapenvajauksen kanssa voi aiheuttaa toksisuutta korkeiden ammonium- ja nitriittipitoisuuksien kautta (Nijboer & Verdonschot 2004). Suomen oloissa tämä on kuitenkin harvinaista. Ravinnekuormitus lisää kuitenkin perustuotantoa, joka aluksi tuottaa veteen lisää happea. Perustuotannossa syntynyt orgaaninen aine kuitenkin hajoaa jossakin vaiheessa kuluttaen happea. Matalissa nopeasti virtaavissa joissa pohjalevät ja sammaleet vastaavat suurimmalta osalta perustuotannosta. Suvantojaksoissa on yleensä vähän veden aikana riittävä viipymä kasviplanktonin tuotannolle (Hynninen 1987). Pelkkä ravinnekuorma voi johtaa joessakin suureen leväbiomassaan ja sitä kautta hapen pitoisuuden laskuun (Nijboer & Verdonschot 2004). Suomen jokivesissä fosfori on useammin minimiravinne kuin typpi (Pietiläinen & Räike 1999).

Ravinteet lisäävät perustuotannon ohella myös orgaanisen aineksen hajotustoimintaa ja näin ollen hapen kulutusta (Nijboer & Verdonschot 2004). Yhteyttämisessä syntyvän hapen tuotanto loppuu pimeään yöaikaan. Näin rehevöityminen voi johtaa voimakkaisiin vuorokaudenaikaisiin happipitoisuuden vaihteluihin (Thomann & Mueller 1987).

Ravinnekuormitus aiheuttaa usein selkeän vasteen joen kalastossa, vaikka vaikutusmekanismi kulkenee lähinnä happipitoisuuden kautta. Pohjanmaan joissa kokonaisfosforipitoisuuden kasvaessa herkkien kalalajien kuten taimen, harjus, made ja kivenuoliainen, osuus pieneni ja kestävien lajien (särki, ahven, kiiski, säyne, nahkiainen, salakka, kivisimppu, ruutana) osuus kasvoi (Myntti 2005). Voimakkaasti ravinnekuormitetuissa Berliinin alueen jokivesissä kokonaan hävinneitä lajeja ovat mm. lohi ja kivenuoliainen. Edelleen tavattavia lajeja ovat mm. made, ahven, hauki, kiiski, särki, salakka, lahna, kymmenpiikki ja kolmipiikki (Wolter ym. 2000). Vantaanjoella jätevesikuormitusta hyvin sietäviä lajeja näyttivät olevan törö, made ja kivisimppu (Saura ym. 2005).

Eri kalalajeilla on erilainen sietokyky happipitoisuuden alenemisen suhteen. Verrattuna muihin kalalajeihin taimen on erityisen herkkä alhaisille happipitoisuuksille (Svoboda ym. 1993). Vapaasti uivat taimenet voivat sietää happipitoisuuksia 5-5,5 mg/l, mutta suotuisissa oloissa hapen saturaaion pitäisi olla vähintään 80 % (Mills 1971). Myös mutu ja kivenuoliainen vaativat suhteellisen korkean happipitoisuuden (Doudorff & Shumway 1970). Verrattain kestäviä lajeja happipitoisuuden suhteen ovat esimerkiksi hauki, ahven, lahna ja särki (Svoboda ym. 1993). Lohikalat vaativat yleensä pitoisuuksia 8-10 mg/l ja särkikalat 6-8 mg/l (Svoboda ym. 1993). Kalat kärsivät hapenpuutteesta helpommin korkeissa kuin matalissa lämpötiloissa, sillä kalojen hapen kulutus kasvaa voimakkaasti lämpötilan noustessa. Heikentynyt, mutta ei vielä letaali happipitoisuus vaikuttaa kaloihin esimerkiksi lisäämällä hengitystiheyttä, vähentämällä uintikykyä ja kasvunopeutta (Barton & Taylor 1996). Heikentynyt happipitoisuus voi lisätä joidenkin pohjaeläinlajien kuolleisuutta ja driftiytymistä eli irrottautumista virran vietäväksi, mikä heikentää kalojen ravintotilannetta (Barton & Taylor 1996).

Jokivesien happipitoisuuden muutoksella on usein havaittu selkeä vaste kalastoon. Happipitoisuuden nousu selitti vedenlaatuomuuksista parhaiten kalakannan muutosta Etelä-Ruotsin joissa 1960-luvulta 1990-luvulle (Eklöv ym. 1998). Taimen ja kivenuoliainen runsastuivat happipitoisuuden parantuessa. Taimenten poikasten (0+) tiheys oli suurin kapeissa jokiuomissa, joissa oli korkea happipitoisuus (Eklöv ym. 1999). Kalatiheys oli suurin Espanjan runsashappisissa joissa (Vila-Gispert 2002). Kalayhteisöindeksin (IBI) korreloi voimakkaammin happipitoisuuden kuin ravinteiden määrän kanssa (Bramblett ym. 2005).

3.2.3 Happamuus ja metallien myrkkyyvaikutus

Metsä- ja maatalouteen liittyvä ojien kaivaminen ja muu maan muokkaus aiheuttavat muutoksia maaperän vesitaloudessa ja valumavesien happamuudessa. Metsäojitus saattaa aluksi nostaa puroveden pH:ta, mutta ajan myötä vähentää maaperän puskuri-kykyä, mikä johtaa taas happamoitumiseen (Sallantaus 1995). Kunnostusojitus useimmiten kohottaa valumavesien pH:ta (Ahtiainen ym. 1995). Pohjanmaan ns. alunamailla eli happamilla sulfaattimailla maa- tai metsätalouteen liittyvä ojien kaivaminen aiheuttaa erityisen voimakasta happamoitumista. Kun pohjaveden pintaa lasketaan sulfidikerrokseen saakka, alkaa sulfidi hapettua rikkihapoksi, joka muodostaa helposti veteen liukenevia happamia suoloja. Myös mustaliuskekallooperän alueilla ojituksista seuraa voimakas valumavesien happamoituminen (Aronsoo & Diar 2006).

Happamuuden lisääntyessä kasvaa myös alumiinin ja raudan myrkkyyvaikutus kaloille. Metsätalouteen ja turvetuotantoon liittyvät ojitukset aiheuttavat alumiinin lisääntyvää liukoisuutta turvekerroksesta ja syvemmistä maakerroksista (Berquist ym. 1984). Raudan pitoisuuksien on havaittu kasvavan turvetuotannon vaikutuksesta (Hynninen & Koskinen 1987). Humus kuitenkin lieventää alumiinin ja raudan toksista vaikutusta (Vuorinen ym. 1995, Lien ym. 1996), millä on merkitystä varsinkin turvetuotannon kuormitusvaikutuksia ajatellen. Metsäojan kaivamisen aikana puroveden rautapitoisuus saattaa nousta erittäin korkeaksi (Ahvonen ym. 1993). Metsäojitus- ja turvetuotantoalueiden vesillä voi olla kaloille myrkyllisiä vaikutuksia etenkin kevään sulamisvesien ja syysateiden aikana, jolloin myös veden pH on matalimmillaan (Vuorinen ym. 1995).

Happamuudelle herkkiä kalalajeja ovat esimerkiksi särki ja taimen. Taimenella voi olla vaikeuksia suolatasapainon kanssa pH 4,5:ssä (McWilliam 1982). Isojoen vesistöalueen happamimmissa latvapuroissa oli pienin tammukattiheys (Jutila ym. 1998, 2001). Happamuus rajoittaa taimenen esiintymistä Skotlannin virtavesissä (McCartney ym. 2003). Kalkitus lisäsi taimenen ja lohen tiheyksiä ruotsalaisissa joissa (Degerman & Appelberg 1992). Vastakuoriutuneet poikaset ovat yleensä herkempiä happamuudelle.

Kohonneet alumiinipitoisuudet yhdessä 4,5-5,5 pH happamuuden kanssa lisäsivät taimenen kuolleisuutta (Brown 1983). Rauta aiheutti jo lievästi happamassa (pH 6) vedessä vaurioita taimenen kiduksille (Peuranen ym. 1994). Kesänvanha taimen oli laboratoriokokeissa vastaavanikäistä harjusta herkempi alumiinille ja raudalle (Vuorinen ym. 1995).

4. Tutkimus maa- ja metsätalouden hajakuormituksen vaikutuksista järvien kalastoon ja kalaperusteiseen ekologisen tilan luokitteluun

4.1. Aineisto ja menetelmät

Tutkimukseen sisältyi 193 järveä tai järviä, joista 100 kohdetta määriteltiin asiantuntija-arviona lähellä luonnontilaa oleviksi vertailujärviksi (R), 78 tapausta pääasiassa maatalouden kuormittamiksi (H_ma) ja 15 kohdetta pääasiassa metsätalouden kuormittamiksi (H_me) järviksi (taulukko 1). Eniten kohdejärviä oli järvityypeistä 1, 2 ja 6 ja vähiten tyypeistä 3, 5 ja 7 (järvityypit ks. liite 1). Kala-aineisto oli peräisin vuosien 1995-2006 standardinmukaisista verkkokoekalastuksista (esim. Olin ym. 1998) ja kattoi melko hyvin koko Suomen pohjoisinta Lappia lukuun ottamatta. Kohdejärvistä oli myös alueellisten ympäristöviranomaisten keräämät morfologiset (pinta-ala, maksimisyvyys) ja vedenlaatutiedot (pH, kemiallinen hapenkulutus, väri, sameus, näkösyvyys, kokonaisfosfori (TP), -typpi (TN) ja *a*-klorofylli). Maatalouden hajakuormitusta kuvaavat valuma-alueen peltoprosentit kohdejärville saatiin käyttöön Suomen ympäristökeskuksesta.

Taulukko 1. Kohdejärvien lukumäärä järvityypeittäin. R = vertailujärvi, H_ma = pääasiassa maatalouden kuormittama järvi, H_me = pääasiassa metsätalouden kuormittama järvi. Tyypeistä 10 ja 11 ei ollut aineistoa.

Tyyppi	R	H_ma	H_me	Yhteensä
1	24	10	2	36
2	18	12	1	31
3&5	7	4	2	13
4	11	7	-	18
6	21	5	4	30
7	6	3	-	9
8	6	10	2	18
9	6	9	4	19
12	1	18	-	20
Yhteensä	100	78	15	194

Kohdejärville tehtiin kaloihin perustuva ekologinen luokitus käyttäen viittä muuttujaa: kokonaisbiomassa (g/verkkoyö), kokonaisyksilömäärä (lkm/verkkoyö), särkikalojen biomassaosuus (paino%), petomaisten ahvenkalojen biomassaosuus (paino%) ja indikaattorilajit. Muuttujille määritettiin ekologinen laatusuhde (EQR) käyttäen Tammi ym. (2006) kuvaamaa laskentatapaa päivitettyillä vertailuarvoilla ja luokkarajoilla (taulukot 2 ja 3). Muuttujien EQR-arvot skaalattiin asteikolle 0-1. Lopuksi laskettiin keskimääräinen EQR-arvo (EQR_4), joka saatiin muuttujien ”biomassa”, ”yksilömäärä”, ”särkikalojen biomassaosuus” ja ”indikaattorilajit keskiarvona.

Taulukko 2. Kalaluokittelumuuttujien vertailuarvot (VA) ja luokkarajat (E/H = erinomainen/hyvä, H/T = hyvä/tydyttävä, T/V = tyydyttävä/välttävä ja V/Hu = välttävä/huono) järviyypeittäin muuttujan alkuperäisellä (arvo) ja EQR-asteikolla (EQR).

Muuttuja	Tyyppi	arvo					EQR			
		VA	E/H	H/T	T/V	V/Hu	E/H	H/T	T/V	V/Hu
Biomassa (pienet biomassat)	1	863	259	194	130	65	0,300	0,225	0,150	0,075
	2	898	227	170	113	57	0,253	0,189	0,126	0,063
	3&5	596	384	288	192	96	0,644	0,483	0,322	0,161
g/verkkoyö	4	895	614	460	307	153	0,686	0,514	0,343	0,171
	6	715	236	177	118	59	0,330	0,248	0,165	0,083
	7	1628	937	703	469	234	0,576	0,432	0,288	0,144
	8	1552	1001	751	501	250	0,645	0,484	0,322	0,161
	9	997	661	495	330	165	0,662	0,497	0,331	0,166
	12	2224	588	441	294	147	0,264	0,198	0,132	0,066
Biomassa (suuret biomassat)	1	863	1240	1493	1874	2518	0,696	0,578	0,460	0,343
	2	898	1229	1475	1843	2457	0,730	0,609	0,487	0,365
	3&5	596	841	1024	1308	1812	0,708	0,582	0,455	0,329
g/verkkoyö	4	895	987	1231	1634	2431	0,906	0,727	0,548	0,368
	6	715	822	973	1193	1540	0,870	0,735	0,600	0,464
	7	1628	2327	2673	3138	3801	0,699	0,609	0,519	0,428
	8	1552	2003	2363	2880	3688	0,775	0,657	0,539	0,421
	9	997	1456	1834	2478	3816	0,685	0,544	0,402	0,261
	12	2224	2224	2653	3288	4323	1,000	0,838	0,676	0,514
Yksilömäärä (pienet yksilömäärät)	1	32,9	14,9	11,2	7,5	3,7	0,454	0,341	0,227	0,114
	2	38,0	10,6	7,9	5,3	2,6	0,278	0,209	0,139	0,070
	3&5	30,8	18,6	14,0	9,3	4,7	0,606	0,454	0,303	0,151
lkm/verkkoyö	4	38,6	24,1	18,1	12,1	6,0	0,625	0,468	0,312	0,156
	6	25,9	8,5	6,4	4,3	2,1	0,330	0,247	0,165	0,082
	7	54,8	34,4	25,8	17,2	8,6	0,628	0,471	0,314	0,157
	8	53,4	51,3	38,5	25,7	12,8	0,961	0,721	0,481	0,240
	9	35,3	29,9	22,4	14,9	7,5	0,845	0,634	0,423	0,211
	12	94,5	29,9	22,4	15,0	7,5	0,317	0,237	0,158	0,079
Yksilömäärä (suuret yksilömäärät)	1	32,9	48,3	59,7	78,0	112,7	0,682	0,552	0,422	0,292
	2	38,0	51,4	63,2	82,0	116,8	0,739	0,601	0,463	0,325
	3&5	30,8	38,6	47,3	60,8	85,3	0,796	0,651	0,506	0,361
lkm/verkkoyö	4	38,6	47,5	60,3	82,2	129,5	0,812	0,641	0,470	0,298
	6	25,9	31,0	37,8	48,5	67,4	0,833	0,683	0,534	0,384
	7	54,8	88,6	106,7	134,1	180,6	0,618	0,513	0,408	0,303
	8	53,4	84,4	98,4	118,0	147,3	0,633	0,543	0,453	0,363
	9	35,3	44,7	57,7	81,5	138,3	0,790	0,612	0,434	0,256
	12	94,5	94,4	114,1	144,2	195,8	1,001	0,828	0,655	0,482
Särkikalojen biomassa- osuus	1	35,9	53,9	60,9	70,0	82,4	0,666	0,589	0,513	0,436
	2	59,1	65,9	74,3	85,3	83,0	0,844	0,758	0,672	0,585
	3&5	37,5	44,9	52,1	62,0	76,6	0,835	0,720	0,605	0,490
%	4	40,5	45,8	52,9	62,8	77,1	0,885	0,765	0,645	0,525
	6	58,7	65,4	74,0	85,0	69,4	0,633	0,567	0,502	0,437
	7&8&9	50,5	65,3	71,5	79,0	88,3	0,773	0,706	0,639	0,572
	12	55,3	55,3	62,2	71,2	83,2	1,000	0,888	0,776	0,665

Taulukko 2. ...jatkoa.

Muuttuja	Tyyppi	arvo					EQR			
		VA	E/H	H/T	T/V	V/Hu	E/H	H/T	T/V	V/Hu
Petomaisten	1	28,1	17,8	13,4	8,9	4,5	0,635	0,476	0,317	0,159
ahven- ja	2	28,1	17,8	13,4	8,9	4,5	0,635	0,476	0,317	0,159
kuhayksilöiden	3&5	21,2	18,4	13,8	9,2	4,6	0,868	0,651	0,434	0,217
biomassa- osuus	4	38,6	36,0	27,0	18,0	9,0	0,932	0,699	0,466	0,233
	6	29,5	22,5	16,9	11,3	5,6	0,764	0,573	0,382	0,191
	7	21,3	15,5	11,7	7,8	3,9	0,729	0,547	0,364	0,182
%	8	13,5	9,1	6,8	4,6	2,3	0,674	0,505	0,337	0,168
	9	32,5	29,9	22,4	14,9	7,5	0,920	0,690	0,460	0,230
	12	21,5	21,0	15,7	10,5	5,2	0,975	0,731	0,488	0,244

Taulukko 3, Indikaattorilajit -muuttujan EQR-laskenta. Vain luontaisesti lisääntyvät kannat huomioidaan. Lajiryhmän 2 lajit eivät tuota lisäpisteitä. jos lajiryhmän 1 laji/lajeja esiintyy. Indikaattorilajin tiedetty häviäminen vähentää luokitusta alempaan luokkaan (esim. hyvä -> tyydyttävä).

EQR	Kriteeri, >200 ha järvet	Kriteeri, <200 ha järvet
0,8	Lajiryhmä 1: nieriä, siika, mutu, kivenuoliainen tai härkäsimppu +0,05 pistettä kustakin lisälajista	kuten >200 ha järvissä
0,6	Lajiryhmä 2: made, taimen, muikku, harjus, kivisimppu, kirjoeväsimppu tai kymmenpiikki +0,05 pistettä kustakin lisälajista	Normaali populaatorakenne: ahven, hauki ja/tai särki
0,4	Normaali populaatorakenne: ahven, hauki ja/tai särki	Epänormaali populaatorakenne: ahven, hauki ja/tai särki
0,2	Epänormaali populaatorakenne: ahven, hauki ja/tai särki	Hyvin epänormaali populaatorakenne: ahven, hauki ja/tai särki

Järviryhmien välisiä eroja vedenlaatutekijöissä testattiin varianssianalyysillä, jossa luokittelevina muuttujina olivat paine (R, H_ma, H_me). Ennen analyysiä muuttujien jakaumat normalisoitiin tarvittaessa ln-muunnoksella. Kalamuuttujien EQR-arvojen jakaumaa ln-muunnos ei normalisoinut, joten kalamuuttujissa käytettiin ei-parametristä varianssianalyysiä. Parittaiset vertailut tehtiin Tukeyn-testillä. Arvioitaessa valuma-alueen peltoprosentin vaikutusta kalamuuttujiin käytettiin Spearmanin järjestyskorrelaatiota.

4.2. Tulokset

4.2.1 Morfologiset ja vedenlaatutekijät vertailu- ja kuormitetuissa järvissä

Tutkimusjärvien koko oli vertailujärvissä (R) jonkin verran pienempi kuin pääasiassa maatalouden kuormittamissa järvissä (H_ma); metsätalouden kuormittamien järvien joukossa oli keskimäärin pienempiä järviä kuin muissa ryhmissä, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 4). Vertailujärvet olivat muita järviä jonkin verran syvempiä.

Vertailujärvien pH, hapenkulutus, sameus sekä ravinne- ja klorofyllipitoisuudet olivat pienempiä ja näkösyvyys suurempi kuin kuormitetuissa järvissä (taulukko 3). Ravinnetpitoisuudet ja sitä myötä klorofyllipitoisuus olivat suurimmat maatalouden kuormittamissa järvissä.

Peltoprosentti korreloi positiivisesti järvien ravinnemäärien ja klorofyllipitoisuuden kanssa (TP: $r_s = 0,998^{**}$; TN: $r_s = 0,622^{**}$, chl-a: $r_s = 0,666^{**}$). Peltoprosentti vertailujärvissä oli keskimäärin 2,2 maatalouskuormitteisissa 17,4 ja metsätalouden kuormittamissa 1,8 %.

Taulukko 4. Vertailu- ja kuormitettujen järvien morfologiset ja veden laatuominaisuudet, ka = keskiarvo ja kh = keskihajonta. Parittaisissa vertailuissa (Tukey) R = 1, H_ma = 2, H_me = 3, * = $p < 0,05$ ja ** = $p < 0,01$. Ei-merkitsevien vertailujen tuloksia ei ole näytetty. Varianssi-analyysin p-arvo: pinta-ala $p = 0,01$, väri $p = 0,07$, muissa tapauksissa $p < 0,01$.

Data	R ka	R kh	H_m a ka	H_m a kh	H_m e ka	H_m e kh	Koko aineis- to	F	r ²	Parittaiset vertailut
Pinta-ala (järviällä, ha)	802	235 0	895	2486	200	198	794	4,36	0,044	1_2*
Maks. syv. (m)	16,2	14,0	10,6	8,6	12,2	12,2	13,6	8,00	0,078	1_2**
pH	6,4	0,7	7,2	0,7	6,7	0,5	6,8	31,12	0,249	1_2**, 2_3*
Hapenkulutus (CODmn, mg/l)	9,3	5,8	10,4	5,1	14,2	4,4	10,2	7,25	0,76	1_3**
Väri (mg Pt/l)	81	105	75	69	100	52	80	2,71	0,028	
Sameus (FNU)	1,1	0,8	5,8	6,3	3,4	5,4	3,3	55,32	0,397	1_2**, 1_3*, 2_3**
Näkösyvyys (m)	3,1	1,8	1,5	0,8	1,5	0,6	2,3	31,28	0,258	1_2**, 1_3**
Kokonaisfosfori (µg/l)	12	7	41	25	28	14	25	93,77	0,497	1_2**, 1_3**
Kokonaistyyppi (µg/l)	377	181	755	344	547	216	544	66,64	0,414	1_2**, 1_3**, 2_3*
a-klorofylli (µg/l)	5	4	23	18	16	15	14	75,22	0,475	1_2**, 1_3**

4.2.2 Kalamuuttujat ja luokittelu

Ihmistoiminnan vaikutuksesta kasvavien muuttujien biomassa, yksilömäärä ja särkikalaosuus arvot olivat suurimmat pääasiassa maatalouskuormitteisten järvien ryhmässä (H_ma) ja pienimmät vertailujärviryhmässä (taulukko 4). Vastaavasti myös näiden muuttujien saamat EQR-luokitukset olivat huonoimmat maatalouskuormitteisissa järvissä ja korkeimmat vertailujärvissä lukuun ottamatta särkikala-muuttujaa, joka sai parhaan keskimääräisen luokituksen metsätalouden kuormittamissa järvissä (H_me) (taulukko 5, kuva 2). Biomassa- ja yksilömäärämuuttujien antama luokitus oli keskimäärin erinomainen vertailujärvissä, mutta tyydyttävä kummassakin kuormitetussa

järviryhmässä. Särkikala-EQR oli luokkaa erinomainen metsätalouden kuormittamisissa ja vertailujärvissä ja hyvä maatalouden kuormittamisissa järvissä.

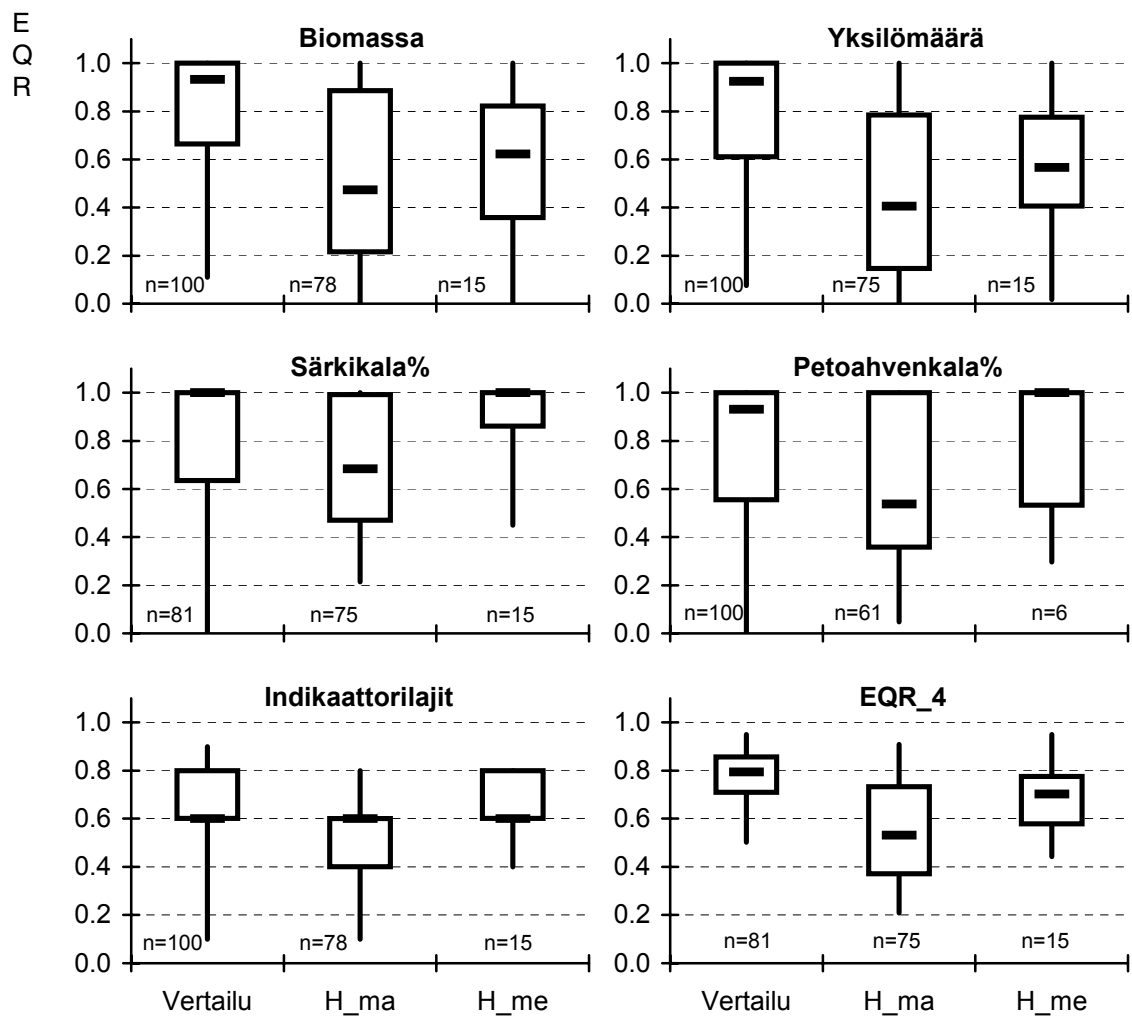
Ihmistoiminnan johdosta pienenevistä muuttujista petomaisten ahvenkalojen osuus oli suurin metsätalouden kuormittamisissa järvissä ennen vertailujärviä ja H_ma -ryhmää (taulukko 5, kuva 2). Kyseisen muuttujan EQR-arvo ei kuitenkaan eronnut vertailujärvissä ja H_me -ryhmässä vaan oli molemmissa keskimäärin lähellä erinomaista luokitusta. Indikaattorilajit -muuttujan antama luokitus oli keskimäärin korkein H_me (hyvä) ja pienin H_ma -ryhmässä (tydyttävä, kuva 1).

Neljän muuttujan (biomassa, yksilömäärä, särkikalaosuus, indikaattorilajit) antama keskimääräinen luokitus (EQR_4) oli korkein vertailujärvissä (ka lähes erinomainen), toiseksi korkein H_me -ryhmässä (ka = hyvä) ja matalin H_ma -ryhmässä (ka = tyydyttävä) (taulukko 4, kuva 2).

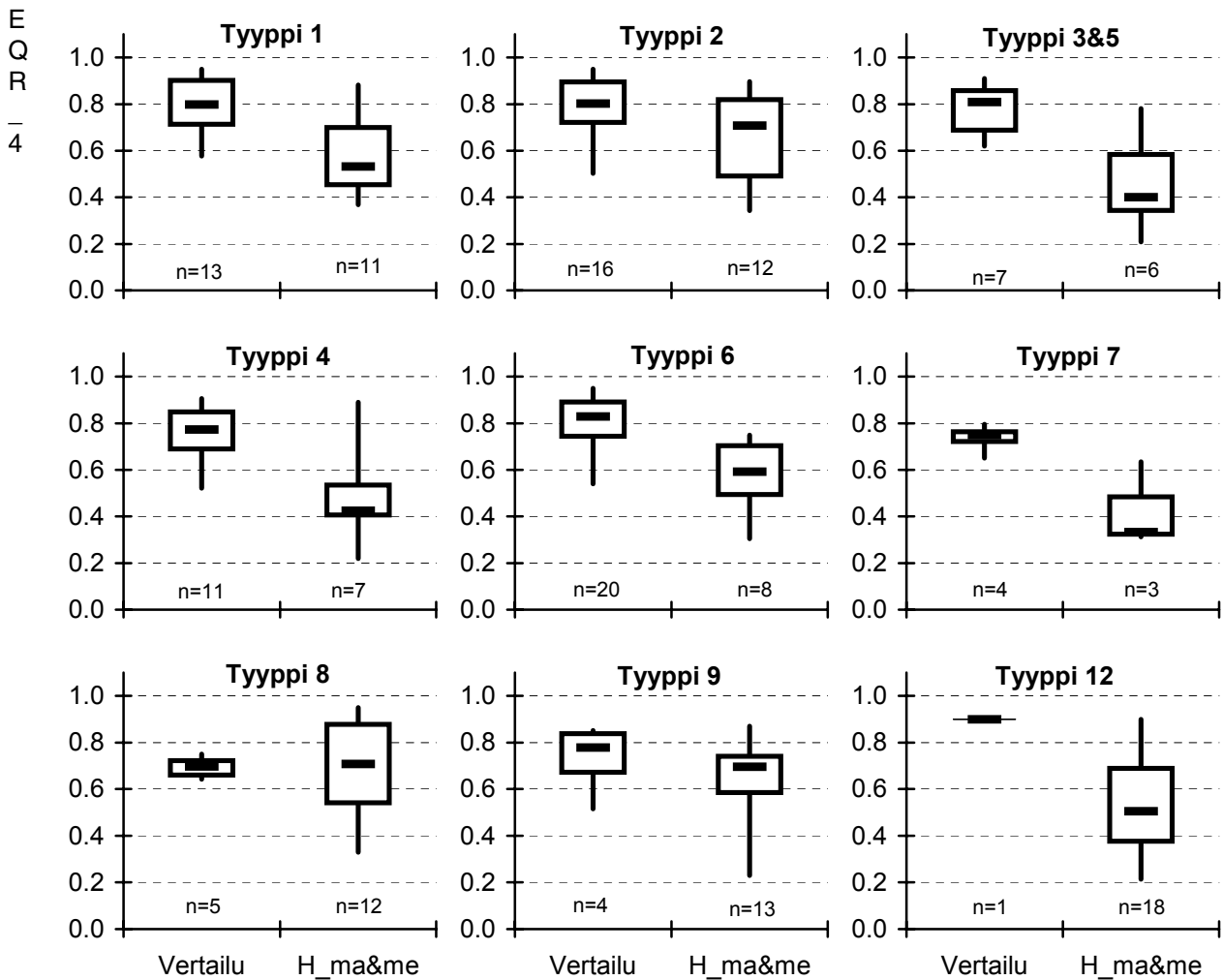
Järvityypeittäin tarkasteltuna kalamuuttujien antama keskimääräinen ekologinen luokitus (EQR_4) oli pääsääntöisesti korkeampi vertailu- kuin kuormitetuilla järvillä ($F = 4,24$, $r^2 = 0,348$, $p < 0,01$, kuva 3). Tyypissä 8 kuitenkin kuormitettujen järvien keskimääräinen luokitus oli hieman korkeampi vaikkakin hajonta oli suuri ($p = ns$). Suurin ero luokituksessa vertailu ja kuormitettujen järvien välillä oli tyypeissä 7, 3&5, 4 ja 6, joista vain tyyppissä 6 ero oli tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,05$).

Taulukko 5. Muuttujien keskimääräiset ($\pm 95\%$ luottamusväli) alkuperäiset ja EQR-arvot eri järviryhmässä. R = vertailujärvi, H_ma = maa- ja metsätalouden kuormittama järvi, H_me = metsätalouden kuormittama järvi. Varianssianalyysin p-arvot olivat kaikissa tapauksissa $< 0,01$.

Muuttuja	Yksikkö	R	H_ma	H_me	Yhteensä	F	r ²	Vertailut
Biomassa	g/verkkoyö	985 \pm 128	2224 \pm 324	1645 \pm 37 4	1532	38,23	0,289	1_2**, 1_3**
	EQR	0,81 \pm 0,0 5	0,53 \pm 0,08	0,56 \pm 0,1 6	0,68	18,42	0,162	1_2**, 1_3**
Yksilömäärä	lkm/verkkoyö	40,0 \pm 4,7	116,9 \pm 20, 2	63,4 \pm 21, 2	72,5	50,39	0,350	1_2**, 1_3*, 2_3*
	EQR	0,81 \pm 0,0 4	0,47 \pm 0,08	0,58 \pm 0,1 5	0,66	20,85	0,182	1_2**, 1_3*
Särkikalojen biomassaosuus	paino%	34,5 \pm 4,7	56,6 \pm 3,9	41,7 \pm 9,4	44,2	26,06	0,215	1_2**, 2_3**
	EQR	0,82 \pm 0,0 5	0,69 \pm 0,06	0,89 \pm 0,0 9	0,77	9,58	0,102	1_2**, 2_3**
Petoahvenkalojen biomassaosuus	paino%	29,1 \pm 3,8	17,4 \pm 3,6	48,0 \pm 23, 9	25,3	9,52	0,104	1_2**, 2_3*
	EQR	0,76 \pm 0,0 6	0,60 \pm 0,07	0,78 \pm 0,2 7	0,70	5,83	0,066	1_2**
Indikaattorilajit	EQR	0,61 \pm 0,0 4	0,54 \pm 0,04	0,68 \pm 0,0 6	0,59	5,21	0,052	1_2*, 2_3*
EQR_4	EQR	0,78 \pm 0,0 2	0,56 \pm 0,05	0,68 \pm 0,0 8	0,67	29,94	0,263	1_2**, 1_3*

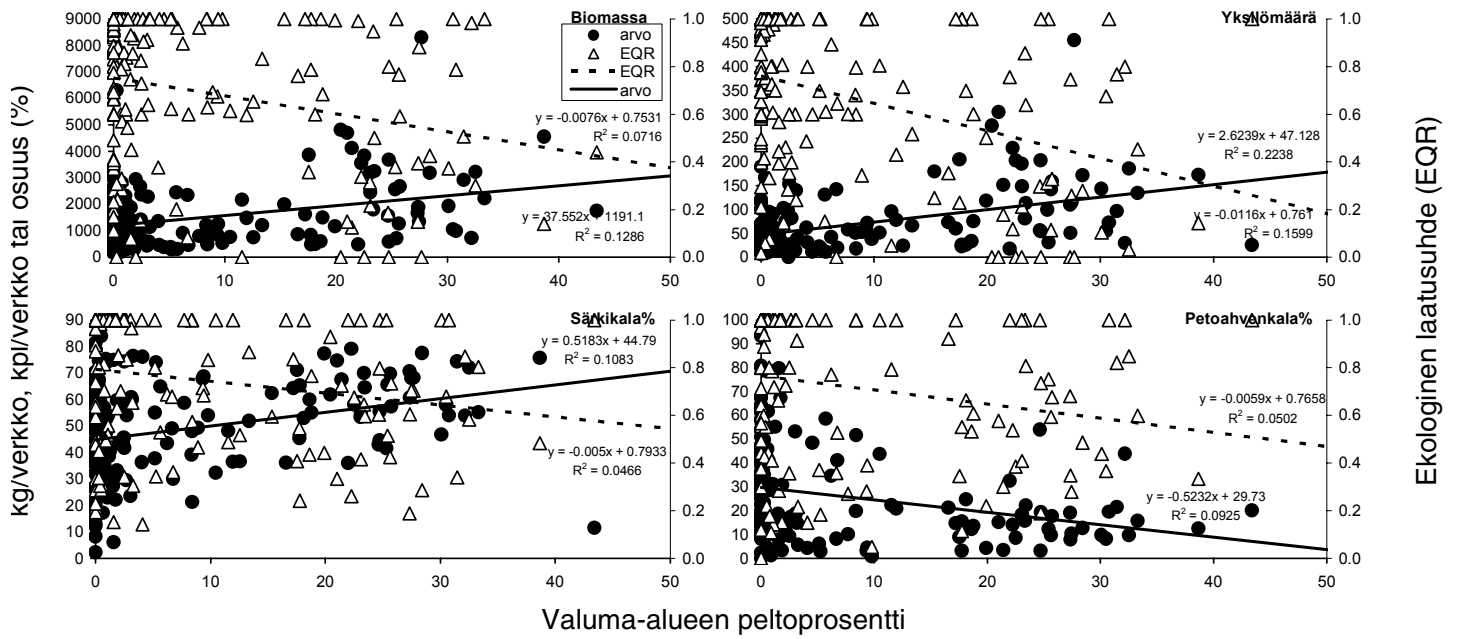


Kuva 2. Kalamuuttujien antama ja keskimääräinen ekologinen luokitus (EQR_4) vertailu- ja kuormitetuilla järvillä. Viiksilaatikoissa on esitetty havaintojen minimi, alakvartiili, mediaani, yläkvartiili ja maksimi. Laatikoiden alla havaintojen määrä

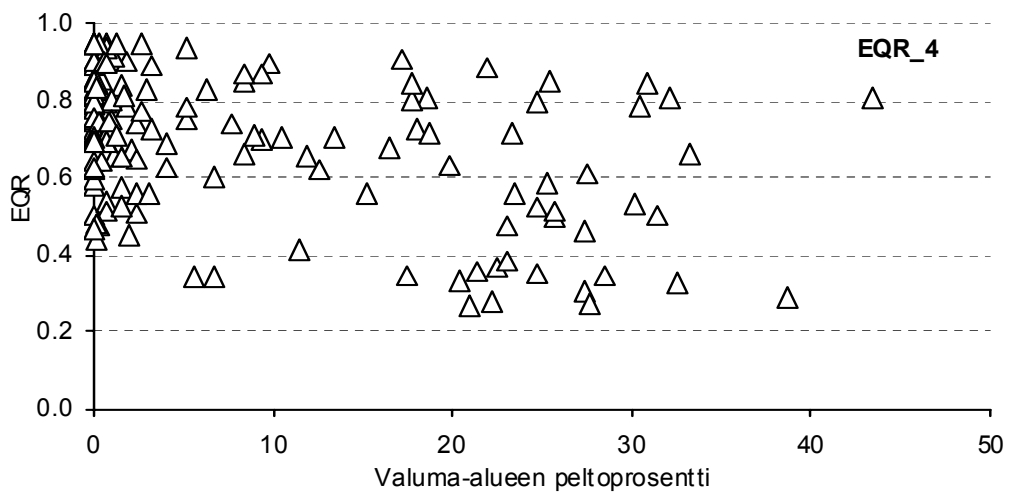


Kuva 3. Kalamuuttujien keskimääräinen ekologinen luokitus (EQR_4) vertailu- ja kuormitetuilla järvillä järvityypeittäin. Havaintojen vähäisyyden vuoksi kaikki hajakuormitetut järvet on yhdistetty.

Tarkasteltaessa valuma-alueen peltoprosentin vaikutusta kalamuuttujiin, biomassa ($r_s = 0,538^{**}$), yksilömäärä ($r_s = 0,221^{**}$) ja särkikalaosuus ($r_s = 0,397^{**}$) kasvoivat ja petoahvenkalaosuus pieneni ($r_s = 0,360^{**}$) peltoprosentin suuretessa, vaikkakin hajonta oli suurta (kuva 4). Muuttujien EQR-arvojen ja peltoprosentin välinen riippuvuus oli negatiivinen: biomassa ($r_s = -0,350^{**}$), yksilömäärä ($r_s = -0,198^*$), särkikalaosuus ($r_s = -0,354^{**}$) ja petoahvenkalaosuus ($r_s = -0,224^{**}$). Sen sijaan keskimääräisen ekologisen luokituksen (EQR_4) ja peltoprosentin välillä ei ollut riippuvuutta järjestyskorrelaatiolla tarkasteltuna (kuva 5). Regressioanalyysillä tarkasteltuna (arcsin-muunnos peltoprosentille ja ln-muunnos EQR4:lle) peltoprosentin vaikutus EQR4-arvoon oli kuitenkin merkitsevä ($F = 35,400$, $r^2 = 0,192$, $p < 0,01$, $x = 0,555-0,418y$).



Kuva 4. Kalaluokittelumuuttujat suhteessa valuma-alueen peltoprosenttiin. Sekä muuttujan alkuperäiset arvot että EQR-arvot on esitetty.



Kuva 5. Kalaperusteinen keskimääräinen ekologinen luokitus (EQR_4) suhteessa valuma-alueen peltoprosenttiin.

4.3 Tulosten tarkastelu

Kuormitetut järvet olivat vedenlaadultaan selvästi vertailujärviä huonompia. Varsinkin pääasiassa maatalouden kuormittamisissa järvissä näkösyvyys oli alhainen, ravinnepitoisuudet korkeat ja kasviplanktonbiomassa klorofyllipitoisuuden perusteella suuri. Em. järviryhmän korkea pH-keskiarvo lienee voimakkaan kasviplankton tuotannon aiheuttama ja suuri sameuskeskiarvo voi liittyä siihen, että suuri osa tutkituista maatalouden kuormittamista järvistä oli savikkoalueilla. Valuma-alueen peltoprosentin vaikutus kohdejärvien ravinne- ja klorofyllipitoisuuksiin sopii hyvin aikaisempien tutkimusten antamaan kuvaan maataloudesta merkittävänä hajakuormituksen lähteenä (esim. Kauppi 1978, Ahola & Usikämpä 1990). Kemiallinen hapenkulutus ja väriluku olivat keskimäärin suurimpia metsätalouden kuormittamisissa järvissä. Metsätalous voi lisätä järveen tulevaa orgaanisen aineksen kuormaa, mikä lisää humuspitoisuutta ja värilukua, sekä hapen kulutusta (esim. Ahvonen ym. 1992). Suuri osa vertailujärvistä on runsashumuksisia järviä (tyyppi 6), mikä nostaa tämän järviryhmän väriluvun keskiarvoa.

Erot järviryhmiä kuormituksessa ja veden laadussa heijastuivat myös kalamuuttujiin ja kalaperusteiseen luokitteluun. Koekalastussaaliin kokonaisbiomassan, yksilömäärän ja särkikalaosuuden kasvu sekä petomaisten ahvenkalojen osuuden pieneneminen hajakuormituksen (pelto%) kasvaessa on havaittu useissa aikaisemmissa rehevöitymisen vaikutuksia koskeissa kalayhteisötutkimuksissa (esim. Persson ym. 1991, Olin ym. 2002). Kalamuuttujien antamia luokitustuloksia vertaillaessa näyttäisi siltä, että yksilömäärä-muuttuja olisi herkin hajakuormituksen aiheuttamia muutoksia kuvaava kalamuuttuja. Myös muiden kala-muuttujien antamat tulokset olivat riippuvaisia kuormituksesta, ja neljän muuttujan keskiarvona saatava EQR_4 antoi tarkemman luokituksen kuin pelkkä yksilömäärä-muuttuja. Pääasiassa maatalouden kuormittamat järvet erosivat vertailujärvistä selvemmin kuin metsätalouden kuormittamat. Muuttujissa särkikalojen osuus ja petomaisten ahvenkalojen osuus keskimääräinen luokitus oli metsätalouden kuormittamisissa järvissä jopa parempi kuin vertailujärvissä. Nämä muuttujat eivät välttämättä sovellu metsätalouden kuormitusvaikutusten arvioimiseen. Metsätalouden kuormittamien järvien vähäisen määrän vuoksi tulos voi kuitenkin joutua myös sattumasta. Kolmas mahdollinen selitys on kalastuspaine, joka metsätalouden kuormittamisissa syrjäisissä järvissä voi olla pienempi kuin vertailujärvissä keskimäärin.

Indikaattorilajit –muuttujan arvoihin ja toimivuuteen vaikutti se, että käytössä oli vain verkkokoekalastusten antama lajitieto, jolloin osa harvinaisemmista tai vaikeasti pyydystettävistä indikaattorilajeista on jäänyt pyynnin ulkopuolelle.

Järvien määrä eri järvityypeissä vaihtelee niin paljon, että tyyppien välisistä eroista tarkasteltaessa vertailu- ja kuormitettujen järvien luokitusta on vaikea löytää selvää syytä. Kuormitustaso kuitenkin todennäköisesti vaihtelee järvityyppien välillä ja joissakin tyypeissä vertailu- ja kuormitettujen järvien väliset erot voivat olla melko pieniä, mikä vaikuttaa saataviin luokittelu-eroihin.

Kaloihin perustuva järvien ekologinen luokittelu näyttäisi nykyisessä muodossaan melko järkevästi osoittavan, varsinkin maataloudesta johtuvan, hajakuormituksen vaikutuksen järven ekologiseen tilaan.

5. Tutkimus maatalouden aiheuttaman kuormituksen vaikutuksista virtavesien kalastoon ja kalaperusteiseen ekologisen tilan luokitteluun

5.1 Aineisto ja menetelmät

Käytimme kalatiheyksien osalta aineistona 580 sähkökalastuksen tuloksia 90 joelta ympäri maattamme. Aluksi aineistosta poistettiin kaksi voimakkaan pistekuormituksen alaista kohdetta. Yhden poistopyynnin periaatteella tehdyt sähkökalastukset on tehty loppukesällä tai syksyllä (heinäkuun puolivälistä lokakuun loppuun) niin, että kaikkien kalalajien kesänvanhat (0+) poikaset ovat kalastettavassa koossa. Aineistossa on mm. seuraavat muuttujat: kalalajikohtaiset tiheydet ja biomassat, uoman leveys, yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala, korkeus merenpinnasta ja uoman tila (perattu / kunnostettu / luonnontilainen). Lohen ja taimenen kesänvanhat poikaset on eroteltu kokojakauman perusteella omiksi ryhmikseen. Veden laadusta on haettu ympäristöhallinnon HERTTA-tietojärjestelmästä tiedot seuraavista muuttujista: kokonaisfosfori, hapen saturaatio (talvi ja avovesikausi), pH, väri, kemiallinen hapenkulutus ja kiintoaineen määrä talvella.

Ympäristöolosuhteista johtuvan hajonnan pienentämiseksi aineistosta valittiin tarkemman tutkimuksen kohteeksi vesipuidedirektiivin mukaisen jokityypittelyn mukaisesti keskisuuret turvemaiden joet, joiden yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala 100-1000 km² ja turvemaan osuus valuma-alueen pinta-alasta yli 25 %. Valittu aineisto käsitti 108 sähkökalastuskoealaa 27 joelta. Koealoista 39 luokiteltiin vertailukoskiksi ja 69 vaikutuskoskiksi.

Maatalouden hajakuormituksen voimakkuuden arvioimiseksi kerättiin tieto peltojen pinta-alan prosentuaalisesta osuudesta sähkökoekalastusalojen yläpuolisella valuma-alueella. Tästä käytetään myöhemmin nimitystä peltoprosentti. Muut hajakuormituksen vähäisemmät osatekijät, kuten metsätalous, laskeuma, haja- ja loma-asutus tai turvetuotanto, jätettiin tässä tarkastelussa huomiotta (vrt. kuva 1).

Sähkökoekalastusten antamien kalatiheyksien pohjalta laskettiin joen ekologista tilaa kuvaava kalaindeksi, joka koostui viidestä kalayhteisömuuttujasta: ympäristömuutoksille herkkien lajien (siika, kivisimppu, kirjoeväsimppu, jokinahkiainen, pikkunahkiainen, lohi, taimen, nieriä, harjus) osuus kokonaislajimäärästä, ympäristömuutoksia kestävien lajien (kymmenpiikki, kolmipiikki, ahven, salakka, särki, lahna, ruutana, ankerias) osuus kokonaislajimäärästä, särkikalojen tiheys, lohen ja taimenen kesänvanhojen (0+) yksilöiden tiheys ja lajilukumäärä. Muuttujien arvo mallinnettiin välille 0-1 kertymäfunktioita apuna käyttäen. Kalaindeksi laskettiin näiden muuttujien keskiarvona. Vesipuidedirektiivin mukainen ekologisen laatusuhteen arvo (EQR) laskettiin kalaindeksin arvoista havaitun ja vertailuarvon suhteena. Keski suurten turvemaiden jokien vertailukoskien mediaania käytettiin vertailuarvona. Hyvän ja erinomaisen tilan raja asetettiin vertailukoskien jakauman 25 % fraktiilin rajakohtaan. Muiden luokkien (tyydyttävä, välttävä, huono) raja-arvot asetettiin tasavälein tästä noltaan asti. Käytetyt menetelmät on kuvattu tarkemmin teoksessa Vehanen ym. (2006).

5.2 Tulokset

Maatalouden hajakuormituksen voimakkuuden mittarina käytetty peltoprosentti korreloi voimakkaasti veden laadun kanssa keskisuurissa humuspitoisissa joissa (Taulukko 6.) Vedenlaatumuuttujista voimakkain korrelaatio peltoprosenttiin oli kiintoaineella ja heikoin hapen saturaatiolla. Korrelaatiot olivat odotetun suuntaisia niin, että veden laatu huononi kaikissa muuttujissa peltoprosentin kasvaessa. Koko jokiaiineistossa peltoprosentin korrelaatiot vedenlaatumuuttujiin olivat samansuuntaiset, mutta heikommat.

Taulukko 6. Pearsonin korrelaatiokertoimet ja niiden merkitsevyystaso peltoprosentin (=peltojen osuus valuma-alueen pinta-alasta) ja eri muuttujien kesken keskisuurilla turvemaiden joilla. Aineistona 108 sähkökalastusta 27 joella. Tilastolliset merkitsevyystasot: ** = $p < 0,01$, * = $p < 0,05$ ja NS = ei tilastollista merkitsevyyttä.

Muuttuja	Korrelaatiokerroin
Kiintoaine (talvi)	0,90**
Kokonaisfosfori	0,82**
Väri	0,71**
Kemiallinen hapenkulutus (COD)	0,71**
pH	-0,69**
Hapen saturaatio (kesä) (%)	-0,52**
Hapen saturaatio (talvi) (%)	-0,27**
Kalaindeksi	-0,63**
Herkkien kalalajien osuus lajimäärästä	-0,58**
Kalalajien lukumäärä	-0,47**
Toleranttien kalalajien osuus lajimäärästä	-0,44**
Särkikalojen tiheys	-0,36**
0+ lohen ja taimenen tiheys	-0,14 NS

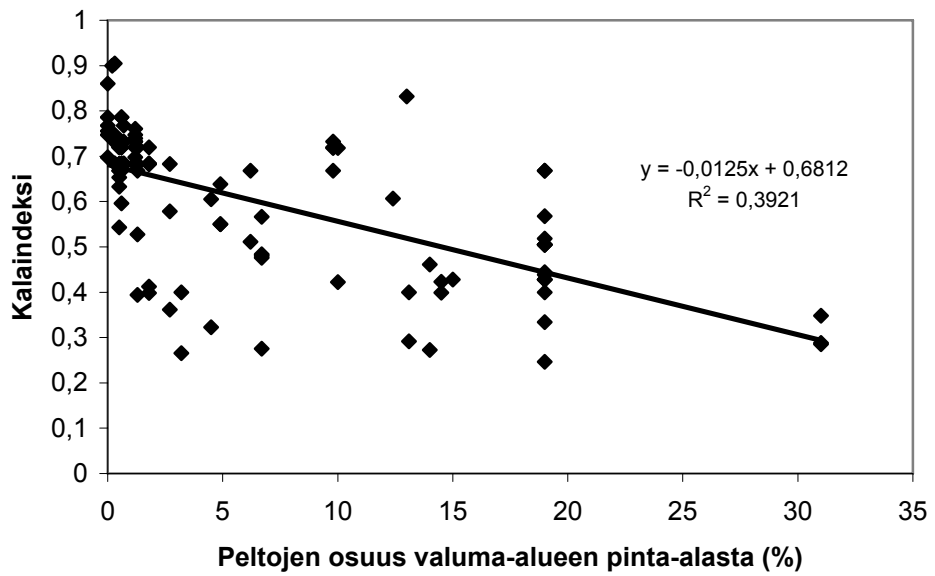
Taulukko 7. Peltoprosentin kanssa tilastollisesti merkitsevästi korreloivien kalatiheyksien korrelaatiokerroimet (Spearman). Tilastolliset merkitsevyystasot kuten taulukossa 6.

<i>Kalalaji</i>	<i>Korrelaatiokerroin</i>
Ahven	0,53**
Kivisimppu	-0,50**
Kirjoeväsimppu	-0,46**
Kiiski	0,45**
Mutu	-0,42**
Taimen	-0,40**
Kivenuoliainen	0,40**
Särki	0,30**
Harjus	-0,24*
Hauki	0,21*

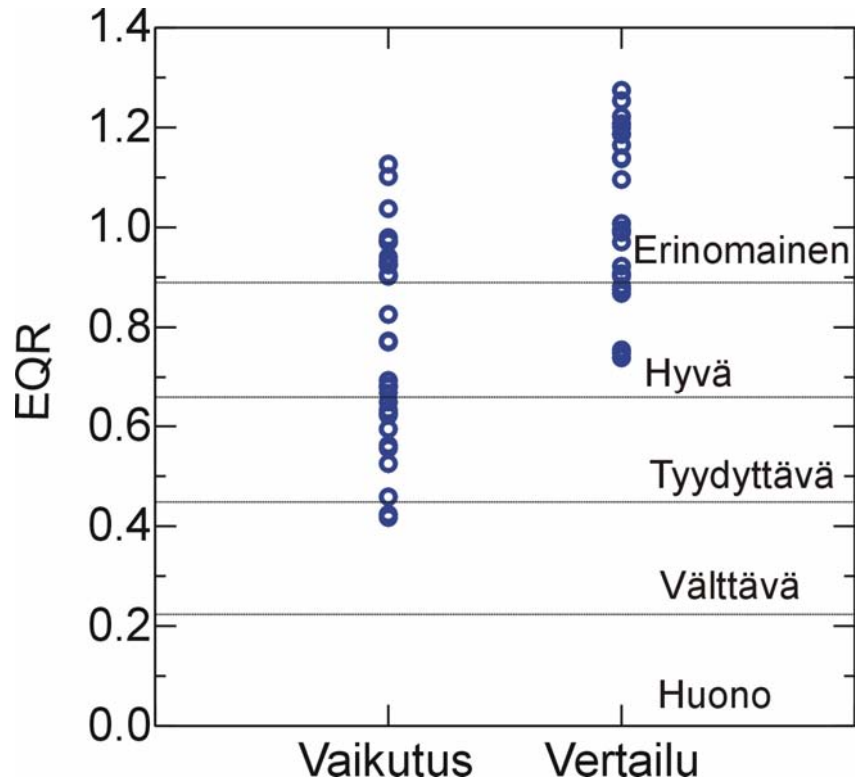
Myös kalaindeksi korreloi tilastollisesti merkitsevästi peltoprosentin kanssa selittäen 39 % sen vaihtelusta (Taulukko 6, Kuva 6). Kalaindeksin viidestä mittarista herkkien kalalajien osuudesta johdettu mittari korreloi voimakkaimmin peltoprosentin kanssa (Taulukko 6). Kesänvanhojen (0+) lohen ja taimenten tiheydestä johdettu mittari ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi peltoprosentin kanssa.

Kalalajikohtaisessa tarkastelussa peltoprosenttina mitattu maatalouden hajakuormitus näytti vähentävän kivisimpun, kirjoeväsimpun, mudun, taimenen ja harjuksen tiheyksiä (Taulukko 7). Sen sijaan ahvenen, kiiskan, kivenuoliaisen, särjen ja hauen tiheydet kasvoivat peltoprosentin kasvun myötä. Muilla riittävän runsaasti aineistossa esiintyneillä kalalajeilla ei todettu tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita peltoprosenttiin.

Keskikokoisten turvemaajokien sähkökalastussaaliisiin perustuvan ekologisen laatutekijän (EQR) arvot osoittivat vertailukoskissa erinomaista tai hyvää tilaa (Kuva 7). Vaikutuskoskien ekologinen tila vaihteli vastaavasti erinomaisesta välttävään. Vertailukoskien yläpuolisesta valuma-alueesta oli peltoa keskimäärin 0,7 % (vaihteluväli 0-1,8 %) ja vaikutuskoskien yläpuolisilla valuma-alueilla vastaavasti keskimäärin 9,9 % (0,3-31,0 %).



Kuva 6. Joen ekologista tilaa kuvaavan kalaindeksin koskikohtaisten arvojen suhde yläpuolisen valuma-alueen peltoprosenttiin keskiuurilla turvemaiden joilla. Kuvassa myös regressiosuoran yhtälö ja selitysaste (R^2).



Kuva 7. Keskiurilla turvemaan jokien ekologisen laatutekijän (EQR) arvot ja tilaluokittelu vaikutus- ja vertailukoskilla.

5.3 Tulosten tarkastelu

Peltoprosentti korreloi keskisuurilla humuspitoisilla joilla voimakkaasti vedenlaatu-muuttujien kanssa, mikä viittaa maatalouden keskeiseen asemaan hajakuormittajana ja kuormittajana yleensä. Maatalouden vesistökuormituksen tiedetään lisäävän varsinkin kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksia (Kauppi 1978, Ahola & Uusikämppä 1990), jotka olivatkin voimakkaimmin sidoksissa peltoprosenttiin. Myös Mebane ym. (2003) havaitsivat erityisen voimakkaan korrelaation peltoprosentin ja joen kiintoainepitoisuuden välillä. Talviaikaisten kiintoainepitoisuuksien käyttö tässä tutkimuksessa perustui olettamukseen, että talvella tuleva kiintoainekuorma on erityisen haitallinen syysku-tuisten kalalajien pohjasorassa hautoutuvalle mädille. Tulosten perusteella maatalous myös happamoitti jokivesiä. Aineistoon kuuluu useita jokia Pohjanmaalta, jossa on alunamaa-alueita. Maatalouden kuormitus vaikuttaa veden happipitoisuuteen pääasias-sa biologisten prosessien kautta suoraan joessa ja jokireitillä olevissa järvissä. Koskien määrällä ja pudotuskorkeudella on suuri vaikutus jokivesien happipitoisuuteen (Edwards & Crisp 1982). Verrattain heikot happipitoisuuksien korrelaatiot peltoprosentin kanssa eivät siis ole yllättäviä.

Kalaindeksin viidestä muuttujasta herkkien kalalajien osuus kokonaistiheydestä korre-loi selvästi voimakkaimmin peltoprosentin kanssa. Muuttujien karsinnalla tai käytetyn jokityypin aineistoon paremmin sopivan muuttujajyhdistelmän etsinnällä olisi kalain-deksin korrelaatiota peltoprosentin kanssa pystynyt edelleen nostamaan. Vastaavassa tutkimuksessa USA:n luoteisosassa kalaindeksin (IBI) korrelaatiokerroin peltoprosen-tin kanssa oli $-0,75$ (Mebane ym. 2003).

Peltoprosentin korrelaatiot yksittäisten kalalajien tiheyksien kanssa olivat yleislinjal-taan samansuuntaisia verrattuna muissa tutkimuksissa saatuihin tuloksiin ja arvioihin lajien herkkyydestä vesistökuormitukselle (esim. Oberdorf & Hughes 1992, FAME project group 2005). Poikkeuksena kuitenkin kivenuoliaisen tiheys korreloi tässä ai-neistossa positiivisesti peltoprosentin kanssa, vaikka esimerkiksi Eklövin ym. (1998) mukaan sen tiheys kasvoi veden happipitoisuutta heikentäneen kuormituksen vähetes-sä Ruotsissa. Myntti (2005) ja Wolter ym. (2000) raportoivat kivenuoliaisen tiheyden laskeneen ravinnekuormituksen seurauksena. Oberdorf & Hughes (1992) luokittelivat kivenuoliaisen ympäristömuutoksille herkäksi kalalajiksi, mutta FAME project group (2005) taas ei luokitellut lajia herkkiin eikä tolerantteihin. Koli (1990) arvioi Suomen levinneisyystietojen perusteella, että kivenuoliainen kestää ainakin jossakin määrin rehevöitynyttä virtaavaa vettä. Ihmistoiminnan vaikutus oli suuri kahdessa kuudesta kivenuoliaisen esiintymäpaikasta Etelä-Ruotsissa (Lundberg 1988). Puunjalostusteol-lisuuden kuormitus ei vaikuttanut kivenuoliaisen tiheyksiin järvien rantavesissä (Bagge & Hakkari 1985).

Kivenuoliaisen tiheyden positiiviseen korrelaatioon peltoprosentin kanssa on aineis-tossamme todennäköisesti vaikuttanut se, että kivenuoliaisen levinneisyys ei ulotu aineistomme pohjoisimpiin jokiin, joiden valuma-alueella peltoprosentti on yleensä pieni. Toiseksi kivenuoliaisen tiheyden on todettu pienentyvän yläjuoksulla ainakin Simojoella, jonka valuma-alueella ei ole merkittävää maatalouden kuormitusta (Joki-kokko & Jutila 1993). Vesistöalueillamme on yleensä vähemmän peltoja yläjuoksulla kuin alajuoksulla. Kivenuoliaisen vastetta hajakuormitukseen kannattaisi jatkossa selvittää maantieteellisesti rajatummalla alueella ja yläjuoksu-alajuoksu gradientin suhteen mahdollisen tasapainoisella aineistolla ennen lopullisia johtopäätöksiä sen herkkyydestä kuormitukselle.

Taimen ei tässä tutkimuksessa noussut voimakkaimmin maatalouden hajakuormituk-sesta kärsiväksi kalalajiksi, kuten ehkä olisi voinut ennakoida joidenkin tutkimusten perusteella (esim. Eklöv ym. 1998 ja 1999, Harding ym. 1998). Tulokseen saattoi osal-taan vaikuttaa se, että erityisesti taimeneen vaikuttavaa vaellusesteiden olemassaoloa ei huomioitu aineistossamme. Lisäksi taimenen istutukset vaikeuttavat kuormitusvas-teiden selvittämistä.

Maatalouden vaikutusta kalayhteisöön on tutkittu niukasti Euroopassa, mutta sitäkin enemmän USA:ssa. Maataloudesta peräisin oleva hajakuormitus vaikutti voimakkaasti kalayhteisöön Wisconsinissa (Lyons ym. 2001). Maanviljelyn määrä oli yhteydessä kalastosta laskettuihin IBI-arvoihin (Mebane ym. 2003). Maatalous vähensi taimenen ja kirjolohen esiintymistä, mutta lisäsi kalaston diversiteettiä, kun sedimentaatiolle tolerantteja lajeja tuli tilalle (Harding ym. 1998). Joissakin tutkimuksissa maatalouden vaikutus kalayhteisöön on arvioitu vähäiseksi (esim. Fitzgerald ym. 1998). Ihmistöiminnan vaikutuksen alaisissa joissa kalaston ajallinen vaihtelu on yleensä suurempaa kuin kuormittamattomissa joissa (Karr et al. 1987, Lyons 2001, Paller 2002). Maatalouden kuormittamissa joissa kalasto arvioitiin kuitenkin kohtalaisen stabiiliksi (Matthews ym. 1988, Hansen & Ramm 1994).

Tämän tutkimuksen lukuisat, tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot peltoprosentin ja eri muuttujien kesken eivät suoraan osoita maatalouden aiheuttaneen kaikkia muutoksia. Peltoprosentti korreloi aineistossa voimakkaasti myös pohjoisuuden (N-koordinaatin) kanssa, joten maatalouden ja pohjoisuuden vaikutuksia ei pysty luotettavasti erottelamaan. Vastaavasti ekologisessa luokittelussa vertailujoet painottuvat voimakkaasti Pohjois-Suomeen. Asian selvittäminen vaatisi lisäaineiston keruuta maantieteellisesti rajatulta alueelta.

7. 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.
- Ahola, H. & Uusikämppe, J. 1990. Maatalouden vesistökuormituksen pienentäminen suojavaikuteilla. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 245 (Maatalouden vesiensuojelu. Oulun vesistö tutkimuspäivät 3.-4.4.1990): 99-106.
- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden pitkäaikaisvaikutukset purovesien laatuun ja kuormaan. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 33-50.
- Ahvonen A., Jutila, E., Järvenpää, T., Lappalainen, A., Rask, M. & Vuorinen P. 1992. Metsätalouden vaikutukset kaloihin, rapuihin ja kalatalouteen. Kirjallisuusselvitys. Kalatutkimuksia 45. 69 s. RKTL. Helsinki.
- Ahvonen, A., Jutila, E. & Koskiniemi, J. 1993. Metsätalouden vaikutukset kalastoon Isojoen vesistön alueella: tutkimusalue ja kalaston perusselvitys. Teoksessa: Lappalainen, A. & Rask, M. (toim.) Metsätalouden vaikutukset kaloihin ja kalatalouteen. Osa-hankkeiden raportit vuosien 1990-1992 tuloksista. Kalatutkimuksia 69: 61-101.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Burtterworth, Lontoo. 297 s.
- Ali, M. A., Ryder, R. A. & Anctil, M. 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioural responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1475-1480.
- Allan, J.D., Abell R., Hogan Z., Revenga C., Taylor B.W., Welcomme R.L., & Wine-miller K. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience* 55: 1041-1051.
- Aronsoo, K. & Diar, I. (toim.) 2006. Pintavesien tilaa muuttavat tekijät Oulujoen-Iijoen vesienhoitoalueella. Suomen ympäristö 801. 51 s.
- Bagge, P. & Hakkari, L. 1985. Fish fauna of stony shores of Lake Saimaa (southeastern Finland) before and during the floods (1980-82). *Aqua Fennica* 15: 237-244.
- Barthelmes, D. 1983. Effects of eutrophication and fisheries management on fish faunas of cyprinid lakes. *Roczniki Nauk Rolniczych, Serie H.* 100: 31-44.
- Barton, B.A. & Taylor, R.B. 1996. Oxygen requirements of fishes in northern Alberta rivers with a general review of the adverse effects of low dissolved oxygen. *Water Quality Research Journal of Canada* 31: 361-409.
- Beklioglu, M. & Moss, B. 1995. The impact of pH on interactions among phytoplankton algae, zooplankton and perch (*Perca fluviatilis*) in a shallow, fertile lake. *Freshw. Biol.* 33: 497-509.
- Bergqvist, B., Lundin, L., & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Uppsala Universitet Limnologiska Institut, Forskningsrapport Nr. 9.
- Beschta, R.L. 1978. Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 14: 1011-1016.
- Brabrand, Å., Faafeng, B.A. & Nilssen, J.P.M. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364-372.

- Bramblett, R.G., Johnson, T.R., Zale, A.V., Heggem, D.G. 2005. Development and evaluation of a fish assemblage index of biotic integrity for Northwestern Great Plains Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 624-640.
- Brown, D.J.A. 1983. Effect of calcium and aluminium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 30: 582-587.
- Degerman, E. & Appelberg, M. 1992. The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution* 78: 149-155.
- Degerman, E. & Sers, B. 1993. A study of interactions between fish species in streams using survey data and the PCA-hyperspace technique. *Nordic Journal of Freshwater Research* 68: 5-13.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51: 233-239.
- Doudorff, P. & Shumway, D.L. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. *FAO Fisheries Technical Paper No 86*. 291 s.
- Edwards, R.W. & Crisp, D.T. 1982. Ecological implications of river regulation in the United Kingdom. *Gravel Bed Rivers. Fluvial Processes, Engineering and Management* (Eds R.D. Hey, J.C. Bathurst and C.R. Thorne), pp. 843-865. Wiley, New York.
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1998. Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. *Freshwater Biology* 40: 771-782.
- Eklöv, A.G., Greenberg, A., Brönmark, C., Larsson, P. & Berglund, O. 1999. Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *Journal of Fish Biology* 54:33-43.
- FAME project group 2005. The development of a fish-based assessment method for the ecological status of European rivers – a tool to support the implementation of the European Water Framework Directive. (<http://fame.boku.ac.at>)
- Fitzgerald, D.G., Kott, E., Lanno, R.P. & Dixon, D.G. 1998. A quarter century of change in the fish communities of three small streams modified by anthropogenic activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6: 111-127.
- Fraser, J.C. 1972. Regulated discharge and the stream environment. *Teoksessa: Oglesby, R.T., Carlson, C.A. & McCann, J.A. (eds.): River ecology and man. Academic Press.* pp. 263-285.
- Granberg, K. 1995. Sinilevät suosivat emäksistä vettä. *Suomen Luonto* 8: 34-37.
- Grimm, M.P. 1989. Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality in shallow waters. *Hydrobiological Bulletin* 23: 59-65.
- Hakkola, H. & Puustinen, M. 1990. Peltoviljelystä aiheutuvan vesistökuorman vähentäminen. *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 245 (Maatalouden vesiensuojelu. Oulun vesistö tutkimuspäivät 3.-4.4.1990):* 87-98.
- Hansen, M.J. & Ramm, C.W. 1994. Persistence and stability of fish community structure in a southwest New York stream. *American Naturalist* 132: 52-67.
- Hansson, S. 1985. Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea - a literature review. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 62:36-56.

- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S. & Jones, E.B.D. 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95: 14843-14847.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters*. Chapman & Hall, London. 327 p.
- Hartmann, J. & Nümann, W. 1977. Percids of lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1670-1677.
- Heinonen, P., 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of the Water Research Institute* 37, 91 s. Helsinki.
- Heinonen, P. 1990. Maatalouden hajakuormituksen aiheuttamat haitat pintavesille (lyhennelmä). *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 245 (Maatalouden vesien-suojelu. Oulun vesistö tutkimuspäivät 3.-4.4.1990): 57-59.*
- Heinonen, P. & Myllymaa, U. 1987. Hajakuormituksen huomioonottaminen vesien-suojelussa. *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 22 (Turvetuotannon ja maatalouden vesistö haitat ja niiden vähentäminen. Oulun vesistö tutkimuspäivät 7.-8.4.1987.): 93-105.*
- 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.
- Horppila, J. & Kairesalo, T. 1990. A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in maintaining high algal productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153-165.
- Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. 2000. Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *J. Fish Biol.* 56: 51-72.
- Hynninen, P. 1987. Hajakuormituksesta Kiiminkijoen vesistössä. *Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 22 (Turvetuotannon ja maatalouden vesistö haitat ja niiden vähentäminen. Oulun vesistö tutkimuspäivät 7.-8.4.1987.): 127-136.*
- Hynninen, P. 2002. Metsäojitukset Pohjois-Pohjanmaalla vesistöalueittain vuosina 1997-2001 ja ilmoitetut uudet hankkeet. Yhteenvetotaulukot. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus 25.10.2002. Raportti.
- Hynninen, P. & Koskinen, K. 1987. Kiiminkijoen vesistön jokiuomien tila. *Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 24. 71 s.
- Hyytinen, L., Dahlström, H., Järvi, J. & Verta, M. 1990. Kalaston hoito. *Julkaisussa: Ilmavirta, V. (toim.). Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet. Yliopistopaino. Helsinki. s. 410-432.*
- Ibarra, A.A., Dauba, F. & Lim, P. 2005. Influence of non-point source pollution on riverine fish assemblages in South West France. *Ecotoxicology*
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, 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.
- Johnson, R.A. 1980. Oxygen transport in salmon spawning gravels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences* 37: 155-162.
- Jutila, E., Ahvonen, A., Laamanen, M. & Kiuru, M. 1995. Metsätalouden toimenpiteiden vaikutukset virtaavien vesien kaloihin ja kalatalouteen. *Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.): Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 281-296.*

- Jutila, E., Ahvonen, A., Laamanen, M. & Koskiniemi, J. 1998. Adverse impact of forestry on fish and fisheries in stream environments of the Isojoki basin, western Finland. *Boreal Environment Research* 3: 395-404.
- Jutila, E., Ahvonen, A. & Julkunen, M. 2001. Instream and catchment characteristics affecting the occurrence of and population density of brown trout, *Salmo trutta* L., in forest brooks of a boreal river basin. *Fisheries Management and Ecology* 8: 501-511.
- Kankaanpää, HT, Sipiä, VO, Kuparinen, JS, Ott, JL & Carmichael, WW. 2001. Nodularin analyses and toxicity of a *Nodularia spumigena* (Nostocales, Cyanobacteria) water-bloom in the western Gulf of Finland, Baltic Sea, in August 1999. *Phycologia* 40: 268-274.
- Karr, J.R., Yant, P.R., Fausch, K.D. & Schlosser, I.J. 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 1-11.
- Kauppi, L. 1978. Effects of drainage basin characteristics of the diffuse load of phosphorus and nitrogen. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 39: 21-41.
- 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.
- Keto, J. 1985. Myrkylliset ja punaiset sinilevät Lahden Vesijärvessä. *Ympäristö ja Terveys* 1985(1): 37-40.
- Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1988. A fading recovery: a conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. *Aqua Fennica* 18: 193-204.
- Koli, L. 1990. Suomen kalat. WSOY. Porvoo.
- Kännö, S. 1976. Kalakannan kehitys Rovaniemen maalaiskunnan Kuohunkijoessa koskien kunnostuksen jälkeen. RKTL kalantutkimusosasto. *Monistettuja julkaisuja* 71: 97-132.
- Laine, A., Sutela, T., Heikkinen, K., Karvonen, K., Huhta, A., Muotka, T. & Lappalainen, A. 1996. Turvetuotannon vaikutukset koskikaloihin ja niiden elinympäristöön. *Suomen ympäristö* 34. 135 s.
- Lakso, E. 1987. Turvetuotannon vesiensuojelutekniikan kehittäminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 22 (Turvetuotannon ja maatalouden vesistöhaitat ja niiden vähentäminen. Oulun vesistötutkimuspäivät 7.-8.4.1987.): 147-151.
- Lammens, E.H.R.R., Geursen, J. & MacGillivray, P.J. 1987. Diet shifts, feeding efficiency and coexistence of bream (*Abramis brama* L.), roach (*Rutilus rutilus* L.) and white bream (*Blicca bjoerkna* L.) in hypertrophic lakes. In: Kullander, S. O. & Fernholm, B. (eds.), *Proceedings from the Vth Congress of European Ichthyologists in Stockholm 1985*. Stockholm: Department of Vertebrate Zoology Swedish Museum of Natural History. pp. 153-162.
- Lappalainen, J., Dörner, H. & Wysujack, K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) - a review *Ecology of Freshwater Fish* 12: 95-106.
- Leach, J.H., Dickie, L.M., Shuter, B.J., Borgmann, U., Hyman, J. and Lysack, W. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 471-485.
- Lee G.F., Jones, P.E. & Jones R.A. 1991. Effects of eutrophication on fisheries. *Reviews in Aquatic Sciences*. 5: 287-305.
- Lessmark, O. 1983. Competition between perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.) in south Swedish lakes. PhD thesis, Institute of Limnology, University of Lund.

- Lien, L., Raddum, G.G., Fjellheim, A., Henriksen, A. A critical limit for neutralising capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Science of the Total Environment* 177: 173-193.
- Lindholm, T. & Eriksson, J. 1985. Problemalger och fiskdöd i åländska vattentäkter. *Ympäristö ja Terveys* 1: 41-44.
- Lindholm, T., Öhman, P., Kurki-Helasma, K., Kincaid, B., & Meriluoto, J. 1999. Toxic algae and fish mortality in a brackish-water lake in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* 397: 109-120.
- Lodge, D.M., Barko, J.W., Strayer, D., Melack, J.M., Mittelbach, G.G., Howarth, R.W., Menge, B. & Titus, J.E. 1988. Spatial heterogeneity and habitat interactions in lake communities. In: Carpenter, S. R. (ed.), *Complex interactions in lake communities*. Springer-Verlag, New York, pp. 181–208.
- Lundberg, S. 1988. Grönlingens livsmiljö. *Fauna och flora* 83: 260-263.
- Lyons, J., Piette, R.R. & Niermeyer, K.W. 2001. Development, validation, and application of a fish-based Index of biotic integrity for Wisconsin's large warmwater rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 1077-1094.
- Marja-Aho, J. & Koskinen, K. 1989. Turvetuotannon vesistövaikutukset. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 36. 278 s.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in Fish Ecology*. Chapman & Hall. New York. 756 p
- Matthews, W.J., Cashner, R.C. & Gelwick, F.P. 1988. Stability and persistence of fish faunas and assemblages in three Midwestern streams. *Copeia* 1986: 388-397.
- McCartney, A.G., Harriman, R., Watt, A.W., Moore, D.W., Taylor, E.M., Collen, P. & Keay, E.J. 2003. Long-term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. *The Science of the Total Environment* 310: 133-141.
- McWilliam, P.G. 1982. A comparison of the physiological characteristics in normal and acid exposed populations of brown trout *Salmo trutta*. *Comparative Biochemistry and Physiology* 72a: 515-522.
- Mebane, C.A., Maret, T.R., Hughes, R.M. 2003. An Index of Biological Integrity (IBI) for Pacific Northwest Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 239-261.
- 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.
- Meng, H.J. & Müller, R. 1988. Assessment of the functioning of a whitefish (*Coregonus* sp.) and char (*Salvelinus alpinus* L.) spawning ground modified by gravel extraction. *Finn. Fish. Res.* 9: 477-484.
- Mills, D. 1971. *Salmon and trout: a resource, its ecology, conservation and management*. Oliver & Boyd. Edinburgh. 351 s.
- Moring, J.R. & Lantz, R.L. 1974. Immediate effects of logging on the freshwater environment of salmonids. *Oregon Wildl. Comm. Fed. Aid Progr. Rep. A.F.S.* 58. 101 s.
- Müller, R. 1992. Trophic state and its implications for natural reproduction of salmonid fish. *Teoksessa: Ilmavirta, V. & Jones, R.I. (toim.), The Dynamics and Use of Lacustrine Ecosystems. Developments in Hydrobiology* 79:261-268.
- Myntti, J. 2005. Pohjanmaan jokien koskikalastoon vaikuttavat ympäristötekijät sekä kalaston erot luonnontilaisten ja muutettujen koskien välillä. Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Bio- ja ympäristötieteiden laitos. *Kalabiologia ja kalatalous*.

- Neuman, E., Roseman, E. & Lehtonen, H. 1996. Determination of year-class strength in percid fishes. *Annales Zoologici Fennici* 33: 315-318.
- Newcombe, C.P. & Jensen, J.O.T. 1996. Channel suspended sediment and fisheries: A synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 639-727.
- Niederholzer, R. & Hofer, R. 1980. The feeding of roach (*Rutilus rutilus* L.) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.). I. Studies on natural population. *Ekologia Polska* 28: 45-59.
- Nijboer, R.C. & Verdonschot, P.F.M. 2004. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling* 177: 17-39.
- Nümann, W. 1972. The Bodensee: effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29: 833-847.
- Oberdorf, T. & Hughes, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2005. Kalakuolemien vaikutusten seurantatutkimus 2003 – 2004. Kala- ja riistaraportteja 361. 76 s. RKTL, Helsinki.
- Olin, M., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Villa, L., Savola, P., Sammalkorpi, I. & Poikonen, K., 1998: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset - vuosiraportti 1997. Kala- ja riistaraportteja 123, 99 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. and Ylönen, O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593-612.
- Olsson, T.I. & Näslund, I. 1982. Biologiska konsekvenser vid torvtäkt med sörskild hänsyn till den vattenlevande faunan. *IVA Rapport* 227: 35-41.
- Olsson, T.I. & Näslund, I. 1985. Effects of mire drainage and peat extraction on benthic invertebrates and fish. S. 147-152. Teoksessa: Proceedings of the peat and environment 1985. International peat society symposium, 17.-20.9.1985., Jönköping, Sweden. The Swedish National Peat Committee and the International peat Society.
- Olsson, P. & Persson, B.-G. 1986. Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta*, L. *Hydrobiologia* 135: 9-14.
- Paller, M.H. 2002. Temporal variability in fish assemblages from disturbed and undisturbed streams. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 9: 149-158.
- Persson, L. 1983. Effects of intra and interspecific competition on dynamics and size structure in a roach (*Rutilus rutilus*) and a perch (*Perca fluviatilis*) population. *Oikos* 41: 126-132.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in the perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* 67: 355 - 364.
- Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia* 73: 170-177.
- Persson, L. 1991. Behavioral response to predators reverses the outcome of competition between prey species. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28: 101-105.
- Persson, L. 1994. Natural shifts in the structure of fish communities: Mechanisms and constraints on perturbation sustenance. In: Cowx, I.G. (ed.), *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*, Fishing News Books, pp. 421-434.

- Persson, L., Andersson, G., Hamrin, S.F. & Johansson, L. 1988. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In: Carpenter, S.R. (ed.), Complex interactions in lake communities. Springer, New York. pp. 45-65.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes: patterns and the importance of size structured interactions. *J. Fish Biol.* 38: 281-293.
- 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*). *Annales Zoologici Fennici* 31: 389-396.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravin-teina. Suomen ympäristö 313, 64 s.
- Pitkänen, H. 1994. Eutrophication of Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes. Publications of the Water and Environment Research Institute. National Board of Waters and the Environment, Finland. No. 18. 45 s
- Prejs, A. 1984. Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. *Env. Biol. Fish.* 10: 281-296.
- Radke, R.J. & Gaupisch, A. 2005. Effects of phytoplankton-induced turbidity on pre-dation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* 92: 91-94.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K.. 1993. Effects of catchment deforestation and burning on the limnology of a small forest lake in southern Finland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 525-528.
- Rask M., Nyberg, K., Markkanen, S-L. & Ojala, A. 1998. Forestry in catchments: ef-fects on water quality, plankton, zoobenthos, and fish in small lakes. *Boreal Env. Res.* 3: 75-86.
- Redding, J.M. & Schreck, C.B. 1987. Physiological effects on coho salmon and steel-head of exposure to suspended solids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116: 737-744.
- Rekolainen, 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland *Aqua Fennica* 19: 95-107.
- Rekolainen, S. 1990. Maatalouden aiheuttama fosfori- ja typpikuorma vesistöihin. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 245 (Maatalouden vesiensuojelu. Oulun vesistö tutkimuspäivät 3.-4.4.1990): 25-29.
- Rekolainen, S., Kauppi, L. ja Turtola, E. 1992. Maatalous ja vesien tila. Maveron loppuraportti. Luonnonvarajulkaisuja 15. Maa- ja metsätalousministeriö.
- Rubin, J.F. 1998. Survival and emergence pattern of sea trout in some streams in Gotland. *Journal of Fish Biology* 53: 84-92.
- Rubin, J-F. & Glimsäter, C. 1996. Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology* 48: 585-606.
- Sallantausta, T. 1987. Uutta turvetuotannosta vesistöjen kuormittajana. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 22 (Turvetuotannon ja maatalouden vesistöhaitat ja niiden vähentäminen. Oulun vesistö tutkimuspäivät 7.-8.4.1987.): 45-54.
- Sallantausta, T. 1995. Huuhtoutuminen matsäojitusalueiden ainekierrossa. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:131-138.
- Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 96. 137 s.

- Saura, M., Bilaletdin, Ä., Frisk, T. & Huttula, T. 1995. Metsänlannoituksen vesistövaikutusten arviointi dynaamisen vedenlaatumallin avulla. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2:105-119.
- Saura, A., Könönen, K., Yrjölä, R. & Rinne, J. 2005. Vantaanjoen yhteistarkkailu – kalasto vuonna 2004 ja pohjaeläimet vuosina 2002-2004. Kala- ja riistaraportteja 368. 57 s.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall. London, 357 pp.
- Schlosser I.J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: Implications for environmental management and assessment. Environmental Management 14: 621-628.
- Seppänen, H. Hajakuormitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 22 (Turvetuotannon ja maatalouden vesistöhaitat ja niiden vähentäminen. Oulun vesistötutkimuspäivät 7.-8.4.1987.): 3-10.
- Sivonen, K., Niemelä, S.I., Niemi, R.M., Lepistö, L., Luoma, T.H. and Räsänen, L.A. 1990. Toxic cyanobacteria (Blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. Hydrobiologia 190: 267-275.
- Skov, C., Perrow, M.R., Berg, S. & Skovgaard, H. 2002. Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in a shallow lake. Freshw. Biol. 47: 2388–2400.
- Svoboda, Z., Lloyd, R., Machova, J. & Vykusova, B. 1993. Water quality and fish health. EIFAC Technical Paper 54. 67 s.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm 56: 144-171.
- Tammi, J. 1996. Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuuskatsaus. Kalatutkimuksia 103. 66 s. RKTL, Helsinki.
- Tammi, J., Rask, M. & Olin, M. 2006. Kalayhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa - alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Kala- ja riistaraportteja 383, 68 s. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Tátrai, I. & Istvánovics, V. 1986. The role of fish in the regulation of nutrient cycling in Lake Balaton, Hungary. Freshw. Biol. 16: 417-424.
- Thomann, R.V. & Mueller, J.A. 1987. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control. Harper and Row Publishers, New York.
- Townsend, C.R. & Risebrow, A.J. 1982. The influence of light level on the functional response of a zooplanktivorous fish. Oecologia 53: 293–295.
- Vehanen, T., Sutela, T. & Korhonen, H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa. Kala- ja riistaraportteja 398. 36 s.
- Vila-Gispert, A., Garcia-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. Aquatic Sciences 64: 163-170
- 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. Aquatic Ecology 34: 421-431.
- Vuori, K.-M., Joensuu, I. & Latvala, J. 1995. Metsäojitusten vaikutukset veden laatuun, pohjaeläimistöön ja taimenen ravintoon Isojoen vesistössä. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 265-279.

- Vuorinen, P.J., Vuorinen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. 1995. Veden rauta-, alumiini- ja humuspitoisuuden sekä happamuuden vaikutukset harjukseen ja taimeneen laboratorikokeissa. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämies, K. (toim.) Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 2: 297-312
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. Saunders college publishing, USA. 767 s.
- Winfield, I.J. 1986. The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus* and perch, *Perca fluviatilis*. J. Fish Biol. 29: 37-48.
- Wolter, C., Minow, J., Vilcinskas, A. & Grosch, U.A. 2000. Long-term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: an urban water system. Fisheries Management and Ecology 7: 97-104.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. Environmental Management 21: 203-217.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London. UK. 404 s.
- Yrjänä, T., Luhta, P.-L., Pekkala, J., Moilanen, E., & Hartikainen, E. 2003. Brown trout abundance as related to habitat features in small boreal streams with intensive forestry in their catchment area with suggestions for habitat restoration. Käsikirjoitus T. Yrjänän väitöskirjassa.

Liite 1. Ehdotettujen järvityyppien kuvaus

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

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

Järvityyppien erottelussa käytettävä järven pinta-ala:

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

Valuma-alueen maaperän laadun vaikutus järvityyppien erotteluun:

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

Syvyysuhteiden ja maantieteellisen sijainnin vaikutus järvityyppien erotteluun:

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

Hyvin lyhytviipymäiseen tyyppiin järvi erotellaan, kun vesi vaihtuu muutamassa päivässä. Pohjois-Lapin järvet erotellaan maantieteellisen sijainnin perusteella. Runsasravinteisen ja runsaskalkkisen järvityypin järvi erotellaan valuma-alueen maa- tai kallioperän sisältäessä kalkkia, runsasravinteisiä maa- tai kivilajeja tai hienojakoisia maa-aineksia sellaisin määrin, että veden kalkkipitoisuus tai ravinteisuus on luonnostaan huomattava.