

Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta

**Jukka Aroviita, Kari-Matti Vuori, Seppo Hellsten,
Jussi Jyväsjärvi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen,
Pirkko Kauppila, Samuli Korpinen, Minna Kuoppala,
Sari Mitikka, Heikki Mykrä, Mikko Olin, Martti Rask,
Juha Riihimäki, Antti Räike, Jaana Rääpysjärvi, Tapio Sutela,
Teppo Vehanen ja Kristiina Vuorio**



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 12 | 2014

Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta

**Jukka Aroviita, Kari-Matti Vuori, Seppo Hellsten,
Jussi Jyväsjärvi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen,
Pirkko Kauppila, Samuli Korpinen, Minna Kuoppala,
Sari Mitikka, Heikki Mykrä, Mikko Olin, Martti Rask,
Juha Riihimäki, Antti Räike, Jaana Rääpysjärvi, Tapio Sutela,
Teppo Vehanen ja Kristiina Vuorio**

Helsinki 2014

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



S Y K E

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 12 | 2014
Suomen ympäristökeskus
Vesikeskus

Taitto: Pirjo Lehtovaara
Kansikuva: Jaana Rääpysjärvi (Taasianjoki elokuussa 2009)

Julkaisu on saatavana vain internetistä: www.syke.fi/julkaisut | helda.helsinki.fi/syke

ISBN 978-952-11-4299-4 (PDF)
ISSN 1796-1742 (verkkokj.)

ALKUSANAT

Maa- ja metsätalouden hajakuormitus on laaja-alaisimmin Suomen vesien tilaa heikentävä tekijä. Kuormitusta on pyritty vähentämään etenkin maatalouden ympäristötuen mukaisilla toimenpiteillä ja lukuisilla vesistöjen hoito- ja kunnostushankkeilla. Tietämys kuormituksen määrän ja laadun vaihtelusta ja etenkin sen vaikutuksista vesien ekologiseen tilaan on kuitenkin pitkään ollut hyvin puutteellista.

Hajakuormituksen vaikutustiedon kartuttamiseksi ja seurannan tehostamiseksi maa- ja metsätalousministeriö (MMM) ja ympäristöministeriö (YM) käynnistivät vuonna 2006 nelivuotisen maa- ja metsätalouden vesienhoidon yhteistutkimusohjelman (VEHO). Ohjelman tavoitteena oli kehittää kustannustehokkaita vesienhoitomenetelmiä, tutkia maa- ja metsätalouden ekologiaa vesistövaikutuksia sekä kehittää vesistökuormituksen ja sen vaikutusten seuranta. Ohjelmassa toteutettiin YM:n rahoituksella vuosina 2006–2010 konsortiohanke ”Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutukset sisävesien ekologiseen tilaan ja niiden tavoitekuormituksen määrittäminen” (ns. MaaMet-hanke). Hanketta koordinoi Suomen ympäristökeskus (SYKE) ja siihen osallistuivat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL), alueelliset ympäristökeskukset (nykyiset ELY-keskukset) sekä Helsingin, Jyväskylän ja Oulun yliopistot. RKTL vastasi kalaston tilaa koskevasta tutkimuksesta ja SYKE muiden biologisten laatutekijöiden ja vedenlaadun tutkimuksesta.

Vuonna 2007 hajakuormitusvaikutusten seuranta lisättiin merkittävästi MMM:n myöntämällä erillisrahoituksella, joka suunnattiin ”Maa- ja metsätalouden kuormituksen ja sen vesistövaikutusten seuranta” -nimisen seurantaohjelman toteuttamiseen. Ensimmäisenä toimintavuotena tälle ns. MaaMet-seurannalle suunniteltiin valtakunnallisen havaintopaikkaverkosto ja sisältö SYKEN, silloisten alueellisten ympäristökeskusten ja RKTL:n toimesta. Samalla seurantaan sisällytettiin myös rannikkovedet. Vuodesta 2008 MaaMet-seuranta on jatkunut yhtäjaksoisesti. Seuranta tuottaa valtakunnallisesti kattavaa tietoa maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutuksista pinta- ja pohjavesiin. MaaMet-seurannan internet-sivut ovat osoitteessa www.syke.fi/hankkeet/maamet.

Tässä raportissa esitetään MaaMet-hankkeen ja -seurannan ensimmäisten vuosien (2008–2012) keskeisimmät tulokset. Tulosten pääpaino on pintavesien biologisissa ja fysikaalis-kemiallisissa laatutekijöissä, jotka pitkälti nykyinsäädännössä määräävät jokien, järvien ja rannikkovesien ekologisen tilan ja välillisesti myös vesienhoidon toimenpiteiden toteuttamisen. MaaMet-seurannan aineistot ovat olleet tärkeässä osassa uuden pintavesien tilan arviointijärjestelmän kehityksessä (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012).

Maamet-hankkeessa seurataan myös kasvinsuojeluaineiden ja metallien pitoisuuksia maatalousvaltaisten alueiden pintavesissä sekä ravinteita ja kasvinsuojeluaineita maa- ja metsätalousvaltaisilla pohjavesialueilla. Näiden seurantojen tulokset julkaistaan erikseen SYKEN raportteja -sarjassa vuonna 2014.

MaaMet-seuranta jatkuu vuonna 2014. Seurannan jatkaminen on tärkeää, sillä tulosten arvo kasvaa seurantavuosien karttuessa: hajakuormituksen vaikutuksen osuutta pystytään luotettavasti arvioimaan vasta kun luonnon oman ajallisen ja paikallisen taustavaihtelun suuruus ymmärretään. Tämä taustavaihtelu on ekologisen tilan laatutekijöissä tyypillisesti suurta. Paikallisesti kattava ja ajallisesti jatkuva MaaMet-seuranta on myös tarpeellinen pohja vesiensuojelun toimenpiteiden suunnittelulle ja niiden vaikutusten arvioinnille, sillä virheellinen vesistöjen tilan arviointi voi johtaa virheelliseen vesiensuojelun suunnitteluun.

Kaikkiaan Maamet-seuranta on vakiinnuttanut paikkansa vesistöseurannan kentässä. Lisäksi se on oleellinen osa haitallisten aineiden seuranta. EU:n maatalouspolitiikan uudistuessa olisi toivottavaa että Maamet-seuranta säilyttäisi laajuutensa myös siinä yhteydessä.

Kiitämme lämpimästi kaikkia ELY-keskusten seurannan vastuuhenkilöitä ja yliopistojen tutkijoita sekä maa- ja metsätalousministeriötä ja ympäristöministeriötä hyvin toimineesta yhteistyöstä. ELY-keskusten MaaMet-seurannan vastuuhenkilöt ja näytteenottajat ansaitsevat erityiskiitoksen tämän arvokkaan seurannan toteuttamisesta.

SISÄLLYS

Alkusanat	3
1 Johdanto	7
2 Aineisto ja menetelmät	8
2.1 Kohteiden valinta.....	8
2.1.1 Sisävedet.....	8
2.1.2 Rannikko.....	9
2.2 Seurantamenetelmät.....	10
2.2.1 Vedenlaatu.....	10
2.2.2 Joet.....	12
2.2.2.1 Vesikasvit.....	12
2.2.2.2 Päällysläiskä.....	12
2.2.2.3 Pohjaeläimet.....	13
2.2.2.4 Kalat.....	13
2.2.3 Järvet.....	14
2.2.3.1 Kasviplankton.....	14
2.2.3.2 Vesikasvit.....	14
2.2.3.3 Päällysläiskä.....	15
2.2.3.4 Pohjaeläimet.....	15
2.2.3.5 Kalat.....	16
2.2.4 Rannikko.....	16
2.2.4.1 Kasviplankton.....	16
2.2.4.2 Pohjaeläimet.....	17
2.3 Valuma-alueiden maankäyttö.....	17
2.4 Aineiston tarkastelu ja tilastolliset menetelmät.....	18
3 MaaMet-seurannan tulokset	19
3.1 Sisävesien fysikaalis-kemiallinen tila.....	19
3.2 Rannikon fysikaalis-kemiallinen tila.....	24
3.3 Sisävesien ja rannikon hydromorfologinen tila.....	29
3.4 Jokien biologinen tila.....	30
3.4.1 Vesikasvit.....	30
3.4.2 Päällysläiskä.....	32
3.4.3 Pohjaeläimet.....	35
3.4.4 Kalat.....	39
3.4.5 Ekologinen tila.....	41
3.5 Järvien biologinen tila.....	43
3.5.1 Kasviplankton.....	43
3.5.2 Vesikasvit.....	47
3.5.3 Päällysläiskä.....	52
3.5.4 Syvänteiden pohjaeläimet.....	54
3.5.5 Rantavyöhykkeen pohjaeläimet.....	56
3.5.6 Kalat.....	59
3.5.7 Ekologinen tila.....	64
3.6 Rannikon biologinen tila.....	66
3.6.1 Kasviplankton.....	66
3.6.2 Pohjaeläimet.....	69

4 Yhteenveto ja johtopäätökset	71
KIRJALLISUUS	73
Liite 1. Maa- ja metsätalouden kuormituksen seurantaan valitut jokikohteet (N = 65)	76
Liite 2. Maa- ja metsätalouden kuormituksen seurantaan valitut järvet (N = 59)	78
Liite 3. Maa- ja metsätalouden kuormituksen seurantaan valitut 40 rannikkovesikohdetta, jotka sijaitsevat 28 vesimuodostumassa	80
Liite 4. MaaMet-jokikohteiden laatutekijäkohtaiset tila-arviot (ELS-arvo) ja luokat	81
Liite 5. MaaMet-järvien laatutekijäkohtaiset tila-arviot	83
Liite 6. MaaMet-rannikkopaikkojen laatutekijäkohtaiset vesimuodotumien tila-arviot	85
Liite 7. Jokien piilevien, pohjaeläinten ja kalaston yhteismitallistettujen ELS-arvojen väliset suhteet (ELS piilevä vs. ELS FiFI N = 42, ELS pohjaeläimet vs. ELS piilevä N = 60, ELS FiFI vs. ELS pohjaeläimet N = 40)	86
Liite 8. Järvien vesikasvillisuuden vertailutilan arvioiminen luontaisesti reheville järville	87
Liite 9. Järvien kasviplanktonin, vesikasvien ja päällysväestön, pohjaeläinten ja kalaston ekologisten laatusuhteiden väliset suhteet. Katkoviivat kuvaavat ekologisen tilan luokkarajoja	93
KUVAILULEHTI	94
PRESENTATIONSBLAD	95
DOCUMENTATION PAGE	96

1 Johdanto

Rehevöittävien aineiden eli fosforin ja typen kuormitus on vesien tilaa voimakkaasti heikentävä tekijä niin Suomessa kuin muuallakin maailmassa (Thornton ym. 1999). Ravinnekuormituksen lähteistä hajakuormituksen osuus on viime vuosikymmeninä jatkuvasti kasvanut pistekuormituksen osuuden vähennyttä jätevesien tehokkaan puhdistuksen myötä (Ekholm ym. 2012, Haaranen 2012). Maatalouden osuus ihmistoiminnan aiheuttamasta Suomen vesistöjen fosforikuormituksesta on arviolta noin 60 prosenttia ja metsätalouden osuus vajaa kahdeksan prosenttia. Vastaavasti typpikuormituksesta arviolta puolet on peräisin maataloudesta ja noin viisi prosenttia metsätaloudesta (Nyroos ym. 2006). Alueelliset erot kuormituksen määrässä ja lähteissä ovat suuria. Maatalouden kuormitus on voimakkainta maan etelä- ja länsiosissa, kun taas maan itä- ja pohjoisosissa metsätalouden kuormitusosuus voi olla suurempi (mm. Markkanen ym. 2001).

EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (Euroopan parlamentti ja neuvosto 2000) ja sen nojalla säädetyn vesienhoitolain (1299/2004, Anonyymi 2004) säädökset edellyttävät hajakuormituksen ja sen vaikutusten seurantaa kohteissa, joissa kuormitus muodostaa merkittävän riskin vesien alimman tavoitetilan eli hyvän ekologisen tilan heikkenemiselle. Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutukset vesien ekologiseen tilaan tunnetaan kuitenkin puutteellisesti, mikä vaikeuttaa vesienhoidon kustannustehokasta suunnittelua ja kohdentamista. Erityisesti monissa pienemmissä järvissä ja joissa sekä rannikolla hyvän tilan saavuttaminen on uhattuna maa- ja metsätalouden aiheuttaman rehevöitymisen, liettymishaittojen ja haitallisten aineiden kohonneiden pitoisuuksien takia.

MaaMet-hankkeessa tutkittiin maa- ja metsätalouden kuormittamien järvien ja jokien ekologista tilaa sekä kehitettiin olemassa olevia ja uusia ekologisen tilan luokittelu- ja seurantamenetelmiä. Valtaosa aineistoista saatiin vuonna 2007 aloitetusta MaaMet-seurannasta. MaaMet-seurantaverkkoon on valittu koko maan alueelta 67 jokivesimuodostumaa, 59 järvidesimuodostumaa ja 28 rannikkovesimuodostumaa, joissa seurataan vesien ekologista ja fysikaalis-kemiallista tilaa. Tämän raportin pää tavoitteena on tarkastella pääsääntöisesti vuosien 2006–2012 valmistuneiden tulosten perusteella:

1. maa- ja metsätalouden kuormittamien jokien, järvien ja rannikkovesien ekologista tilaa,
2. biologisten laatutekijöiden suhdetta veden fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin ja valuma-alueiden maankäyttöön, sekä
3. ekologisen tilan luokittelussa käytettävien eri biologisten laatutekijöiden tila-arvioiden yhteneväisyyttä.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1

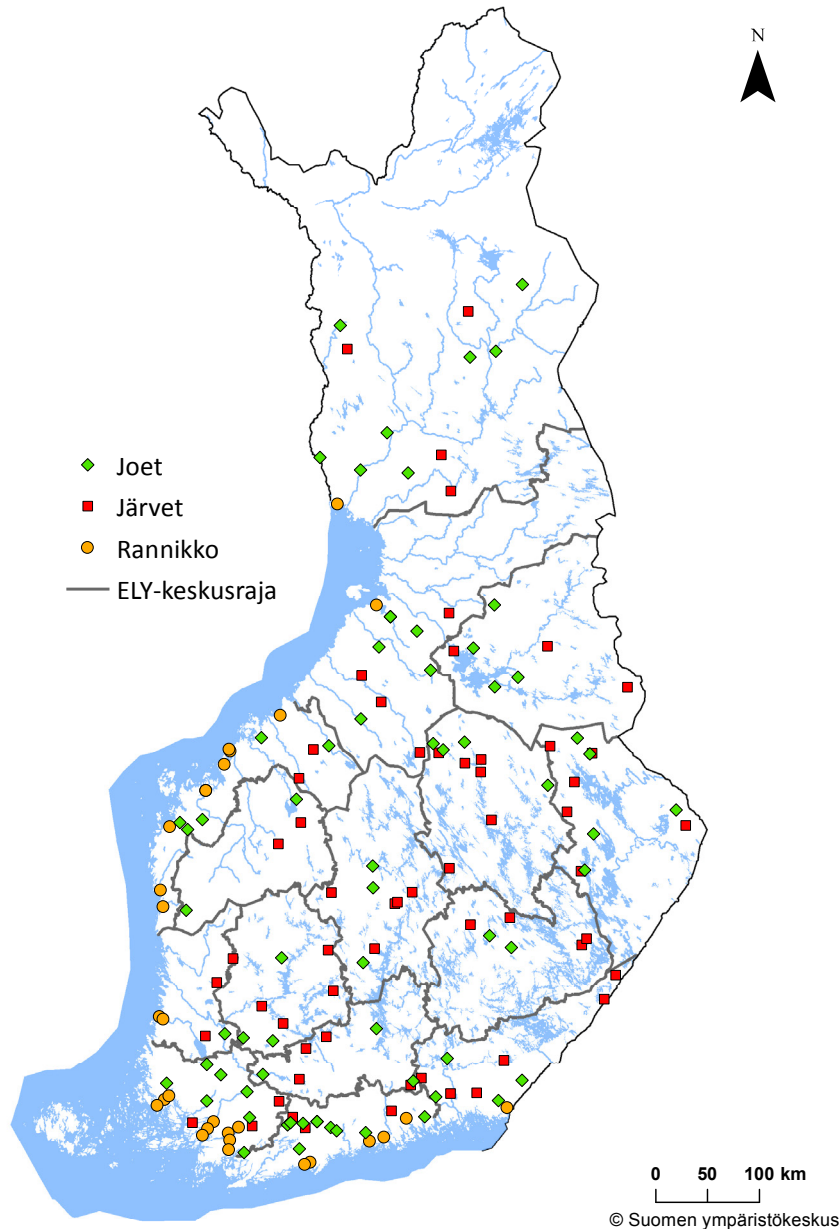
Kohteiden valinta

2.1.1

Sisävedet

Sisävesien MaaMet-seurantakohteet (kuva 1, liitteet 1 ja 2) valittiin vuonna 2007 alueellisten ympäristökeskusten esitysten perusteella seuraavien kriteereiden avulla:

- 1) Maatalouden voimakkaimmin kuormittamat järvet ja joet
 - pistekuormituksen vaikutukset koko järven/joen tilaan vähäisiä (osuus kuormituksesta yleensä <20 %)
 - maatalous myös historiallisesti eniten järven tilaan vaikuttanut tekijä
 - peltojen osuus valuma-alueesta pääsääntöisesti >30–35 %, huomioiden kuitenkin valuma-alueen luonne, pintavesityyppi ja peltojen sijainti (esim. vähäjärvisissä jokivesissä tai pienissä kuormitukselle herkissä järvisissä, joissa merkittävin kuormitus peräisin lähivaluma-alueen pelloilta, voi osuus olla jonkin verran alhaisempikin)
 - järvisissä levähaitat ja happikadot toistuvia, kasviplanktonissa ja vesikasvillisuudessa kasvipeitteisyys ja lajisto ilmentävät selkeästi rehevyyttä
 - jokivesissä joitakin happamien sulfaattimaiden kuormituksen heikentämiä kohteita, missä pohjalevät, pohjaeläimistö, ja kalasto ilmentävät selvää rehevöitymistä
 - peltoviljelyn vaikutuskohteiden ohella mukaan valitaan myös karjatalouden ja turkiseläintuotannon voimakkaasti kuormittamia kohteita.
- 2) Metsätalouden voimakkaimmin kuormittamat ja tälle kuormitukselle herkat järvet ja joet
 - pienet latvajärvet ja joet, joilla metsätalous merkittävin kuormittaja ja tilaa muuttanut tekijä
 - valuma-alueen turvemaista pääosa ojitettu ja ojitusalueilla keskeinen vaikutus pintaveden tilan heikkenemiseen; kohteissa tunnettuja metsätaloudesta aiheutuneita liettymis-/rehevyyshaittoja
 - peltojen osuus valuma-alueesta pääsääntöisesti <5 %.
- 3) Hajakuormituksen voimakkaasti tai kohtalaisesti kuormittamat ja sille herkat järvet ja joet
 - valuma-alueen pinta-alasta peltoja pääsääntöisesti 5–35 %
 - kuormitusta eri lähteistä, maa- ja metsätalouden osuus kokonaiskuormituksesta >50 %
 - pintavesityyppien jakauma noudattelee voimakkaasti maa-/metsätalouden kuormitteisten vesien seurantakohteiden tyyppijakaumaa.



Kuva 1. Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutusten seurantaan valittujen joki-, järvi- ja rannikkokohteiden sijainti.

2.1.2

Rannikko

Rannikkovesistä seurantakohteiksi valittiin 28 vesimuodostumaa ja yhteensä niillä oli 40 seurantapaikkaa (liite 3). Seurantapaikkojen valinnassa päähuomio kiinnittyi maanviljelyyn ja karjatalouteen, koska metsätalouden vaikutukset rannikkovesissä on vaikeasti havaittavissa ja erotettavissa muusta kuormituksesta. Valintakriteereistä tärkein oli, että seurantaan valittavan rannikkoalueen valuma-alueella oli joko runsaasti viljeltyä peltopinta-alaa (> 15 %) tai intensiivistä karjataloutta. Lisäksi valittavan jokisuun tuli olla riittävän suljettu, jotta kuormitusvaikutukset olisivat selkeämmin havaittavissa. Mukaan haluttiin rannikolta myös maantieteellisesti kattava

joukko seurantapaikkoja ja niitä valittiinkin koko rannikon pituudelta Virolahdelta Perämeren pohjukkaan.

Mukaan valitut paikat edustavat tyypiltään lähinnä sisäsaaristoa. Poikkeuksen tekee Uudenkaarlepyyn paikka, joka sijaitsee ulkosaaristossa. Saaristomerellä haluttiin myös tarkastella kuormituksen muutosta matkalla jokisuilta kohti avomerta ja siten mukaan valittiin välisaaristotyyppin paikkoja. Seurantapaikoista lähes puolet (17 kpl) sijaitsee Saaristomerellä, koska maanviljelyn vaikutukset ovat siellä selkeimmin havaittavissa.

2.2

Seurantamenetelmät

Tämän raportin aineisto perustuu pääsääntöisesti vuosien 2006–2012 MaaMet-seurannan tulosten tarkasteluun. Seurannassa on pääasiallisesti noudatettu ympäristöhallinnon seurantaohjetta (Meissner ym. 2012) ja MaaMet-seurantasuunnitelmaa, jossa on määrätty seurantarotaatiot eri laatutekijöille. Biologisten aineistojen käsittelyssä on noudatettu pintavesien ekologisen tilan luokittelun periaatteita (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012).

Jokien ekologisen tilan luokittelu perustuu kolmeen (päällysläimet, pohjaeläimet, kalat) ja järvien neljään (kasviplankton, vesikasvit ja päällysläimet, pohjaeläimet, kalat) biologiseen laatutekijään. Lisäksi jokivesissä on tarkasteltu vesikasviaineistoja, joiden tilan arvioinnin kehittäminen on aloitettu MaaMet-hankkeessa. Vedenlaadun fysikaalis-kemiallisia muuttujia seurattiin kaikissa vesimuodostumissa yhdessä tai useammassa näytepisteessä. Biologista seuranta toteutettiin kattavasti suurimmassa osassa seurantaverkon vesimuodostumia.

2.2.1

Vedenlaatu

Jokien, järvien ja rannikon jokisuistojen vedenlaadun seurannan tiheys ja näytteenottoajankohdat kuvataan taulukossa 1. Vedenlaatua seurattiin vuosittain (R1-rotatio).

Taulukko 1. Vedenlaadun seurannan tiheys.

Seurantakohte	Seurantatiheys	Ajankohdat
Joet, ainevirtaama	22 krt vuodessa	virtaamapainotteisesti
Joet, muut fys.kem. muuttujat	5 krt vuodessa	III, V, VII-VIII, IX-X, XI-XII
Järvet	5 krt vuodessa	III, V, VI, VII-VIII, IX-X
Suistot	5 krt vuodessa	III, (avovesikausi 3 kertaa), X-XI

Ainevirtaama-aseilla näytteenoton ajoituksessa on edellytetty vuosikohtaista harkintaa, koska eri vuosina virtaamien huippuajankohdat saattavat vaihdella. Järvien näytteenotossa pyrittiin saamaan aikasarja järven syvänealueelta. Näytteenotto ajoitettiin kerran talvikerrostuneisuuden lopulle ja kolmesta neljään kertaa kesä-lokakuussa avovesikaudelle. Jokiastuaareissa näytteenotto ajoitettiin maaliskuulle, kolmasti kesälle ja kerran loka-marraskuulle. Järvien ja jokiastuaarien kerrostuneisuus tarkistettiin mittaamalla veden lämpötila 1-3 metrin välein. Vesinäytteet otettiin pinnalta (1 m) ja 1 metri pohjan yläpuolelta. Näytteenoton yhteydessä pyydettiin arvioimaan levähaittaa asteikolla 0–3 (0=ei havaittavissa, 1=havaittu, 2=runsaasti, 3=erittäin runsaasti) ja ottamaan levänäyte runsaasta tai erittäin runsaasta kukinnasta (Rapala ym. 2012). Jokien, järvien ja jokiastuaarien seurattavat vedenlaatumuuttujat ovat taulukossa 2. Tämän raportin vedenlaatumuuttujien laskennassa on jokien osalta

huomioitu kaikki näytesyvytydet ja järvien osalta päänveden näytteet ja lisäksi pohjanläheinen happi.

Ravinnepitoisuuksille, raudalle ja kiintoainekselle on ensin laskettu kasvukauden arvoista havaintopaikkakohtaiset vuosikeskiarvot vuosille 2006–2012. Vuosikeskiarvoista laskettiin havaintopaikkakohtaiset keskiarvot ajanjaksolle 2006–2012, jonka jälkeen kohteille, joilla oli useita havaintopaikkoja, laskettiin vesimuodostumakohtaiset arvot eri havaintopaikkojen keskiarvoina. pH:n osalta on menetelty samoin, mutta on käytetty minimiarvoja. Kappaleiden 3.1 ja 3.2 kuvissa 3-5, 7-8 sekä 10–12 on käytetty ELY-keskusten laskemia 2. luokittelukauden fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden arvoja (Lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013).

Taulukko 2. Näytteistä analysoidut fysikaalis-kemialliset muuttujat.

Suureen nimi ja yksikkö	Joet	Järvet pinta	Järvet pinta	Estuaarit pinta	Estuaarit pohja	Huomautuksia
Lämpötila (°C)	x	x	x	x	x	
Happi (mg l ⁻¹)	(x)	x	x	x	x	
Happi (%)	(x)	x	x	x	x	
Sähkönjohtavuus (mS m ⁻¹)	x	x	x	x	x	
pH	x	x	x	x	x	
Sameus (FNU)	x	x	x	x	x	
Kok. N (µg l ⁻¹)	x	x	x	x	x	
NO ₃ -N+NO ₂ -N (µg l ⁻¹)	x	x	x	x	x	
NH ₄ -N (µg l ⁻¹)	x	x	x	x	x	
Kok. P (µg l ⁻¹)	x	x	x	x	x	
Liukoinen PO ₄ -P* (µg l ⁻¹)	x	x	x	x	x	
Kiintoaine* (mg l ⁻¹)	x	(x)	(x)	(x)	(x)	Meriveden analyysissä suolan kanssa ongelmia
α-klorofylli (µg l ⁻¹)		0-2 m		x		
Näkösyvyys (m)	(x)	x		x		
Levähaitta		x		x		Silmämääräinen havainto, näytteet runsaista kukinnoista
TOC (mg l ⁻¹)	x			x		
Saliniteetti (‰)				x		
PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	(x)			(x)	(x)	Määritykset vain asemilta, joista aikaisempia PO ₄ -P tuloksia
SiO ₂ (mg l ⁻¹)				talvi		Meri, maaliskuu
Liukoinen Fe* (µg l ⁻¹)			(x)		(x)	Vain pohjan läheltä, meri (aina), järvet (maalis- ja elokuu)
Fe (µg l ⁻¹)	x					
Väri (mg l ⁻¹ Pt)	x	x	x			
CODMn (mg l ⁻¹)	(x)	(x)				Metsätalousjärvet ja joet, joista ei TOC tuloksia
Alkaliniteetti (Gran, mmol l ⁻¹)	x	x				
Fekaaliset enterokit (kpl / 100 ml)	(x)					Karjatalouskohteilla joet (muutama kohde)
Lämpökestoiset kolit (kpl /100 ml)	(x)					Karjatalouskohteilla joet (muutama kohde)

* Suodatukset Nuclepore 0,40 µm kalvolla.

2.2.2

Joet

2.2.2.1

Vesikasvit

Suomen ympäristökeskuksen toimesta on vesikasvillisuutta seurattu vuosina 2009-2012 kaikkiaan 63 MaaMet-jokikohteella (70 erillistä kartoitusta) ja 73 muulla jokikohteella. Jälkimmäisistä valtaosa oli ns. vertailujokia eli mahdollisimman vähän hajakuormitettuja kohteita, joiden aineistoa voidaan käyttää vertailuolojen muodostamisessa vesikasvillisuudelle. Seurantatuloksista on laadittu kaksi opinnäytetyötä (Salow 2011, Rääpysjärvi 2012).

Jokien vesikasvillisuuden kartoitus on toteutettu maastossa 100 m:n kokonaisuuksina (Riihimäki 2010). Jokaisesta kohteesta pyrittiin kartoittamaan vesikasvillisuus kahdelta 100 m:n jokijaksolta: toinen virta- ja toinen suvantopaikalta (Meissner ym. 2012). Kartoituksessa huomioitiin vain uomassa kasvavat lajit, mukaan lukien kivien vedenpinnan yläpuoliset osat. Sadan metrin jokijakso jaettiin viiteen 20 m osa-alueeseen, joista jokaisen kasvilajin yleisyys ja peittävyys arvioitiin prosenttiasiteikolla (Riihimäki 2010). Peittävyydellä tarkoitetaan peittävyyttä neliometrillä lajin tyypillisessä kasvustossa tutkitulla osa-alueella. Yleisyys saatiin arvioimalla 20 m osa-alueelta, monellako pinta-alaosuudella (%) laji esiintyy. Sammallajisto arvioitiin erillisiltä 1 × 2 m ruuduilta, joita sijoitettiin tutkittavalle 100 m:n jokiosuudelle 10 kpl vuorotellen uoman reunaan ja keskelle, mahdollisuuksien mukaan vuorotellen kummallekin uoman reunalle. Jokaisen sammallajin runsaus arvioitiin peittävyytensä kultakin ruudulta.

Tässä raportissa on mukana Rääpysjärven (2012) pro gradu -tutkielmassa tarkasteltujen 39 MaaMet-jokikohteen putkilokasvi- ja sammalaineisto, turve- ja kangasmaiden jokityypeiltä. Kultakin paikalta on tehty yksi kartoitus. Yhteisön poikkeamaa vertailutilasta mittaavana muuttujina (alustavina luokittelumuuttujina) käytettiin prosenttista mallinkaltaisuutta eli PMA-indeksiä (Novak & Bode 1992) ja tyyppiominaisten taksonien esiintymistä kuvaavaa O/E-indeksiä (Moss ym. 1987, Aroviita ym. 2008). PMA-indeksin runsausmittana käytettiin putkilokasvien ja sammalten peittävyysarviota (PMA_{PE} , Rääpysjärvi 2012). Tässä tarkastelussa tyyppiominaisiksi taksoniksi katsottiin sellaiset, jotka esiintyvät neljäsosalla jokityypin vertailuista ($O/E_{0,25}$ -indeksi, Rääpysjärvi 2012). Koska jokien vesikasvillisuudelle ei Suomessa ole vielä virallista tilan arviointimenetelmää, ei sitä huomioitu yli laatutekijöiden tehdyssä MaaMet-paikkojen ekologisen tilan laskennassa (kappale 3.4.5).

2.2.2.2

Päällyslievät

Päällyslievästäön kuuluvien piilevien näytteenotossa näyte pyrittiin ottamaan vähintään viideltä kiveältä 20–50 m koskijaksolta Suomen ympäristökeskuksen seurantaohjeistuksen mukaan (Meissner ym. 2012). Päällyslievien tilan luokittelussa käytetään kahta piileväyhteisön rakenteesta laskettua muuttujaa: tyyppiominaisten taksonien esiintymistä (TT40, Aroviita ym. 2008) ja lajiston prosenttista mallinkaltaisuutta (PMA, Novak & Bode 1992). Vertailuolot on muodostettu erikseen Pohjois- ja Etelä-Suomelle (ks. tarkemmin Aroviita ym. 2012). Tähän raporttiin päällyslievänäytteitä oli saatavilla kaikkiaan 63 MaaMet-jokipaikasta (yht. 168 näytteenottoa vuosilta 2006–2012). 14 jokipaikalta näytteitä oli vain yhdeltä vuodelta, 23 paikalta kahdelta, 11 paikalta kolmelta ja 15 paikalta 4-5 vuodelta.

2.2.2.3

Pohjaeläimet

Jokien pohjaeläinnäytteet on pääsääntöisesti kerätty samoilta koskipaikoilta kuin piilevänäytteetkin (kts edellinen luku 2.2.2.2). Näytteet kerättiin potkuhaavilla ympäristöhallinnon ohjeen (Meissner ym. 2012) mukaisesti. Ohjeessa rinnakkaisnäytteiden määrä on sidottu joen kokoon siten, että valuma-alueeltaan alle 1000 km²:n kokoisten jokien koskipaikoista otetaan kuusi näytettä (verkon koko 0,5 mm, 30 sekunnin pöyhintä metrin matkalla ylävirtaan) ja yli 1000 km²:n kokoisten jokien koskista yhdeksän rinnakkaista näytettä. Valuma-alueeltaan alle 1000 km² joista pyrittiin ottamaan kuusi rinnakkaisnäytettä, kaksi kultakin ohjeen mukaiselta pohjanlaatutyypiltä (karkea kivikko, pikkukivikko, pehmeä pohja). Tähän raporttiin syys-lokakuussa 2006–2012 kerättyjä pohjaeläinnäytteitä oli saatavilla kaikkiaan 62 MaaMet-koskipaikalta (kaikkiaan 152 näytteenottoa). Aineistoa oli yhdeltä vuodelta 9 jokipaikalta, kahdelta vuodelta 25 paikalta, kolmelta vuodelta 22 paikalta ja 4-5 vuodelta kuudelta jokikohteelta.

Jokien pohjaeläinten tilan luokittelu perustuu kolmeen yhteisöjen tilaa kuvaavaan muuttuunaan (Hämäläinen ym. 2007, Aroviita ym. 2012): tyypille ominaisten taksonien esiintymiseen (Aroviita ym. 2008), tyypille ominaisten EPT-heimojen (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera; eli päivänkorennot, vesiperhoset ja koskikorennot) esiintymiseen ja PMA-indeksiin (Novak & Bode 1992). Kullekin indeksille on määritetty vertailuarvot jokityypeittäin erikseen Pohjois- ja Etelä-Suomelle (Aroviita ym. 2012). Savisameiden jokien vertailuoloina käytetään vastaavan kokoisten Etelä-Suomen turve- ja kangasmaiden vertailupaikkojen ainoistoa.

2.2.2.4

Kalat

Jokien kalaston seurantamenetelmänä käytettiin sähkökalastusta. Menetelmää voidaan käyttää kalayhteisöjen rakenteen tutkimiseen, sekä kalakantojen biomassan ja tiheyden arviointiin. Eri kalastoselvityksissä on aiemmin käytetty joko yhden, kahden tai kolmen poistopyynnin menetelmää (Maa- ja metsätalousministeriö 2008). Tässä työssä käytettiin yhden poistopyynnin menetelmää, koska eri menetelmien kalastettujen ja tuloksista laskettujen tiheysarvioiden vertaaminen aiheuttaa aineistoon ylimääräistä vaihtelua.

Sähkökalastus tehtiin koski/virta-alueella kahlaamalla ylävirtaan päin ilman sulkuverkoja. Sähkökalastuspaikka valittiin siten että siinä on edustettuna kaikki kyseiselle virtajaksolle tyypilliset elinympäristöt. Pienissä (alle 15 m leveissä) joissa pyrittiin kalastamaan koko uoman leveydeltä, kun taas suurissa joissa kalastettiin ranta-alue joko toiselta tai molemmilta puolilta jokea. Sähkökalastus ajoitettiin elo-lokakuuhun, jolloin syyskutuisten lohikalojen saman vuoden poikaset näkyvät sähkökalastusaaliissa (tarkempi menetelmän kuvaus: Maa- ja metsätalousministeriö 2008).

Sähkökoekalastusten antamien kalatiheyksien pohjalta laskettiin kalaston tilaa kuvaava kalaindeksi (FIFI, Finnish fish index), joka koostui viidestä muuttujasta: ympäristömuutoksille herkkien lajien osuus kokonaislajimäärästä, ympäristömuutoksille sietokykyisten lajien osuus kokonaislajimäärästä, särkikalojen tiheys, lohien ja taimenen kesänvanhojen (0+) yksilöiden tiheys ja lajilukumäärä (Vehanen ym. 2006, Vehanen ym. 2010). Mittarien arvot mallinnettiin välille 0–1 kertymäfunktioita apuna käyttäen. Kalaindeksi laskettiin näiden muuttujien keskiarvona. Vuosina 2006–2012 sähkökalastuksia tehtiin kaikkiaan 42 MaaMet-jokikohteella (75 näytteenottoa). Näytteitä otettiin 21 jokipaikassa yhtenä vuonna, 16 paikassa kahtena vuonna, 4 paikassa kolmena vuonna ja Laihianjoella neljänä vuonna.

2.2.3

Järvet

2.2.3.1

Kasviplankton

Kasviplanktonin koostumus- sekä klorofyllinäytteet (yht. 321 näytteenottoa) otettiin vuosina 2006–2012 Limnos-noutimella vesinäytteenoton yhteydessä 55 järvestä, joista kasviplanktonnäytteitä otettiin yhtenä vuonna 8 järvestä, kahtena vuonna 16 järvestä, kolmena vuonna 13 järvestä, ja 4–6 vuonna 18 järvestä. Näytteitä on otettu pääsääntöisesti 3–4 (suositus 4) kertaa avovesikaudella kuukausittain kesä-syyskuussa. Näytteenoton ohjeelliset ajankohdat olivat:

1. näytteenotto: kesäkuun 20. päivänä ± 3 pv
2. näytteenotto: heinäkuun 31. päivänä ± 3 pv (jos neljä näytettä)
3. näytteenotto: elokuun 20. päivänä ± 3 pv
4. näytteenotto: syyskuun 15. päivänä ± 3 pv

Kerätystä aineistosta laskettiin järvien ekologisen tilan arvioinnissa käytettävät kasviplanktonmuuttujat: kasviplanktonin kokonaisbiomassa tuoremassana (kesä-elokuun tulokset), a-klorofyllipitoisuus (kesä-syyskuu), haitallisten sinilevien (syanobakteerien) prosenttiosuus kokonaisbiomassasta (heinä-elokuu) sekä TPI-indeksi (kasviplanktonin trofiaindeksi, Willén 2007, kesä-elokuu) (Aroviita ym. 2012). Kokonaisbiomassa, haitallisten sinilevien prosenttiosuus ja TPI-trofiaindeksi laskettiin runsasravinteiselle (Rr) järvityypille käyttäen runsaskalkkisen järvityypin luokkarajoja. Tästä johtuen Rr-järvityypin kasviplanktoniin perustuva tila-arvio on vain suuntaa antava.

2.2.3.2

Vesikasvit

Järvien vesikasvillisuuden seurantamenetelmänä käytettiin pääosin päävyöhykelinjamenetelmää, jossa kunkin lajin yleisyys ja peittävyys arvioidaan viiden metrin levyiseltä linjalta prosenttiasteikolla (Kuoppala ym. 2008, Meissner ym. 2012). Linjat suunnattiin kohtisuoraan rannasta järvelle päin, ja päätepisteenä oli kasvillisuuden ulkoraja. Kasvillisuus tutkittiin kahluusvyvydelle saakka kahlaten ja ulompana veneellä soutaen. Vesikasveja kartoitettiin vuosina 2006–2012 53:sta MaaMet-seurannan järvestä. Tähän raportointiin otettiin lisäksi mukaan viisi vuosina 2004–2005 tehtyä MaaMet-järven vesikasvikartoitusta. Paimiojärveltä aineistoa oli kahdelta vuodelta ja muilta järviltä yhdeltä vuodelta.

Muutamalla järvellä menetelmä poikkesi päävyöhykelinjamenetelmästä. Ennen vuotta 2007 tehdyillä linjoilla arvioitiin kunkin lajin yleisyys ja peittävyys jokaiselta vyöhykkeeltä erikseen (Meissner ym. 2012). Jyväskylän ympäristötutkimuskeskus käytti hieman muunneltua päävyöhykemenetelmää, jossa sammaleet ja näkinparitaiset jätettiin kokonaan havainnoimatta sekä eräitä vaikeita lajeja määritettiin vain sukutasolle (Hynynen ym. 2007). Äimäjärvellä käytettiin aluekartoitustyylistä linjamenetelmää, joka oli kuitenkin hyvin tarkka ja antoi vertailukelpoisen tuloksen (Häyhä & Jutila 2006).

Vesikasvillisuuden tila-arvioinnin vertailuaineisto on jaettu kunkin järvityypin sisällä Pohjois-Suomen ja Etelä-Suomen järviin. Aineistosta laskettiin kullekin järvelle kasvillisuuden luokittelussa käytettävät kolme muuttujaa (Leka ym. 2008, Aroviita ym. 2012): tyyppilajien suhteellinen osuus kokonaislajistosta (TT50SO), prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA, Novak & Bode 1992) sekä referenssi-indeksi (RI, Schaumburg ym. 2004, Penning ym. 2008).

Vesipuitedirektiivin mukaan vesikasvit ja päällykslevät (kappale 2.2.3.3.) ovat yksi laatutekijä. Tässä raportissa vesikasveja ja päällyksleviä tarkastellaan erikseen, mutta vesimuodostuman ekologisen tilan laskennassa huomattavasti tilassa oleva osalaatutekijä määrsi koko laatutekijän (vesikasvit ja päällykslevät) tilan (ks. Aroviita ym. 2012).

2.2.3.3

Päällykslevät

Järvien rantavyöhykkeen päällykslevistä kerättiin piilevänäytteet Suomen ympäristökeskuksen seurantaohjeistuksen mukaan (Meissner ym. 2012). Piilevänäyte otettiin järven avoimelta kivikkorannalta 20-40 cm:n syvyydestä otetuilta 5-10 kiveiltä. Näytteet otettiin kolmelta eri kivikkorannalta. Mikäli järvestä oli vain yksi tai kaksi kivikkorantaa, riitti näiltä järviltä näyte/ranta.

Tähän raporttiin piilevänäytteitä oli saatavilla kaikkiaan 40 MaaMet-järvestä (yht. 78 näytteenottoa vuosina 2008–2012). Piilevänäytteitä otettiin osalla järvistä joka kolmas vuosi (R3-rotaatio, N = 21), joka vuosi (R1-rotaatio, N = 18) tai joka kuudes vuosi (R6-rotaatio, N = 1). Aineistosta laskettiin järvien päällykslevien tilan luokittelussa käytettävät piileväyhteisön luokittelumuuttujat: tyyppiominaisten taksonien esiintyminen (TT40, Aroviita ym. 2008) ja lajiston prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA, Novak & Bode 1992). Päällykslevästäön vertailuolujen muodostamiseen käytetään järven kokoon ja veden humuosisuuteen perustuvia järviyhteyksien yhdistelmiä, joista kullekin on muodostettu erilliset vertailuolot, vertailuarvot ja luokkarajat. Osalle järviryhmistä on muodostettu kriteerit ainoastaan TT40-indeksille vertailujärvien vähäisyyden takia.

2.2.3.4

Pohjaeläimet

Järvien syvänteiden pohjaeläinnäytteet otettiin Ekman-noutimella kunkin järven syväntealueelta. Rinnakkaisia Ekman-nostoja otettiin yhteensä viisi kappaletta kultakin syvänteeltä. Syvänteiden pohjaeläimistöä ei seurattu kaikkein matalimmissa järvissä syväntealueiden puuttumisen takia. Syväntepohjaeläinnäytteitä otettiin vuosina 2006–2012 yhteensä 44 järvestä. Lisäksi vuosien 2004–2005 aineistoa oli saatavilla viidestä MaaMet-seurannan järvestä. Kaikkiaan syvänteiden pohjaeläinaineistoa on tässä raportissa 46 järvestä, joista 42:lla oli olemassa keskisyvyystieto (keskisyvyys 1,41 - 11,3 m). Valtaosassa järvistä oli käytössä yhden (N = 17) tai kahden (N = 15) vuoden näyte. Kolmena vuonna näytteenottoa oli tehty 9 järvellä, neljänä vuonna 5 järvellä. Syväntepohjaeläinyhteisöjen tilan luokittelussa käytetään PMA-indeksiä (Novak & Bode 1992) ja syväntepohjaeläinindeksiä (PICM, Profundal Invertebrate Community Metric, Jyväsjärvi & Hämäläinen 2011). Valtaosa MaaMet-järvistä kuuluu kuitenkin vertailuolouissa huonosti edustettuihin järviyhteyksiin, joille PMA-indeksiä ei voitu luotettavasti laskea. PICM:n järvi-kohtaiset vertailuarvot laskettiin käyttämällä kahta eri regressiomallia (Aroviita ym. 2012). Mikäli järveltä oli sekä keski- että näytesyvyystieto, aineistosta laskettiin PICM-indeksin vertailuarvo mallilla, joka sisältää sekä keski- ja näytesyvyystiedon. Sen sijaan keskisyvyystiedon puuttuessa käytettiin vaihtoehtoista näytesyvyysmallia. Tarkasteltaessa syväntepohjaeläimistöä ekologisen laatusuhteen vastetta ravinnekuormitukseen syväntepohjaeläinaineisto jaettiin kahteen ryhmään: matalat (keskisyvyys < 3 m) ja syvemmät (> 3 m) järvet. Aineiston jaon tarkoituksena oli tarkastella onko syvyydellä merkitystä PICM:n vastelle ravinnekuormitukseen.

Järvien rantavyöhykkeen pohjaeläinnäytteet kerättiin potkuhaavilla avoimilta kivikkorannoilta 25-40 cm:n syvyydeltä (Meissner ym. 2012). Kustakin järvestä valittiin kolme erillistä ranta-alueita, joista otettiin vähintään kaksi 20 sekunnin rinnakkaisnäytettä. Mikäli järvestä ei löytynyt kolmea erillistä kivikkorantaa, otettiin kuitenkin yhteensä kuusi rinnakkaisnäytettä. Kuudesta rinnakkaisnäytteestä muodostettiin

yksi 2 minuutin kokoomanäyte, jota käytettiin litoraalipohjaeläimistön tilan arvioinnissa (Aroviita ym. 2012). Litoraalivyöhykkeen pohjaeläinnäytteitä otettiin 38 järveltä vuosina 2007–2011. Lisäksi aineistoa oli kolmelta järveltä vuosilta 2004–2005. Yhteensä aineistoa on 39 MaaMet-järveltä, joista 19 järveltä on näytteitä otettu yhtenä vuonna, 8 järveltä kahtena, 8 järveltä kolmena ja 4 järveltä neljänä vuonna. Aineistolle laskettiin tyyppiominaisten taksonien lukumäärä (TT, Aroviita ym. 2008) ja prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA, Novak & Bode 1992) luokitteluohjeessa (Aroviita ym. 2012) kuvattujen alustavien vertailuolujen perusteella, jotka on muodostettu järvi-tyyppien yhdistelmille.

Syvänteen ja litoraalin pohjaeläinten seurantatuloksia tarkastellaan tuloksissa erikseen. Vesimuodostuman ekologisen tilan laskentaan pohjaeläimistön tila määrättiin huonommassa tilassa olevan elinympäristön perusteella (ks. Aroviita ym. 2012).

2.2.3.5

Kalat

Järvien kala-aineisto kerättiin standardinmukaisella verkkokoekalastuksella Nordic-yleiskatsausverkkoja käyttäen (SFS-EN 14757 2005, Olin & Ruuhijärvi 2002, Maa- ja metsätalousministeriö 2008). Lisäksi indikaattorilajit -muuttujan kohdalla käytettiin asiantuntija-arvion tukena muuta saatavilla olevaa kalatietoa. Verkkoöiden määrä suhteutettiin järven pinta-alaan ja syvyyteen. Verkkojen sijoittelussa noudatettiin ositettua satunnaisotantaa siten, että verkkopaikat arvottiin ja verkkoja laskettiin eri syvyyssvyöhykkeille. Matalimmassa syvyyssvyöhykkeessä käytettiin pohjaverkkoja ja syvemmissä lisäksi pinta- tai pinta- ja välivesiverkkoja. Pyyntiajankohta oli heinäkuun puolivälistä syyskuun alkuun ja pyyntiaika n. 12 h/yö. Saalis lajiteltiin, laskettiin, punnittiin ja mitattiin verkko- ja solmuvälikohtaisesti. Saaliista laskettiin kalaston ekologisen tilan arvioinnin päivitettyyn vertailuaineistoon perustuvat muuttujat: kokonaisbiomassa- ja kokonaislukumääräyksikkösaaliit, särkikalojen (toutainta, säynettä ja mutua lukuunottamatta) biomassaosuus (%) saaliissa sekä indikaattorilajien esiintyminen. Niistä laskettiin kalaston ekologista tilaa rehevöitymispaineen suhteen kuvaava ELS4-muuttuja, joka päivityksen myötä antaa aikaisempaan raporttiin verrattuna tiukempia luokitustuloksia (Olin ym. 2013). Maa- ja metsätalouden aiheuttaman kuormituksen kalaseuranta-aineistoa vuosilta 2006-2012 oli 58 järvaltaalta (kokohaarukka 25–3330 ha). Aineisto painottui Etelä- ja Keski-Suomeen (VHA1-4) sekä mataliin humusjärviin ja runsasravinteisiin järviin. Aineistoa oli yhdeltä vuodelta 7 järveltä, kahdelta vuodelta 50 järveltä ja kolmelta vuodelta yhdeltä järveltä.

2.2.4

Rannikko

2.2.4.1

Kasviplankton

Rannikon 28 vesimuodostumasta otettiin kasviplanktonnäytteitä 1 - 3 kertaa avovesikaudella heinä- ja elokuussa vuosien 2007 – 2012 aikana. Havaintoasemasta riippuen näytteitä oli saatavilla enintään neljältä vuodelta. Joillakin asemilla havaintojakson aikana oli käyty vain kerran. Näytteitä oli yhteensä 105 kappaletta.

Aineistoista laskettiin kasviplanktonin tilan arviointiin perustuvat muuttujat: kasviplanktonin kokonaisbiomassa tuoremassana, lajibiomassat sekä *a*-klorofyllipitoisuus. Ympäristöhallinnon kasviplanktonrekisteri tuottaa lisäksi haitallisten sinilevien (syanobakteerien) osuudet kokonaisbiomassasta, mitä tietoa hyödynnettiin rehevyytarkasteluissa, vaikka rekisterin tuottama haitallisten sinilevien lajilista on osittain puutteellinen rannikkovesien osalta.

2.2.4.2

Pohjaeläimet

Rannikon pohjaeläinnäytteet otettiin pääasiallisesti Ekman-noutimella (225 cm²). Uudenmaan (UUD) ELY-keskuksen näytteissä van Veen -noudin (1100 cm²) oli pääasiallinen näytteenotin. Etelä-Pohjanmaan (EPO) ELY-keskuksessa tulokset saatiin ottamalla viiden Ekman-noutimellisen kokoomanäyte (5×225 cm²). Kaikki näytteet seulottiin 0,5 mm seulalla, mutta EPO-ELYssä myös 1,0 mm seulakoko laskettiin. Kaikki näytteet olivat kvantitatiivisia.

Näytepaikat olivat pääasiassa pehmeitä pohjia, mutta neljällä paikalla oli hiekka-pohja ja neljällä paikalla kova savipohja. Näytteistä noin 7 % oli pohjilta, joissa oli hapettomuutta tai vain ohut pintakerros hapellinen. Yhteensä 157 näytettä otettiin 40 paikalta, jotka kuuluvat 28 vesimuodostumaan.

Pohjaeläinyhteisön tunnuslukuna käytettiin murtovesien pohjaeläinindeksiä (BBI), joka kuvaa yhteisön vastetta rehevöitymiselle (Perus ym. 2007). Indeksissä rehevöitymiselle herkat lajit saavat korkean herkkyysarvon, mikä nostaa indeksilukua paremmassa tilassa olevissa pohjaeläinyhteisöissä. Tässä raportissa BBI-arvot on standardisoitu 0-1 skaalalle ja vesienhoidon 2. suunnittelukauden luokittelutulokset on laskettu niille vesimuodostumille, joilla tehtiin MaaMet-hankkeen näytteenottoa.

2.3

Valuma-alueiden maankäyttö

Jokien ja järvien seuranta-alueiden yläpuoliset valuma-alueet (järvissä myös koko lähivaluma-alue) määritettiin perustuen olemassa olevaan valuma-aluejakoon 3. jakotason tarkkuudella, korkeusmalliin (DEM korkeusmalli 25) sekä vesistötietoihin (rantaviiva 1:250 000). Jos biologinen näytteenotto tapahtui hyvin lähellä 3. jakotason purkupistettä (alle 200 m), valuma-alueeksi rajattiin valmiit purkupisteen yläpuoliset 3. jakotason valuma-alueet. Mikäli näytteenottopiste oli kauempana purkupisteestä, rajattiin valuma-alue korkeusmalliin ja rantaviivatasoon perustuen ArcGis Spatial Analystin sekä ArcGis-ohjelman lisäosan ArcHydro-työkalun avulla. Poikkeuksen muodostivat muutamat kohteet, joissa oli yksinkertaisempaa digitoida valuma-alue käsin käyttäen pohjana 3. jakotason valuma-alueita ja korkeusmalli- ja rantaviivatasoa. Kaikissa järvi-kohteissa valuma-alue rajattiin seuranta-alueena olevan järven luusuaan.

Rajattujen valuma-alueiden maankäyttötiedot määritettiin käyttäen CORINE 2000 aineistoa (CLC 2000 maankäyttö/maanpeite 25 m), suomaskia (MTK Suot, 25 m) ja kalliomaskia (MTK Kalliot, 25 m). Aineistosta laskettiin kaikille valuma-alueille maankäyttöä kuvaavat tunnusluvut (taulukko 3). Lisäksi valuma-alueita vastaavan biologisen näytteenoton pisteille määritettiin pisteen korkeus merenpinnasta (korkeusmallista) ja etäisyys lähimpään yläpuoliseen järveen (rantaviiva 1:250 000 tasosta, vain jokipisteille).

Taulukko 3. Maankäyttöä kuvaavat muuttujat sekä käytetyt Corine Land Cover (CLC) 2000 aineiston luokat.

Muuttuja	CLC-luokka (4. taso)
Valuma-alueen pinta-ala (ha)	Kaikki
Järvien osuus (%)	5120, 4112
Turvemaiden osuus (%)	3112,3122,3132,3243,4121,4122
Peltojen osuus (%)	2110
Laitumien osuus (%)	2310
Muun maatalousmaan osuus (%)	2220, 2430
Metsien osuus (%)	3111, 3112, 3121, 3122, 3123, 3131, 3132, 3133
Ojitettujen metsien osuus (%)	Alueet, jotka alle 50 m etäisyydellä alle 2 m leveästä ojasta tai purosta CLC-luokissa 3111, 3112, 3121, 3122, 3123, 3131, 3132, 3133
Ojitetut harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys 10–30%, kivennäismaalla %	Alueet, jotka alle 50 m etäisyydellä alle 2 m leveästä ojasta tai purosta CLC-luokassa 3242
Ojitetut harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys < 10%, kivennäismaalla %	Alueet, jotka alle 50 m etäisyydellä alle 2 m leveästä ojasta tai purosta CLC-luokassa 3241, josta poistettu turvemaat suomaskilla ja kalliot kalliomaskilla

2.4

Aineiston tarkastelu ja tilastolliset menetelmät

Vedenlaadusta tässä raportissa tarkastellaan raudan, kiintoaineksen, kokonaisfosforin- ja typen suhteita peltojen osuuteen valuma-alueella, ravinnepitoisuuksia ja pH:ta sekä biologisten muuttujien suhteita niihin.

Ekologisen tilan arviointiin käytettävät biologisten laatutekijöiden luokittelumuuttujien vesimuodostumakohtaiset arvot ja niiden ekologiset laatusuhteet (ELS-arvot) on laskettu vesienhoidon toisen luokittelukierroksen ohjeiden (Aroviita ym. 2012) mukaisesti. Useampien vuosien havainnoista laskettiin kullekin seurantapaikalle muuttujakohtainen keskiarvo. Järvissä syvänne- ja rantavyöhykkeen pohjaeläimistön välillä ja vesikasvillisuuden ja päällysviljen välillä huonommassa tilassa olevan osalaatutekijöiden tila määrää varauksin koko laatutekijän tilan (Aroviita ym. 2012).

Kaikki raportin biologisten laatutekijöiden tila-arviot esitetään muuttujittain yhteismitallisina ELS-arvoina, jolloin erinomaisen ja hyvän luokan raja-arvo on ELS = 0,8; hyvän ja tyydyttävän luokan raja 0,6; tyydyttävän ja välttävän luokan raja 0,4; välttävän ja huonon luokan raja 0,2 ja luokan huono alaraja ELS = 0. Sama menettely on käytössä vesienhoidon 2. luokittelukierroksella. Nämä vesimuodostumakohtaiset ELS-arvot on esitetty liitteissä 4, 5 ja 6. Valtakunnallisten ohjeiden (Vuori ym. 2009, Aroviita ym. 2012) mukaan laskennallisen ekologisen tilan eli ns. yleisluokittelun luotettavuutta on vielä arvioitava vedenlaadun, hydromorfologian ja painetietojen perusteella ennen lopullista päätöstä vesimuodostuman tilaluokasta.

Eri laatutekijöiden ekologisten laatusuhteiden vaihtelua joki- järvi- ja rannikkotyypeissä tarkasteltiin viiksilaatikkokuvaajien avulla. Vedenlaadun ja biologisten laatutekijöiden tila-arvioiden suhdetta kohteiden valuma-alueen peltoisuuteen tarkasteltiin hajontakuvioiden avulla. Lisäksi hajontakuvioilla tarkasteltiin tilamuuttujien ja vedenlaadun välisen yhteyden voimakkuutta. Yhteyksien voimakkuutta havainnollistettiin Pearsonin korrelaatiokertoimen ja sen tilastollisen merkitsevyyden avulla. Tarkoituksena oli havainnollistaa, miten kunkin fysikaalis-kemiallisten ja biologisten laatumuuttujan tila vaihtelee maatalouden ja vesistökuormituksen voimakkuuden kasvaessa. Myös tilastollisesti ei-merkitsevät yhteydet on tämän vuoksi esitetty.

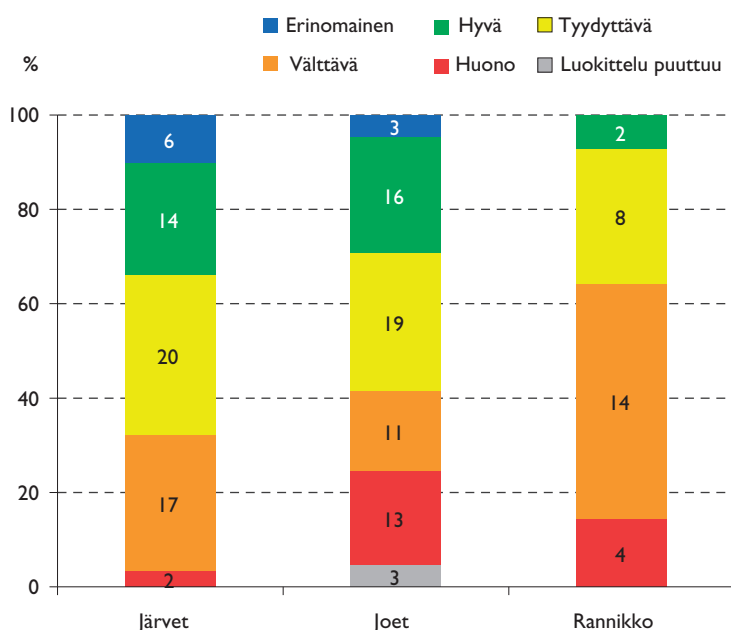
Lisäksi tarkasteltiin biologisten laatutekijöiden keskinäisiä suhteita hajontakuvioiden ja korrelaatioiden avulla. Tarkastelun tavoitteena oli havainnollistaa eri laatutekijöiden välisiä mahdollisia riippuvuussuhteita ja tutkia kuvaavatko eri laatutekijät yhtäläisesti hajakuormitettujen vesien tilaa.

3 MaaMet-seurannan tulokset

3.1

Sisävesien fysikaalis-kemiallinen tila

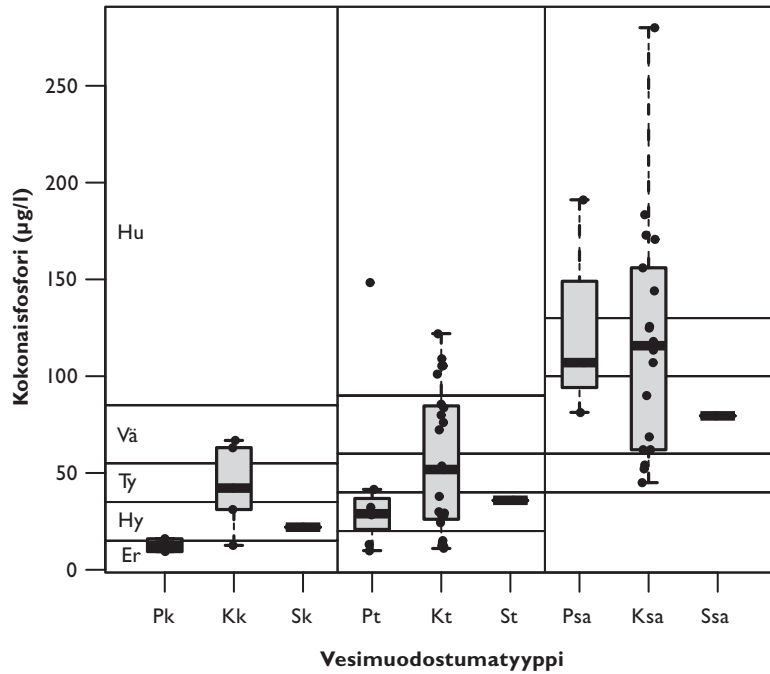
Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden seurantatulosten perusteella hyvää heikompaan tilaan arvioitiin 66 % järvi- ja 69 % jokivesimuodostumista (kuva 2). Tämä arviointi on ELY-keskusten vesienhoidon 2. luokittelukierrokselle tekemä. Kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli kasvukaudella jokivesissä 9,3 - 280 µg l⁻¹ ja järvien päällysvesissä välillä 7 - 131 µg l⁻¹ (kuvat 3 ja 7). Kokonaistypen pitoisuudet vaihtelivat jokivesissä välillä 114 - 3417 µg l⁻¹ ja järvien päällysvedessä välillä 203 - 1497 µg l⁻¹ (kuvat 4 ja 8).



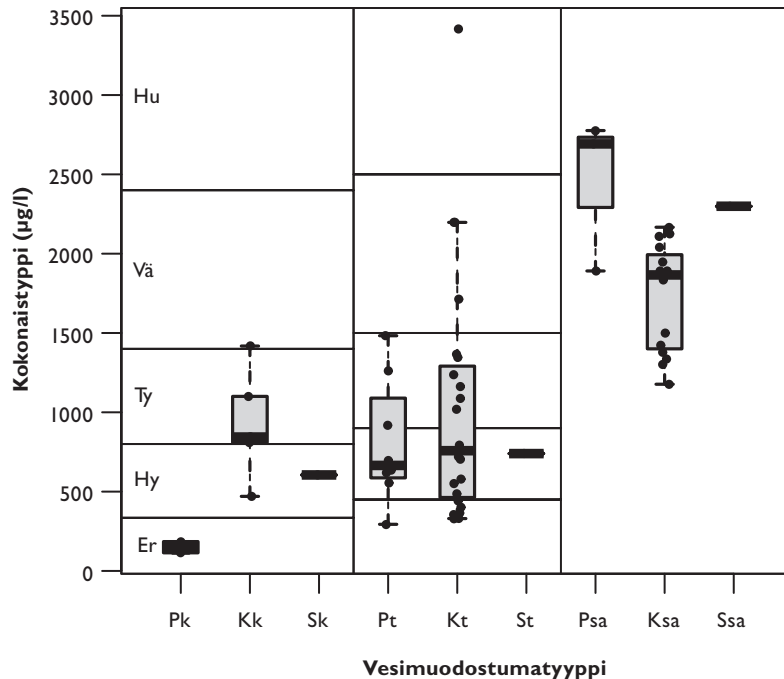
Kuva 2. MaaMet-seurantakohteiden vesimuodostumien fysikaalis-kemiallisten tekijöiden arvioitu tilaluokka vesienhoidon 2. luokittelukierroksella (Lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013).

Savimaiden jokien kokonaisfosforipitoisuudet olivat suuremmat kuin turve- ja kangasmaiden jokien pitoisuudet (kuva 3). Tämä johtuu valuma-alueelta kulkeutuneesta savipartikkeleihin sitoutuneesta fosforista, joka ei ole kuitenkaan täysin leville käyttökelpoisessa muodossa. Kokonaisfosforin luokkarajat onkin asetettu savimaan tyypeillä muita tyyppejä korkeammiksi. Turvemailta virtaavissa joissa humukseen sitoutunut fosfori kohottaa puolestaan jokien kokonaisfosforipitoisuutta. Myöskään humukseen sitoutuneen fosforin ei katsota oleva täysin leville käyttökelpoista (Ekholm & Krogerus 2003). Kokonaistravinteet sekä kiintoaineen määrä korreloivat positiivisesti valuma-alueen peltoprosentin kanssa (kuva 6).

Kokonaistypen pitoisuuksien vaihtelu pintavesissä on suurta ja siksi savimaiden joille ei typen luokkarajoja ole asetettu lainkaan (Aroviita ym. 2012). Turvemailta virtaavissa joissa kokonaistypen pitoisuudet ovat keskimäärin korkeampia kuin kangasmailta virtaavissa joissa (kuva 4).

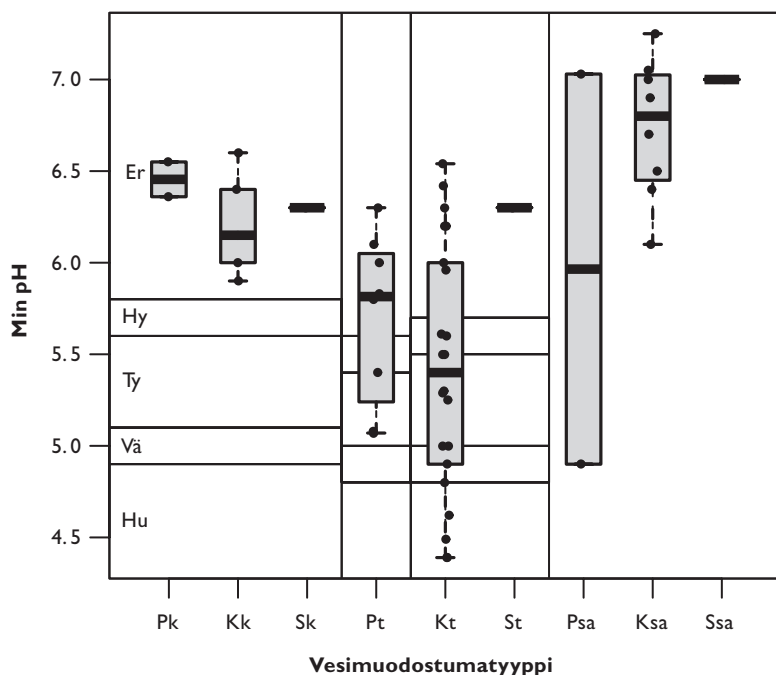


Kuva 3. MaaMet-jokien kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvon vaihtelu jokityypeittäin vuosina 2006-2012 (N = 62 vesimuodostumaa, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Kukin piste kuvaa yksittäisen vesimuodostuman havaintoa. Paksut vaakaviivat kuvaavat mediaaneja ja laatikot ala- ja yläkvartileja. Ohuet vaakaviivat ovat vedenlaadulle asetetut luokkarajat (Aroviita ym. 2012). Jokityyppien lyhenteet: P = pienet, K = keskisuuret ja S = suuret. k = kangasmaiden, t = turvemaiden ja sa = savimaiden joet (Pilke 2012).



Kuva 4. MaaMet-jokien kokonaistyypipitoisuuden keskiarvon vaihtelu jokityypeittäin vuosina 2006-2012 (N = 59, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

Luokituksessa käytetty kolmas vedenlaatumuuttuja on veden pH-arvo, joka on tyypillisesti korkeampi kangasmailta kuin turvemailta virtaavissa joissa, johtuen turvemaiden humuksen happamoittavasta vaikutuksesta (kuva 5). Savimaiden joille ei pH:n luokkarajoja ole määritetty (Aroviita ym. 2012).

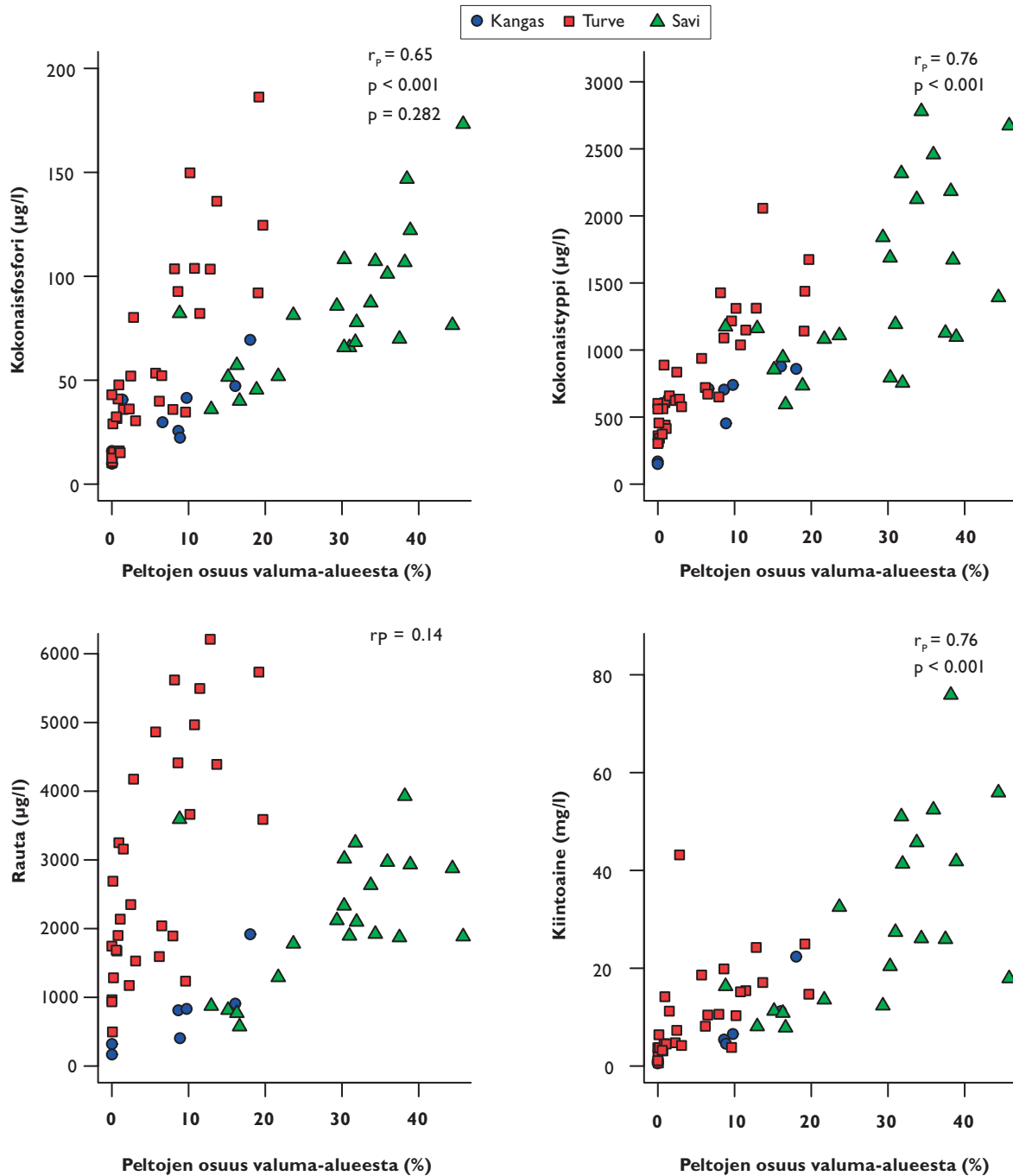


Kuva 5. MaaMet-jokien minimi-pH:n vaihtelu jokityypeittäin vuosina 2006-2012 (N = 50, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

Vähähumuksisten järvien (tyyppi Vh) kokonaisfosforipitoisuudet ovat luonnostaan alhaiset verrattuna humusjärvien (Ph, Kh, Sh, Rh, Mh, MRh) ja runsasravinteisten (Rr) tyyppien pitoisuuksiin (kuva 7). Kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu oli suurinta matalilla (Mh, MRh) ja runsasravinteisillä (Rr) maa- ja metsätalouden kuormittamilla järvillä. Tähän on syynä valuma-alueelta huuhtoutuneiden aineiden suuri ajallinen vaihtelu sekä matalien järvien alttius tuulen ja kalojen aiheuttamalla resuspensiolla. Kokonaistypen vaihtelu eri järvityypeissä on hyvin samankaltainen kokonaisfosforin kanssa (kuva 8). Kuten joissa, kokonaisfosforin ja -tyypin pitoisuudet sekä kiintoaineen määrä kasvavat peltoprosentin kasvaessa (kuva 9). Raudan osalta korrelaatiota ei ole havaittavissa.

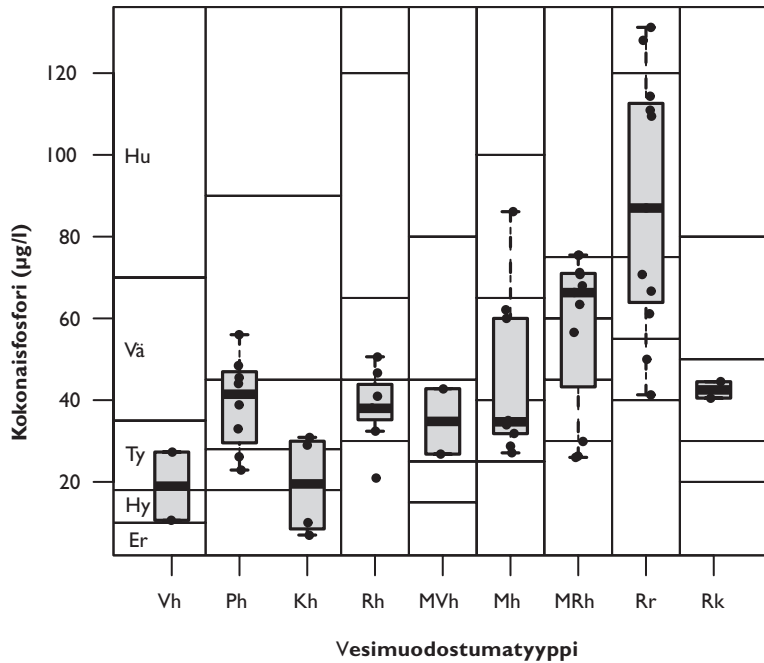
Valuma-alueen peltopinta-alan kasvaessa jokivesien kokonaisfosforin, -tyypin ja kiintoaineksen pitoisuudet kasvavat (kuva 6). Kokonaisfosforin ja raudan suhde valuma-alueen peltoprosenttiin näyttää kuvan 6 mukaan samankaltaiselta. Lisäksi näiden muuttujien osalta on havaittavissa, että jokivesimuodostumien tyypittely turve-, kangas- ja savimaatyyppeihin on erottelava tekijä. Kokonaistypen ja kiintoaineksen osalta ei vastaavia ryhmiä ole selkeästi havaittavissa.

Jatkossa typen osalta tulisi tarkastella epäorgaanista ja orgaanista tyyppiä erikseen ja pohtia niiden ottamista mukaan luokittelumuuttujiksi. Kiintoaineksen osalta tulisi tutkia tarkemmin, mistä aineksista kiintoaineksen koostuu eli mitä alkuaineita kiintoainekseen sisältää turve-, kangas- ja savimailla ja onko sillä vaikutusta vesistön biologiseen tilaan. Mielenkiintoista olisi tietää missä muodossa rauta on ja miten fosfori on sitoutunut näissä kolmessa eri tyypissä. Jatkossa olisi myös selvitettävä näytteenoton edustavuutta kuormituseurantaan tutkimalla, miten hyvin näytteenotto kattaa tulvakaudet, jolloin valtaosa maa- ja metsätalouden kuormituksesta kulkeutuu (Ekholm ym. 2014 käsikirjoitus).

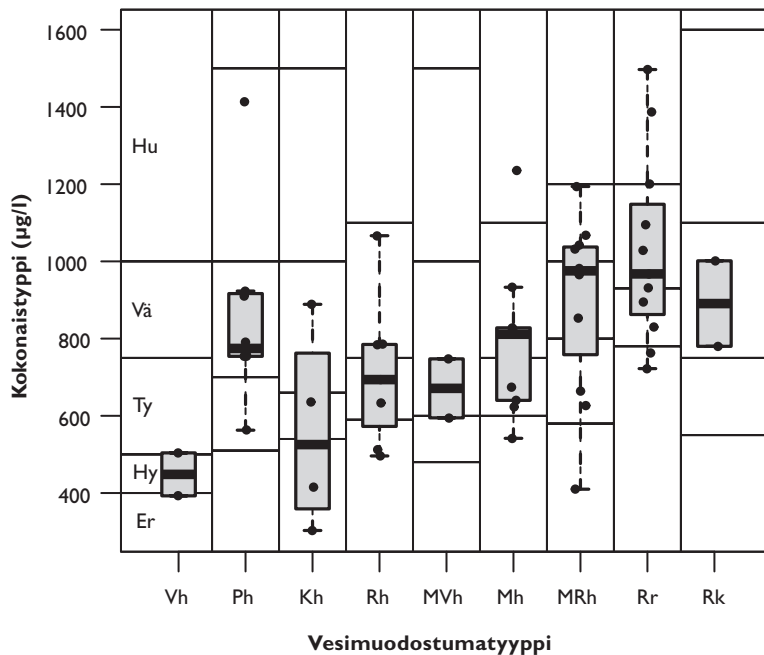


Kuva 6. Kasvukauden keskimääräisen kokonaisfosforin (N = 55), kokonaistypen (N = 59), raudan (N = 33) ja kiintoaineen (N = 49) suhde valuma-alueen peltoisuuteen vuosina 2006-2012 kangasmaiden, turvemaiden ja savimaiden MaaMet-jokikohteilla. Kokonaisfosforin ja peltoisuuden korrelaatio oli voimakkaampi turvemaiden (Pearson $r = 0,84$, $p < 0,001$) kuin savimaiden ($r = 0,71$, $p < 0,001$) ja kangasmaiden ($r = 0,80$, $p < 0,05$) joilla. Raudan ja peltoisuuden korrelaatio oli voimakkaampi kangasmailla ($r = 0,85$, $p < 0,05$) kuin turve- ($r = 0,69$, $p < 0,001$) ja savimailla ($r = 0,48$, $p < 0,05$). Kokonaistypen ja kiintoaineen yhteys peltoisuuteen oli voimakkuudeltaan samankaltainen eri tyyppisissä joissa ja koko aineistossa.

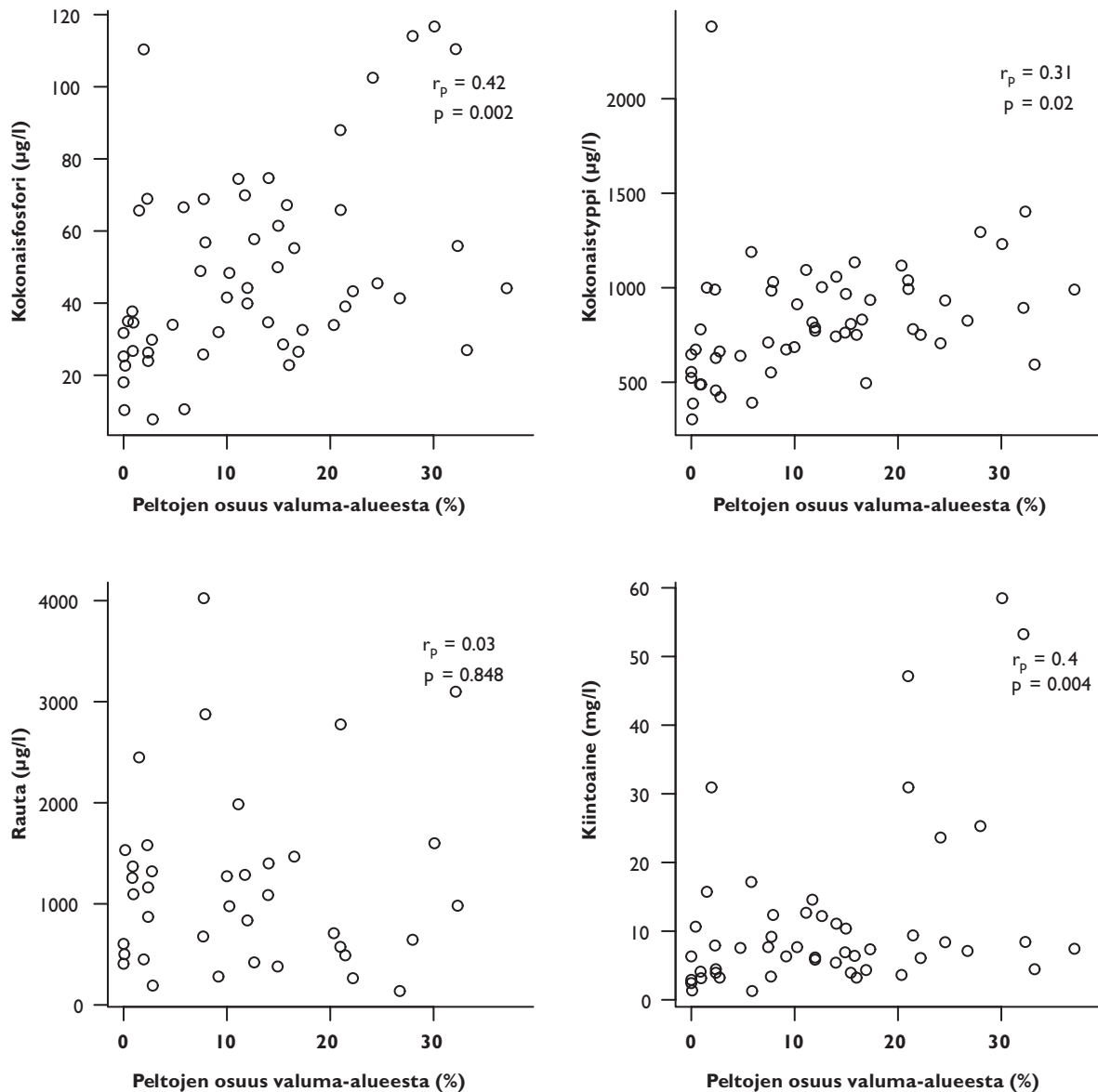
Järvillä kokonaisfosforin ja valuma-alueen peltoisuuden välinen suhde ei ollut niin selvä kuin jokivesissä (vertaa kuvat 6 ja 9). Tämä voi johtua siitä, että järvien pidemmästä veden viipymästä johtuen sisäiset prosessit vaikuttavat ravinteiden pitoisuuksiin enemmän kuin jokivesissä. Järvien päällysvedessä kokonaisfosforin ja -tyypen pitoisuudet nousivat kuitenkin tilastollisesti merkitsevästi valuma-alueen peltoprosentin kasvaessa.



Kuva 7. Kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvon vaihtelu järvityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla vuosina 2006-2012 (N = 56, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Kukin piste kuvaa yksittäisen vesimuodostuman havaintoa. Paksut vaakaviivat kuvaavat tyyppien mediaaneja ja laatikot ala- ja yläkvartiileja. Ohuet vaakaviivat ovat vedenlaadulle asetetut luokkarajat (Aroviita ym. 2012). Järvityyppien lyhenteet: P = Pienet, K = Keski-suuret, S = Suuret. Vh = Vähähumuksiset, h = humusjärvet, Rh = Runsashumuksiset, M = Matalat, Rr = Runsaravinteiset, Rk = Runsaskalkkiset.



Kuva 8. Kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvon vaihtelu järvityypeittäin MaaMet-kohteilla vuosina 2006-2012 (N = 56, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys ovat kuvassa 7.



Kuva 9. Vuosien 2006-2012 kasvukauden (VI-IX) MaaMet-järvien keskimääräisen kokonaisfosforin (N = 55), kokonaistyypin (N = 59), raudan (N = 38) ja kiintoaineen (N = 49) suhde peltojen osuuteen valuma-alueella.

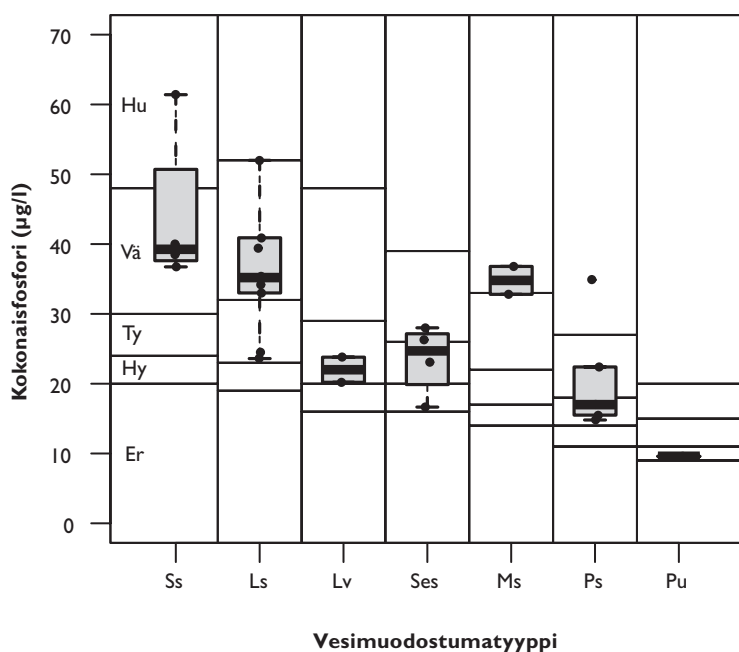
3.2

Rannikon fysikaalis-kemiallinen tila

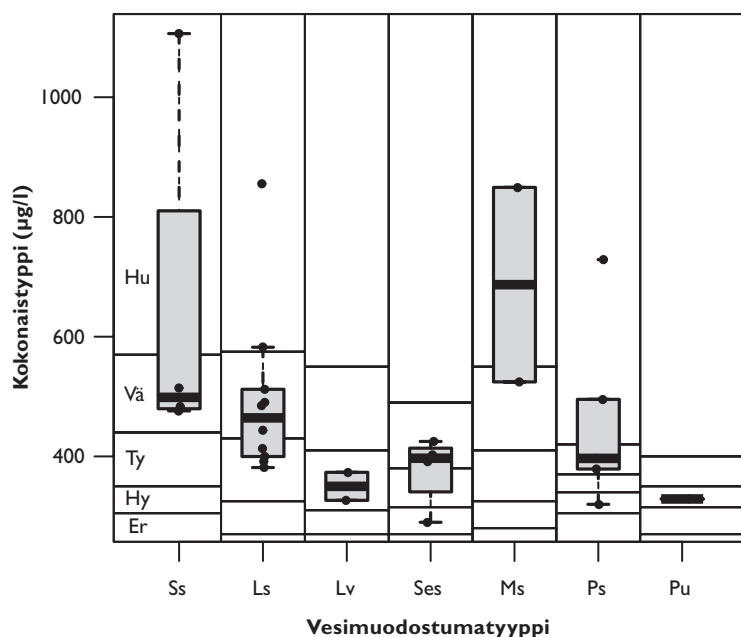
Ravinteet, näkösyvyys ja pohjanläheinen happi ovat tila-arvioita tukevia muuttujia Suomen rannikkovesien ekologisessa luokituksessa. Ensimmäisellä luokituskaudella käytettiin talven kokonaisravinteita, jotka säätelevät kevään ja kesän rehevyytasoa. Toisella kaudella luokituksessa on käytetty kesän kokonaisravinteita, koska talviravinteet eivät näyttäneet tukevan riittävän hyvin ekologista luokitusta mallitulosten (Fernandes ym. 2012) ja edellisellä kaudella saatujen kokemusten perusteella. Kesän ravinnemäärät ovat yleensä pienempiä kuin talvella, koska ravinteita sedimentoituu veden pintakerroksista planktoniin sitoutuneena. HELCOMin kehittämässä HEAT-luokituksessa on kokonaisravinteiden sijaan käytössä talven epäorgaaniset ravinteet (HELCOM 2009 a). HEAT -työkalu perustuu vesipuitteedirektiiviin; se on kehitetty

erityisesti tukemaan Meristrategiadirektiivin mukaisia tila-arvioita ja on VPD -tulkinaltaan hieman erilainen kuin Suomessa käytössä oleva luokitustyökalu (HERTTA VEMU2). Ennen kuin talven epäorgaaniset ravinteet voidaan ottaa mukaan Suomen rannikkovesien ekologiseen luokitukseen, niiden vertailuarvot ja luokituskriteerit tulisi tarkistaa, koska ravinteiden vaihtelu on suurta rannikkovesityyppien sisällä. Tässä raportissa keskitytään kesän kokonaisravinteiden perusteella tehtyihin rehevyyden tila-arvioihin tutkimuskaudella 2007 - 2011.

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden seurantatulosten perusteella hyvää heikompaan tilaan luokitui 98 % rannikon MaaMet-kohteista (kuva 2). Rannikon vesimuodostumissa **ravinnepitoisuuksien** vaihtelu oli suurta sekä rannikkovesityyppien välillä että sisällä (kuvat 10 ja 11). Kesäaikaiset kokonaisfosforin pitoisuudet olivat suurimmat Suomenlahdella, jossa tyyppikohtainen mediaani oli noin 40 µg l⁻¹ (kuva 10). Merenkurkun sisäsaaristossa mediaani (33 µg l⁻¹) oli suunnilleen samaa tasoa kuin lounaisessa sisäsaaristossa. Alhaisimmat fosforipitoisuuden mediaanit (10 ja 17 µg l⁻¹) mitattiin Perämerellä. Vesimuodostumakohtainen vaihtelu oli huomattavinta eteläisillä ja lounaisilla rannikkoalueilla: suurimmat fosforin keskipitoisuudet mitattiin Pernajanlahden ja Halikonlahden perukoissa (90 ja 140 µg l⁻¹) ja pienimmät Paimionlahden ulko-osassa sekä Rauman ja Eurajoen saaristossa (alle 25 µg l⁻¹). Selkämerellä suhteellisen korkeita keskipitoisuuksia (yli 50 µg l⁻¹) mitattiin Kristiinankaupungin edustalla.



Kuva 10. Kokonaisfosforin keskipitoisuuden vaihtelu rannikkotyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 28, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Kukin piste kuvaa yksittäisen vesimuodostuman havaintoa. Paksut vaakaviivat kuvaavat tyyppien mediaaneja ja laatikot ala- ja yläkvartiileja. Ohuet vaakaviivat ovat vedenlaadulle asetetut luokkarajat (Aroviita ym. 2012). Ls-tyypin yksi poikkeava havainto (132 µg l⁻¹) jätetty pois kuvasta. Vesimuodostumatyyppien lyhenteet: Ss = Suomenlahden sisäsaaristo, Ls = Lounainen sisäsaaristo, Lv = Lounainen välisaaristo, Ses = Selkämeren sisemmät rannikkovedet, Ms = Merenkurkun sisäsaaristo, Ps = Perämeren sisemmät rannikkovedet ja Pu = Perämeren ulommat rannikkovedet.



Kuva 11. Kokonaistyyppien keskipitoisuuden vaihtelu rannikotyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 28, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Tyyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys ovat kuvassa 10.

Kesän kokonaistyyppien pitoisuudet olivat korkeimmat Merenkurkussa (mediaani 590 $\mu\text{g l}^{-1}$), mutta myös Saaristomeren ja Suomenlahden sisäosissa tyyppikohtaiset mediaanit (440 ja 470 $\mu\text{g l}^{-1}$) olivat koholla (kuva 11). Taso oli matalin lounaisessa välisaaristossa ja Perämerellä (alle 400 $\mu\text{g l}^{-1}$). Tyyppien keskipitoisuudet vaihtelivat suuresti etenkin Suomenlahdella ja Merenkurkussa vesimuodostumasta riippuen. Pernajanlahden ja Halikonlahden perukoissa sekä Kyrönjoen edustalla vesimuodostumakohtaiset keskipitoisuudet ylittivät 1000 $\mu\text{g l}^{-1}$. Matalien lahtien korkeita tyyppien ja fosforin pitoisuuksia selittävät jokikuormituksen ohella resuspensio; prosessi jossa pohjamateriaalia palautuu takaisin vesikerrokseen.

Tyyppi- ja fosforipitoisuuden perusteella tehdyt ekologisen luokituksen tila-arviot vuosille 2007 – 2011 antoivat samankaltaisen tuloksen. Suuri osa Suomenlahden MaaMet-kohteista oli välttävässä tilassa; Pernajanlahden sisäosa oli huonossa tilassa. Lounaisen sisäsaariston kohteet olivat muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta joko tyydyttävässä tai välttävässä tilassa, ja välisaaristo tyydyttävässä tilassa. Halikonlahden eri osissa tila vaihteli tyydyttävän ja huonon välillä. Myös Selkämeren kohteissa vaihtelu oli suurta: Rauman ja Eurajoen saaristo luokitui hyvään tilaan, kun taas Kristiinankaupungin edustalla tila oli huono. Merenkurkun MaaMet-kohde, Kyrönjoen edusta, oli huonossa tilassa. Perämeren MaaMet-kohteet olivat suureksi osaksi tyydyttävässä tai välttävässä tilassa, vain Tornionjoen edusta (Perämeri Herakari) oli tyyppien perusteella hyvässä tilassa ja ulkosaaristoa edustava vesimuodostuma Uudenkaarlepyyn edustalla fosforin perusteella hyvässä tilassa.

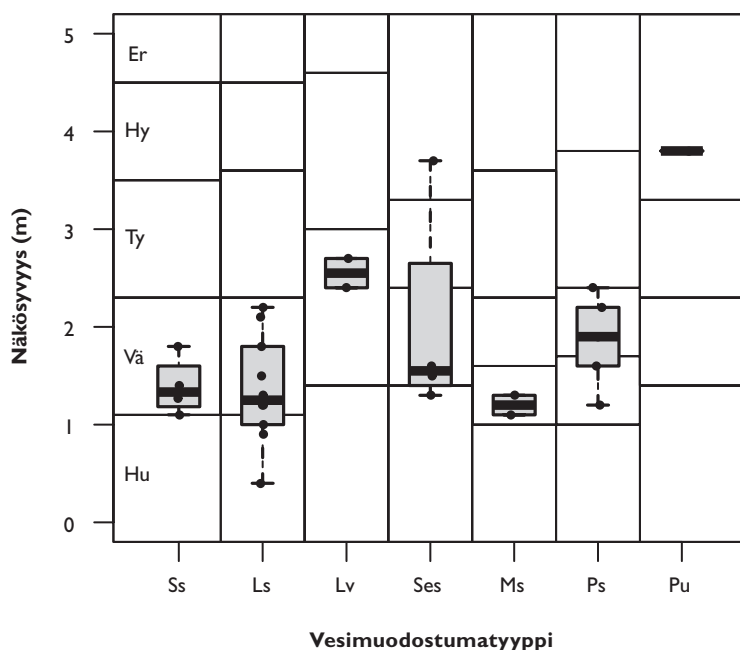
MaaMet-kohteiden kokonaisravinteiden pitoisuudet ovat pysyneet yleensä suurin piirtein samalla tasolla tai vähentyneet hieman 2000-luvun alkuun verrattuna. Kokonaisravinteiden pitoisuudet ovat vähentyneet voimakkaasti erityisesti Paimionlahden sisäosissa Piikkiön edustalla, mutta muissa lahden osissa suuria muutoksia ei ole tapahtunut. Pitkällä aikavälillä Paimionlahden yleinen rehevyystila on kuitenkin lisääntynyt (Ekholm ym. 2008). Sen sijaan Pernajanlahdella kokonaisravinteiden taso on noussut 2000-luvun jälkimmäisellä jaksolla. Pitkällä aikavälillä Pernajanlahden tila on kuitenkin parantunut huomattavasti 2000-luvun aikana (Anonyymi 2012). Suomen nitraattidirektiiviraportin perusteella nitraatin vuotuiset keskipitoisuudet ja

talviarvot ovat vähentyneet 2000-luvun aikana selvästi Halikonlahdella ja Porvoon edustalla (Anonyymi 2012).

Näkösyvyys on yksi keskeinen veden rehevyyden mittari. Meriveden näkösyvyyteen vaikuttavat veteen suspendoitunut hiukkasmainen aine, värilliset liuenneet orgaaniset aineet, pääasiassa kasviplanktonista koostuva veden keijusto sekä näihin tekijöihin liittävä valon vaimentuminen vedessä (Lund-Hansen 2004). Vesiputedirektiivin tila-arvioissa näkösyvyyttä käytetään ekologisen luokituksen tukena. Suomen rannikkovesialueilla näkösyvyyden tyyppikohtaiset vertailuarvot ja luokkarajat kiristyivät EU:n toiselta interkalibrointijaksolta saatujen tulosten perusteella (Aroviita ym. 2012). Lisäksi näkösyvyyden vertailuarvoissa on huomioitu HELCOM:n avomerialueille kehitetyn bio-optisen mallin tulokset koskien näkösyvyyden riippuvuutta värillisen orgaanisen aineen, CDOM-pitoisuuksista (HELCOM 2013).

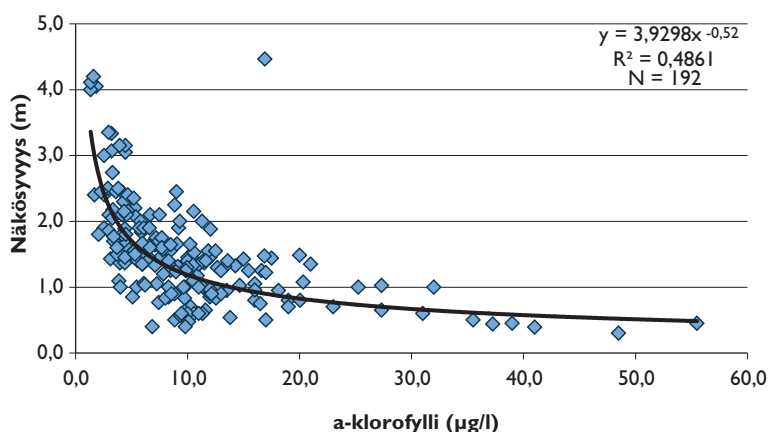
Jaksolla 2007 - 2011 rannikon MaaMet-kohteiden suurimmat näkösyvyydet mitattiin Perämerellä, jossa tyyppikohtainen mediaani vaihteli 2 ja 3 metrin välillä (kuva 12). Lounaisessa välisaaristossa näkösyvyyden mediaani jäin hiukan alle 2 metrin. Selkämerellä tyyppikohtainen mediaani oli 1,6 metriä keskimääräisen näkösyvyyden vaihdella Kristiinankaupungin edustan 0,7 metrin ja Rauman ja Eurajoen saariston 3,2 metrin välillä. Suomenlahden ja Saaristomeren sisäosissa mediaani ylsi 1,3 metriin, mutta keskimääräinen näkösyvyys jäi 0,4 ja 0,6 metrin tietämille sekä Halikonlahden että Pernajanlahden rehevöityneimmissä osissa. Pienin tyyppikohtainen mediaani (0,9 m) saatiin Merenkurkussa, jossa Kyrönjokiestuaari edusti näkösyvyyden suhteen heikointa lahtialuetta (keskiarvo 0,6 m).

Näkösyvyyden perusteella Perämeren MaaMet-kohteet luokittuivat pääasiassa joko välttävään tai huonoon tilaan (kuva 12). Perämerellä vesimuodostumat olivat yleensä tyydyttävässä tilassa lukuun ottamatta Kristiinankaupungin edustaa, jossa tila oli välttävä. Merenkurkussa ja Selkämerellä tila vaihteli välttävän ja huonon välillä, mutta Rauman ja Eurajoen saaristossa tilaluokka oli näkösyvyyden perusteella tyydyttävä. Lounaisessa sisäsaaristossa vesimuodostumien tila on joko välttävä tai huono, kun taas välisaariston MaaMet-kohteet olivat välttävässä tilassa. Suomenlahden vesimuodostumat olivat välttävässä luokassa.



Kuva 12. Näkösyvyyden keskimääräinen vaihtelu rannikkotyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 28, lähde: VEMU2-tietokanta 18.9.2013). Tyyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys ovat kuvassa 10.

MaaMet-kohteissa kasviplanktonin *a*-klorofylli selitti 49 % näkösyvyyden vaihte-
lusta (kuva 13). Eteläisillä ja lounaisilla vesimuodostumissa riippuvuus oli heikompi
($R^2 = 0,30$) kuin Pohjanlahden vesimuodostumissa ($R^2 = 0,68$). Ulommilla rannikko-
vesityypeillä näkösyvyyden ja *a*-klorofyllin riippuvuus jakautui samansuuntaisesti
kuin maa- ja metsätalouden kuormittamilla lahtialueilla: selitysaste oli heikon Suo-
menlahdella ja paras Merenkurkussa ja Perämerellä (Kauppila 2007). Avomerellä
samanaikaisesti tehdyt näkösyvyys- ja klorofyllianalyysit osoittivat, että kesäkaudella
13 – 17 % valon vaimenemisesta vedessä voitiin yhdistää kasviplanktonin määrään
(Fleming-Lehtinen ja Laamanen 2012). Värilliset liuenneet orgaaniset aineet (CDOM)
vaikuttavat näkösyvyyteen erityisesti Perämerellä ja Suomenlahdella, mutta jonkin
verran myös Selkämerellä (HELCOM 2013). Valuma-alueelta peräisin oleva savipi-
toinen maa-aines heikentää näkösyvyysarvoja taas Saaristomerellä.



Kuva 13. Kasviplanktonin ja näkösyvyyden riippuvuus rannikon MaaMet-kohteissa kesäkaudella 2007-2011.

Pohjanläheiselle hapelle ei ole toistaiseksi luotu kvantitatiivisia luokituskriteerejä ekologista luokitusta varten, mutta pohjan happitilanne otetaan luokituksessa kuitenkin huomioon. Rannikon MaaMet-kohteissa kesäkauden hapen keskimääräinen taso vaihteli 7 ja 10 mg l⁻¹ välillä, ja maksimi-arvot yltivät jokaisessa vesimuodostumassa vähintään 11 mg l⁻¹. Tutkimuskauden aikana pohjanläheisen hapen pitoisuus laski kuitenkin monessa vesimuodostumassa alle kriittisen rajan (2 mg l⁻¹). Ajoittaisista tai säännöllisistä happiongelmista kärsiviin lahti- tai saaristoalueisiin kuuluivat Pernajanlahti, Emäsalo Porvoon edustalla, Halikonlahti, Paimionlahti, Mynälahti sekä Taivassalo Velkuan ja Iniön välisaaristossa. Lisäksi ajoittaista alle 2,5 mg l⁻¹ happipitoisuutta mitattiin Suomenlahden Pikkalanlahdella sekä Merenkurkun Stenskärsfjärdellä. Pernajanlahti on yksi säännöllisistä happiongelmista kärsivistä merenlahdista.

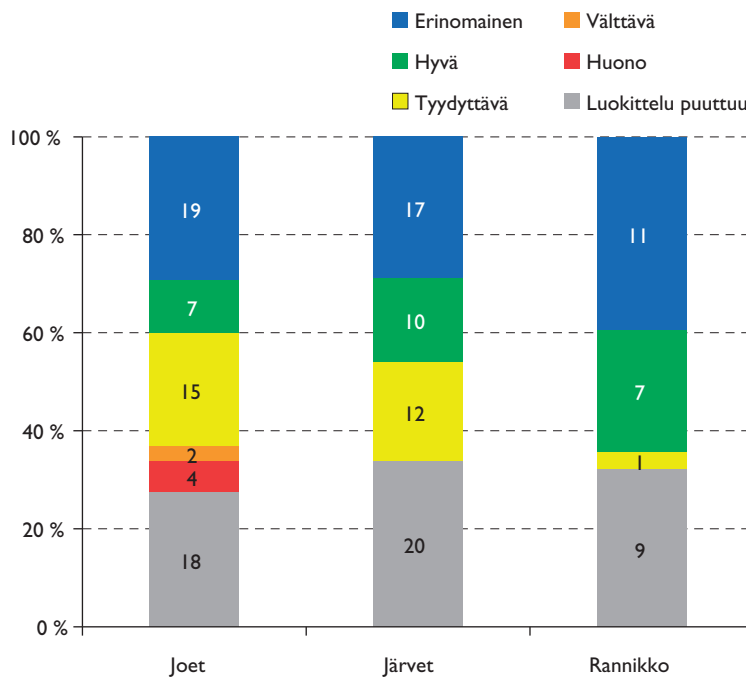
Maatalouden kuormitus vaikuttaa Suomen merenlahtien happiongelmiin lisäämällä orgaanisen aineksen happea kuluttavaa vaikutusta. Pohjaläheinen happipitoisuus voidaan ennustaa maatalousmaan osuudella merenlahden valuma-alueesta ja lahden keskisyvyydellä. Nämä kaksi muuttujaa selittävät yhdessä 55 % happipitoisuuden vaihtelusta (Kauppila ym. 2003). Lisäksi termokliinin alapuolisissa syvänteissä pohjanläheinen typpi korreloi voimakkaasti pohjanläheisen hapen kyllästysarvon kanssa ($R^2 = 0,81$). Edellä mainitussa tutkimuksessa pohjanläheisen hapen vaihtelua ei voitu kuitenkaan yhdistää *a*-klorofylliin, kokonaisfosforiin tai ravinteiden kokonaiskuormitukseen, mikä johtunee pääasiassa vuotuisesta sedimentaatiosta sekä sedimentin ja veden vaihteluun liittyvästä dynamiikasta.

Happivarojen uusiutuminen kynnyksellisten ja vuonomaisten merenlahtien syvänteissä on riippuvainen hydrografisista ja ilmastotekijöistä. Esimerkiksi Pohjanpitäjänlahdella merivettä pääsi lahtialueen sisäosiin vasta alkutalvella, mutta jokivirtaaman nousu hidastaa alusveden happivarojen uusiutumista (Malve ym. 2000). Ilmastoennusteiden mukaan virtaaman kasvu talvella saattaa toteutuessaan aiheuttaa pysyvän muutoksen huonompaan suuntaan Pohjanpitäjänlahden happitilanteessa. Pohjanpitäjänlahden kaltaisiin MaaMet-kohteisiin kuuluu mm. Halikonlahti ja Paimionlahti, joiden syvänteiden happitilanne on samalla lailla riippuvaisia paitsi jokien mukanaan tuomasta kuormituksesta myös hydrografisista ja ilmastotekijöistä.

3.3

Sisävesien ja rannikon hydromorfologinen tila

ELY-keskukset ovat arvioineet hydrologista ja morfologista muuttuneisuutta sisävesien seuranta-kohteista. Koska monet kohteista ovat pieniä järviä tai jokia, ei arviota ole tehty kaikissa kohteissa. VEMU2-järjestelmään tallennettujen tietojen perusteella MaaMet-seurannan järvistä 69 %, jokikohteista 72 % ja rannikon vesimuodostumista 68 % on arvioitu HyMo-tila toisella luokittelukierroksella (kuva 14). Tehtyjen arvioiden perusteella maatalouskuormitteiset järvet (69 %), joet (55 %) ja rannikon kohteet (95 %) ovat hydromorfologialtaan pääosin erinomaisessa tai hyvässä tilassa.



Kuva 14. MaaMet-seuranta-kohteiden pintavesien hydrologis-morfologinen muuttuneisuusluokka vesienhoidon 2. luokittelukierroksella (Lähde: VEMU2- tietokanta 1.6.2013).

Hydromorfologista muuttuneisuutta on myös toisella luokittelukaudella arvioitu SYKE:n luokitteluhjeen mukaisilla koko jokimuodostumaa koskevilla kriteereillä (Aroviita ym. 2012). Vuosina 2009-2012 on vesikasvien seurannan yhteydessä lisäksi koottu tietoa seuranta-kohteiden välittömän lähiympäristön muuttuneisuudesta brittiläisellä River Habitat Survey -menetelmällä Raven ym. 1998) ja sitä täydentävin kotimaisin muuttuneisuusarvioin (Aroviita & Vuori julkaisematon).

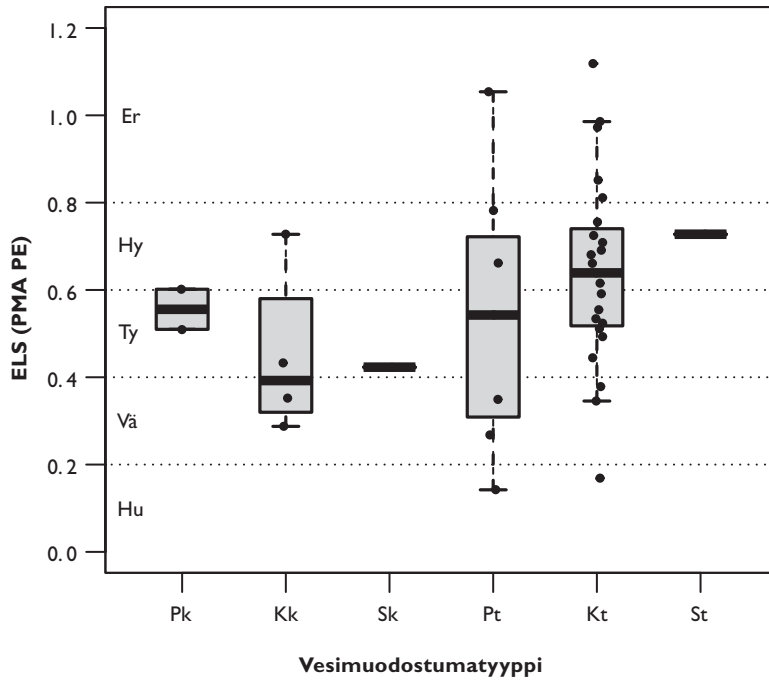
Jokien biologinen tila

Vesikasvit

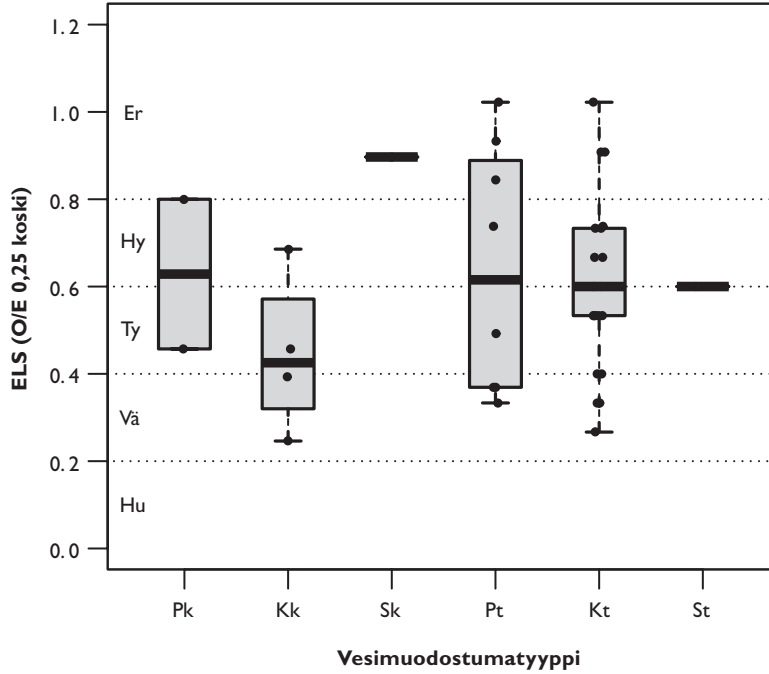
Jokien vesikasvit, eli joessa kasvavat putkilokasvit ja sammaleet, olivat alustavien luokittelumuuttujien perusteella pääosin hyvässä tilassa (kuvat 15 ja 16). Vesikasvien arvioitiin olevan hyvää huonommassa tilassa PMA_{PE} :n perusteella 19 MaaMet-jokikohteessa. Vastaavasti $O/E_{0,25}$ -indeksin perusteella hyvää huonommassa tilassa oli 18 kohteen vesikasviyhteisöt. Heikoimmassa tilassa (huono tai välttävä) olivat alustavien luokittelumuuttujien keskiarvon perusteella Tyrnävänjoki, Vieresjoki, Pohjajoki, Murronjoki-Pihlalajanjoki, Murennusjoki, Tainijoki, Kurujoki-Nytkymenjoki ja Vilajoki. Molemmilla luokittelumuuttujilla oli selkeä yhteys sekä valuma-alueen peltujen osuuteen että veden kokonaisfosfori- ja typpipitoisuuteen (kuva 17, taulukko 4). Maatalouden kuormittamalla joilla rehevöitymistä sietävät lajit ovatkin usein runsaita ja rehevöitymiselle herkät lajit vähälukuisia tai puuttuvat kokonaan (Salow 2011). Koska prosenttinen mallinkaltaisuus (PMA) ja havaittujen taksonien suhde odotettuihin taksoneihin (O/E -indeksi), reagoivat veden laatuun ja valuma-alueen ihmistoimintaa kuvaaviin muuttujiin, ne ovat potentiaalisia luokittelumuuttujia suurkasvien ekologisen tilan arviointiin (Räापysjärvi 2012).

Alustavassa vesikasvien luokittelun kehittämistyössä tavoitteena on etenkin ollut suurkasviyhteisöjen luonnollisen vaihtelun kuvaaminen, vaihtelun lähteiden tunnistaminen ja näihin perustuva vertailuolojen määrittely (Räापysjärvi 2012). Luontaisista tekijöistä suurkasvien yhteisökoostumusta parhaiten selittävät pohjoisuus ja korkeus meren pinnasta (Räापysjärvi 2012). Valuma-alueen maaperän laatu selitti yhteisökoostumusta enemmän kuin joen valuma-alueen koko. Suomen kansallinen jokityypittely selittää siis jonkin verran suurkasviyhteisöjen luonnollista vaihtelua, mutta ei selkeästi jaa yhteisöjä luontaisesti samanlaisiin ryhmiin.

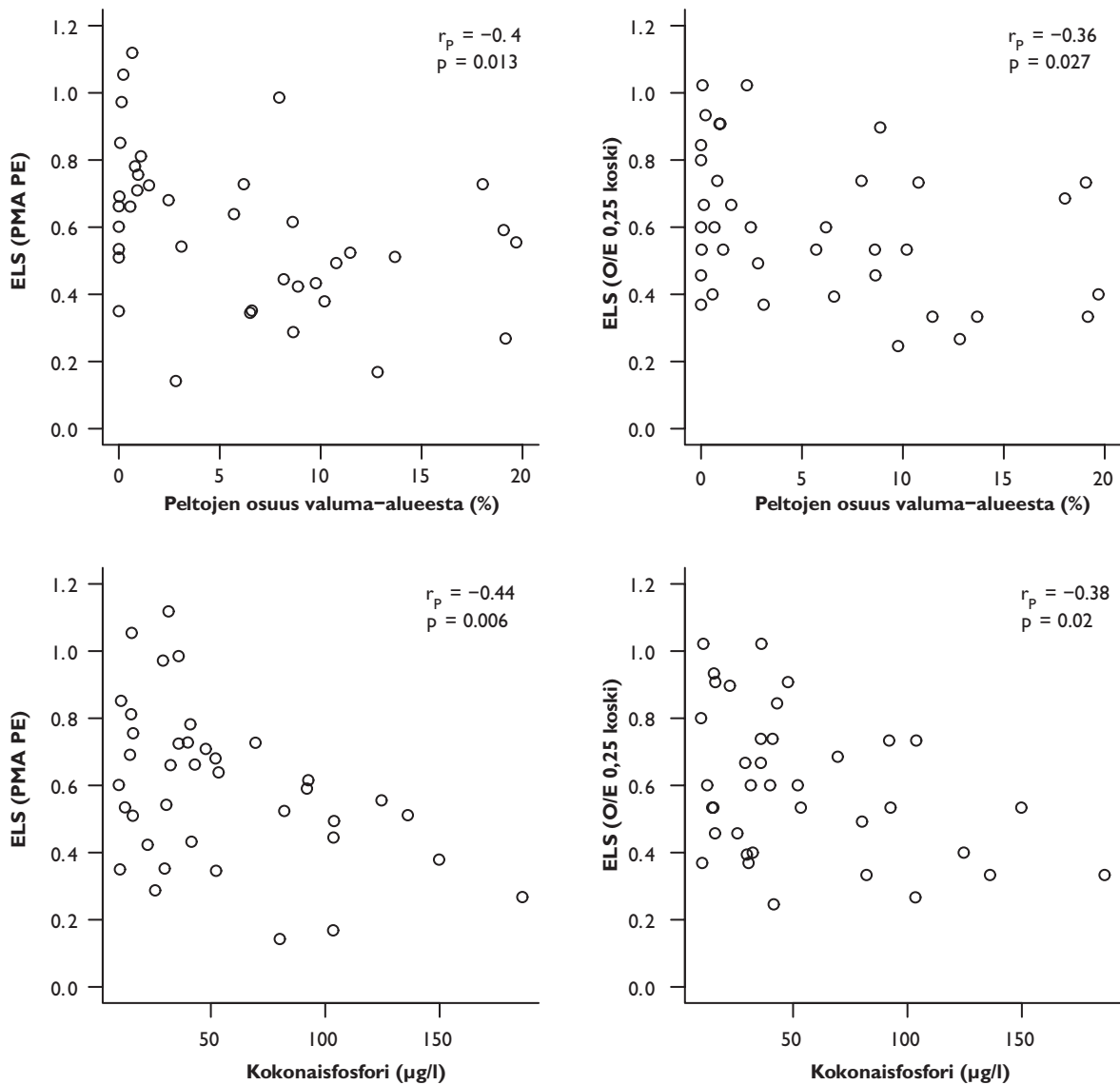
Nämä tulokset ovat alustavia, sillä niiden taustalla on verraten pieni vertailuaineisto (yhteensä 28 jokipaikkaa). Jokien vesikasvillisuuden tila-arvioinnin kehittämistä osaksi ekologisen tilan arviota tulisi jatkaa tutkimalla suurkasvien tilan arviointia laajemmalla vertailuaineistolla ja selvittämällä olisiko karkeaan jaotteluun perustuva jokityypittely parempi vaihtoehto vertailuolojen määrittelyyn jatkuviin ympäristömuuttujiin perustuva mallintaminen.



Kuva 15. Jokien vesikasvien prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA_{PE}-indeksi) ELS:ien vaihtelu vuosina 2009–2011 jokityypeittäin MaaMet-kohteilla (N = 38). Kukin piste kuvaa yksittäisen vesimuodostuman havaintoa. Ohuet vaakaviivat ovat tilaluokkien alustavat rajat (Rääpysjärvi 2012). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.



Kuva 16. Jokien koskipaikkojen vesikasvien tyyppiominaisten taksonien (O/E_{0,25}-indeksi) ELS:n vaihtelu vuosina 2009–2011 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 37). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.



Kuva 17. Jokien vesikasvien alustavien luokittelumuuttujien yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja valuma-alueen peltoprosentin sekä kasvukauden kokonaisfosforin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantakohteissa (PMA_{PE} N = 38, O/E_{0,25}-indeksi N = 37). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

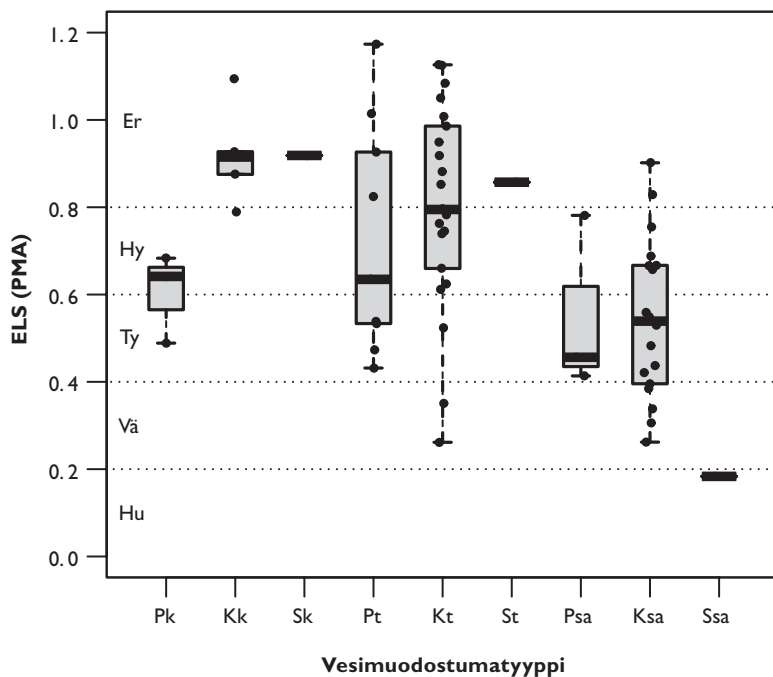
3.4.2

Päällyslievät

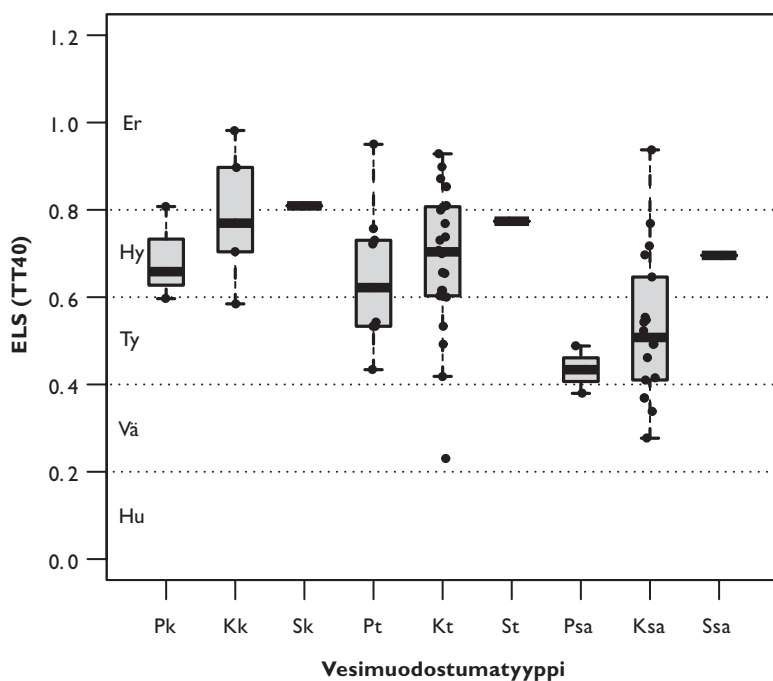
Jokien päällyslievästä luokitutti keskimäärin hyvään tilaan. Päällyslievien arvioitiin olevan hyvää huonommassa tilaluokassa TT:n perusteella 26 jokikohteella (kuva 19) ja PMA:n perusteella 22 kohteella (kuva 18). Kaikkein heikoimmassa tilassa (huono tai välttävä) olivat Maalahdenjoki (Sågkvarnfors ja Kyrkbacken), Sipoonjoki, Aura-joki (Nautelankoski), Paimionjoki (Patakoski) ja Jänhijoki. Keskimäärin eli ELS:ien keskiarvon perusteella 24 jokikohdetta luokitutti hyvää huonompaan tilaluokkaan. Piilevien luokittelumuuttujien ja valuma-alueen peltoviljelyn suhde oli verraten voimakas ($r = -0,5 - -0,6$, $p < 0,001$). Vaikka hajonta oli aika suuri, piilevästön tila laski suhteellisen selkeästi (etenkin TT), kun maatalouden intensiteettiä kuvaava peltojen osuus valuma-alueesta kasvoi (kuva 20). Päällyslievät olivat hyvää huonommassa

tilassa 16 voimakkaimmin maatalouskuormitteisesta kohteesta (pelto-% >20) PMA:n perusteella 11:ssä ja TT:n perusteella 15:ssä kohteessa.

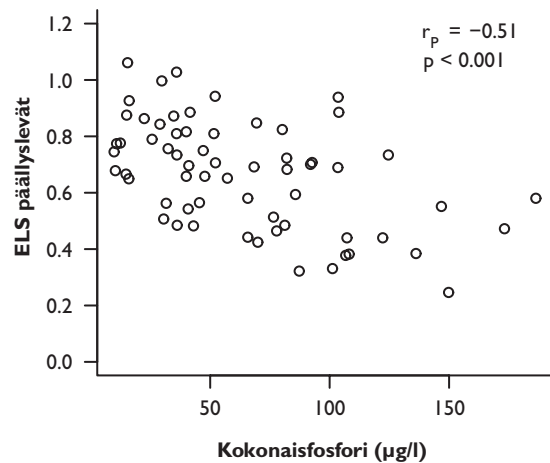
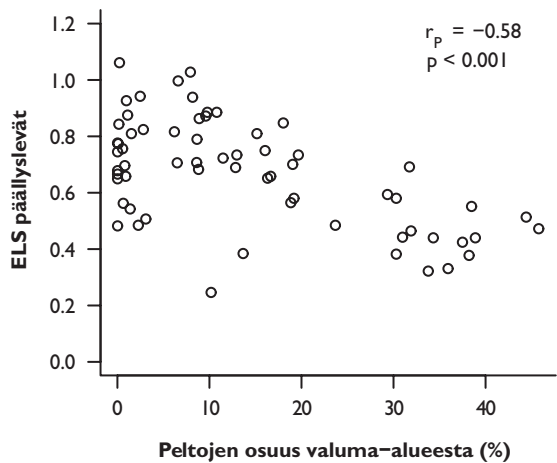
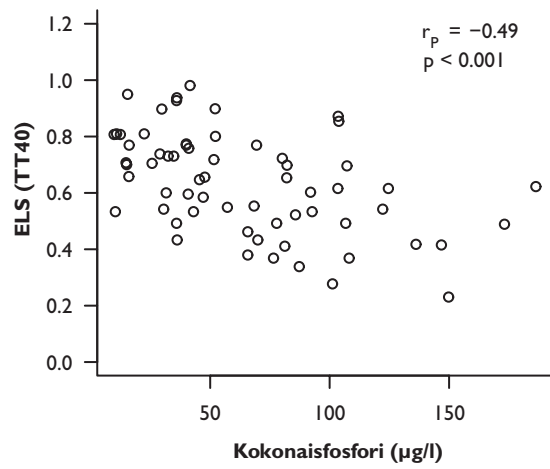
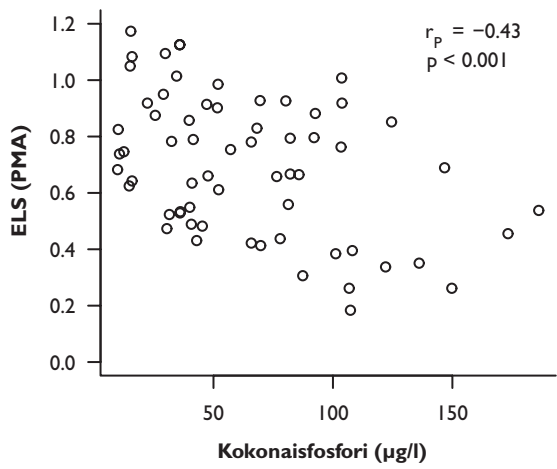
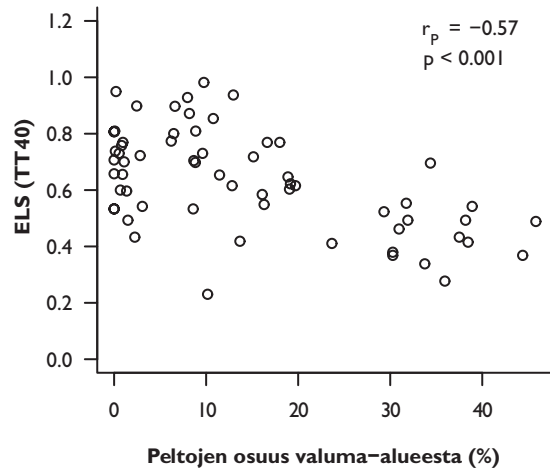
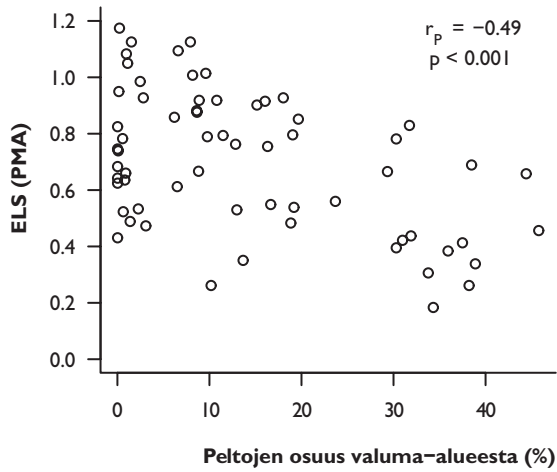
Savimaiden joet ryhmittyvät selkeimmin hyvää huonommiksi päällyslävästön perusteella. Jokityypeissä yleensä päällyslävästön keskimääräinen tilaluokka on pienissä kokoluokissa heikompi kuin suuremmissa. Tämä on päinvastainen suuntaus fosforiin nähden, jonka mukaan pienemmät jokivedet olivat keskikokoisia paremmassa tilassa.



Kuva 18. Jokien päällyslävien PMA-indeksin ELS:in vaihtelu vuosina 2006–2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 63). Jokityyppien lyhenteiden ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.



Kuva 19. Jokien päällyslävien TT40-indeksin ELS:in vaihtelu vuosina 2006–2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 63). Jokityyppien lyhenteiden ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.



Kuva 20. Jokien päälylsyväiden PMA- ja TT40-indeksien ja niiden keskiarvon ELS-arvon suhde valuma-alueen peltoprosenttiin ja kokonaisfosforiin MaaMet-kohteilla (N = 63). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

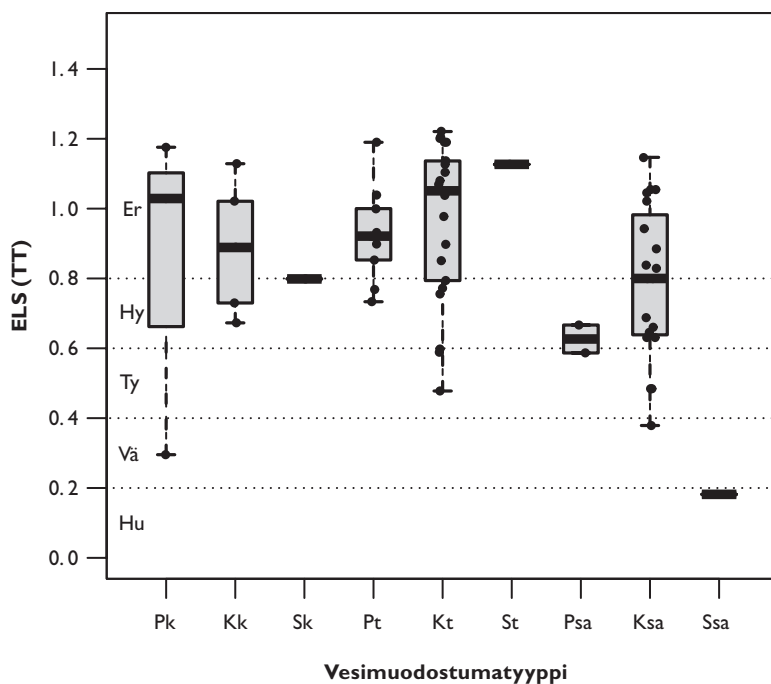
Suuret jokivesistöt luokituvat yleensä parhaimpaan tilaan. Poikkeuksena tästä on suurten savimaiden joki, Loimijoki, PMA-muuttujan mukaan. Loimijoessa tyyppilajisto vastaa hyvin vertailuvesistöjen lajistoa, mutta tyyppilajistosta vain harvat lajit esiintyvät runsaina. PMA-muuttuja korreloikin TT-muuttujaa hieman voimakkaammin suodatetun fosfaattifosforin kanssa (PMA: $r_p = -0,448$, $p = 0,001$; TT: $r_p = -0,380$, $p = 0,005$; $N = 53$), joka parhaiten kuvaa seuratuista fosforilaaduista leville käyttökelpoista fosforia. PMA-muuttujassa siten korostuu TT:tä enemmän rehevissä vesissä esiintyvät lajit.

Päällysväestön osalta vaikuttaa, että pienissä jokivesissä piilevät erottuvat paremmin vertailuvesistöjensä yhteisöistä kuin keskikokoiset ja suuret. Jatkotutkimuksissa tulisi selvittää, aiheutuuko tämä keskikokoisten ja suurten jokivesien vertailuvesistöjen laadusta eli ovatko ne heikommassa tilassa kuin pienten jokivesien vertailujoet.

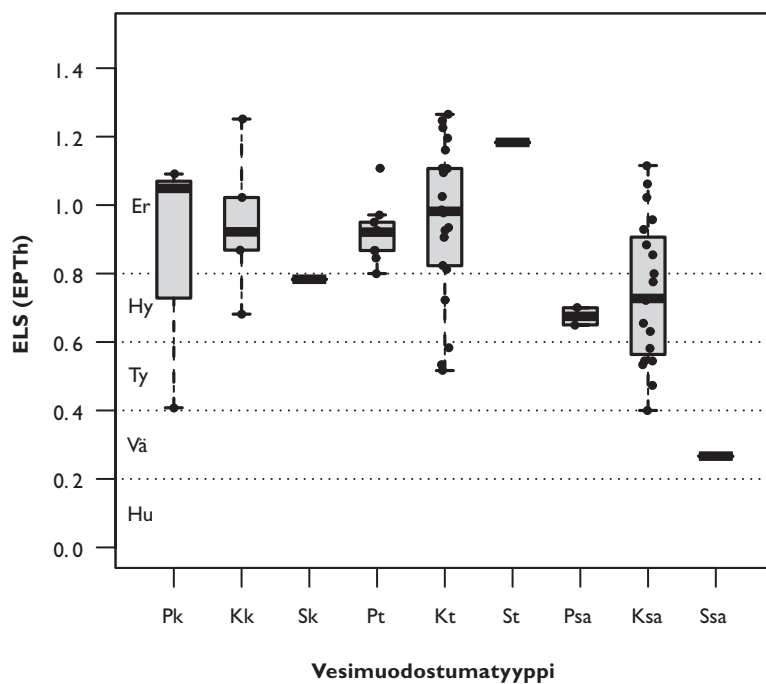
3.4.3

Pohjaeläimet

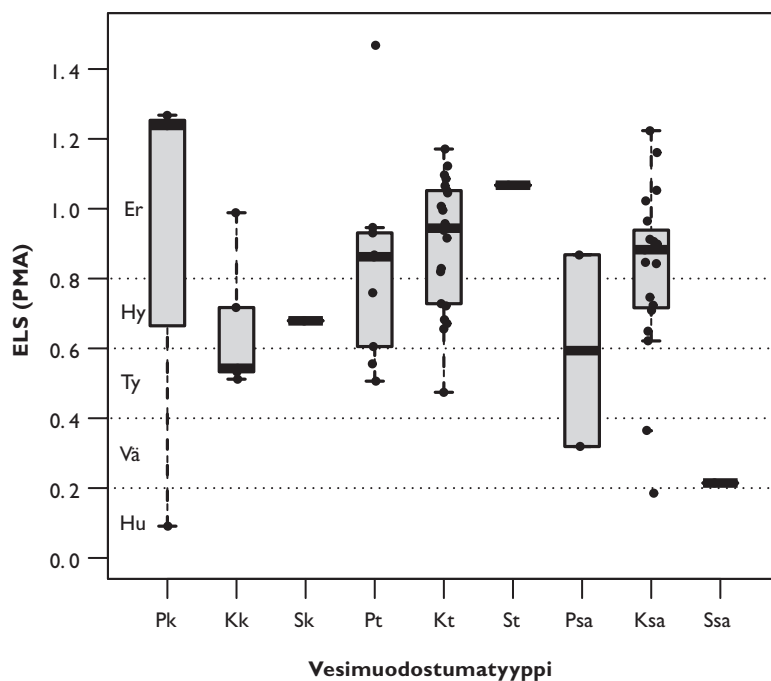
Koskipaikkojen pohjaeläimistö luokitui keskimäärin verrattaen hyvään tilaan. Eläimistö oli tyydyttävässä tai huonommassa tilassa vain kaikkein maatalousvaltaisimpien valuma-alueiden joissa. Muuttujasta riippuen pohjaeläimistö luokitui tyydyttävään tai heikompaan tilaluokaan 9-12 kohteella (kuvat 21-23). ELS:ien keskiarvon perusteella hyvää huonommassa tilaluokassa oli seitsemän kohteen pohjaeläimistö (kuva 24): Loimijoki, Maalahdenjoki (Kyrkbacken), Puttaanjoki, Sikkilänjoki, Sipoonjoki, Uskelanjoki (Lammaskoski) ja Vanjoki. Metsätalouden kuormituksesa kärsivää Sikkilänjokea lukuun ottamatta näiden kaikkien paikkojen valuma-alue on intensiivisesti viljeltyä (pelto-% > 10, useimmiten > 30 %) joissa ravinnepitoisuudet ovat korkeat (kokonaisfosforin pitoisuus yleensä > 50 $\mu\text{g l}^{-1}$) (kuvat 24 ja 25).



Kuva 21. Jokien pohjaeläimistön tyyppioministen taksonien (TT) ELS:in vaihtelu vuosina 2006–2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 62). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

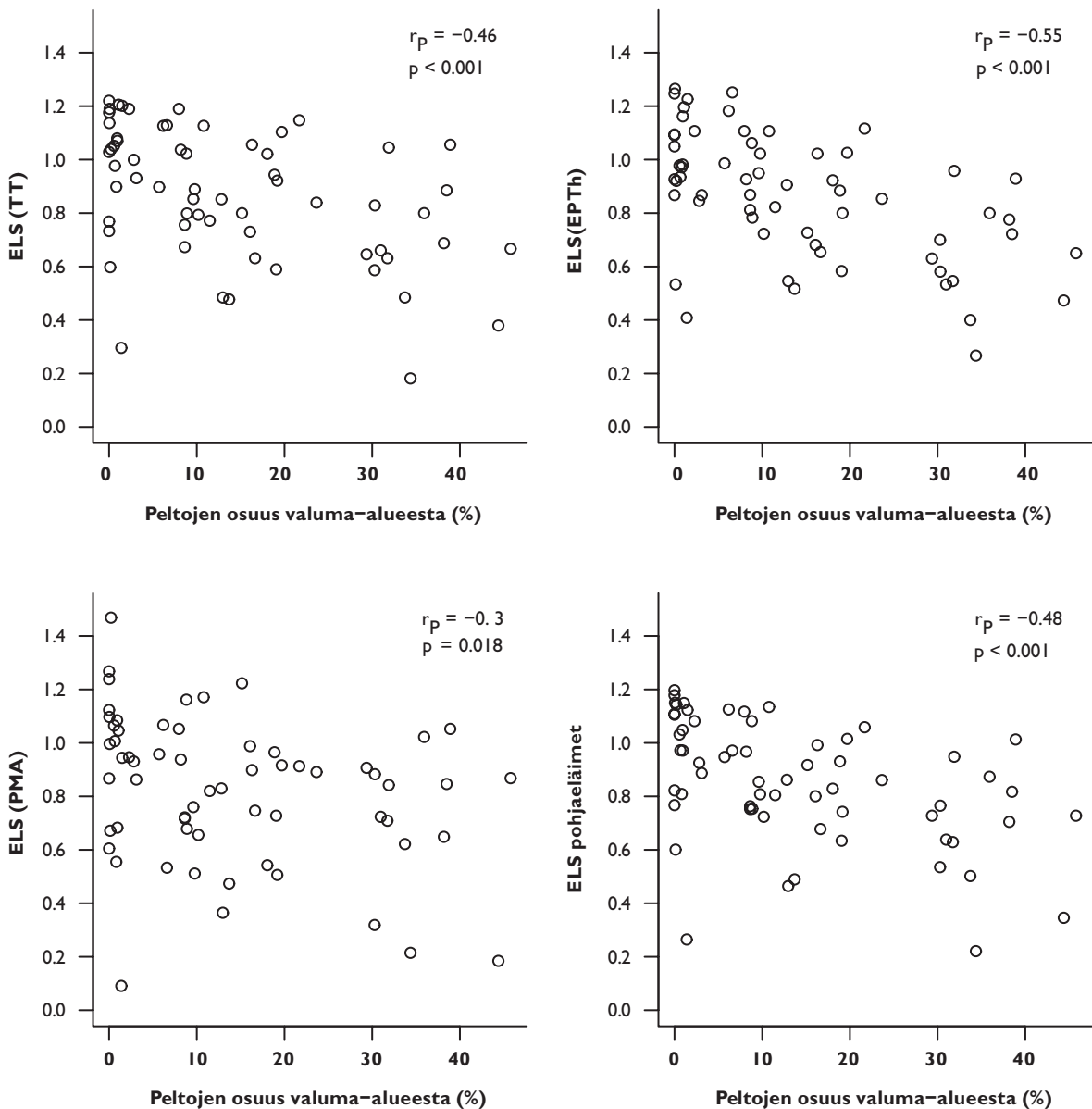


Kuva 22. Jokien pohjaeläimistön tyyppiominaisten EPT-pohjaeläinheimojen ELS:in vaihtelu vuosina 2006–2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 62). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

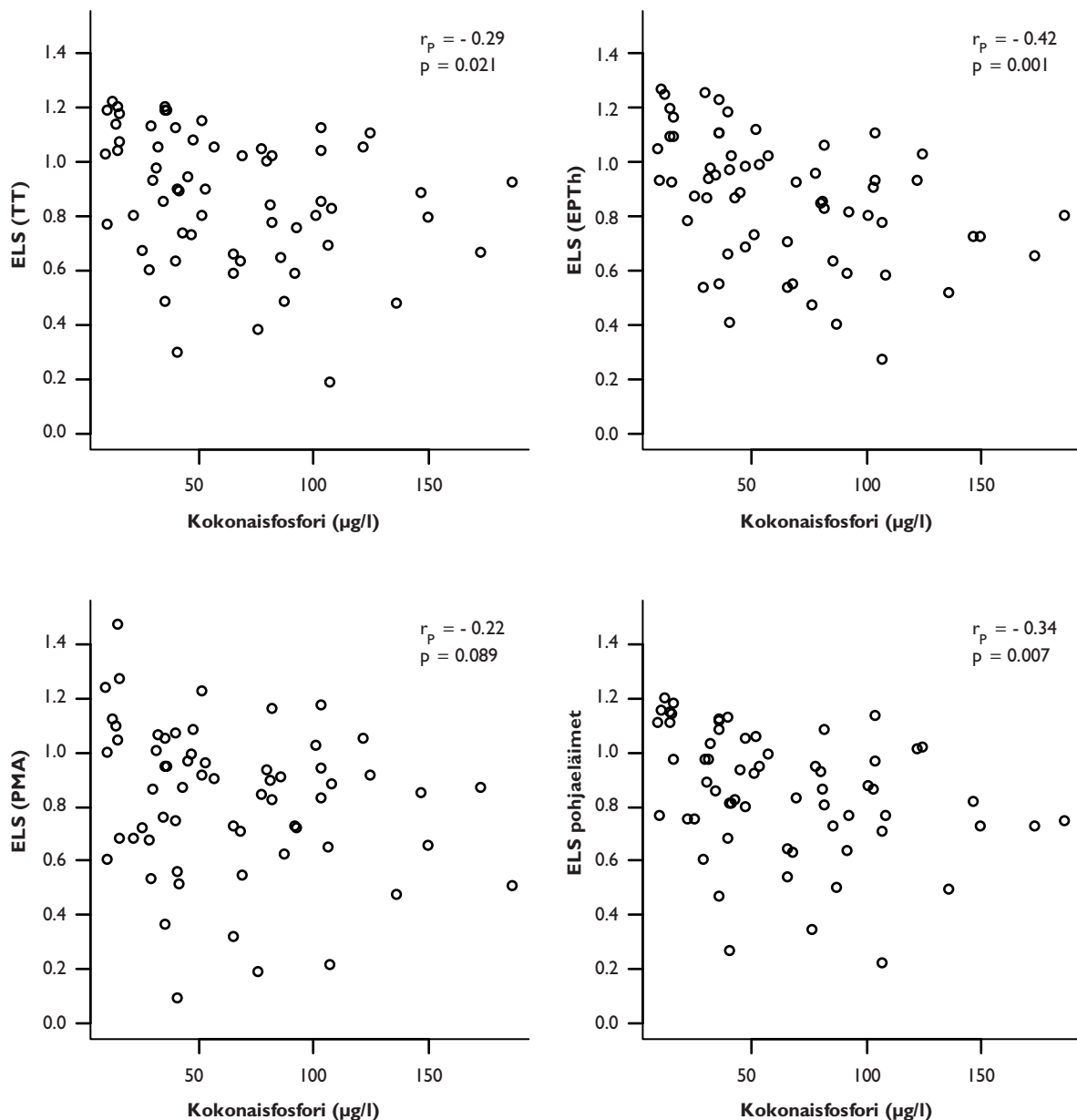


Kuva 23. Jokien pohjaeläimistön prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA) ELS:in vaihtelu vuosina 2006–2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 62). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

Kaikki pohjaeläimistön tilamuuttujat korreloivat negatiivisesti peltojen osuuteen valuma-alueella (kuva 24). Myös korrelaatiot kokonaisfosforiin olivat pääsääntöisesti merkitsevät, vaikkakin alhaisemmat (kuva 25). Seurannan ehkä hieman yllättävä tulos oli kuitenkin muuttuja-arvojen korkea taso, eli huolimatta selkeästä koko aineiston painevasteesta, suuressa osassa hajakuormitetuista kohteista pohjaeläimistö ei niin paljon eronnut vertailuolosta, että olisi luokitunut hyvää tilaa heikommaksi. On mahdollista, että tilamuuttujat kuten TT ja EPTh, jotka mittaavat vain taksonien puuttumista, eivät ole soveliaimpia tunnistamaan rehevöitymisen aiheuttamia yhteisömuutoksia. Lievän rehevöitymisen myötä etenkin laiduntajien yksilö- ja taksonimäärät saattavat kasvaa. Suuremmat pohjaeläintiheydet lisäävät myös taksonien todennäköisyyttä esiintyä näytteissä.



Kuva 24. Jokien pohjaeläinmuuttujien ELS:ien ja niiden keskiarvon ja valuma-alueen peltoprosentin välinen suhde MaaMet-seurantakohteissa (N = 62). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.



Kuva 25. Jokien pohjajaeläinmuuttujien ELS:ien ja niiden keskiarvon ja kokonaisfosforin välinen suhde MaaMet-seurantakohteissa (N = 62). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

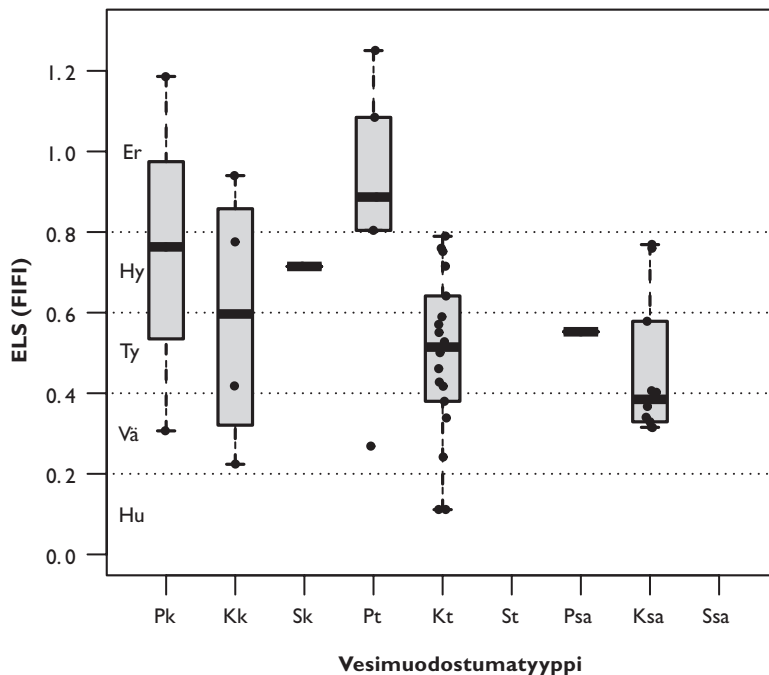
Koska muuttujien vaste oli hieman voimakkaampi peltojen osuuteen kuin kokonaisfosforin pitoisuuteen, voidaan olettaa, että pelkkä ravinnetason nousu ei ole pohjajaeläimistöille haitallista vaan ennemmin muut maatalousjokien ympäristötekijöiden muutokset, kuten lisääntyneen hienojakoisen sedimentin aiheuttama liettyminen (ks Wagenhoff ym. 2012, Burdon ym. 2013). MaaMet-kohteiden koskipaikoilla ei ole myöskään esiintynyt happikatoja, jotka voisivat aiheuttaa suoraa ympäristöstressiä eläimistöille. Maatalousvaltaisissa joissa pohjajaeläinyhteisöille eniten häiriötä aiheuttanevat joen pohjan rakenteelliset muutokset kuten liettyminen, lisääntyneet kiintoainepitoisuudet ja sulfaattimailla etenkin happamuuspiikit. Peltojen osuus valuma-alueesta selittikin suuren osan kiintoainepitoisuuden vaihtelusta (kuva 6). Jatkossa tulisi erityisesti selvittää näiden tekijöiden suhteellista merkitystä pohjajaeläimistön tilaan.

Pohjaeläimistön tilan arvioinnissa virhettä aiheuttanee edelleen vertailuolujen epätarkkuus. Vaikka toisella luokittelukierroksella vertailuolot muodostettiin täsmällisemmin Etelä-/Pohjois-Suomi –tyyppiäolla (Aroviita ym. 2012), tilamuuttujien vaihtelu näiden alueellistenkin tyyppien sisällä on edelleen suurta. Lisäksi vertailupaikka-aineistot etenkin Etelä-Suomesta ovat vähäiset. Koska pohjaeläimistön kokonaislajimäärä lienee luonnostaan rikkaampi Etelä-Suomessa, Keski- ja Pohjois-Suomeen painottuvat vertailuolot saattavat aiheuttaa eteläisten jokipaikkojen luokittumisen todellisuutta parempaan tilaluokkaan. Jatkossa tulisikin erityisesti selvittää paikkakohtaisten vertailuolujen (esim. Aroviita ym. 2009) mallintamisen soveltuvuutta koko Suomen alueelle, jolloin vertailuolujen alueellista ja muuta luonnollista vaihtelua voitaisiin tyypittelyä tehokkaammin kontrolloida.

3.4.4

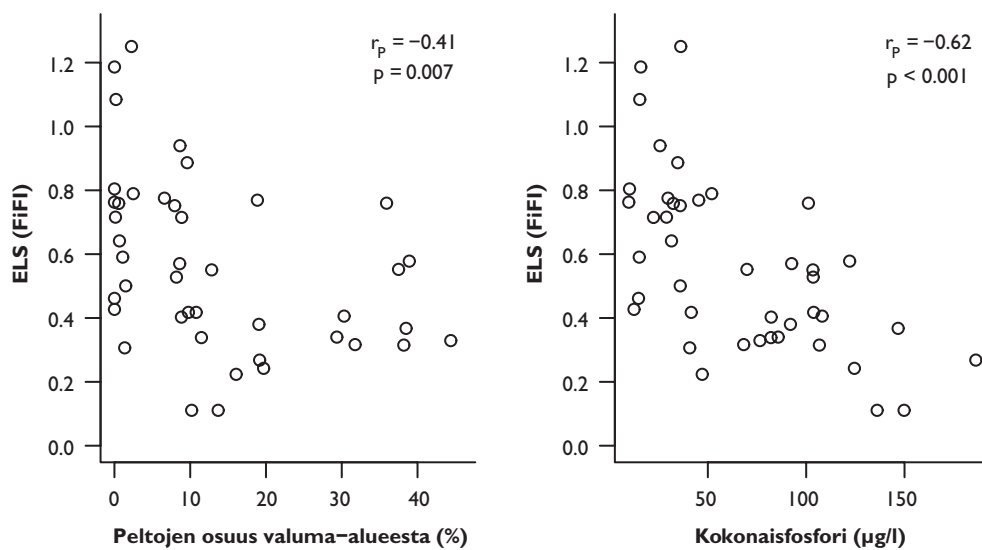
Kalat

Viiden jokikalastomuuttujan tulokset yhdistävästä FIFI-indeksistä lasketut ekologisen laatusuhteen (ELS) arvot osoittivat, että aineistoon oli valikoitunut kalastoltaan hyväkuntoisia kohteita pienistä kangasmaiden joista ja pienistä turvemaan joista (kuva 26). ELS-arvot jäivät keskimäärin pienimmiksi keskisuurten savimaiden sähkökalastuspaikoilla, missä vesimuodostuman luokituksiksi tuli useimmiten välttävä. Koko aineistossa luokitui erinomaiseen vain kuusi jokimuodostumaa (kuva 26). Muuttujakohtaiset tarkastelut jätettiin tästä raportista pois, koska osa muuttujista (varsinkin 0+ lohikalajien tiheys) toimii luokittelussa huonosti itsenäisenä muuttujana. Heikoimmassa tilassa olivat Maalahdenjoen kohteet (Kyrkbacken ja Sägkvanfors), Kiskonjoki (Latokoski), Malisjoki ja Vieresjoki.



Kuva 26. Jokien yhteismitallistetun kalaindeksin (FIFI) ELS:in vaihtelu vuosina 2006-2012 jokityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 42). Jokityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 3.

Jokien sähkökalastusaineistoa oli käytettävissä 42 maa- ja metsätalouden kuorimittamasta jokimuodostumasta. Kalaindeksin ekologinen laatusuhde korreloi negatiivisesti peltoprosentin ja kokonaisfosforin kanssa (kuva 27). Aineistossa oli viisi jokikalastuskohdetta ilman saalista, jolloin FIFI-indeksi antaa arvon 0,1 ja vastaava ELS-arvokin on lähellä tätä arvoa. Ilman saalista jääminen voi johtua sattumasta varsinkin oligotrofisilla jokivesillä. Jos aineistosta jätetään pois ilman saalista tapahtuneet koekalastukset, saadaan ekologisen laatusuhteen ja kokonaisfosforin väliseksi Spearmanin järjestyskorrelaation arvoksi $-0,56$ ($p < 0,01$), ja peltoprosentilla vastaavasti $-0,55$ ($p < 0,01$). Vastaavassa tutkimuksessa USA:n luoteisosassa kalaindeksin (IBI) korrelaatiokerroin peltoprosentin kanssa oli $-0,75$ (Mebane ym. 2003). Peltoprosentin korrelaatiot kalayhteisön rakenteen ja tiheys- ym. muuttujien kanssa olivat yleislinjaltaan samansuuntaisia monissa muissa tutkimuksissa saatuihin tuloksiin (esim. Oberdorff & Hughes 1992, FAME project group 2005).



Kuva 27. Jokien kalaston yhteismitallistetun FIFI-indeksin ELS:in ja peltoprosentin sekä kokonaisfosforin välinen suhde MaaMet-seurantakohteissa (N = 42).

Maatalouden vesistökuormituksen tiedetään lisäävän ravinnepitoisuuksia (Kauppi 1978, Ahola & Uusikämpä 1990). Jokivesistöihin tulee ravinnekuormitusta myös esimerkiksi metsätaloudesta tai turvetuotannosta. Kokonaisfosfori kuvastanee peltoprosenttia paremmin vesimuodostumalle tulevaa kokonaiskuormitusta, joskin fosforin välittömässä käyttökelpoisuudessa perustuotantoon saattaa olla eroja esimerkiksi savimaiden ja turvemaiden välillä.

Peltoprosentin on havaittu korreloivan negatiivisesti pohjoisuuden (N-koordinaatin) kanssa, joten maatalouden ja pohjoisuuden kalastoon kohdistuvien vaikutusten erottaminen ei ole aivan ongelmatonta (Sutela ym. 2007). Jokien kalastossa esimerkiksi kivenuoliaisen esiintymisen pohjoisraja on suunnilleen Kainuun korkeudella. Asian tarkempi selvittäminen vaatisi lisätutkimusta.

Taimenen tai lohen kesänvanhojen yksilöiden (0+) esiintymisellä on merkittävä vaikutus kalaindeksin arvoon. Vaellusesteet saattoivat joissakin tämän tutkimuksen kohteissa vaikuttaa lohen tai taimenen 0+ poikasten määrään ja tätä kautta kalaindeksiin. Vaellusesteiden tai kalaistutusten mahdollista vaikutusta kalaindeksiin ei erikseen tarkasteltu tässä tutkimuksessa.

Ekologinen tila

Kolmeen biologiseen laatutekijään (piilevät, pohjaeläimet ja kalat) perustuva laaja laskennallinen ekologisen tilan arviointi voitiin tässä tarkasteltujen vuosien 2006–2012 tulosten avulla tehdä 40 jokikohteelle (liite 4). Jokikohteista oli hyvää huonommassa tilassa yhden laatutekijän perusteella (piilevät, pohjaeläimistö tai kalasto) 68 %. Tyydyttävään tai heikompaan tilaan järjestelmällisesti kaikkien kolmen laatutekijän (piilevät, pohjaeläimistö ja kalasto) perusteella luokitui vain 8 % kohteista (Maalahdenjoen Kyrkbacken, Sikkilänjoki ja Uskelanjoen Lammaskoski, kuva 29). Voimakkain yhteys valuma-alueen maankäyttöön (peltojen osuus, taulukko 4) oli päällyslievien luokittelumuuttujien keskiarvoon perustuvalla ekologisella laatusuhteella (ka-ELS). Jokien ekologinen tila oli keskimäärin alhaisin maatalouden voimakkaimmin kuormittamissa kohteissa. Ekologinen tila arvioitiin hyvää huonommaksi pääsääntöisesti jokikohteissa, joiden valuma-alueen peltojen osuus oli yli 10–15 % (kuva 28).

Huomion arvoista on, että kolmen laatutekijän yhdistetyn tila-arvion vaihtelu oli pienempi kuin yksittäisillä biologisilla ryhmillä, ja että eri laatutekijöiden välillä havaittu yhteys oli voimakkaampi kuin yksittäisillä tekijöillä (taulukko 4). Tähän voi olla osasyynä se, että yksittäisten tekijöiden näytteenotosta ym. aiheutuvan virhevaihtelun painoarvo pienenee. Tulosten mukaan useiden laatutekijöiden yhtäaikainen käyttö lisää selkeästi ekologisen tila-arvion luotettavuutta.

Taulukko 4. Jokien päällyslievien, pohjaeläinten ja kalojen yhteismitallistettujen ELS-arvojen, niiden keskiarvon (ka) sekä vesikasvien yhteismitallistettujen ELS-arvojen ja ympäristömuuttujien väliset Pearsonin korrelaatiokertoimet. *** = tilastollisesti erittäin merkitsevä ($p < 0,001$), ** = tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,01$) ja * = tilastollisesti melkein merkitsevä ($p < 0,05$) kerroin.

	ELS Piilevät	ELS Pohjael.	ELS Kalat	ELS Keskiarvo	ELS Vesikasvit
N	63	62	42	40	39
Kok. N	-0,50***	-0,55***	-0,52*	-0,61***	-0,45**
Kok. P	-0,51***	-0,34**	-0,62***	-0,64***	-0,46**
pH	-0,10	-0,22	0,07	-0,03	-0,12
Fe	-0,14	-0,13	-0,52**	-0,47**	-0,43**
Kiintoaine	-0,52***	-0,41**	-0,37*	-0,57**	-0,43*
Valuma-alueen koko	-0,09	-0,33**	-0,30	-0,24	-0,15
Turvemaan osuus (%)	0,42**	0,41**	0,19	0,33*	0,17
Korkeus merenpinnasta	0,30*	0,51***	0,47**	0,57***	0,30
Järvien osuus (%)	0,28*	0,13	0,12	0,17	0,25
Peltojen osuus (%)	-0,58***	-0,48***	-0,41**	-0,57***	-0,43**
Metsien osuus (%)	0,45**	0,37**	0,33*	0,44**	0,31
Metsäojien osuus (%)	0,25	0,24	-0,05	0,08	0,28
Harvap. 10–30 (%) ^a	-0,07	0,01	-0,11	-0,18	0,10
Harvap. < 10 (%) ^b	0,08	0,00	-0,30	-0,20	-0,06

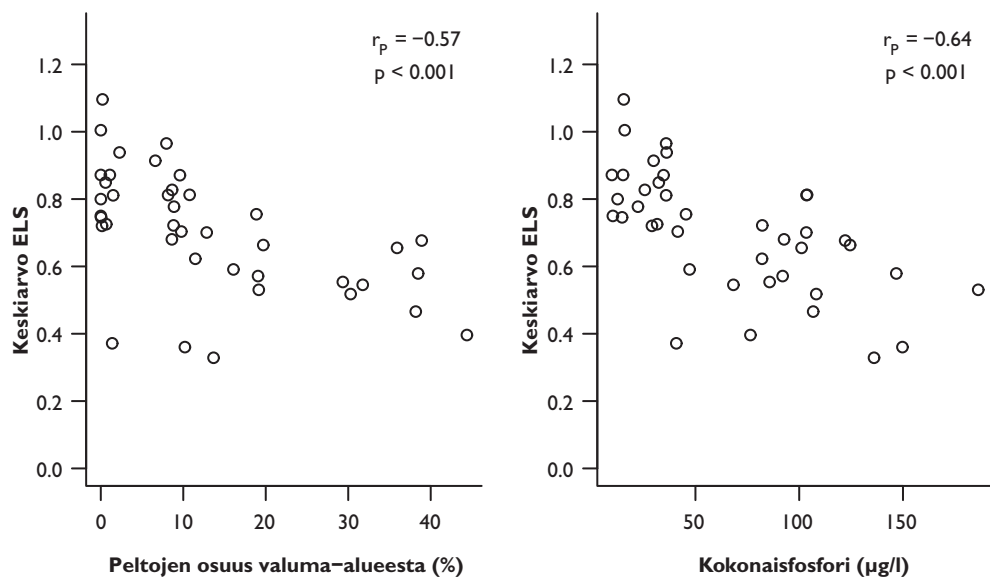
a) Harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys 10–30 %, alle 50 m ojasta tai purosta %

b) Harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys < 10 %, alle 50 m ojasta tai purosta %

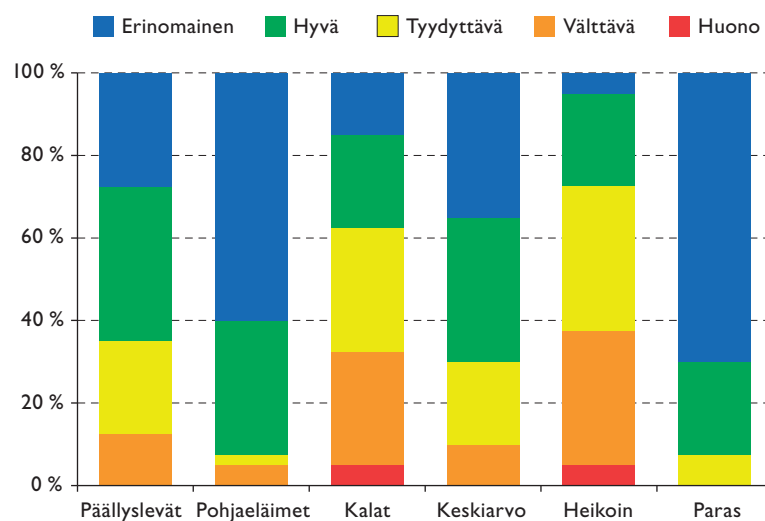
Päällyslievien ja pohjaeläinten ELS-arvoilla sekä pohjaeläinten ja kalojen ELS-arvoilla oli voimakkaammat keskinäiset korrelaatiot kuin päällyslievien ja kalojen ELS-arvoilla (Liite 7). Tämä ilmentää eri eliöryhmien riippuvuutta toisistaan: korrelaatiot ovat voimakkaammat niillä eliöryhmillä, jotka ovat lähempänä toisiaan

ravintoketjussa. Vastaava on havaittavissa tilaluokissa: 37 % paikoista päällyslievien ja pohjaeläinten tila oli sama (N = 60), 20 % paikoista kalojen ja pohjaeläinten tila oli sama (N = 40) ja 17 % päällyslievien ja kalojen ELS-arvoista (N = 42) luokitui samaan tilaan.

Myös jokipisteen korkeusasema, turvemaiden osuus ja metsien osuus valuma-alueesta korreloivat tila-arvioiden kanssa (taulukko 4). Nämä korrelaatiot olivat positiivisia ja heijastavat aineiston jakaantumista voimakkaammin muuttuneihin maatalouden kuormittamiin kohteisiin ja metsätalouden ravinnekuormittamiin kohteisiin. Tulosten perusteella etenkin jokivesissä vedenlaadun heikkenemisen lisäksi hydro-morfologiset muutokset vaikuttavat ekologiseen tilaan. Joidenkin kohteiden



Kuva 28. Jokien biologisten laatutekijöiden yhteismitallistetun ELS-keskiarvon (ekologisen tilan) suhde peltojen osuuteen ja kokonaisfosforiin.



Kuva 29. MaaMet-jokien seuranta-kohteiden (N = 40) jakautuminen ekologisen tilan luokkiin päällyslievien (piilevät), pohjaeläinten, kalojen sekä näiden yhteismitallistettujen ELS-arvojen keskiarvon, minimin (heikoin) ja maksimin (paras) perusteella.

tila oli alhainen (välttävä tai tyydyttävä), vaikka valuma-alueen peltojen osuus oli suhteellisen pieni (< 15 %), mikä saattaisi viitata paikallisesti merkittävään Hy-Mo-muutokseen. Tällaisia paikkoja olivat Maalahdenjoen kohteet ja metsätalouksuormitteinen Sikkilänjoki. Näillä paikoilla oli kuitenkin suhteellisen korkeat keskimääräiset fosforipitoisuudet (Maalahdenjoki Sågkvarnfors: 150 µg l⁻¹, Kyrkbacken: 136 µg l⁻¹ ja Sikkilänjoki: 41 µg l⁻¹). Vuosina 2009–2012 MaaMet-hankkeessa mitattujen jokikohteiden hydromorfologisen muuttuneisuuden perusteella kyseisillä paikoilla tutkittujen koskijaksojen läheisyydessä laskee uomaan pelto-ojia (2–7 kpl) eli lähivaluma-alueella on maataloutta. Lähivaluma-alueen maatalousintensiteetin merkitys joen tilaan lieneekin suhteessa suurempi kuin koko valuma-alueen (Feld 2013). Hydromorfologisen muuttuneisuusaineiston jatkokäsittely yhdessä mallinnukseen perustuvien kuormitusarvioiden kanssa mahdollistaisi jatkossa näiden taustatekijöiden paremman huomioinnin. Lisäksi vedenlaadun ja elinympäristön heikkeneminen aiheuttanevat yhdysvaikutuksia, mikä vaikeuttaa ekologisen tilaan vaikuttavien syy- ja seuraussuhteiden osoittamista. Maalahdenjoen Kyrkbackenin valuma-alueella on myös runsaasti happamia sulfaattimaita, joiden takia jokiveden pH on varsinkin tulva-aikoina hyvin matalalla. Happamuus vaikuttaa Pohjanmaan alunamaiden jokien kalastoon, pohjaeläimiin ja piileviin (Vehanen ym. 2012).

Tulokset viittaavat myös siihen, että seurantakohteiksi valitut yksittäiset koskipaikat saattavat olla keskimäärin paremmassa kunnossa kuin mitä yleinen käsitys koko vesimuodostuman tilasta on. Monissa vesimuodostumissa habitaattirakenne saattaa olla koskiperkausten, uomien oikaisun ja pengerrysten seurauksena pääosin muuttunut, mutta seurantakohteiksi on valikoitunut viimeisiä jäljelle jääneitä koskimaisia paikkoja. Ne voivat olla hyvinkin pienialaisia koskikynnyksiä, jotka silti tarjoavat riittäviä elinympäristöjä pohjaeläimistöille, mutta eivät välttämättä jokien kalastolle. Tällöin seurattaessa vain koskialueita vesimuodostumien tila saatetaan virheellisesti arvioida todellisuutta parempaan tilaan. Asian selvittämiseksi tulisi tarkastella vesimuodostumien sisäistä tilavaihtelua ja mahdollisesti myös kehittää suvantojen tilan seuranta- ja arviointimenetelmiä.

3.5

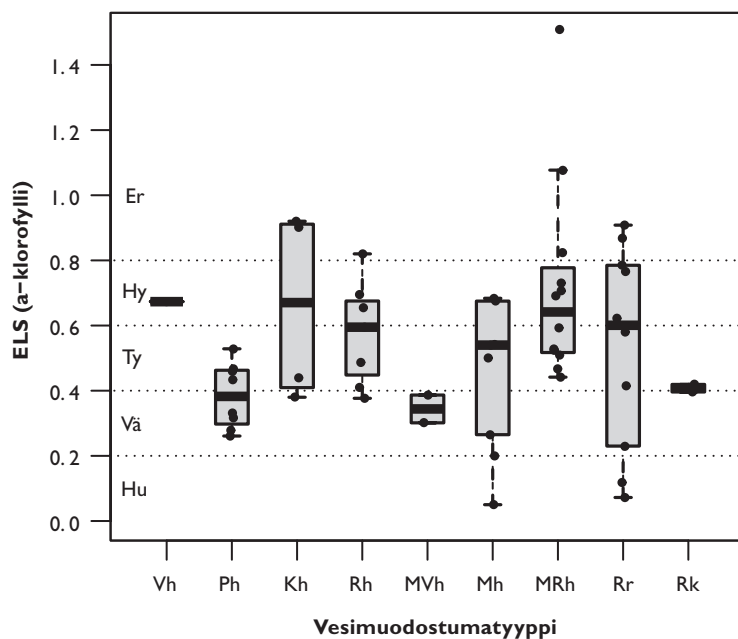
Järvien biologinen tila

3.5.1

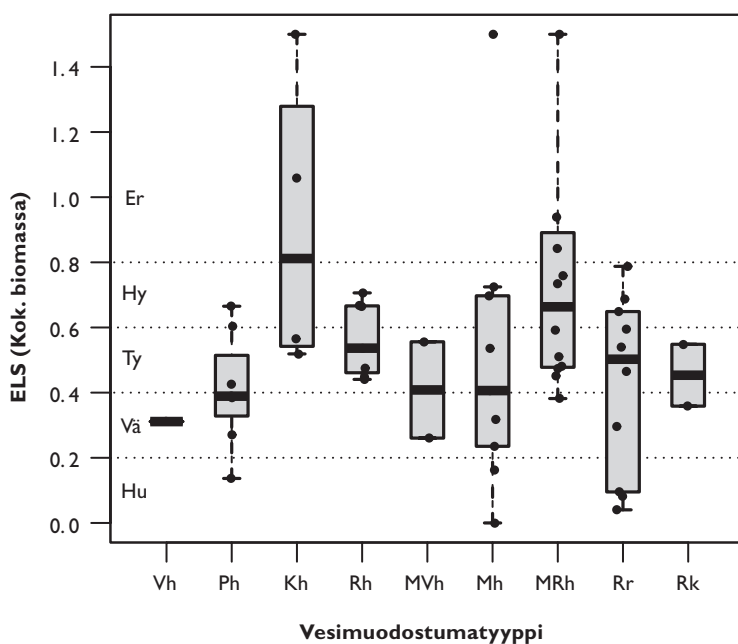
Kasviplankton

Maamet-järvien kasviplanktonmuuttujien tila-arvio on esitetty kuvissa 30–33. Aineistoa oli käytettävissä 55 järveltä, joista kaksi kuuluu runsaskalkkisiin järviin. Kasviplanktonmuuttujat luokittelivat mediaanin perusteella eri järvityypin järvet yleensä samaan keskimääräiseen luokkaan. Poikkeus oli haitallisten sinilevien prosenttiosuus, joka antoi useissa järvityypeissä muita muuttujia paremman tilaluokka-arvion. Sinilevämuuttujan merkitys korostuu vain kukintajärvissä ja kukintatilanteessa otetussa näytteessä ja tämä onkin syy, miksi luokittelussa kasviplanktonlaatutekijän neljästä ekologista tilaa kuvaavasta muuttujasta lasketaan mediaani.

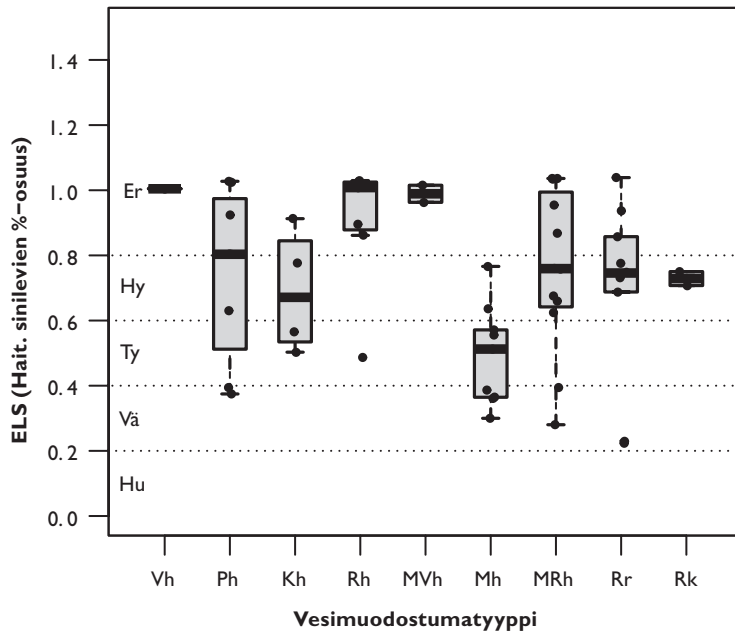
Muuttujien vaihtelu oli suurinta humusjärvityypeissä, joista oli myös runsaimmin järviä aineistossa (yhteensä 40 järveä). Muuttujien pohjalta laskettu tila-arvio vaihteli järvityypin sisässä vähintään kahden, usein jopa neljän tilaluokan välillä. Kasviplanktonin koostumusmuuttuja TPI:n osalta vaihtelu oli vähän muita muuttujia suurempaa (kuva 33). Järvityypeistä, joista oli mukana tarkastelussa vähintään neljä järveä, pienet humusjärvet (Ph, N = 8) ja matalat humusjärvet (Mh, N = 9) olivat kasviplanktonin määrää kuvaavien muuttujien (klorofylli ja kokonaisbiomassa)



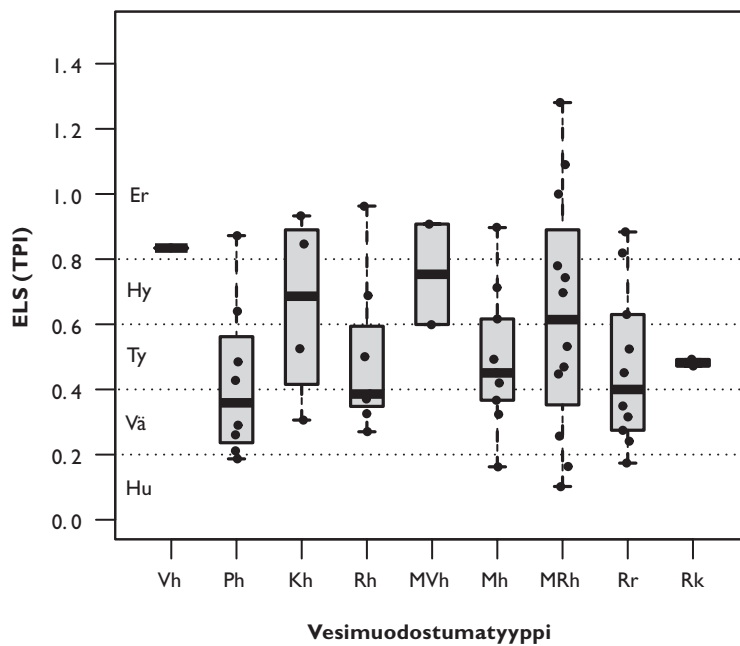
Kuva 30. Yhteismitallistetun a-klorofyllipitoisuuden (vuodet 2006–2012 kesä-lokakuu) vaihtelu järvi-tyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 55). Järvi-tyyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7. Yli 1,5:n arvot on esitetty kohdalla 1,5.



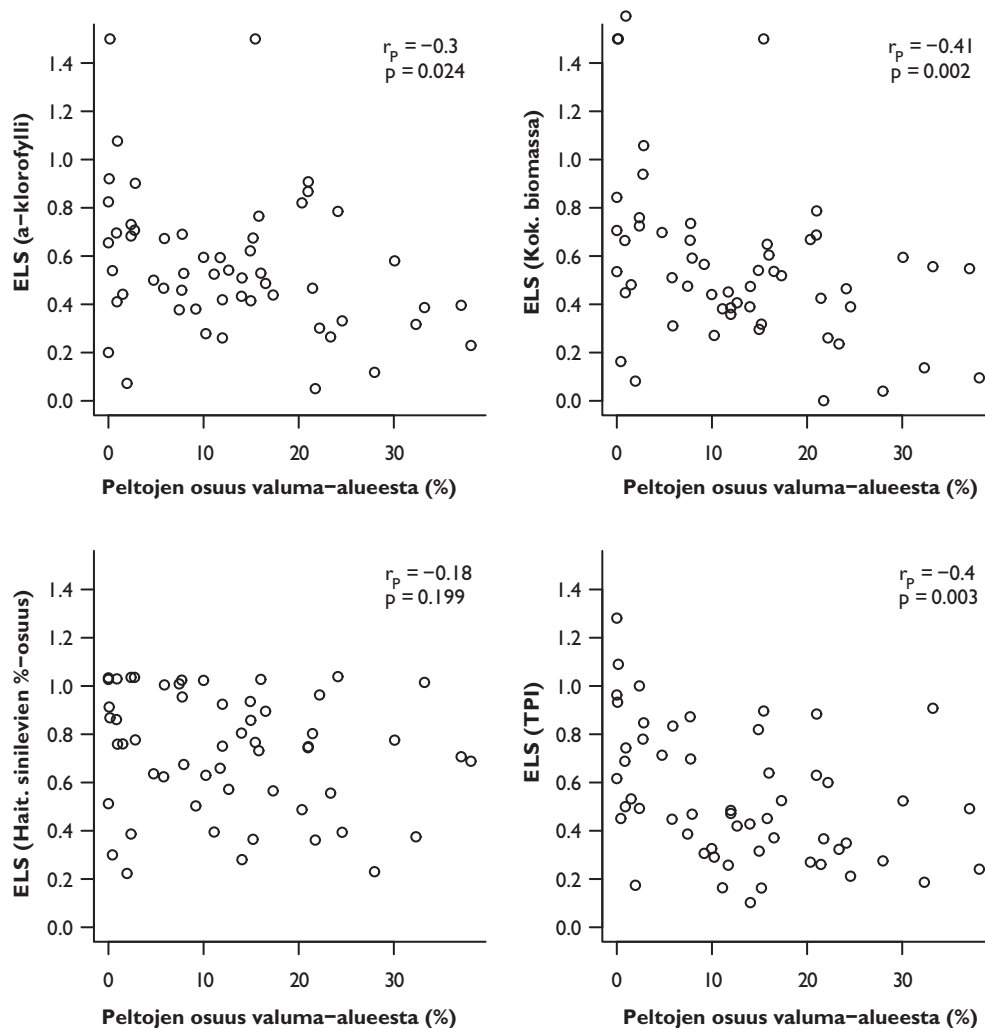
Kuva 31. Yhteismitallistetun kokonaisbiomassan (vuodet 2006–2012 kesä-elokuu) vaihtelu järvi-tyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 55). Järvi-tyyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 32. Haitallisten sinilevien prosenttiosuuden yhteismitallistetun ELS:n (vuodet 2006–2012 heinä-elokuu) vaihtelu järvityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 55). Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 33. Yhteismitallistetun kasviplanktonin trofiaindeksin (TPI) ELS:n (vuodet 2006–2012 kesä-elokuu) vaihtelu järvityypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 55). Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.

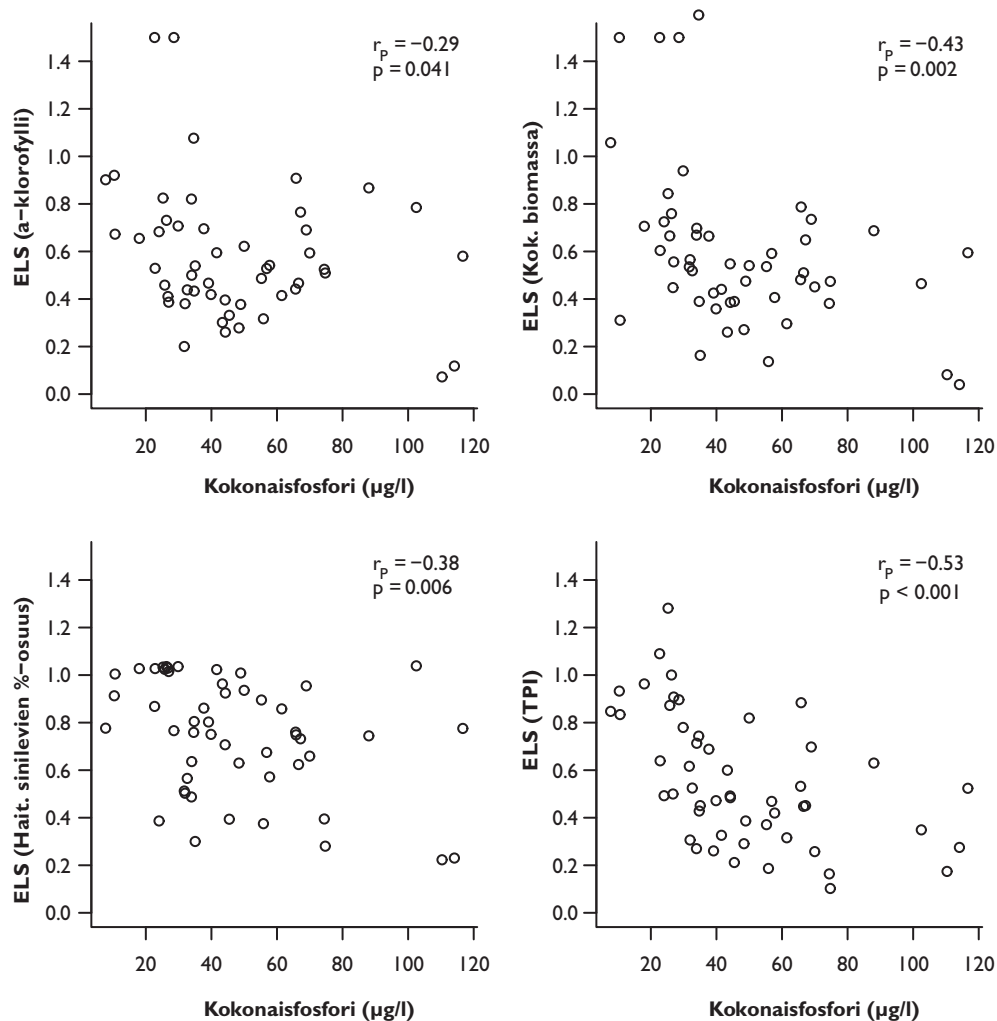


Kuva 34. Kasviplanktonin yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja valuma-alueen peltoprosentin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantajärvisä (N = 55). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

perusteella muita MaaMet-seurannan järvityyppejä keskimääräisesti huonommassa tilassa. Kyseisissä järvissä esiintynyt *Gonyostomum semen* 'limalevä' (Raphidophyceae) oli yksi syy suuriin leväbiomassoihin. Toisaalta myös TPI-koostumusindeksi, joka ei ole herkkä limalevän esiintymiselle, osoitti tyydyttävää tai välttävää tilaa mediaaniarvon perusteella em. humusjyvityypeissä sekä runsashumuksisissa järvityypeissä (Rh ja MRh). Tämä tulos tukee biomassatulosten antamaa tila-arviota.

Kuvassa 35 on tarkasteltu kasviplanktonmuuttujia vasten järven valuma-alueen maankäyttöä. Kasviplanktonmuuttujien ekologinen laatusuhde (ELS) yleensä laskee, kun valuma-alueen peltomaan osuus kasvaa. Vaikka riippuvuussuhde ei ole kaikkien kasviplanktonmuuttujien osalta tilastollisesti merkitsevä, voidaan yleistää, että peltoprosentin kasvaessa järvien ekologinen tila yleensä heikkenee. Muutos on selvän humusjärvityypeissä, siitäkin huolimatta että ko. tyyppin järvissä, etenkin matalissa humusjärvisä, limalevä (*Gonyostomum semen*) vaikuttaa kasviplanktonin määrää kuvaaviin biomassamuuttujiin.

Valuma-alueen turve-%:n kasvaessa kasviplanktonmuuttujien perusteella järvien tilaluokka näyttää hieman paranevan (taulukko 5). Etenkin TPI-muuttujan arvo kasvoi humusjärvisä turveprosentin kasvaessa (dataa ei näytetä). Tämä selittyy todennäköisimmin sillä, että turvemaiden humusjärvisä kultalevät muodostavat tyyppillisesti



Kuva 35. Kasviplanktonin yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja kokonaisfosforin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantajärvisissä (N = 51). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

suuren osan kasviplanktonbiomassasta ja useat kultalevät ovat niukkaravinteisuuden ilmentäjiä (Järvinen ym. 2013, Maileht ym. 2013). Tulosten perusteella valuma-alueen metsäprosentilla ei näytä olevan selvää suhdetta tarkasteltuihin muuttujiin eri järviyypeissä (dataa ei näytetä). Kaikilla kasviplanktonmuuttujilla oli negatiivinen korrelaatio kokonaisfosforipitoisuuden suhteen (kuva 35).

3.5.2

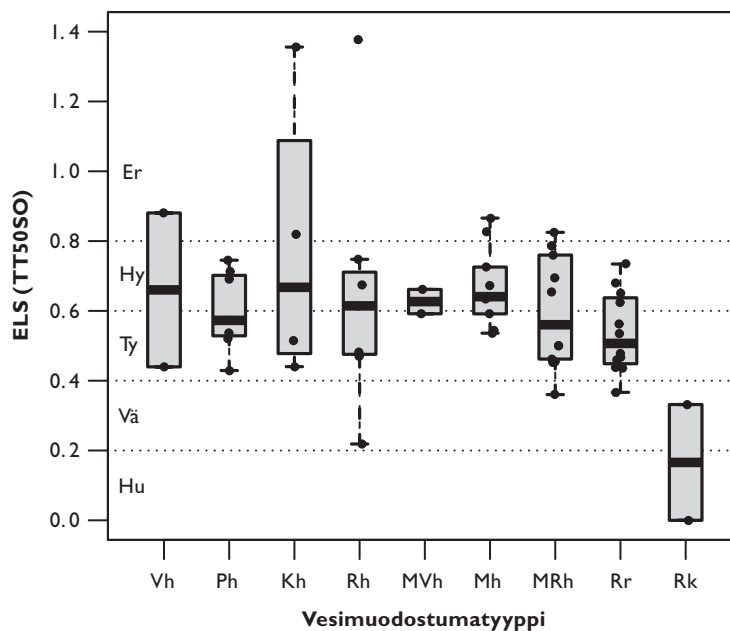
Vesikasvit

Vesikasvit ja päällysväät muodostavat järvisä yhteisen laatutekijän. Kummankin eliöryhmän perusteella lasketaan ekologisen tilan luokka, mutta laatutekijän lopullinen luokka määräytyy alemman luokituksen antavan eliöryhmän perusteella, mikäli luokitus on saatu luotettavasta aineistosta (Aroviita ym. 2012).

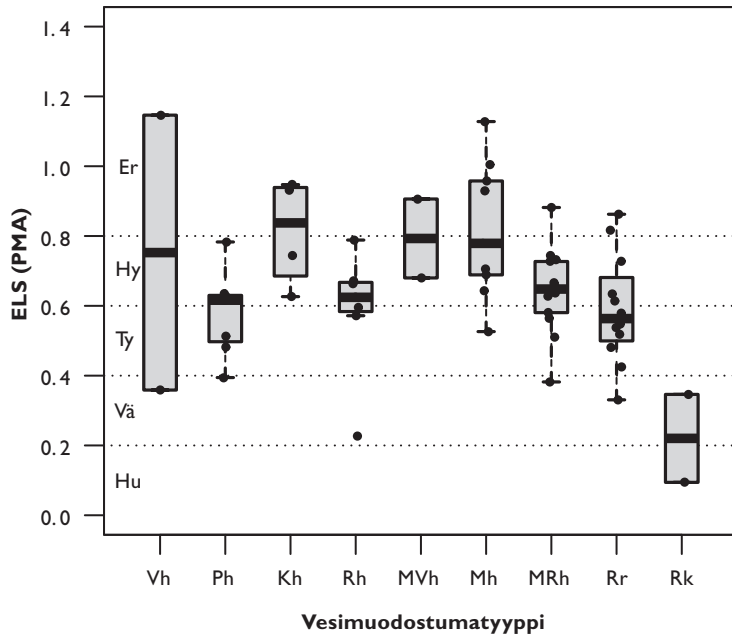
MaaMet-järvien vesikasvillisuuden tilan arvioinnissa käytettyjen kolmen muuttujan vaihtelu järviyypeittäin on esitetty kuvissa 36 - 38. Vesikasviaineistoja oli käytetty 58 järveltä, joista kolmessa oli käytetty hieman poikkeuksellista menetelmää. Vesikasvillisuuden tilaa kuvaavien kolmen indeksin korrelaatio painemuuttujiin oli suhteellisen heikko ja odotetusti negatiivinen (kuvat 39 ja 40). Järviä tarkasteltiin myös

jokaisen muuttujan suhteen erikseen. Tyyppilajien suhteellinen osuus ja erityisesti prosenttinen mallinkaltaisuus korreloivat heikosti molempien ympäristömuuttujien kanssa. Sen sijaan referenssi-indeksin korrelaatiota sekä pelto-alan että kokonaisfosforipitoisuuden kanssa voidaan pitää hyvänä. Vesikasvien luokittelun vertailuarvot ovat jokaiselle järvityypille Pohjois- ja Etelä-Suomeen omat. MaaMet-järvet jakautuvat seitsemään eri tyyppiin ja lisäksi viisi järveä sijaitsee myös Pohjois-Suomessa. Aineisto on siten vielä melko niukka. Referenssi-indeksi on kehitetty nimenomaan ilmaisemaan rehevöitymispainetta ja kuvaa luonnollisesti parhaiten kuormittavia muuttujia (Penning ym. 2008).

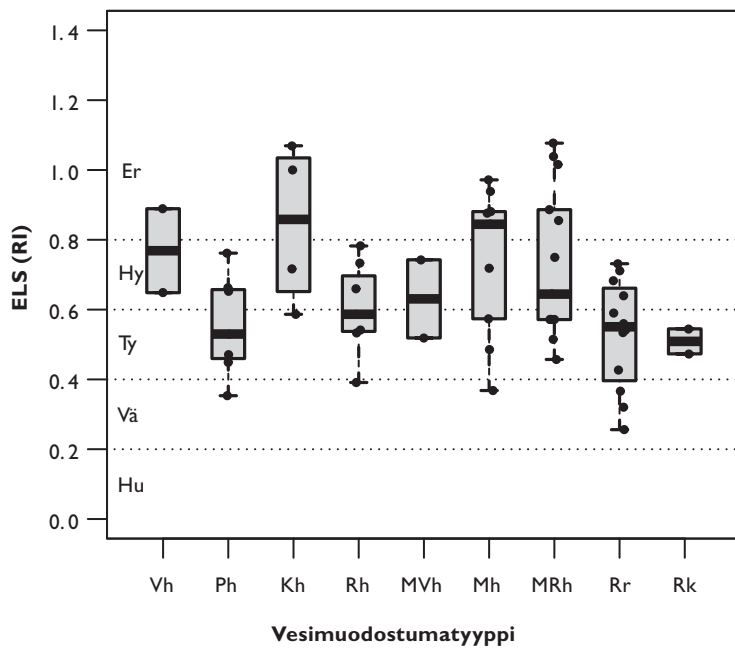
MaaMet-hankkeessa valmistui lisäksi vesikasvillisuuden vertailutilan arvioiminen luontaisesti reheville järville (Liite 8), jota on käytetty tilan luokittelujärjestelmässä (ks. Aroviita ym. 2012). Ympäristömuuttujien vaikutusta vesikasvien lajistorunsautteen selvitetiin lisäksi erillisessä opinnäytetyössä (Peltomäki 2011). Erityisesti korkea alkaliniteetti lisäsi yleistä lajistorunsautta, mutta toisaalta hieman karummissa järvissä lajistorunsauden vaihtelu oli suurinta. Osaksi MaaMet-seurannan aineistoon perustuen on valmistunut kaksi vesikasviaiheista väitöskirjatyötä (Alahuhta 2011, Kanninen 2012). Alahuhta ym. (2012) havaitsivat, että lähivaluma-alueen maankäyttö selitti suuremman osan vesikasvimuuttujien vaihtelusta kuin koko yläpuolisen valuma-alueen ominaisuudet. Kanninen ym. (2013) vertasivat rehevyyteen perustuvia painespesifisiä ja taksonikoostumuksen eroihin perustuvia vesikasvimuuttujia ja havaitsivat, että painespesifiset muuttujat reagoivat vain siihen paineeseen, joita vasten ne oli kalibroitu. Sen sijaan herkin yleisistä taksonikoostumukseen perustuvista muuttujista ilmensi muutosta lähes yhtä usein kuin heikointa tilaa ilmaiseva painespesifi mittari.



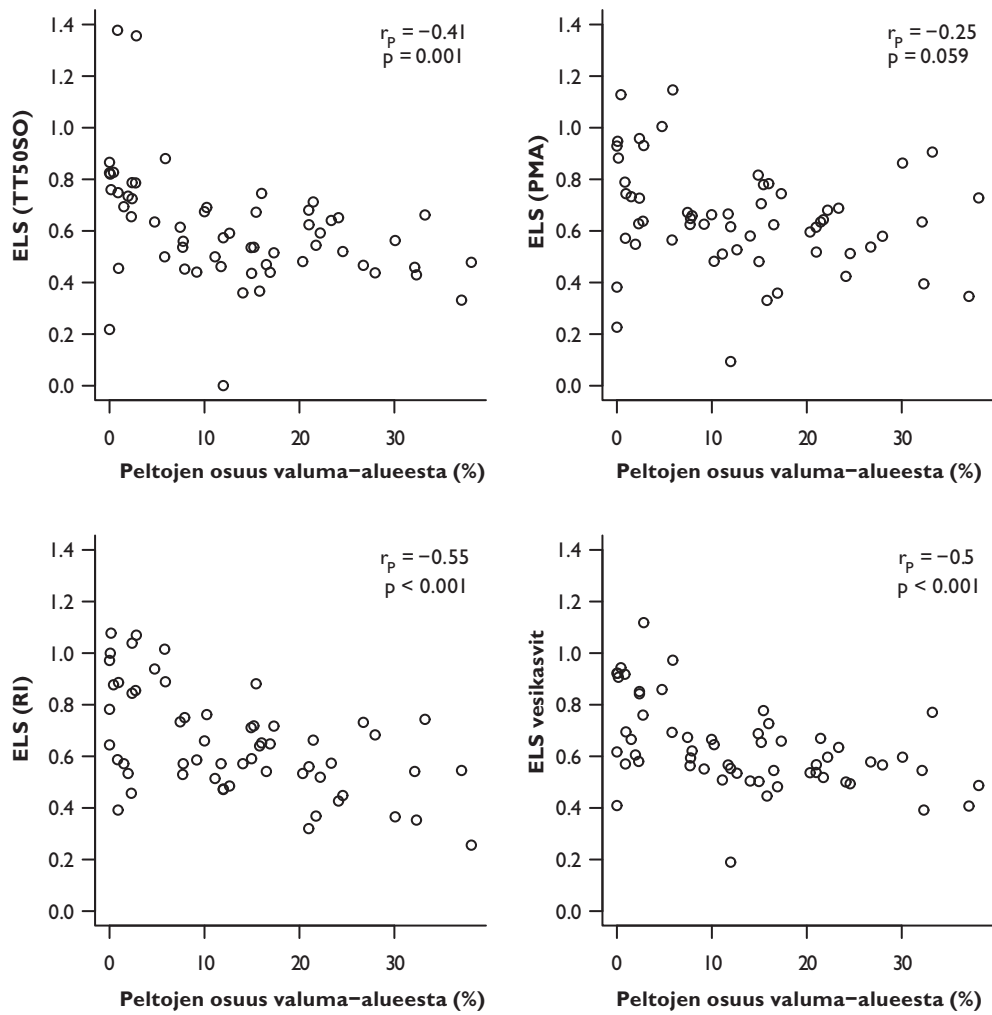
Kuva 36. Vesikasvien tyyppilajien suhteellisen osuuden (TT50SO) yhteismitallistetun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



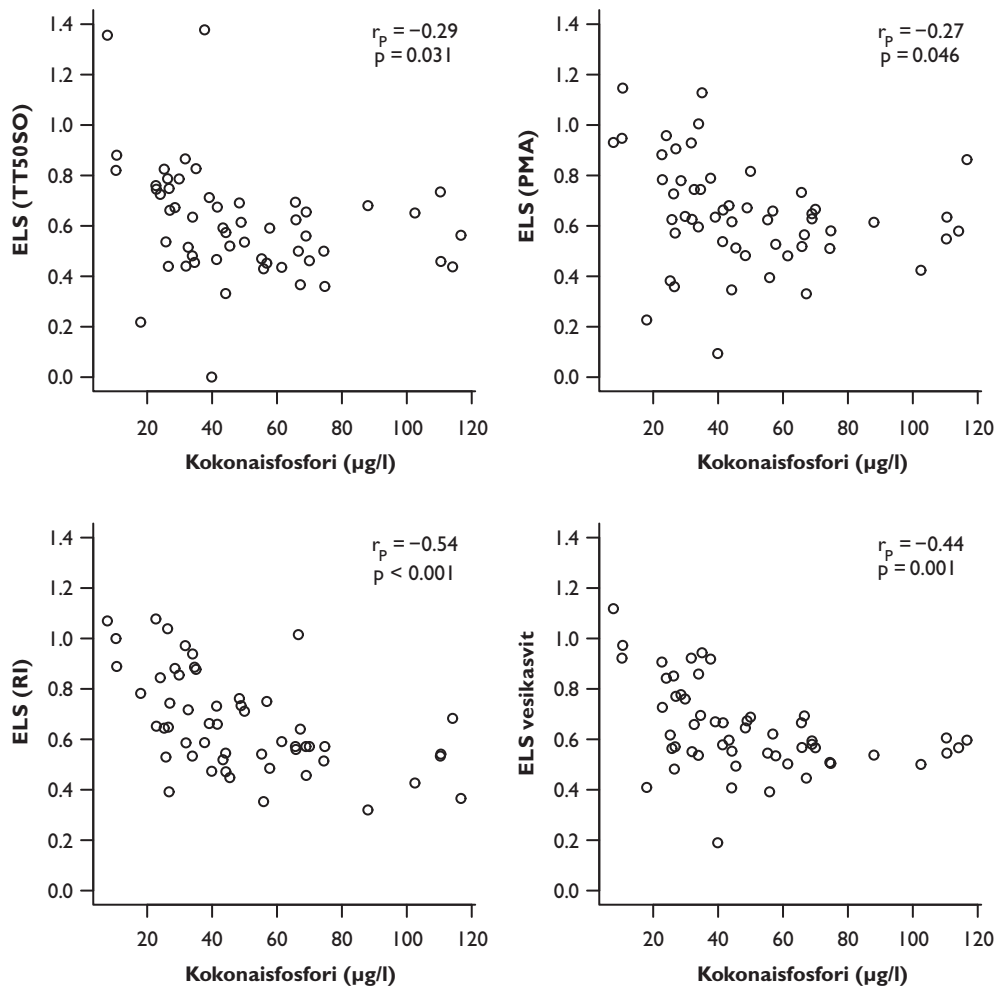
Kuva 37. Vesikasvien suhteellisen mallinkaltaisuuden (PMA) skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 38. Vesikasvien referenssi-indeksin (RI) yhteismitallistetun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 39. Vesikasvien yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja niiden keskiarvon sekä valuma-alueen peltoprosentin välinen suhde MaaMet-seurantajärvissä (N = 58). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.



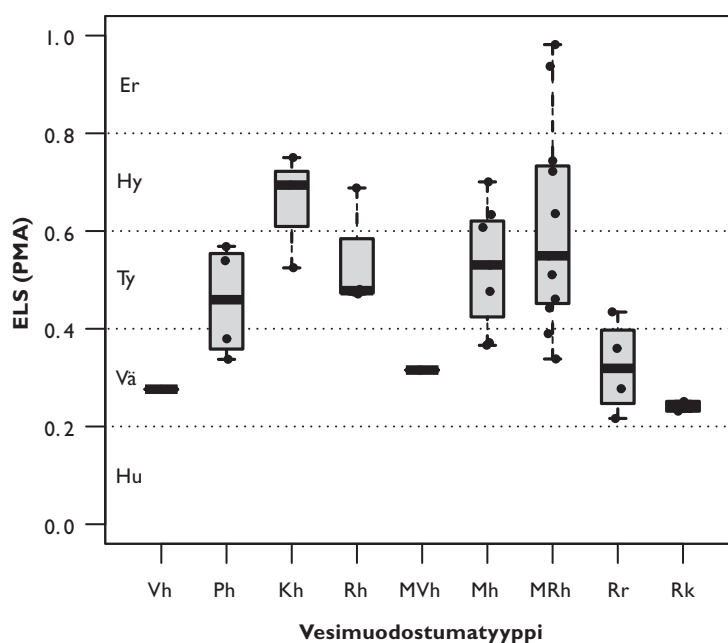
Kuva 40. Vesikasvien yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja niiden keskiarvon sekä kokonaisfosforin välinen suhde MaaMet-seurantajärvissä (N = 58). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

Päällyslievät

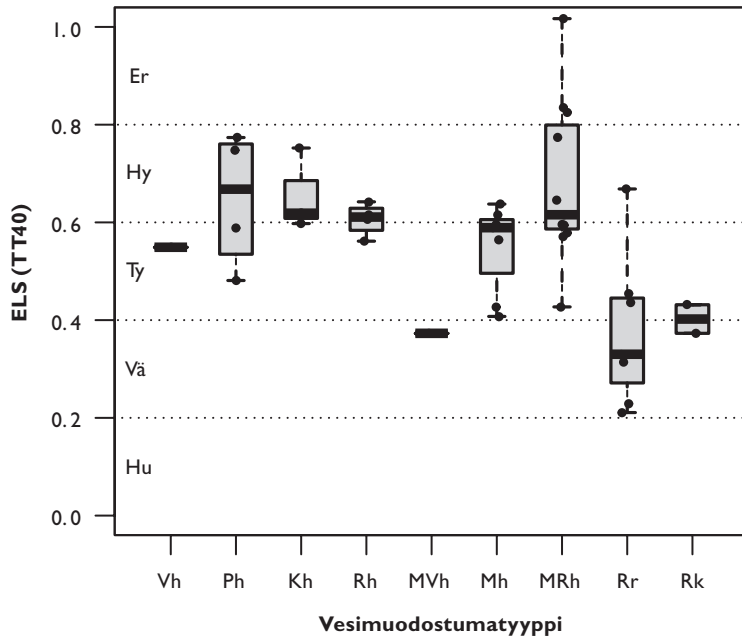
Päällyslievistä rantavyöhykkeen piileviä on käytetty järven tilan indikaattorina laajalti esimerkiksi Keski-Euroopassa, mutta Suomessa niiden seuranta on alkanut MaaMet-hankkeessa. Koska mukana on vain 37 järveä, jotka jakautuvat useisiin järvi-tyypeihin, ei luotettavia tuloksia ole saatavilla kaikille tyypeille.

Piilevämuuttujista TT antaa yleensä korkeamman tilaluokan kuin PMA humusjärvi-tyypeissä (kuvat 41 ja 42). TT-muuttujassa jo yhdenkin tyyppilajin solun esiintyminen voi nostaa tilaluokkaa, kun taas PMA-muuttujassa edellytetään useiden tyyppilajin solujen esiintymistä.

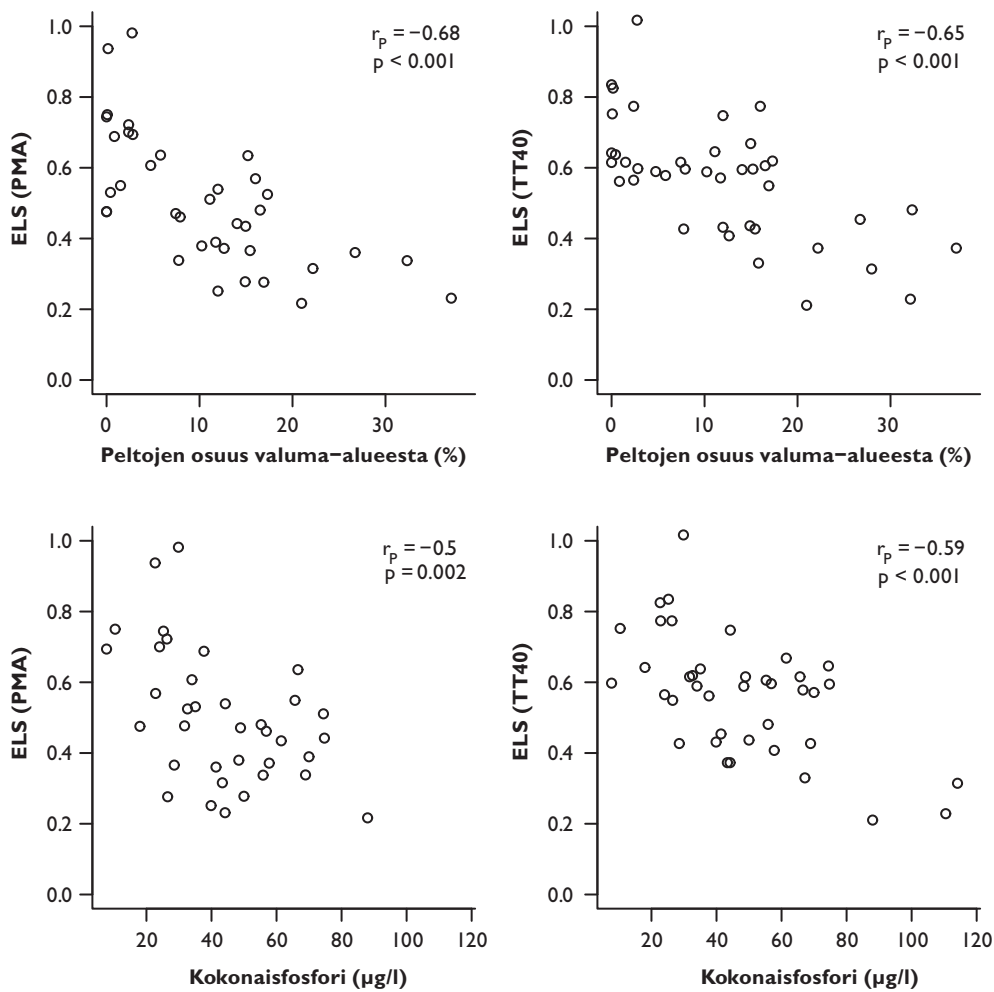
Alustavasti tarkasteltuna näyttää, että vähähumuksissa sekä runsaskalkkisissa järvissä rantavyöhykkeen piilevät antavat järven tilasta keskimäärin alemman luokan kuin kokonaisfosforipitoisuus. Vesikasveihin verrattuna piilevät antoivat keskimäärin heikommalla tila-arvion vähähumuksissa järvissä (Vh ja MVh), tosin tulos perustuu vain kahteen järveen. Matalat runsashumuksiset järvet olivat piilevämuuttujien mukaan paremmassa tilassa kuin fosforipitoisuuden mukaan. Humusjärvet olivat keskimäärin huonommassa tilassa piilevien PMA-muuttujan perusteella kuin vastaavalla vesikasvimuuttujalla, mutta TT-muuttujalla ei ollut selkeää eroa laatutekijän sisällä.



Kuva 41. Päällyslievien suhteellisen mallinkaltaisuuden (PMA) skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 37 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.

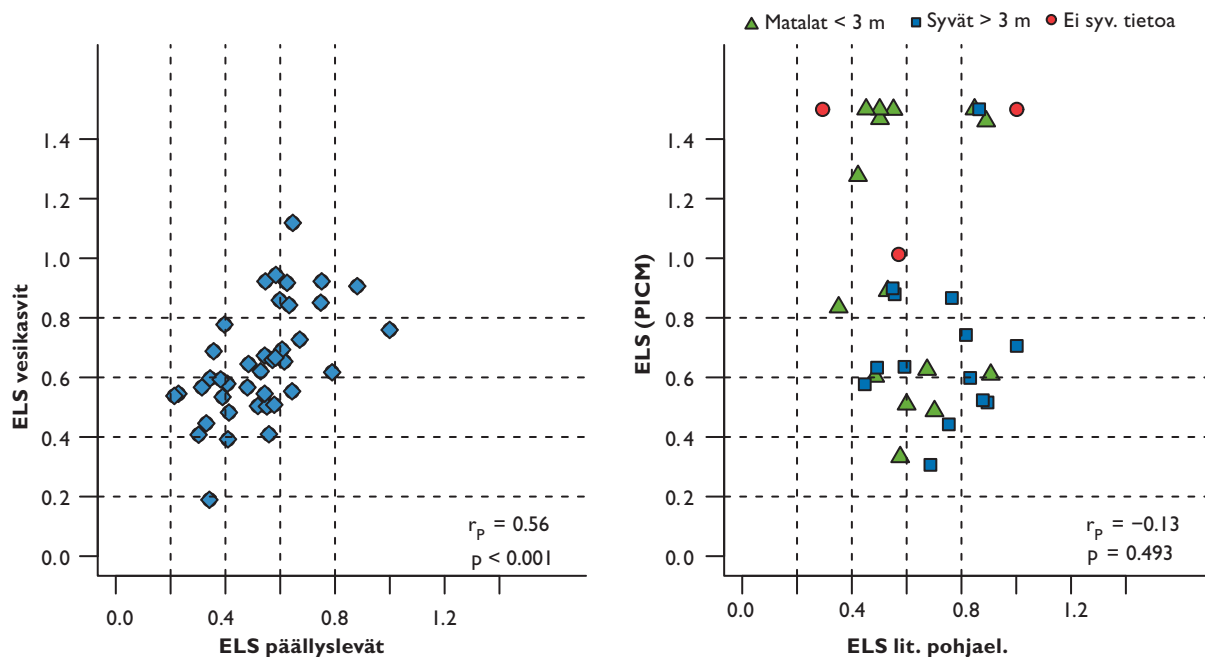


Kuva 42. Päälyslievien tyyppilajien määrän (TT_{40}) skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 40 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 43. Päälyslievien yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja valuma-alueen pelto-prosentin sekä kokonaisfosforin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantajärvissä (TT_{40} $N = 40$, PMA $N = 37$). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

Vesikasvit ja päällysväät muodostavat järvissä yhteisen laatutekijän (ks. 3.5.2). Näillä osalaatutekijöillä oli keskenään suhteellisen voimakas positiivinen korrelaatio (kuva 44). Vesikasvien tila oli keskimäärin parempi kuin päällysväiden (kuvat 44 ja 58). Yksisoluisina järvien rantavyöhykkeen piilevät reagoivat nopeammin järvien rantavyöhykkeellä tapahtuviin muutoksiin kuin vesikasvit. Muutos voi näkyä sekä lajistossa että biomassan kasvussa, jota ei kuitenkaan tällä hetkellä mitata MaaMet-seurannassa.



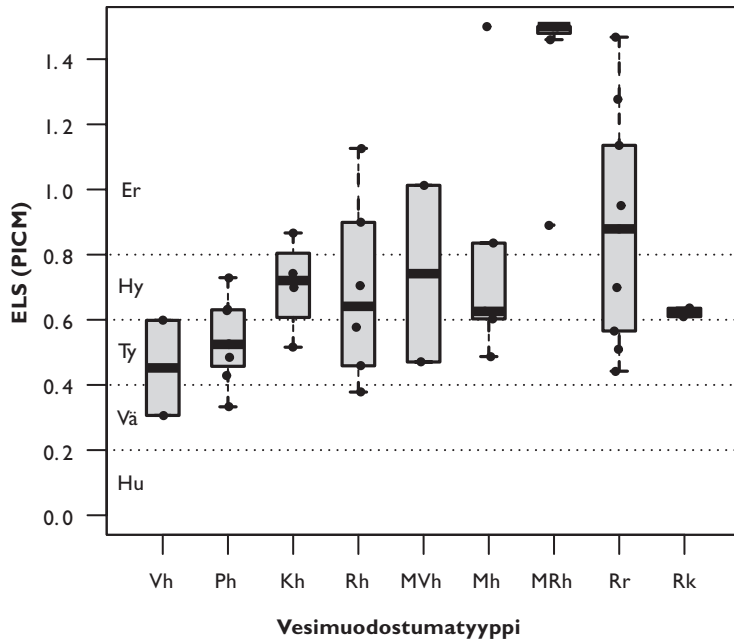
Kuva 44. Järvien vesikasvien ja päällysväiden sekä syvänteiden (PICM) ja rantavyöhykkeen pohjaeläinten tila-arvioiden suhde. Syvänteiden ja rantavyöhykkeen pohjaeläinten välinen korrelaatio ei ollut tilastollisesti merkitsevä matalien (keskisyvyys < 3 m; Pearson $r = -0,07$, $p > 0,05$) eikä syvien (keskisyvyys > 3 m; $r = 0,09$, $p > 0,05$) järvien joukossa.

3.5.4

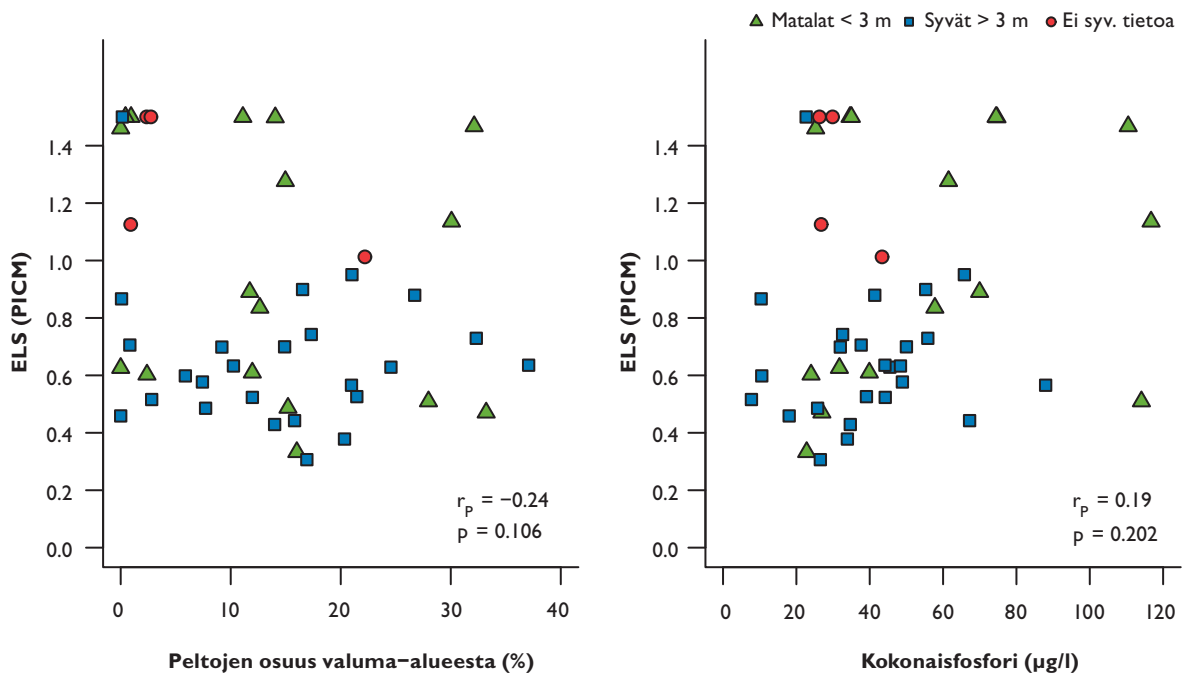
Syvänteiden pohjaeläimet

Järvien pohjaeläimistön tila oli erinomainen tai hyvä 32 prosentissa tutkituista järivistä (Liite 5). PICM-syvännepohjaeläinindeksin perusteella hyvää huonommassa tilaluokassa oli 35 % kaikista tutkituista MaaMet-järivistä. Matalien (tyyppi MRh) järvien sijoittuminen luokkaan erinomainen on selkeästi virheluokitus joka johtuu PICM:n soveltumattomuudesta mataliin järviin (ks alla).

Kaikkien MaaMet-järvien aineistossa PICM-indeksin ekologisilla laatusuhteilla ei ollut merkitsevää korrelaatiota valuma-alueen peltoisuuteen (Pearsonin $r = -0,24$, $p > 0,05$; kuva 46), ja kokonaisfosforipitoisuuden osalta suhde oli oletetun negatiivisen sijaan positiivinen (Pearson $r = 0,19$, $p = 0,202$). Jaettaessa järvet mataliin ja syvempiin näkyi matalimmissa järvissä esiintyvä suuri vaihtelu ja sen riippumattomuus valuma-alueen peltoprosentista (kuva 46). Niin ikään edellä mainittu positiivinen korrelaatio ekologisten laatusuhteiden ja kokonaisfosforipitoisuuden välillä aiheutui matalista järivistä. Keskisyvyydeltään yli 3 metrin järvissä ELS-arvojen vaihtelu oli



Kuva 45. Syvänpohjaeläinten PICM-muuttujan skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 45 MaaMet-seurantajärvellä. Järviyyppejen lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 46. Syvänteiden pohjaeläimistön PICM-indeksin ekologisen laatusuhteen ja valuma-alueen peltoisuuden sekä kokonaisfosforin välinen suhde keskisyvydeltään alle ja yli 3 metrin MaaMet-järvissä (N = 45). PICM:n ja peltoisuuden korrelaatio ei ollut tilastollisesti merkitsevää syvässä (Pearson $r = -0,12$, $p > 0,05$) eikä matalissa ($r = -0,22$, $p > 0,05$) järvissä. Myöskään PICM:n ja kokonaisfosforin korrelaatio ei ollut merkitsevää kummassakaan järviyöjoukossa (syvät: $r = 0,0008$, $p > 0,05$; matalat $r = 0,24$, $p > 0,05$).

vähäisempää, joskin vasteet valuma-alueen peltoprosenttiin tai kokonaisfosforipitoisuuteen olivat edelleen heikkoja tai puuttuivat.

MaaMet-järvien syvänpohjaeläimistön ekologisten laatusuhteiden suuri vaihtelu ja vaihtelun riippumattomuus järveen kohdistuvista paineista oli nykyisen tiedon valossa odotettavissa oleva tulos. Syvänpohjaeläinyhteisöt ovat huomattavasti soveltuvampia todellisen profundaalialueen omaavien syvempien järvien seurantaan kuin matalien järvien. Jyväsjärvi ym. (2012) vertailivat syvänpohjaeläinyhteisöjen soveltuvuutta järvien tilan arviointiin matalissa, keskisyvyissä ja syvissä suomalaisissa järvissä. Tulokset osoittivat, että luokittelumuuttujien vaihtelu oli huomattavan suurta paitsi matalissa vertailujärvissä, myös vastaavan syvyisissä kuormitetuissa järvissä. Matalien järvien suuren vertailuvaihtelun takia ei niissä ole mahdollista, ainakaan nyky menetelmillä, havaita ihmistoiminnasta mahdollisesti aiheutuneita yhteisömuutoksia.

Matalimpien järvien erottaminen aineistosta ei kuitenkaan merkittävästi parantanut syvänpohjaeläimistön vastetta kuormitustekijöihin (kuva 46). Tämä johtuu siitä, että muutkin MaaMet-seurannan järvet olivat keskisyvyydeltään huomattavan matalia (76 % järvistä keskisyvyydeltään alle 5 metriä) joissa luultavimmin ovat, joskaan ei yhtä vahvasti, samat syvänpohjaeläimistön käyttöön liittyvät ongelmat kuin matalimmissa järvissä.

Aikaisemmin syvänteiden ekologisen tilan luokittelussa olleen pohjanlaatuindeksin (BQI) korvaava PICM on osoittautunut biologisen tila-arviointikriteeristön perusteella BQI:ä selkeästi käyttökelpoisemmaksi (Jyväsjärvi ym. 2013). PICM-indeksi käyttö ei kuitenkaan vähennät matalien tila-arviointiin liittyvää epävarmuutta. MaaMet-seurannan avulla on pystytty tunnistamaan matalien järvien syvänpohjaeläinseurannan ongelmat (Jyväsjärvi ym. 2012). Jatkossa matalien järvien syvänpohjaeläinseurantaa ei voida pitää nyky menetelmillä perusteltuna. Oletettavasti matalien järvien ulappa-alueiden pohjaeläimistön seurantaan tulisi kehittää omat, matalien järvien fysikaalis-kemialliset ja pohjaeläinekologiset ominaispiirteet huomioon otavat muuttajat. Tämä voisi olla yksi kehityskohde ekologisen tilan luokittelussa.

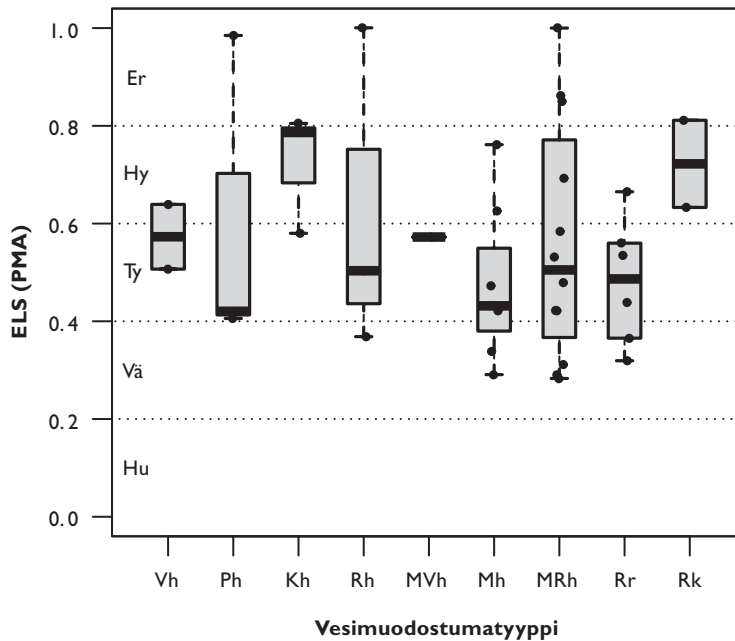
3.5.5

Rantavyöhykkeen pohjaeläimet

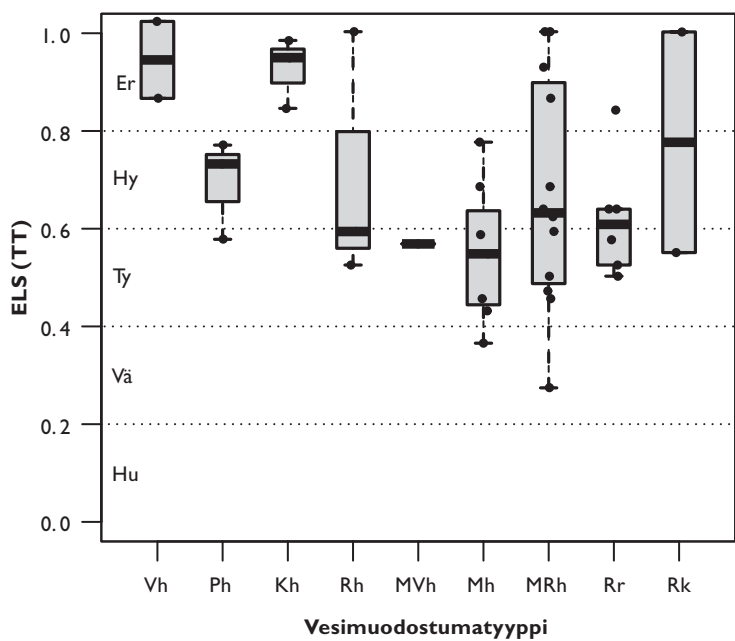
Rantavyöhykkeen pohjaeläimistön tilan arviointi perustui vesienhoidon 2. luokittelukierroksella käyttöön otettuun uuteen järjestelmään (Aroviita ym. 2012). Arvioinnissa tarkastellaan vertailujärvillä ominaisten taksonien esiintymistä (TT) ja suhteellista runsautta (PMA). VPD:n vaatimusten mukaisesti arvioinnissa verrataan kuinka paljon havaitut arvot poikkeavat vertailuolosta. Tilan arviointituloksiin tulee kuitenkin suhtautua varauksella, sillä luokittelujärjestelmä perustuu vain 52 järven Itä-Suomeen painottuvaan vertailuaineistoon.

Rantavyöhykkeen pohjaeläinten tila arvioitiin hyvää huonommaksi 59 %:ssa tutkituista järvistä. Heikoimpaan eli välttävään tilaan luokittuivat Äimäjärvi, Iso Kivijärvi, Räytinginjärvi ja Sanginjärvi. Tilamuuttajat korreloivat merkitsevän negatiivisesti kokonaisfosforin pitoisuuteen (kuva 49). Laajemmassa luokittelun kehittämiseen käytetyssä 126 järven aineistossa (Aroviita ym. julkaisematon) havaittiin yhtä voimakas yhteys ($r = -0,45$) TT-indeksin ja kokonaisfosforin välillä (Hellsten ym. 2012). Myös yhteys peltojen osuuteen oli negatiivinen, mutta ei merkitsevä. Keskimäärin rantavyöhykkeen eläimistö oli hyvää huonommassa tilassa vain kaikkein maatalousvaltaisimpien valuma-alueiden järvillä, kun peltojen osuus oli yli 20 % tai kun kokonaisfosforin pitoisuus oli yli $60 \mu\text{g l}^{-1}$. Tulosten perusteella lievä rehevöityminen ei välttämättä, ainakaan nykymittareilla mitattuna, alenna rantavyöhykkeen eläimistön tilaa. Kuten jokivesissä, lisääntynyt päällyslävätuotanto lisännee etenkin laiduntaja-

pohjaeläinten tiheyksiä rantakivikossa ja näin ollen yksilöiden näytteisiin päätyminen todennäköisyyttä. Aiemmin kivikkolitoraalin pohjaeläimistön on aiemmin havaittu olevan erityisen herkkä etenkin vedenkorkeuden korkeuden (esim. Aroviita ym. 2008) ja rannan rakenteellisille (Brauns ym. 2007) muutoksille. Myös vasteesta ravinteille on havaittu aiemmin merkkejä Saimaan järviältailla (Tolonen ym. 2001).



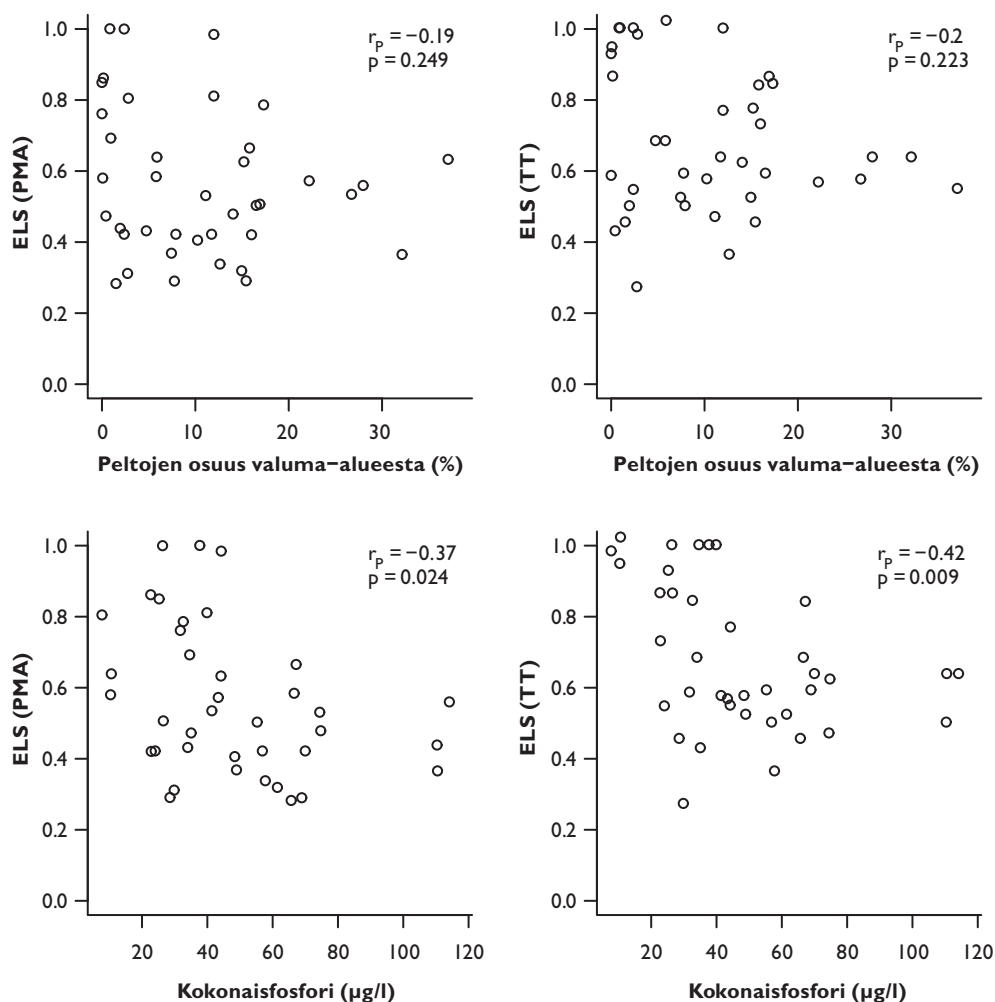
Kuva 47. Rantavyöhykkeen pohjaeläinten prosenttisen mallinkaltaisuuden (PMA) skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 39 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 48. Rantavyöhykkeen pohjaeläinten tyyppiryhmille ominaisten taksonien (TT) skaalatun ekologisen laatusuhteen vaihtelu 39 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.

Osa suuresta hajonnasta selittyy näytteenotossa tapahtuneilla virheillä. Seuranan alkuvuosina menetelmä oli uusi ja näytteenotto-ponnistuksen vakioiminen kivikohabitaattiin ja riittävän rivakkaan potkintaan aiheutti ongelmia ja saattoi johtaa virheellisen pieniin näytteisiin. Luokittelumuuttujien vertailuarvojen tarkentaminen mitä todennäköisimmin voimistaisi havaittuja yhteyksiä myös hajakuormitukseen. Tähän tarvittaisiin selkeästi enemmän aineistoa ihmistoiminnan vähiten kuormittamista järivistä etenkin Etelä-Suomesta.

Litoraali- ja syvännepohjaeläinten tila-arvioissa ei ollut selkeää yhteyttä (kuva 44). Pelkkien syvempien (keskisyvyys > 3 m) joukossa tila-arvioiden kesken oli kuitenkin positiivinen korrelaatio (0,09), vaikkakaan se ei ollut merkitsevä. Heikko yhteys koko aineistossa johtuikin pääsääntöisesti matalien järvien syvännepohjaeläinten tila-arvioinnin ongelmista (ks. kappale 3.5.4). Nykyisessä luokittelujärjestelmässä huonommassa tilassa oleva osalaatutekijä määrää koko pohjaeläimet-laatutekijän tilan. Ottaen huomioon laatutekijöiden vaihtelu voidaan menettelyä pitää oikeana, toisaalta se saattaa johtaa herkemmin myös virheluokituksiin.



Kuva 49. Rantavyöhykkeen pohjaeläimistön yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja valuma-alueen peltoprosentin sekä kokonaisfosforin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamisessa seurantajärjestyksessä (N = 39). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

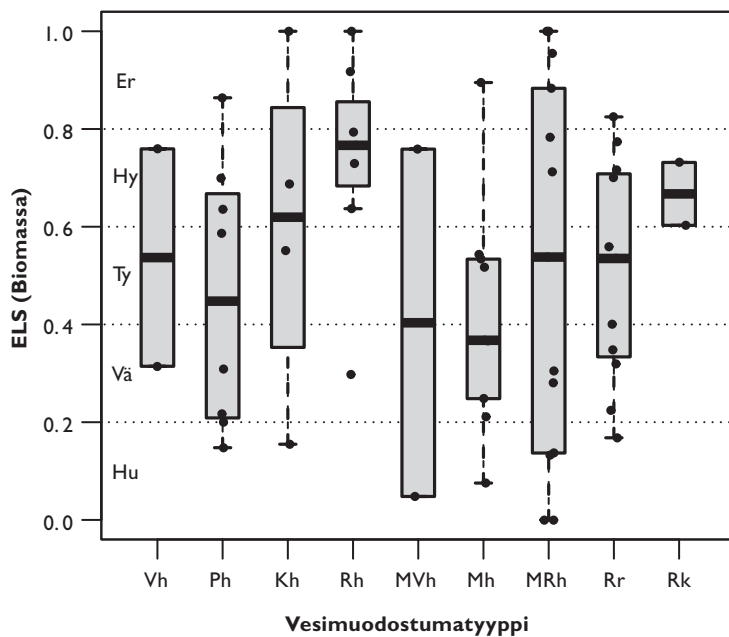
Kaiken kaikkiaan syväne-eläimistön käyttö on osoittautunut ongelmallisiksi matalissa järvissä. Suuri osa hajakuormitteisista järvistä kuuluu juuri näihin matalien järvien tyyppeihin tai ovat ainakin matalahkoja ja syväne-seurantaan soveltumattomia. Rantavyöhykkeen eläimistön tilan seuraaminen näissä järvissä onkin varteenotettava vaihtoehto, vaikka kivikkorantojen puuttumisen takia nykyinen seurantamenetelmä ei kaikille järville sovellu. Jatkossa tulisi selvittää muiden habitaattien seurannan käyttökelpoisuutta matalien järvien pohjaeläimistön tilan seurantaan.

3.5.6

Kalat

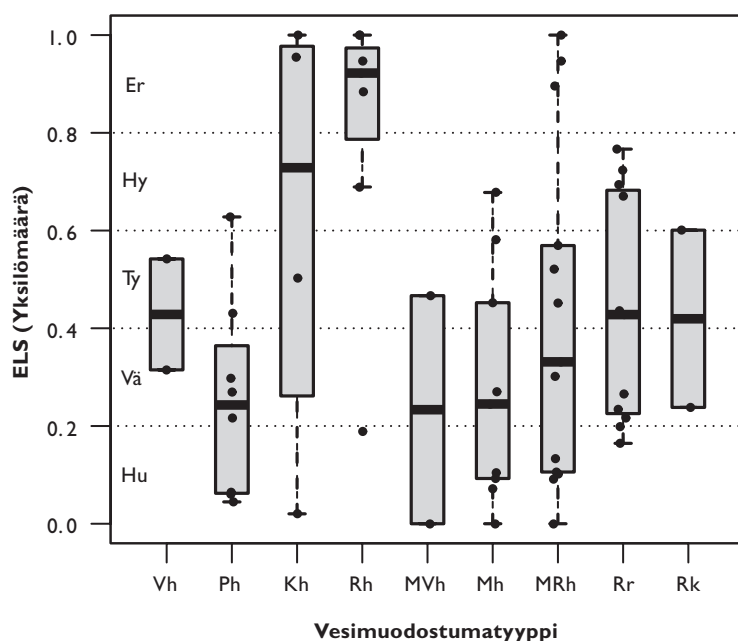
Suurin osa MaaMet-järvistä (37) oli kokonaisluokituksestaan (ELS4) hyvää huonommassa tilassa (tydyttäviä 17, välttäviä 19 ja huonoja 1). Erinomaiseksi luokiteltiin 6 ja hyvän luokituksen sai 15 järveä.

Tyypikohtaisesti tarkasteltuna sekä kokonaisluokittelun että yksittäisten antamien ELS-arvojen mediaanit olivat lähes aina alhaisimmat järvityypissä Mh ja korkeimmat tyyppissä Rh. Poikkeuksena edellisestä olivat särkikalojen alhaiset ELS -arvot tyyppin MRh-järvissä, joka voi johtua sattumasta pienen järvimäärän vuoksi, sekä muuttuja indikaattorilajit. Matalissa järvissä rehevöitymisen vaikutukset näkyvät nopeammin ja selvemmin kuin syvissä järvissä, mikä voi osaltaan selittää tyyppin Mh alhaiset ELS-arvot. Aineiston Mh-tyypin järvissä kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin melko suuri (vain Rr, MRh ja Rk järvissä oli suurempi TP-pitoisuus), minkä myös pitäisi johtaa luokituksen alenemiseen. Rh tyyppin järvissä keskimääräinen peltoprosentti oli kohtuullisen pieni (8,0 %), mikä saattaa selittää korkeat ELS-arvot. Indikaattorilajit -muuttujan kohdalla ELS-arvot olivat alhaisimmat tyyppin Rr järvissä ja korkeimmat tyyppin Vh järvissä. Tätä voi selittää indikaattorilajien herkkyys alhaiselle happipitoisuudelle, korkealle pH:lle ja veden sameudelle, jotka olosuhteet ovat luontaisesti rehevissä vesissä yleisempiä kuin kirkkaissa järvissä.

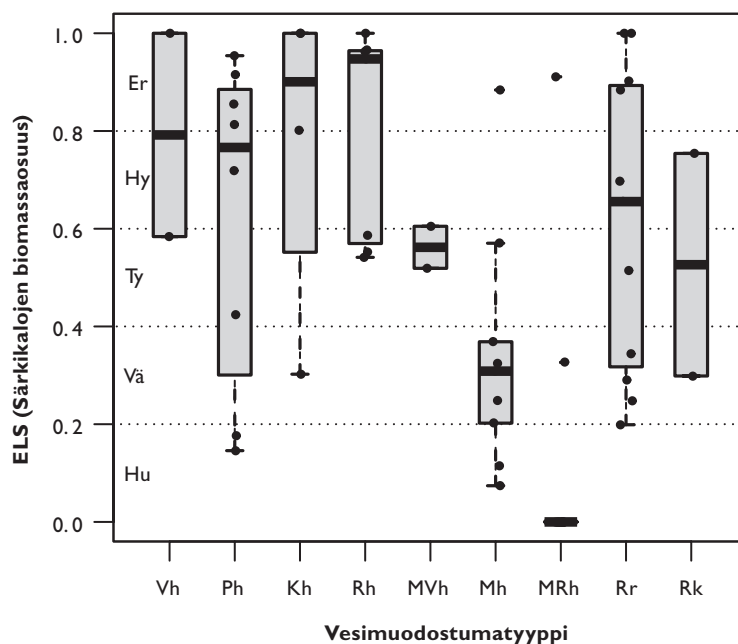


Kuva 50. Luokittelumuuttujan kokonaisbiomassa ekologisen laatusuhteen vaihtelu 58 järvityypeittäin MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.

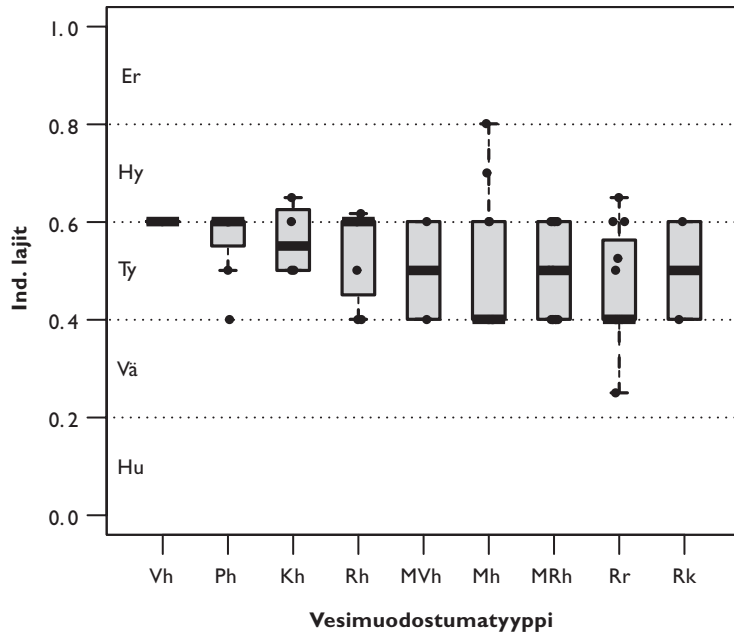
Kokonaisluokitus (ELS4) aleni sekä kokonaisfosforipitoisuuden että peltoprosentin myötä (kuvat 55 ja 56, ln-muunnettu TP: $R^2 = 0,218$, $p < 0,001$, arcsin-muunnettu pelto-%: $R^2 = 0,116$, $p = 0,009$), mutta varsinkin peltoprosentin kohdalla satunnais-hajonta oli suurta. Hajontaa luokitustuloksissa aiheuttaa mm. näytteenotto, sillä verkkokoekalastusaineistossa hajonta on tyypillisesti suurta johtuen pääosin kalojen aktiivisuuden vaihteluista. Tulosten perusteella kalaluokittelu antaa melko karkean, mutta hajonnasta huolimatta suhteellisen luotettavan kuvan maa- ja metsätalouskuormitteisten järvien ekologisesta tilasta.



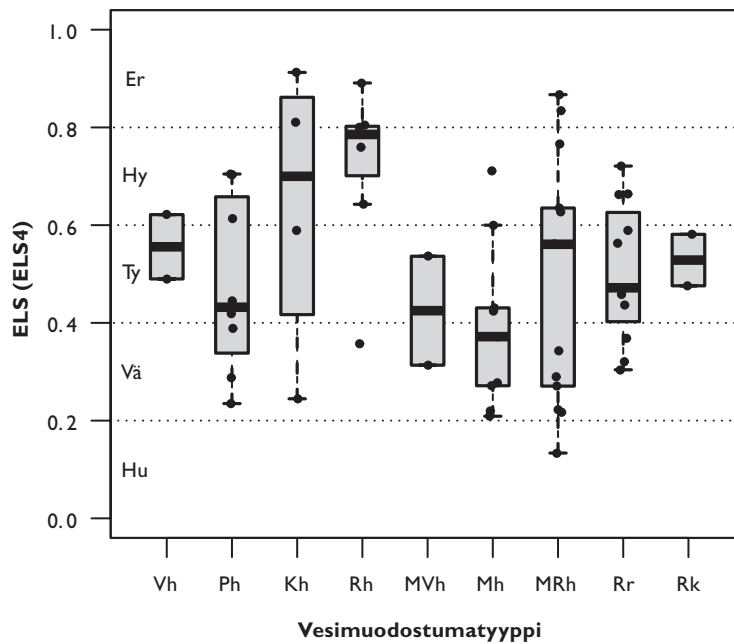
Kuva 51. Luokittelumuuttujan lukumääräyksikkösaalis (ekologisen laatusuhteen vaihtelu järviyypeittäin 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järviyyppeiden lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



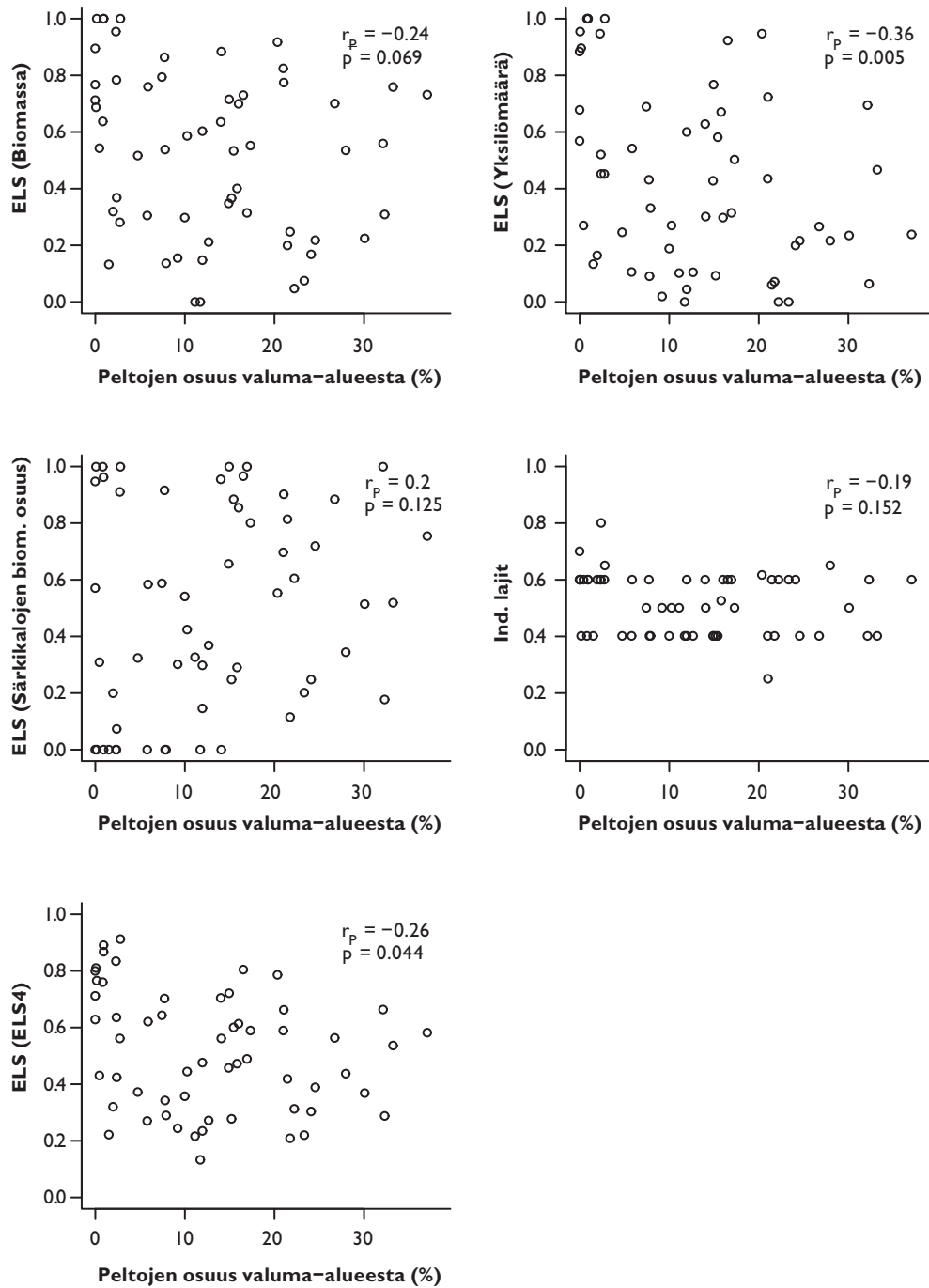
Kuva 52. Luokittelumuuttujan särkikalojen biomassaosuus ekologisen laatusuhteen vaihtelu järviyypeittäin 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järviyyppeiden lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



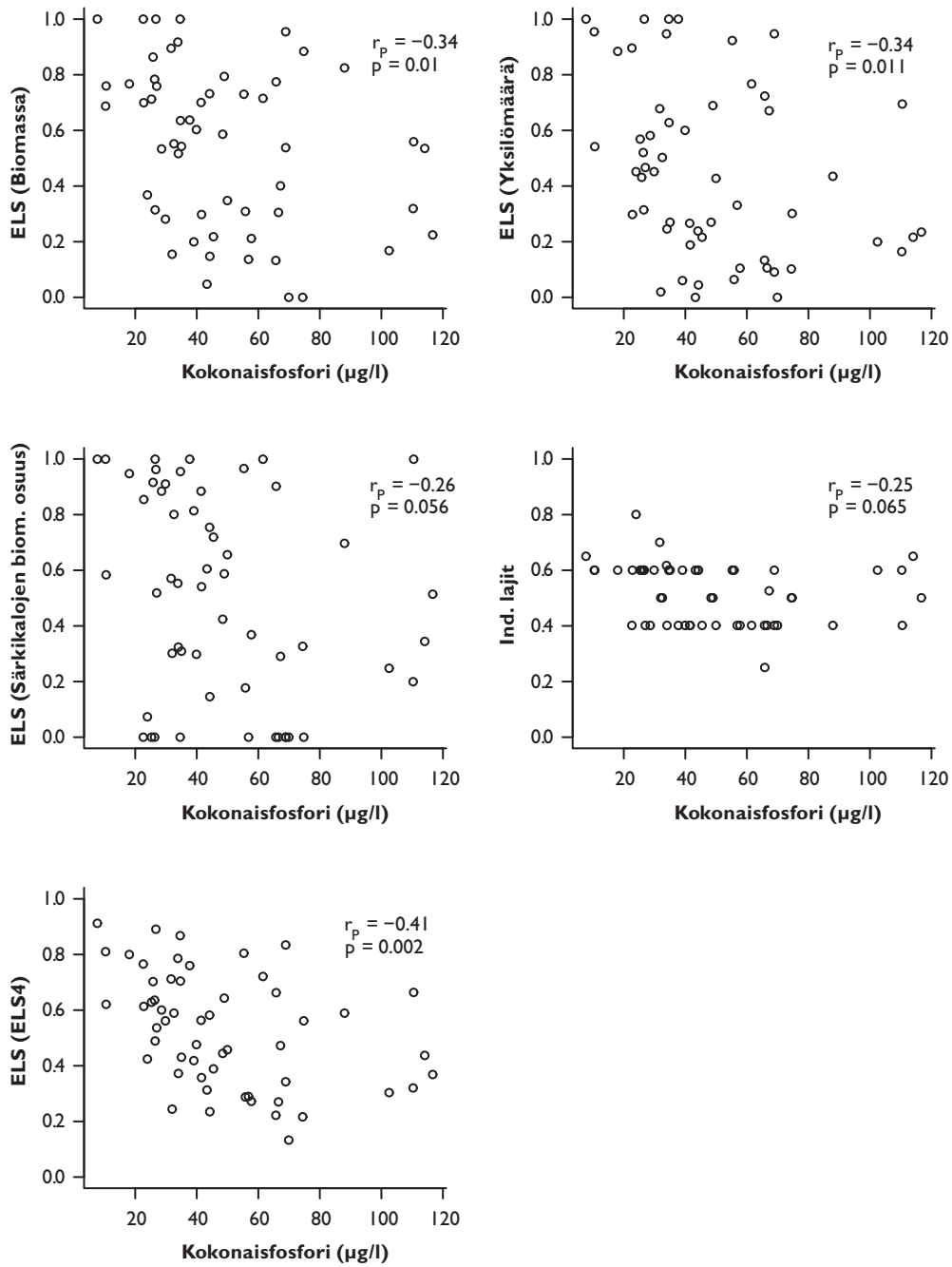
Kuva 53. Luokittelumuuttujan indikaattorilajit ekologisen laatusuhteen vaihtelu 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 54. Yhteismitallisen ELS4-muuttujan vaihtelu järvityypeittäin 58 MaaMet-seurantajärvellä. Järvityyppien lyhenteet ja kuvan tarkempi selitys on kuvassa 7.



Kuva 55. Kalojen yhteismitallisten ekologisten laatusuhteiden ja valuma-alueen peltoprosentin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantajärvissä (N = 58. r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin).



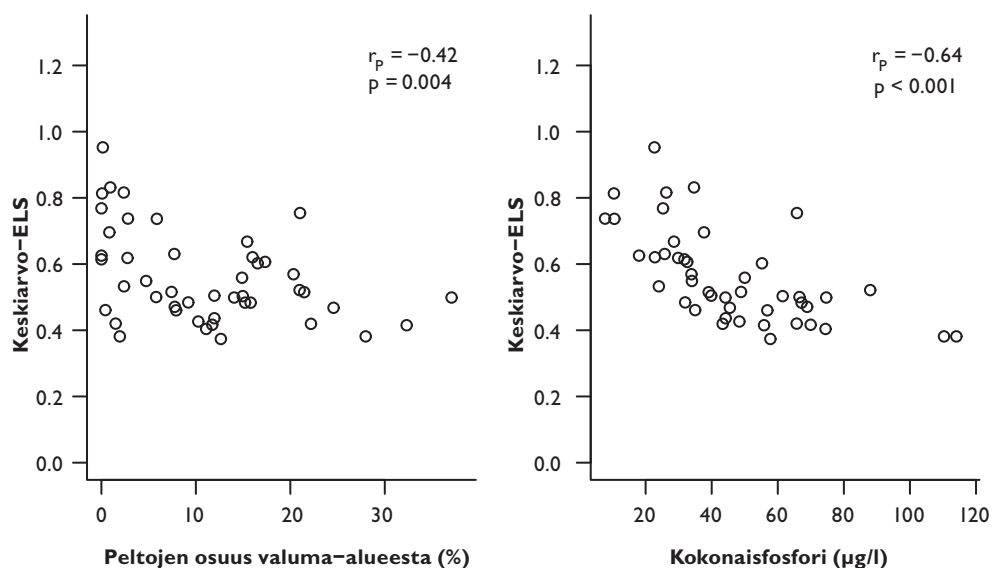
Kuva 56. Kalojen yhteismitallistettujen ekologisten laatusuhteiden ja kokonaisfosforin välinen suhde maa- ja metsätalouden kuormittamissa seurantajärvisissä (N = 53). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

Ekologinen tila

Kaikkiin neljään laatutekijään perustuva ekologisen tilan arvio voitiin 2006–2012 tulosten avulla tehdä 46 järvelle (liite 5). Kaikkien laatutekijöiden tilan suhde valuma-alueen peltoprosenttiin oli negatiivinen eli tila keskimäärin heikkeni kun maatalouden intensiteetti kasvoi (kuva 57). Tilastollisesti merkitsevä korrelaatio oli kuitenkin vain kasviplanktonilla sekä vesikasvit ja päällykslevät -laatutekijällä. Voimakkain yhteys sekä peltoprosenttiin että kokonaisfosforipitoisuuteen oli vesikasvit ja päällykslevät -laatutekijällä ja heikoin pohjaeläimistö (taulukko 5). Laatutekijöiden ELS:ien keskiarvo eli laskennallinen ekologinen tila korreloi voimakkaan negatiivisesti peltoprosenttiin ja etenkin kokonaisfosforiin (kuva 57). Laatutekijöiden ELS:ien keskiarvo korreloi tilastollisesti merkitsevästi valuma-alueen turvemaiden osuuden, metsäojitusten osuuden ja järven korkeusaseman kanssa ja sillä oli voimakas negatiivinen korrelaatio veden fosfori- ja typpipitoisuuksien kanssa (taulukko 5).

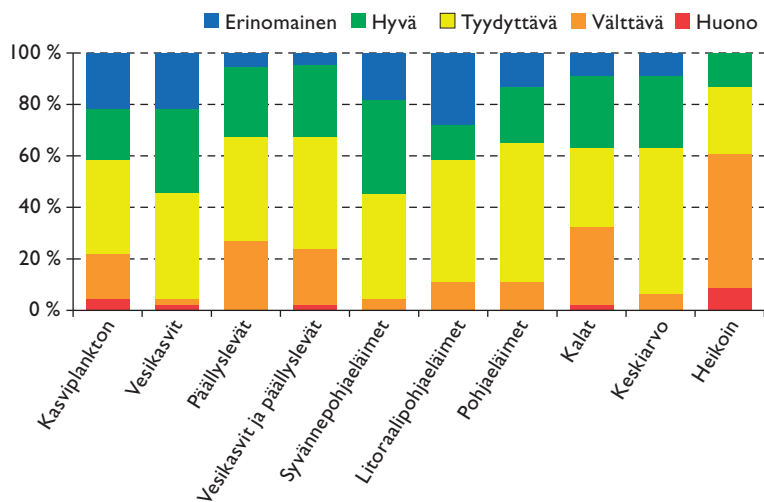
Kasviplanktonilla, vesikasveilla ja etenkin päällykslevillä oli voimakas positiivinen korrelaatio turvemaiden ja metsäojitusten kanssa. Turvemaiden humusjärvisissä kaikki fosfori ei ole perustuottajien käytössä, vaan se on osittain sitoutunut humusaineisiin (Ekholm & Krogerus 2003). Lisäksi humusaineet voivat vähentää veteen tunkeutuvan valon määrää. Tummavetisissä järvisissä orgaaninen kuormitus voi siten vähentää perustuotantoa. Tällöin kokonaisfosforipitoisuus voi olla suuri, mutta perustuottajien yhteisöjen tilaa kuvaavien muuttujien ELS-arvot voivat kuitenkin ilmentää hyvää tilaa. Kasviplankton sekä vesikasvit ja päällykslevät ilmentävät selkeästi rehevöitymispainetta, mutta eivät välttämättä esimerkiksi turvetuotannon tai metsien ojitusten aiheuttamaa orgaanista kuormitusta.

Huomion arvoista on että, kuten jokivesissä, myös järvisissä neljän laatutekijän tila-arvion vaihtelu oli pienempi kuin yksittäisellä biologisella ryhmällä. Vastaava ilmiö on Suomessa vastikään havaittu säännösteltyjen järvien rantavyöhykkeen arvioinnissa (Keto ym. 2008, Sutela ym. 2013). Tulokset tukevatkin sitä, että useiden laatutekijöiden yhtäaikainen käyttö lisää selkeästi tila-arvion luotettavuutta haja-kuormitetuissa järvisissä, koska yksittäisten tekijöiden näytteenotosta ym. aiheutuvan vaihtelun painoarvo pienenee.



Kuva 57. Järvien biologisten laatutekijöiden yhteismitallistetun ELS-keskiarvon (ekologisen tilan) suhde peltojen osuuteen ja kokonaisfosforiin.

Ekologisen tilan suhde hajakuormitukseen (mitattuna pelto-% tai kokonaisfosforipitoisuudella) ei ollut kuitenkaan täysin lineaarinen, vaan pelto-%:n tai kokonaisfosforin kasvaessa ekologinen tila huonontui ensin melko jyrkästi ja sitten tasaantui. Tulosten perusteella jo lievä hajakuormitus heikentää ekologista tilaa merkittävästi. Hyvää huonommassa ekologisessa tilassa (ELS < 0,6) olivat keskimäärin järvet, joiden valuma-alueen peltojen osuus oli yli 5-10 % ja kokonaisfosforin pitoisuus noin > 30 µg l-1 (kuva 57). Hajakuormituksen kasvaessa (pelto-% 10-35) tila-arviot eivät kuitenkaan enää voimakkaasti heikkenet, vaan myös kaikkein kuormitetuimmat kohteet luokittuivat pääsääntöisesti tyydyttävään ja vähintään välttävään tilaan. Kaikkien



Kuva 58. MaaMet-järvien jakautuminen ekologisen tilan luokkiin neljän biologisen laatu- tai osalaatutekijän (päällyslevät N = 37, syvänepohjajeläimet N = 22, litoraali-pohjajeläimet N = 36, muut N = 46) sekä laatekijöiden ELS-arvojen keskiarvon ja huonoimman perusteella.

Taulukko 5. Järvien kasviplanktonin, vesikasvien, päällyslevien, vesikasvit ja päällyslevät -laatekijän, syvänepohjajeläinten, litoraali-pohjajeläinten, pohjajeläinlaatekijän, kalojen ja vesimuodostumakohtaisten ELS:ien korrelaatiot (Pearson r) ympäristömuuttujien kanssa. *** = tilastollisesti erittäin merkitsevä (p < 0,001), ** = tilastollisesti merkitsevä (p < 0,01) ja * = tilastollisesti melkein merkitsevä (p < 0,05) kerroin.

	Kasvi-plankton	Vesi-kasvit	Päällys-levät	Vesikasvit ja päällyslevät	Syv. pohjajel.	Lit. pohjajel.	Pohjajel.	Kalat	Keski-arvo
Havaintojen lukumäärä	55	58	40	58	25	39	50	58	46
Kok. N	-0,58***	-0,45**	-0,54**	-0,36**	-0,24	-0,41*	-0,19	-0,40**	-0,63***
Kok. P	-0,47**	-0,44**	-0,59***	-0,45**	-0,10	-0,42**	-0,16	-0,41**	-0,64***
pH	-0,29*	-0,27*	-0,70***	-0,43*	-0,27	-0,04	-0,01	-0,32*	-0,36*
Fe	0,09	-0,13	-0,08	-0,06	0,37	-0,32	-0,07	-0,11	-0,04
Kiintoaine	-0,20	-0,19	-0,51**	-0,31*	0,23	-0,30	-0,01	-0,20	-0,33*
Valuma-alueen koko	-0,09	-0,14	-0,14	-0,12	-0,10	-0,16	-0,10	-0,20	-0,22
Turvemaan osuus (%)	0,39**	0,46**	0,64***	0,41**	0,55**	0,06	0,16	0,30*	0,42**
Korkeus merenpinnasta	0,35**	0,52***	0,73***	0,47**	0,44*	0,21	0,26	0,32*	0,49**
Järvien osuus (%)	0,32*	0,43**	0,01	0,20	0,05	0,09	0,03	0,01	0,24
Peltojen osuus (%)	-0,37**	-0,50***	-0,71***	-0,44**	-0,23	-0,21	-0,07	-0,26*	-0,42*
Metsien osuus (%)	0,08	0,08	0,45**	0,29*	0,33	0,13	0,11	0,26*	0,19
Metsäojien osuus (%)	0,45**	0,45**	0,65***	0,54***	0,63**	0,14	0,22	0,41**	0,53**
Harvap. 10–30 (%)a	0,39*	0,32*	0,41*	0,28	0,08	0,43*	0,22	0,51**	0,53**
Harvap. < 10 (%)b	0,20	0,27	0,36*	0,17	-0,14	0,22	0,12	0,31*	0,28

a) Harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys 10–30 %, alle 50 m ojasta tai purosta %

b) Harvapuustoiset alueet, latvuspeittävyys < 10 %, alle 50 m ojasta tai purosta %

neljän biologisen tekijän luokitustulosten yli lasketun ekologisten laatutekijöiden keskiarvon perusteella valtaosa (29 kpl) järvistä oli tyydyttävässä tai tätä heikommassa tilassa (kuva 58, liite 5). Korkeimmat veden fosforipitoisuudet olivat Köyliönjärvellä ja Nimisjärvellä. Peltojen osuus Köyliönjärven valuma-alueella on 28 %, kun taas Nimisjärvellä peltojen osuus on vain 2%. Nimisjärven korkea fosforipitoisuus ja välttävä ekologinen tila aiheutuvatkin hajakuormituksen, maa- ja metsätalouden, järven mataluuden sekä sisäisen kuormituksen yhteisvaikutuksesta.

MaaMet-seurantaan valittiin vain hajakuormitettuja kohteita, joten erinomaiseen tilan luokkaan sijoittui vain 4 järveä (Kuohattijärvi, Hattujärvi, Laavus, Roukajärvi). Kaikki em. järvet ovat pääasiallisesti metsätalouden kuormittamia, hyvin alhaisen pelto-%:n kohteita (0,1-2,4 %).

Kaikkien biologisten laatutekijöiden ELS:ien välillä oli positiivinen korrelaatio, mutta korrelaation voimakkuus vaihteli ja oli usein heikko (liite 9). Voimakkain suhde oli kasviplanktonin ja kalaston välillä. Kasviplanktonin ELS korreloi suhteellisen voimakkaasti myös vesikasvit ja päällysväät -laatutekijän kanssa. Muut korrelaatiot laatutekijöiden välillä eivät olleet merkitseviä. Pohjaeläimistön tila-arvio ei korreloinut minkään laatutekijän kanssa: korrelaatiota todennäköisesti heikensi syväne-eläimistön muuttujan toimimattomuus matalissa järvissä. Hyvin yleisesti (liite 9) yhden laatutekijän perusteella järvi sijoittui eri luokkaan kuin toisen laatutekijän perusteella. Laatutekijöistä herkemmin huonomman tilan luokkaan luokittelivat vesikasvit ja päällysväät sekä kalasto. Esimerkiksi vesikasvien ja päällysväiden tilan luokka oli huonompi kuin kasviplanktonin 20 järvessä, mutta kasviplanktonin tila oli huonompi kuin vesikasvien ja päällysväiden 17 järvessä. Kalasto oli heikommassa tilaluokassa kuin kasviplankton 24 järvessä, mutta vastaavasti kasviplankton oli heikommassa tilassa kuin kalasto 12 järvessä. Hyvää heikommassa luokissa oli kuitenkin eroja laatutekijöiden välillä: pohjaeläimet eivät luokitelleet yhtäkään järveä huonoon tilaan ja vastaavasti kalat luokittelivat useampia järviä välttävään tilaan kuin muut laatutekijät, joilta valtaosa järvistä sai tila-arvion tyydyttävä (kuva 58). Heikoimman luokituksen mukaan lähes kaikki järvet (40 kpl) olivat huonossa, välttävässä tai tyydyttävässä tilassa.

3.6

Rannikon biologinen tila

3.6.1

Kasviplankton

Kasviplanktonin *a*-klorofylli on yleinen rehevyyden indikaattori, joka on valittu kuvamaan kasviplanktonin biomassaa ekologisessa luokituksessa. Suomen rannikkovesialueella tyyppikohtaiset vertailuarvot ja luokkarajat tiukentuivat EU:n toisen interkalibrointijakson tulosten perusteella (Aroviita ym. 2012).

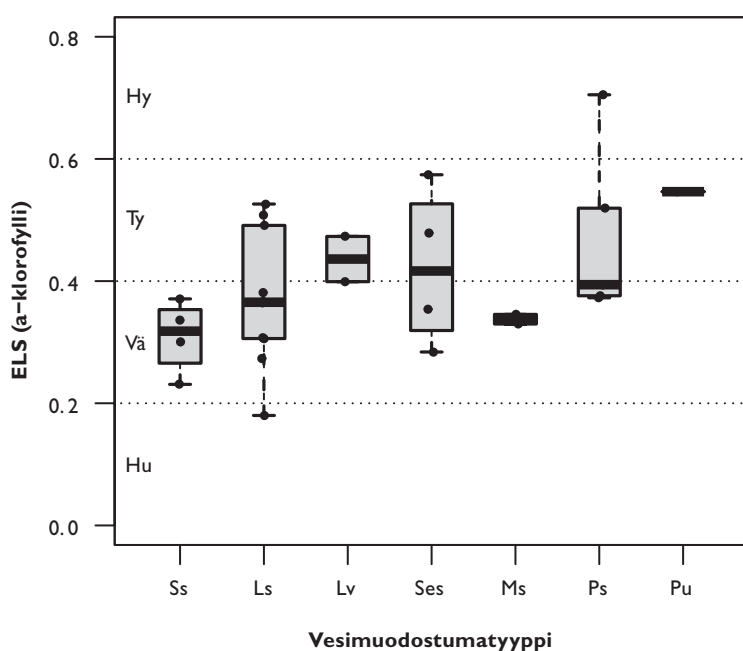
Kasviplanktonin *a*-klorofyllin pitoisuudet olivat suurimmat (mediaani n. 11,9 $\mu\text{g l}^{-1}$) Suomenlahden MaaMet-kohteissa, joissa vesimuodostumakohtainen vaihtelu oli huomattavaa: pienemmät (7,8 $\mu\text{g l}^{-1}$) keskipitoisuudet mitattiin Sipoon edustalla ja suurimmat (31 $\mu\text{g l}^{-1}$) Pernajanlahden perukassa. Lounaisessa sisäsaaristossa tyyppikohtainen mediaani oli myös korkea, 9,2 $\mu\text{g l}^{-1}$, samoin vesimuodostumakohtaiset erot. Paimionlahden sisäosissa Piikkiön edustalla keskipitoisuudet olivat 4,2 $\mu\text{g l}^{-1}$, kun taas Halikonlahden sisäosissa ne yltivät 40 $\mu\text{g l}^{-1}$. Lounaisessa välisaaristossa, Selkämerellä ja Perämerellä tyyppikohtainen mediaanit olivat aineiston pienimmät, 5,2 ja 5,4 $\mu\text{g l}^{-1}$ tasoa. Merenkurkku erottui Pohjanlahdella suurempien keskipitoisuuksiensa (mediaani 7,9 $\mu\text{g l}^{-1}$) ansiosta, kuten oli tilanne ravinteidenkin kohdalla. Vesimuodos-

tumakohtaiset keskipitoisuudet olivat pienimmät Perämerta edustavissa kohteissa: Uudenkaarlepyyn edustalla keskiarvot olivat 2,8 ja Monasvikenillä 2,9 µg l⁻¹.

Ekologisessa luokituksessa MaaMet-kohteet jäivät *a*-klorofyllin perusteella lähes poikkeuksetta hyvää huonompaan tilaan (kuva 59, liite 6). Suomenlahden vesimuodostumat olivat suurimmaksi osaksi välttävässä tilassa. Ainoastaan Pernajanlahden pohjukka oli huonossa tilassa. Lounaisessa sisäsaaristossa noin kaksi kolmasosaa vesimuodostumista oli välttävässä tilassa ja yksi kolmasosa tyydyttävässä tilassa; vain Halikonlahdella tila oli huono. Molemmat lounaisen välisaariston vesimuodostumista oli tyydyttävässä tilassa; toinen sijaitsi Paimionlahden ulko-osassa ja toinen Velkuan ja Iniön saaristossa. Selkämerellä ja Merenkurkussa noin puolet vesimuodostumista oli tyydyttävässä ja puolet välttävässä tilassa. Perämerellä hyvään tilaan luokitui ainoastaan Monasviken, muut vesimuodostumat edustivat tyydyttävää ja osittain myös välttävää tilaa.

Maa- ja metsätalouden kuormitus vaikuttaa merenlahtien rehevyystasoon. Fosfori- ja typpipitoisuudet selittivät 42 ja 35 % yhteismitallistetun klorofyllipitoisuuden vaihtelusta maa- ja metsätalouden kuormittamalla rannikkoalueilla (kuva 60). Peltoisuus ei kuitenkaan selittänyt klorofyllipitoisuuden vaihtelua. Maankäyttöön perustuva regressiomalli ennustaa tarkemmin Suomen pienten estuaarien keskimääräisen klorofyllipitoisuuden kuin ainetaseen ja klorofylli-ravinneregression yhdistelmämalli (Meeuwig ym. 2000). Hajakuormitusvaltaisissa estuaareissa klorofyllipitoisuus on sitä suurempi mitä pienempi metsätalousmaan osuus valuma-alueesta on ja mitä pienempi merenlahden keskisyvyys on. Kääntäen tämä tarkoittaa sitä, että maatalousvaltaisuus kohottaa keskimääräistä klorofyllipitoisuutta. Malli selittää 74 % klorofyllipitoisuuden vaihtelusta. Pitkänen (1994) on todennut voimakkaan yhteyden jokien ravinnekuormituksen ja peltoprosentin välillä ($R^2 = 0,69 - 0,80$).

Maa- ja metsätalouden kuormittamalla lahtialueilla kasviplanktonin *a*-klorofyllitasossa ei ole tapahtunut suuria muutoksia edelliseen luokitusjaksoon (2000 – 2006) verrattuna. Poikkeuksena on kuitenkin Halikonlahden voimakkaasti rehevöitynyt perukka, jossa *a*-klorofylliarvot lähes kaksinkertaistuivat kesäkaudella 2007 - 2012.

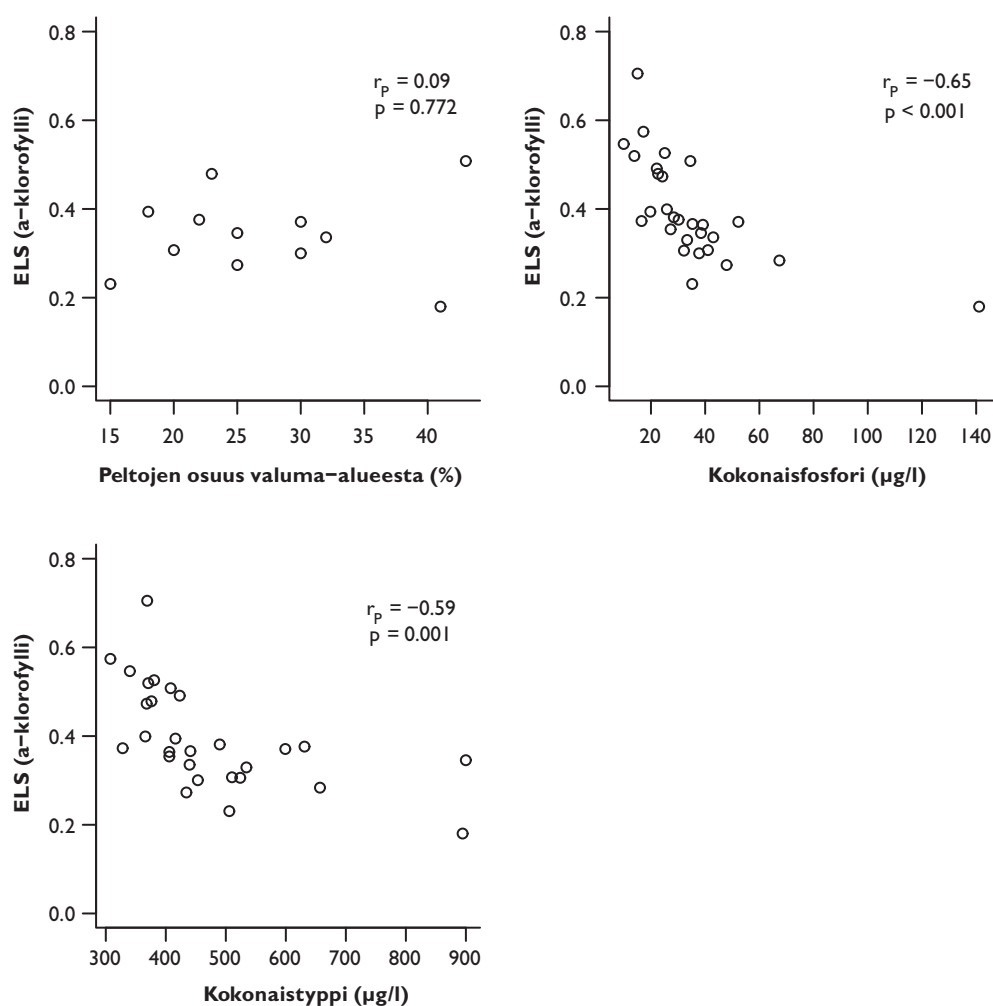


Kuva 59. Yhteismitallistetun *a*-klorofyllipitoisuuden ELS:n vaihtelu rannikkotyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 28). Paksut vaakaviivat kuvaavat tyyppien mediaaneja ja laatikot ala- ja yläkvartiileja. Pisteet kuvaavat yksittäisiä havaintoja. Ohuet vaakaviivat kuvaavat ekologisen luokituksen luokkarajoja (Aroviita ym. 2012). Rannikkovesimuodostumien tyyppien tarkempi selitys kuvassa 10.

Sen sijaan Paimionlahdella 1990-luvulla alkanut rehevöitymiskehitys ei ole jatkunut 2000-luvulla aikana (vrt. Ekholm ym. 2008).

Kasviplanktonin kokonaisbiomassalle ja lajikoostumukselle ei ole toistaiseksi luotu tyyppikohtaisia vertailuarvoja ja luokkarajoja sisemmille rannikkovesialueille, mutta luokitusarvioinneissa on mahdollista käyttää hyväksi myös kasviplanktonin määrää ja lajistotietoa. MaaMet-kohteissa kasviplanktonin kokonaisbiomassat olivat yleisesti selvästi koholla. Virolahdella, Pernajanlahdella, Porvoon edustalla Emäsälössä, Sipoon edustalla, Inkoon edustalla, Mynälähdellä, Uudenkaarlepyyn edustalla ja Tornion edustalla Herakarissa keskimääräiset kokonaisbiomassat ylittivät 2 mg l^{-1} . Pernajanlahden perukassa keskimääräinen kokonaisbiomassa oli jopa 5 mg l^{-1} huolimatta lahden alhaisesta näkösyvyydestä (0,6 m). Pienimmät kokonaisbiomassat (alle $0,5 \text{ mg l}^{-1}$) saatiin Pjelaxfjärdenillä Närpiön edustalla. Velkuan ja Iniön saaristossa sekä Paimionlahden ulko-osissa kokonaisbiomassa jäi alle 1 mg l^{-1} .

Monessa rannikon MaaMet-kohteista sinilevät muodostivat suurimman osan kokonaisbiomassasta. Sinilevien osuus oli noin puolet Virolahdella, Porvoon edustalla, Pernajanlahdella, Sipoon edustalla, Mynälähdellä, Pjelaxfjärdenillä, Stenskärsfjärdenillä ja Liminganlahdella. Yli viidenneksen biomassasta sinilevät muodostivat Velkuan ja Iniön välisaaristossa, Uudenkaarlepyyn edustalla, Inkoon edustalla ja Paimionlahdella. Haitallisten sinilevien osuus oli yleensä kuitenkin vähäinen tai



Kuva 60. Yhteismitallistetun a-klorofyllipitoisuuden ELS:n suhde peltojen osuuteen valuma-alueella ($N = 12$), kokonaisfosforiin sekä kokonaistyypeen maa- ja metsätalouden kuormittamilla rannikkoalueilla ($N = 28$). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin. Rannikkovesimuodostumien tyyppien tarkempi selitys kuvassa 10.

olematon Pohjanlahden MaaMet-kohteissa, erityisesti Tornion edustalla (Herakari), Monasvikenillä, Pjelaşfjärdenillä ja Stenskärsfjärdenillä. Piilevät olivat valtalajina Tornion edustalla (Herakari), Uudenkaarlepyyn edustalla ja Sipoonlahdella, kun taas panssarisiimalevien osuus oli huomattava Inkoon edustalla ja Pjelaşfjärdenillä, jossa ne muodostivat noin kolmanneksen biomassasta. Viherlevien biomassassa oli suhteellisesti suurin (noin 10 % biomassasta) Mynälähdellä ja Monasvikenillä.

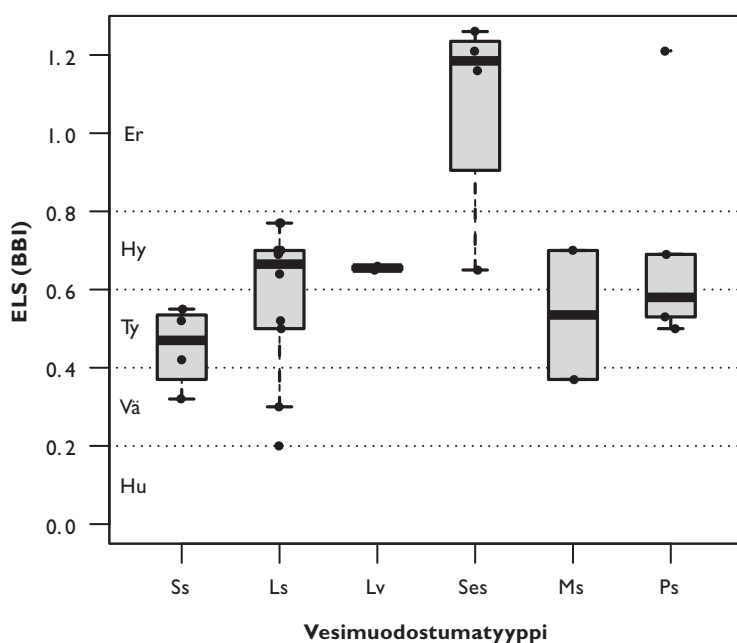
Kasviplanktonin määrä ja lajikoostumus tukevat ravinteiden, näkösyvyyden ja *a*-klorofyllin perustella saatua kuvaa tutkimuskohteiden rehevyydestä. Vaikka esimerkiksi Monasviken ei ravinteiden ja näkösyvyyden perusteella saavuttanut hyvää tilaa, niin *a*-klorofyllin perusteella tilaluokka oli hyvä, mikä on samansuuntainen tulos kuin mitä kasviplanktonilajisto osoitti: haitallisten sinilevien määrä oli hyvin vähäinen ja kokonaisbiomassakin jäi alle 1 mg l⁻¹. Pernajanlahti erottuu taas esimerkkinä huonon tila-arvion saavista lahtialueista: myös siellä kasviplanktonanalyysit tukevat luokitusmuuttujien perusteella tehtyä luokitus tulosta.

3.6.2

Pohjaeläimet

Meren rannikon pohjaeläimistön tila oli erinomainen tai hyvä 56 prosentissa tutkituista vesimuodostumista (liite 6). Pohjaeläinyhteisöjen tila eroaa kuitenkin huomattavasti rannikon eri merialueilla. Huonoin ympäristön tila on Suomenlahdella, jossa yksikään tutkituista vesimuodostumista (yhteensä N = 4) ei ole hyvässä tai erinomaisessa tilassa. Saaristomeren sisäosissa 40 % vesimuodostumista (yhteensä N = 10) oli tyydyttävässä, välttävissä tai huonossa tilassa, mutta välisaaristossa molemmat tutkituista vesimuodostumista (N = 2) olivat hyvässä tilassa. Selkämeren pohjaeläimet olivat kaikissa neljässä tutkitussa vesimuodostumassa hyvässä tai erinomaisessa tilassa, mutta Merenkurkussa (N = 2) ja Perämerellä (N = 5) hyvässä tilassa oli ≤ 50 % tutkituista vesimuodostumista.

Vaikka tulokset perustuvat vähäiseen määrään vesimuodostumia, ne heijastavat yleistä käsitystä merentilasta. Itämeren suojelukomission viimeaikaiset raportit rehe-

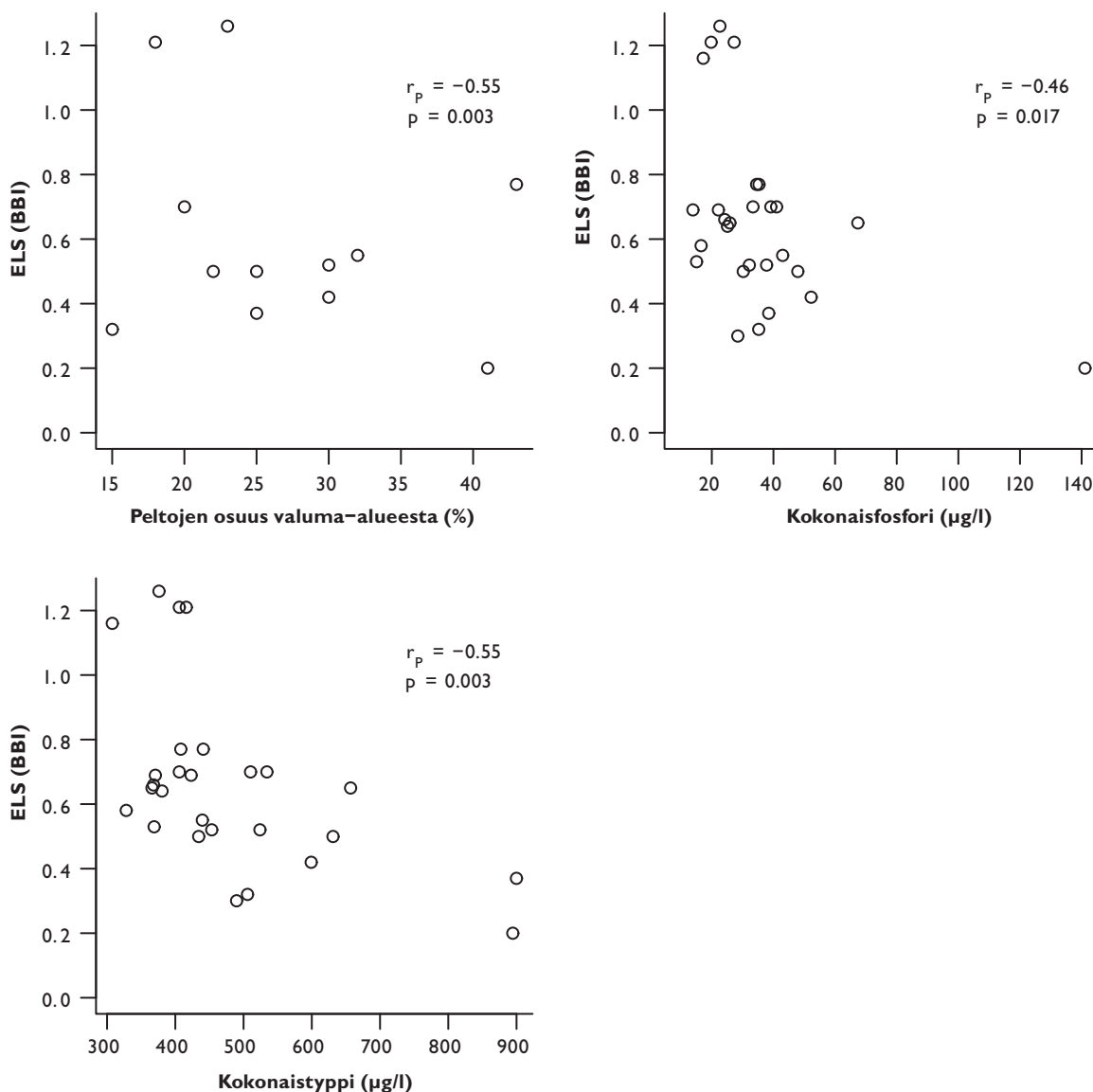


Kuva 61. Yhteismitallistetun pohjaeläinten BBI-indeksin ELS:n vaihtelu vesimuodostumatyypeittäin MaaMet-seurantakohteilla (N = 28). Paksut vaakaviivat kuvaavat tyyppien mediaaneja ja laatikot ala- ja yläkvartiileja. Pisteet kuvaavat yksittäisiä havaintoja. Ohuet vaakaviivat kuvaavat ekologisen luokituksen luokkarajoja (Aroviita ym. 2012). Rannikkovesimuodostumien tyyppien tarkempi selitys kuvassa 10.

vöitymisen ja monimuotoisuuden tilasta näyttävät, että Pohjanlahti on paremmassa kunnossa kuin Saaristomeri ja Suomenlahti, joissa hapettomuus voi olla toistuvaa useilla asemilla (HELCOM 2009 a, b). Pohjaeläinyhteisö on herkkä indikaattori hapettomuudelle, liettymiselle ja muille rehevöitymisen vaikutuksille. Sen takia pohjaeläinyhteisön käyttäminen maalta tulevan ravinne- ja orgaanisen aineen kuormituksen vaikutusten arvioinnissa on perusteltua.

Pohjaeläinyhteisön ajallista muutosta ei ole Suomessa vielä analysoitu BBI:n avulla ja ajallisen muutoksen analysointiin saattaa olla tarpeellista käyttää myös muita indikaattoreita. Tämä työ on vielä kehityksen alla.

Ravinnekuormitus (typpi ja fosfori) näytti vaikuttavan BBI-arvoihin (kuva 62); korkeammat kuormitusarvot korreloivat matalampien BBI-arvojen kanssa ja aiheuttavat alemman ekologisen luokituksen. Myös valuma-alueen peltoisuus näytti vaikuttavan pohjaeläimistön tilaan; korkeampi pelto-% aiheuttaa alemman ekologisen luokituksen. Muuttujien jakaumat olivat kuitenkin vinoja ja aineisto pieni jossa yksittäiset havaintopisteiden merkitys riippuvuuksien voimakkuudelle oli suuri.



Kuva 62. Yhteismitallistettun BBI-pohjaeläinindeksin ELS:n suhde peltojen osuuteen valuma-alueella (N = 12), kokonaisfosforiin sekä kokonaistyppeen maa- ja metsätalouden kuormittamissa rannikon seuranta-kohteissa (N = 28). r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.

4 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tähän työhön on koottu vuonna 2007 aloitetun valtakunnallisen maa- ja metsätalouden hajakuormituksen vesistövaikutusten seurannan ensimmäisten vuosien tulokset. Työssä on tarkasteltu 152 seurantaan valitun hajakuormitetun joki-, järvi- ja rannikkovesimuodostuman tilaa vuosien 2007–2012 tulosten perusteella. Työn pääpaino oli fysikaalis-kemiallisten ja biologisten laatutekijöiden tilan arvioinnissa sekä erityisesti laatutekijöiden tila-arvioiden ja painetekijöiden välisten yhteyksien tarkastelussa. Tilan arviointi perustui vesienhoidon toisella suunnittelukierroksella käytettäviin vertailuoloihin ja tilaluokkakriteereihin (Aroviita ym. 2012).

Tulosten perusteella maankäytöstä johtuva hajakuormitus on merkittävin seuranta-kohteiden tilaa huonontava tekijä. Vasteet kuitenkin vaihtelivat merkittävästi sekä ekosysteemien (joet, järvet ja rannikot) että laatutekijöiden (ravinteet, kasviplankton, vesikasvit ja päällyslevät, pohjaeläimistö, kalasto) välillä. Vaihtelun syiden tarkempi tutkiminen ja ymmärtäminen on tärkeää hajakuormitettujen vesien tilan arvioinnissa, niiden vesienhuolto- ja suojelutoimien suunnittelussa sekä yleisesti ekologisen tilan arvioinnin ja seurannan kehittämisessä.

Fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden perusteella tyydyttävässä tai huonommassa tilaluokassa oli 69 % joki-, 66 % järvi- ja 98 % rannikkokohteista (ELY-keskusten tekemät arviot). Tässä raportoitujen laskennallisten arviointikriteerien perusteella 68 % jokikohteista, 87 % järvistä ja 100 % rannikkovesikohteista oli tyydyttävässä tai huonommassa tilassa vähintään yhden biologisen laatutekijän perusteella.

Fysikaalis-kemiallisten laatutekijöiden tilamuuttujat olivat etenkin jokivesissä voimakkaasti yhteydessä valuma-alueen peltojen osuuteen. Peltoisuus selitti jokikohteiden kokonaisfosforin pitoisuuden vaihtelusta 42 % (Pearsonin $r = 0,65$). Myös järvien ravinnepitoisuudet olivat selkeästi korkeimmat maatalousvaltaisimmilla alueilla, vaikkakin yhteys valuma-alueen maankäyttöön ei ollut yhtä voimakas kuin jokivesissä (peltoprosentti selitti kokonaisfosforin vaihtelusta 18 %, $r = 0,42$). Tulos on sinällään odotettu, sillä jokivesimuodostumat ovat suuremmin yhteydessä valuma-alueeseen kuin järvet, joissa ravinnepitoisuuksien vaihteluun vaikuttavat enemmän myös sisäisiä ainekiertoja säätelevät tekijät.

Fysikaalis-kemiallisten tekijöiden muuttuessa ihmistoiminnan seurauksena niin etteivät ne enää vastaa vertailuoloja, voidaan fysikaalis-kemiallisia tekijöitä pitää stresseinä, jotka saattavat heikentää biologisten laatutekijöiden tilaa. Useimmilla biologisten laatutekijöiden muuttujilla oli yhteys valuma-alueen peltoisuuteen ja ravinnepitoisuuksiin. Biologisten tekijöiden yhteydet maankäyttöön olivat heikompia kuin ravinteiden. Tähän vaikuttaa se, että biologisten muuttujien vaihtelu oli suurempaa kuin ravinteiden, ja että biologisia yhteisöjä määräävät useat ympäristötekijät ja biologiset vuorovaikutukset samanaikaisesti. Kuten ravinteilla, myös biologisten tekijöiden yhteydet peltoisuuteen (ja ravinteisiin) olivat hieman voimakkaampia jokivesissä kuin järvissä.

Etenkin biologisten laatutekijöiden tila-arvioissa esiintyi paljon vaihtelua: esimerkiksi jokikohteista 68 % oli hyvää huonommassa tilassa vähintään yhden biologisen laatutekijän perusteella, mutta kolmen tekijän keskimääräisen tilan (keskiarvo-ELS)

perusteella vain 30 % kohteista luokitui tyydyttävään tai huonompaan tilaan. Myös vasteet vaihtelivat, esimerkiksi jokien päällysväestön yhteisöissä näkyi selkeämmin muutos alhaisemmissa ($< 50 \mu\text{g l}^{-1}$) kokonaisfosforin pitoisuuksissa kuin pohjelaäinmuuttujissa. Kaikki biologiset tekijät, kuten koskien pohjelaäimistö, eivät siis välttämättä kärsi pelkästä kohtalaisesta ravinnepitoisuuden noususta, vaan muut ympäristön muutokset kuten habitaatin heikkeneminen saattavat olla niille haitallisempia. Perustuottajien (kasviplankton, vesikasvillisuus, päällysväet) tila-arvioiden suhde maatalouden intensiteettiin ja ravinteiden määrään oli pääsääntöisesti voimakkaampi kuin kuluttajien (pohjelaäimistö, kalasto). Ilmiö aiheutunee siitä, että kasvua rajoittavien ravinteiden, kuten fosforin, kohonneet pitoisuudet aiheuttavat muutoksen perustuottajien yhteisöissä, ja sitä kautta kuluttajien yhteisöissä.

Yleisesti ottaen sekä jokien että järvien ekologisen tilan yhteys ihmistoiminnan paineeseen (ravinnekuormitus) oli voimakkaampi kuin yksittäisten biologisten tekijöiden yhteys. Useamman laatutekijän käyttö vähensi virhettä ja voimisti paineyhteyttä. Eri laatutekijät eivät ole toisiaan poissulkevia, vaan toisiaan täydentäviä. Monipuolinen ekologisen tilan arviointi parantaa ihmistoiminnan aiheuttaman muutoksen arviointia ja mahdollistaa koko ekosysteemin rakenteen ja toiminnan kokonaisvaltaisen seurannan.

Tila-arvioiden ja valuma-alueen maankäytön riippuvuussuhteiden ymmärtäminen on oleellisen tärkeää hajakuormitettujen vesien suojele- ja kunnostustoimien suunnittelulle. Laatutekijöiden tila-arvioiden ja painetekijöiden välisistä yhteyksistä voitiin karkeasti arvioida, että jokikohteet olivat keskimäärin hyvää huonommassa ekologisessa tilassa niiden valuma-alueen peltoisuuden ylittäessä 10–15 %, ja järvet valuma-alueen peltoisuuden ylittäessä 5–10 %. Peltojen osuus laskettiin tässä koko valuma-alueen alalta, mutta lähivaluma-alueella lienee suurempi merkitys vesimuodostuman tilalle kuin koko valuma-alueella. Vesistöjen tilan parantamiseksi tulisi aloittaa hajakuormituksen vähentäminen erityisesti lähivaluma-alueella. Etenkin jokivesissä vedenlaadun heikkenemisen lisäksi hydro-morfologiset muutokset huonontavat ekologista tilaa myös Suomessa. Vesienhoitotoimien tehokkaaksi kohdentamiseksi olisi jatkossa pyrittävä erottelemaan lähivaluma-alueen ravinne- ja kiintoainekuormituksen sekä hydro-morfologisten muutosten suhteellista merkitystä vesistöjen ekologiselle tilalle.

MaaMet-seurannan tulokset toivat esille ekologisen luokittelujärjestelmän kehitystarpeita. Laatutekijöiden ekologisen tilan arviot olivat epätarkkoja ja joissain tapauksissa tässä raportissa jopa räikeän virheellisiä puuttellisten vertailuaineistojen takia. Tila-arviointia tulisi parantaa laajentamalla vertailuaineistoja ja kehittämällä luokittelujärjestelmää, jotta biologisten tekijöiden luonnollinen vaihtelu pystyttäisiin ottamaan paremmin huomioon. Ekologisen tilan tarkempi arviointi parantaisi vesien tavoitetilan ennustettavuutta, mikä osaltaan auttaisi maa- ja metsätalouden kuormittamien sisävesien vesiensuojelutoimien suunnittelussa niiden hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi.

MaaMet-seuranta tuottaa uutta monipuolista tietoa Suomen hajakuormitettujen vesien tilasta. Biologisten tilamuuttujien ajallinen ja paikallinen vaihtelu sekä niiden näytteenotto- ja luokittelumenetelmistä aiheutuva virhevaihtelu ovat usein suurempia kuin niitä tukevalla fysikaalis-kemiallisilla tekijöillä. MaaMet-seurannan tulosten arvo kasvaakin seurantavuosien karttuessa, jolloin hajakuormituksen vaikutuksen osuutta vesistöjen ekologiseen tilaan pystytään luotettavasti arvioimaan, kun luonnon oman taustavaihtelun suuruus tunnetaan paremmin.

Paikallisesti kattava ja ajallisesti jatkuva MaaMet-seuranta on pohjana vesiensuojelun toimenpiteiden suunnittelulle ja niiden vaikutusten luotettavalle arvioinnille. Vain jatkuvan seurannan avulla voidaan arvioida ja todentaa vesiensuojelutoimien tehostamisen ja veden ravinnepitoisuuksien pienenemisen vaikutusta pyrittäessä kohti jokien, järvien ja rannikkovesien hyvää ekologista tilaa.

KIRJALLISUUS

- Ahola, H. & Uusikämpä, J. 1990. Maatalouden vesistökuormituksen pienentäminen suojavyyhykkeillä. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja Nro 245 (Maatalouden vesiensuojelu. Oulun vesistötutkimuspäivät 3.-4.4.1990): 99-106.
- Alahuhta, J. 2011. Patterns of aquatic macrophytes in the boreal region: implications for spatial scale issues and ecological assessment. Väitöskirja. Oulun yliopisto.
- Alahuhta, J., Kanninen, A. & Vuori, K.-M. 2012. Response of macrophyte communities and status metrics to natural gradients and land use in boreal lakes. *Aquatic Botany* 103: 106–114.
- Anonyymi 2004. Laki vesienhoidon järjestämisestä 1299/2004.
- Anonyymi 2012. Raportti nitraattidirektiivin (91/676/ETY) täytäntöönpanosta Manner-Suomessa jaksolla 2008–2011. Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki 2012, 44 s.
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen T. & Vuori K-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. 144 s. http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu
- Aroviita, J., Koskenniemi, E., Kotanen, J. & Hämäläinen, H. 2008. A priori typology-based prediction of benthic macroinvertebrate fauna for ecological classification of rivers. *Environmental Management* 42: 894–906.
- Aroviita, J., Mykrä, H., Muotka, T. & Hämäläinen, H. 2009. Influence of geographical extent on typology- and model-based assessments of taxonomic completeness of river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 54: 1774–1787.
- Brauns, M., Garcia, X.F., Walz, N. & Pusch, M.T. 2007. Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44, 1138–1144.
- Burdon, F.J., McIntosh, A.R. & Harding, J.S. 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications* 23: 1036–1047.
- Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: Routine phosphorus analyses vs. algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29–42.
- Ekholm, P., Granlund, K., Kauppila, P., Mitikka, S., Niemi, J., Rankinen, K., Räike, A. & Räsänen, J. 2008. Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science* Vol. 16 (2007): 228–300.
- Ekholm, E., Mannio, J., Silvo, K. & Hellsten, H. 2012. Vesiemme koko kuva? *Vesitalous* 5/2012: 6-8.
- Ekholm, P., Rankinen K., Rita, H., Räike, A., Sjöblom, H., Raateland, A., Vesikko, L. & Cano Bernal, J.E. 2014. Estimating changes in agricultural nutrient load carried by Finnish rivers to the Baltic Sea (käsikirjoitus).
- Euroopan parlamentti ja neuvosto 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, yhteisön vesienhoidon puitteista. Euroopan yhteisön virallinen lehti L 327: 1-72.
- 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>)
- Feld, C.K. 2013. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology* 58: 715–729.
- Fernandes, J.A., Kauppila, P., Uusitalo, L., Fleming-Lehtinen, V., Pitkänen, H. & Kuikka, S. 2012. Evaluation of reaching the targets of the Water Framework Directive in the Gulf of Finland. *Environmental Science & Technology* 46 (15): 8220-8228.
- Fleming-Lehtinen, V. & Laamanen, M. 2012. Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Vol. 102–103: 1-10.
- Haaranen, T. 2012. Maatalouden vesiensuojelu. *Vesitalous* 5/2012: 18-19.
- HELCOM 2009 a. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 115B. Saatavissa: www.helcom.fi/publications.
- HELCOM 2009 b. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 116B. Saatavissa: www.helcom.fi/publications.
- HELCOM 2013. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic sea region. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 133. Saatavissa: www.helcom.fi/publications.
- Hellsten, S., Aroviita, J., Karjalainen, A. & Vuori, K.-M. 2012. Maa- ja metsätalouden hajakuormituksen seurantaohjelma. *Vesitalous* 53: 23.
- Hynynen, J. 2007. Kymmenen metsäjärven vesikasvikartoitus. Pohjois-Karjalan vesistöjen tilan parantaminen. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen raportteja 7: 1-31.
- Hämäläinen, H., Aroviita, J., Koskenniemi, E., Bonde, A. & Kotanen, J. 2007. Suomen jokien tyypittelyn kehittäminen ja pohjaeläimiin perustuva ekologinen luokittelu. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4/2007. 66 s.

- Häyhä, T. & Jutila, H. 2006. Tammelan Liesjärven ja Kalvolan Äimäjärven vesikasvillisuus. Hämeenlinnan seudullisen ympäristötoimen julkaisuja 6. 77 s. + 8 liitt.
- Jyväsjärvi, J. & Hämäläinen, H. 2011. Syvännepohjaeläinyhteisöt järvien ekologisen tilan arvioinnissa – luokittelumenetelmien parantaminen ja vertailuolojen tarkentaminen. Raportti. Jyväskylän yliopisto.
- Jyväsjärvi, J., Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2012. Performance of profundal macroinvertebrate assessment in boreal lakes depends on lake depth. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 91-100.
- Jyväsjärvi, J., Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2013. An extended Benthic Quality Index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Käsikirjoitus*.
- Järvinen, M., Drakare, S., Free, G., Lyche-Solheim, A., Phillips, G., Skjelbred, B., Mischke, U., Ott, I., Poikane, S., Søndergaard, M., Pasztaleniec, A., Van Wichelen, J. & Portielje, R. 2013. Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in lowland Northern and Central European lakes. *Hydrobiologia* 704: 97-113.
- Kanninen, A. 2012. Aquatic macrophytes in status assessment and monitoring of boreal lakes. *Väitöskirja*. Jyväskylän yliopisto.
- Kanninen, A., Hellsten, S. & Hämäläinen, H. 2013. Comparing stressor-specific indices and general measures of taxonomic composition for assessing the status of boreal lacustrine macrophyte communities. *Ecological Indicators* 27, 29–43.
- Kauppi, L. 1978. Effects of drainage basin characteristics of the diffuse load of phosphorus and nitrogen. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 39: 21-41.
- Kauppila, P., Meeuwig, J.J. & Pitkänen, H. 2003. Predicting oxygen in small estuaries of the Baltic Sea: a comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 1115-1126.
- Kauppila, P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters. Applications within the Water Framework Directive. *Monographs of the Boreal Environment Research* 31. 57 s.
- Kuoppala, M., Hellsten, S. & Kanninen, A. 2008. Sisävesien vesikasviseurantojen laadunvarmennus. *Suomen ympäristö* 36/2008. 93 s.
- Keto, A., Sutela, T., Aroviita, J., Tarvainen, A., Hämäläinen, H., Hellsten, S., Vehanen T. & Marttunen, M. 2008. Säännösteltyjen järvien ekologisen tilan arviointi. *Suomen ympäristö* 41/2008. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38382>.
- Leka, J., Toivonen, H., Leikola, N. & Hellsten, S. 2008. Vesikasvit Suomen järvien tilan ilmentäjinä. *Ekologisen tilaluokittelun kehittäminen*. *Suomen ympäristö* 18/2008. 53 s.
- Lund-Hansen, L.C. 2004. Diffuse attenuation coefficients $K_d(\text{PAR})$ at the estuarine North Sea – Baltic Sea transition: time-series, partitioning, absorption, and scattering. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 251 – 259.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2008. Kalataloudellisen velvoitetarkkailun kehittämistyöryhmän raportti. *Työryhmämuistio mmm 2008*: 3. 55 s.
- Maileht, K., Noges, T., Noges, P., Ott, I., Mischke, U. & Carvalho, L. 2013. Water colour, phosphorus and alkalinity are the major determinants of the dominant phytoplankton species in European lakes. *Hydrobiologia* 704: 115-126.
- Malve, O., Virtanen, M., Villa, L., Karonen, M., Åkerla, H., Heiskanen, A.-S., Lappalainen, K.-M. & Holmberg, R. 2000. Pohjanpitäjänlahden syvänteessä vuosina 1995 ja 1996 toteutettu hapetuskokeilu; Alusveden vaihdunta sekä happi- ja suolataseet. *Suomen ympäristö* 377. 163 s.
- Maristo, L. 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. *Annales Botanici Societatis Vanamo* 15: 1-314.
- Markkanen, S.-L., Lepistö, A., Granberg, K., Huttunen, M., Kenttämies, K., Rankinen, K. & Virtanen, K. 2001. Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. *Suomen ympäristö* 509. 100 s.
- 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.
- Meeuwig, J.J., Kauppila, P. & Pitkänen, H. 2000. Predicting coastal eutrophication in the Baltic: a limnological approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 844-855.
- Meissner, K., Aroviita, J., Hellsten, S., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Mykrä, H. & Vuori, K.-M. 2012. Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. *Suomen ympäristökeskus*. 41 s. (www.ymparisto.fi > Tutkimus > Ympäristön seuranta > Vesien tilan seuranta > Menetelmäohjeet ja maastolomakkeet).
- Moss, D., Furse, M.T., Wright, J.F. & Armitage, P.D. 1987. Prediction of the macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52.
- Novak, M.A. & Bode, R.W. 1992. Percent model affinity: A new measure of macroinvertebrate community composition. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 80-85.
- Nyroos, H., Partanen-Hertell, M., Silvo, K. & Kleemola, P. (toim.) 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvityksen lähtökohdat ja yhteenveto tuloksista. –*Suomen ympäristö* 55. 68 s.
- 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., Rask, Ruuhijärvi J. & Tammi, J. 2013. Development and evaluation of the Finnish fish-based lake classification method *Hydrobiologia* (painossa) DOI 10.1007/s10750-013-1499-4.
- Olin, M. & Ruuhijärvi, J. (toim.) 2002: Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksen vaikutukset vuosiraportti 2001. *Kala- ja riistaraportteja* 262: 1-136. Peltomäki, T. 2011. Pienten rehevien järvien vesikasvillisuuteen vaikuttavat tekijät, Pro gradu-tutkielma. Oulun yliopisto, Biologian laitos. 28 s. + 5 liitt.

- Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A. & Westberg, V. 2007. Zoobenthos as Indicators of Ecological Status in Coastal Brackish Waters: A Comparative Study from the Baltic Sea. *Ambio* 36: 250–256.
- Penning, W. E., Dudley, B., Mjelde, M., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., van den Berg, M., Maemets, H., Poikane, S., Phillips, G., Willby, N. & Ecke, F. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology* 42: 253-264.
- Pilke, A. (toim.) 2012. Ohje pintaveden tyyppin määrittämiseksi. Suomen ympäristökeskus. 50 s. http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Pintavesien_tila/Pintavesien_tyyppittely
- Pitkänen, H. 1994. Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes. Publications of the Water and Environment Research Institute, No 18. National Board of Waters and the Environment, Finland, Helsinki 1994. 45 s.
- Rapala, J., Kilponen, J., Järvinen, M. & Lahti, K. 2012. Finland: Guidelines for monitoring of cyanobacteria and their toxins. Teoksessa: I. Chorus (ed.), Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Germany. s. 54-62. www.uba.de/uba-info-medien-e/4390.html
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H. & Everard, M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 477-499.
- Riihimäki, J. 2010. Maastomenetelmä virtaavien vesien kasvillisuuden tutkimiseen.
- Rintanen, T. 1996. Changes in the flora and vegetation of Finnish lakes during 40 years. *Annales Botanici Fennici* 33: 101-122.
- Rääpysjärvi, J. 2012. Suurkasvillisuus jokien ekologisen tilan arvioinnissa. Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 39 s.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. 2004. Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283-283.
- SFS 2005. Water quality. Sampling of fish with multi-mesh gillnets. SFS-EN 14757: 2005.
- Salow, H. 2011. Jokien vesikasvillisuus ekologisen tilan indikaattorina maa- ja metsätalouden kuormittamisessa vesistöissä. Pro gradu -tutkielma. Oulun Yliopisto, Biologian laitos. 47 s.
- Sutela, T., Olin, M., Vehanen, T. & Rask, M. 2007. Hajakuormituksen vaikutukset järvien ja jokien kalastoon ja ekologiseen tilaan. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja 411. 35 s.
- Thornton, J.A., Rast, W., Holland, M.M., Jolankai, G. & Ryding, S.-O. 1999. Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems. –MaB Series 23, UNESCO. 466 s.
- Sutela, T., Aroviita, J. & Keto, A. 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators* 24: 185–192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.015>.
- Vehanen, T., Sutela T. & Korhonen, H. 2006. Kalayhteisöt jokien ekologisen tilan seurannassa ja arvioinnissa: alustavan luokittelujärjestelmän perusteet. Kala- ja riistaraportteja 398: 1-36.
- Vehanen, T., Sutela, T & Korhonen, H. 2010. Environmental assessment of boreal rivers using fish data – a contribution to the Water Framework Directive. *Fisheries Management and Ecology* 17: 165-175.
- Vehanen, T., Vuori, K.-M., Sutela, T., Aroviita, J., Karjalainen, S.-M. & Teppo, A. 2012. Impacts of acid sulfate soils on river biota in Finnish rivers. - Geological survey of Finland. Guide 56: 147-148. 7th International Acid Sulfate Soil Conference, Vaasa, Finland. (abstrakti)
- Vuori, K.-M., Mitikka, S. & Vuoristo, H. (toim.) 2009: Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Osa I: Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Osa II: Ihmistoiminnan ympäristövaikutusten arviointi. -Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. 120 s.
- Wagenhoff, A., Townsend, C.R. & Matthaei, C.D. 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology* 49: 892–902.
- Willén, E. 2007. Växtp plankton i sjöar, bedömningsgrunder. SLU - Institutionen för Miljöanalys, Rapport 2007:5. 33 s.

Liite I. Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutusten seurantaan valitut jokikohteet (N = 65).

Maankäyttöluokat: CLC1 = rakennetut alueet, CLC2 = maatalousalueet, CLC3 = metsät sekä avoimet kankaat ja kalliomaat, CLC4 = kosteikot ja avoimet suot, ja CLC5 = vesialueet. Paine-sarakkeessa on ilmoitettu, valittiinko kohde ensisijaisesti maa- (Maa) vai metsätalouden (Met) kuormituskohdeeksi (ks. luvun 2.1.1. kriteerit Maa/Met). Myös Ingarskilanjoki (81.064) on MaaMet-kohde mutta sen aineistoa ei käsitelty tässä raportissa.

Paikan nimi	VA-koodi	N EU-REF_FIN	E EU-REF_FIN	ELY	VM-tyyppi	Paine	CLC1 (%)	CLC2 (%)	CLC3 (%)	CLC4 (%)	CLC5 (%)
Pajuluoma	37.023	6906032	231087	EPO	Pt	Met	0,4	2,4	85,3	11,7	0,2
Maalahdenjoki, Sägkvarnfors	40.003	6983649	232563	EPO	Kt	Maa	2,5	11,7	77,0	8,8	0,0
Vieresjoki	47.071	7012980	337213	EPO	Pt	Maa	1,7	20,4	70,9	6,6	0,3
Konnusjoki	04.178	6869805	544639	ESA	Pt	Met	0,8	1,3	94,5	2,0	1,4
Isojoki (Vuorijoki)	04.253	6881318	523527	ESA	Kt	Met	2,0	8,5	78,1	3,0	8,4
Äiniönjoki	14.222	6791692	414456	HAM	Pt	Maa	2,7	9,9	84,4	1,2	1,7
Jänhijoki	35.971	6747518	304836	HAM	Ksa	Maa	6,6	32,3	57,0	0,7	3,5
Pohjajoki	59.336	7130594	551077	KAI	Pt	Met	2,3	4,8	88,5	4,1	0,4
Nuottipuro	59.338	7121328	528576	KAI	Pt	Met	1,9	0,0	94,0	3,2	0,9
Aittojoki	59.341	7158882	508154	KAI	Kt	Met	0,8	1,4	77,3	17,0	3,5
Kuorejoki	60.091	7200326	528216	KAI	Kt	Met	1,5	2,1	85,0	8,3	3,2
Vilajoki	08.002	6742013	554977	KAS	Kk	Maa	3,4	7,8	81,6	1,8	5,4
Virojoki-Onkamaanjoki	11.006	6722510	532146	KAS	Kk	Maa	3,3	20,4	71,0	2,6	2,8
Teutjoki	14.152	6726015	471776	KAS	Ksa	Maa	5,5	41,5	52,9	0,1	0,0
Torasjoen alaosa	14.991	6762843	482657	KAS	Ksa	Maa	4,5	23,8	71,0	0,3	0,4
Lanskinjoki, Ylä-Myllykoski	16.004	6741250	450206	KAS	Ksa	Maa	6,0	32,3	58,8	0,7	2,2
Kurujoki-Nytkymenjoki	14.226	6855408	401732	KES	Kk	Maa	4,1	9,3	77,0	2,3	7,2
Murronjoki-Pihlajajoki	14.616	6948673	410970	KES	Kk	Maa	2,6	10,2	83,2	1,5	2,6
Saunajoki	14.658	6927735	411133	KES	Pt	Met	2,3	3,1	88,8	4,5	1,3
Iso-Tainijoki	64.072	7327565	444980	LAP	Pt	Met	0,1	0,0	67,2	30,6	2,1
Ternujoki	65.133	7366292	424949	LAP	Kt	Met	0,1	0,2	85,9	13,4	0,3
Kaisajoki	65.141	7330515	399029	LAP	Kt	Met	0,6	2,9	86,7	9,2	0,7
Pyhäjoki	65.362	7439312	504856	LAP	Plk	Met	0,9	0,0	92,1	6,7	0,3
Sormijoki	65.441	7509394	555434	LAP	Plk	Met	0,0	0,0	88,2	11,8	0,0
Vuotosjoki	65.491	7445175	529766	LAP	Kt	Met	0,3	1,5	85,0	12,4	0,8
Martimojoki	67.141	7342689	360099	LAP	Kt	Met	0,3	2,0	83,6	13,5	0,6
Kelhujoki	67.835	7470028	379796	LAP	Pt	Met	0,1	0,6	90,4	8,8	0,1
Tarpianjoki	35.286	6780006	314643	PIR	Ksa	Maa	6,7	20,2	63,0	2,8	7,5
Sikkelänjoki	35.344	6859875	323213	PIR	Plk	Met	1,4	1,6	89,0	5,4	2,7
Punkalaitumenjoen yläosa	35.942	6782889	286247	PIR	Ksa	Maa	6,0	39,9	52,6	0,8	0,8
Maalahdenjoki, Kyrkbacken	40.002	6990530	224776	POH	Kt	Maa	3,0	14,8	76,6	5,6	0,1
Laihianjoki	41.003	6993543	246455	POH	Kt	Maa	4,0	19,5	68,6	7,5	0,4
Kruunupyyjoki	48.001	7072337	303444	POH	Kt	Maa	3,3	12,3	71,5	10,4	2,6
Lestijoki, Kallisenkoski	51.031	7064443	368626	POH	St	Maa	1,6	6,4	64,6	16,2	11,2
Taipaleenjoki	04.351	6944758	615248	POK	Sk	Maa	5,4	10,2	66,4	2,2	15,9
Mäntyjoki-Peurajoki	04.474	7071937	608153	POK	Kt	Met	0,4	0,0	88,1	7,9	3,6
Kuohattijoki	04.478	7056820	620335	POK	Kt	Met	0,8	0,3	76,7	2,4	19,8
Rauanjoki	04.831	6979617	624014	POK	Kt	Met	1,7	2,1	86,1	6,3	3,9
Haapajoki-Lutinjoki	04.953	7002554	703592	POK	Kt	Met	0,8	0,3	87,7	8,2	3,0
Malisjoki	53.061	7090556	399381	POP	Kt	Maa	3,7	21,6	71,9	2,7	0,1
Neittävänjoki	57.041	7137401	466811	POP	Kt	Maa	1,4	11,6	67,2	18,8	1,0
Luohuanjoki	57.081	7159881	416891	POP	Kt	Maa	2,5	10,0	73,9	13,5	0,1

Paikan nimi	VA-koodi	N EU-REF_FIN	E EU-REF_FIN	ELY	VM-tyyppi	Paine	CLC1 (%)	CLC2 (%)	CLC3 (%)	CLC4 (%)	CLC5 (%)
Tyrnävänjoki	58.051	7189020	427887	POP	Kt	Maa	1,9	13,2	58,4	26,1	0,4
Muhosjoki	59.162	7175166	453756	POP	Kt	Met	1,1	6,3	74,1	18,1	0,4
Murennusjoki	04.532	7067949	499528	POS	Kt	Maa	1,6	7,0	80,7	7,0	3,7
Koskenjoki	04.561	7060642	478947	POS	Ksa	Maa	1,5	10,1	77,8	8,1	2,5
Korpijoki	04.565	7066744	469283	POS	Kt	Maa	1,1	9,6	82,7	6,5	0,1
Luostanjoki	04.682	7026493	579888	POS	Kt	Met	0,6	0,7	88,4	5,6	4,7
Taasianjoki	15.002	6706573	461204	UUD	Ksa	Maa	4,0	32,7	62,5	0,5	0,3
Sipoonjoki	20.001	6691626	404101	UUD	Ksa	Maa	15,6	36,8	47,4	0,2	0,0
Lepsämänjoki 2.6	21.041	6693127	376202	UUD	Ksa	Maa	12,3	25,1	58,9	0,6	3,2
Lepsämänjoki 16.9	21.042	6696301	370248	UUD	Psa	Maa	11,6	38,4	49,8	0,2	0,0
Kirkkojoki-Lempansän	22.006	6675881	340219	UUD	Ksa	Maa	16,4	32,2	50,9	0,1	0,4
Vanjoki	23.041	6700172	343774	UUD	Ksa	Maa	6,9	14,0	70,5	1,4	7,2
Pusulanjoki	23.061	6700969	331445	UUD	Ksa	Maa	8,0	17,7	66,1	0,3	7,8
Nummenjoki	23.071	6699093	328711	UUD	Ksa	Maa	6,7	16,0	70,4	0,6	6,2
Olkalanjoki-Vihtiöen alaosa	23.092	6702007	357113	UUD	Ksa	Maa	9,8	17,7	65,3	0,5	6,7
Kiskonjoki, Latokoski	24.011	6672100	286700	VAR	Kk	Maa	6,4	16,8	66,9	1,9	8,1
Uskelanjoki, Lammaskoski	25.001	6706163	291971	VAR	Ksa	Maa	6,5	46,1	46,1	0,7	0,8
Paimionjoki, Patakoski	27.022	6730956	289748	VAR	Ksa	Maa	7,0	38,9	49,8	0,7	3,6
Aurajoki, Nautelankoski	28.001	6722132	250963	VAR	Ksa	Maa	7,0	36,4	51,5	4,5	0,6
Aurajoen yläosa	28.003	6747437	264493	VAR	Psa	Maa	9,3	46,0	42,0	2,7	0,0
Yläneenjoki, Vanhakartanonkoski	34.041	6757342	250880	VAR	Ksa	Maa	3,9	29,5	63,2	3,3	0,1
Loimijoki	35.911	6786667	268239	VAR	Ssa	Maa	7,0	34,9	51,7	3,3	3,3
Puttaanjoki	82.056	6739258	211959	VAR	Psa	Maa	7,4	31,3	59,0	0,7	1,7

Liite 2. Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutusten seurantaan valitut järvet (N = 59).

Paine-sarakkeessa on ilmoitettu, valittiinko kohde ensisijaisesti maa- (Maa) vai metsätalouden (Met) kuormituskohteeksi (ks luku 2.1.1.). Maankäyttöluokat (CLC1-CLC5) on esitetty Liitteen I tekstissä.

Paikan nimi	VA-koodi	N EU-REF_FIN	E EU-REF_FIN	ELY	VM-tyyppi	Paine	CLC1 (%)	CLC2 (%)	CLC3 (%)	CLC4 (%)	CLC5 (%)
Kuortaneenjärvi	44.041.1.001	6969845	320026	EPO	Rh	Maa	5,5	16,9	69,8	3,8	4,0
Alajärvi	47.043.1.001	6990370	341415	EPO	MRh	MaaMet	4,0	13,2	74,3	5,0	3,5
Räyriinjärvi	48.005.1.003	7033317	339619	EPO	Mh	MaaMet	8,5	17,2	41,8	16,0	16,6
Ullavanjärvi	49.054.1.001	7060924	353487	EPO	MRh	Met	1,3	6,3	50,5	34,9	7,1
Pieni Vehkajärvi	04.184.1.014	6872594	612532	ESA	MRh	Met	2,0	2,4	83,3	2,7	9,5
Valvatus	04.213.1.002	6898828	543132	ESA	Rk	Maa	4,1	14,9	74,7	1,3	5,0
Ylä-Luotojärvi	04.238.1.003	6878484	617050	ESA	Vh	Met	4,2	6,0	63,8	0,2	25,8
Laavus	14.938.1.003	6891890	505327	ESA	MRh	Met	1,1	3,3	65,3	16,9	13,5
Villikkalanjärvi	16.003.1.003	6737229	447680	HAM	Rr	Maa	5,5	31,2	59,6	0,9	2,8
Äimäjärvi	35.262.1.001	6772566	346594	HAM	Mh	Maa	8,6	14,1	64,7	0,8	11,9
Hauhonselkä	35.772.1.001	6783807	366213	HAM	Kh	Maa	5,0	9,6	68,2	1,0	16,3
Pääjärvi	35.984.1.017	6743129	340206	HAM	Rh	Met	3,7	1,7	86,1	0,8	7,7
Nimisjärvi	59.313.1.001	7155767	489284	KAI	Rr	Met	3,2	3,6	73,0	8,4	11,8
Roukajärvi	59.426.1.002	7160471	579605	KAI	MRh	Met	0,7	2,4	79,0	9,0	8,9
Iso Riihijärvi	59.963.1.047	7121215	656773	KAI	MRh	Met	0,4	0,3	72,2	20,4	6,8
Pieni Rautjärvi (p)	03.040.1.013	6843246	645341	KAS	Ph	Maa	5,0	26,0	60,3	1,1	7,6
Simpelejärvi, Kukkarolahti	03.070.1.001	6820320	634380	KAS	MVh	Maa	7,3	34,2	47,9	0,2	10,6
Kannusjärvi	12.005.1.006	6729688	511202	KAS	Ph	Maa	4,8	22,2	65,3	1,3	6,3
Junkkarinjärvi	14.117.1.001	6729177	485973	KAS	Rr	Maa	6,4	39,0	51,3	1,3	2,1
Kivijärvi pohjoisosa	14.192.1.001	6761006	537480	KAS	Kh	Maa	6,1	18,0	66,1	2,2	7,5
Sääksjärvi	16.004.1.001	6743997	457686	KAS	Rr	Maa	5,7	33,0	53,4	1,0	6,9
Juoksjärvi	14.221.1.146	6868789	412557	KES	Ph	Maa	4,9	14,4	74,0	0,8	6,0
Korttajärvi	14.292.1.002	6912310	432112	KES	Ph	Maa	9,2	9,5	75,4	0,8	5,2
Lehesjärvi - Vähäjärvi	14.296.1.001	6913786	434804	KES	Ph	Maa	10,8	13,5	70,1	0,6	5,0
Ahveninen	14.353.1.001	6923222	448840	KES	MVh	Maa	7,2	24,0	47,4	0,2	21,2
Iso Kivijärvi	35.663.1.001	6923136	370927	KES	MRh	Met	1,9	3,1	85,4	4,5	5,1
Kuhajärvi	61.468.1.008	7310299	486256	LAP	Mh	MaaMet	3,1	5,6	55,7	7,9	27,7
Siika-Kämä	64.094.1.004	7344965	476960	LAP	Mh	Met	1,9	4,7	67,7	13,9	11,8
Kelujärvi - Matalajärvi	65.896.1.001	7483347	502928	LAP	Mh	MaaMet	1,5	2,9	74,3	6,9	14,4
Pasmajärvi	67.862.1.001	7447010	386391	LAP	Mh	MaaMet	0,8	2,1	83,3	7,9	6,0
Pyhäjärvi, Hulus	35.211.1.001	6796768	324377	PIR	Mh	Maa	7,2	23,5	60,8	1,4	7,1
Tottijärvi	35.211.1.009	6813257	303993	PIR	Mh	Maa	18,0	27,8	42,2	0,3	11,8
Eräjärvi	35.726.1.001	6828364	373015	PIR	Mh	Maa	5,1	16,3	63,5	1,9	13,2
Kalliojärvi	35.756.1.048	6867510	368026	PIR	Rh	Met	1,8	0,1	88,0	0,3	10,0
Keskimmäinen-Sulkama	04.316.1.007	6943608	611973	POK	Ph	Maa	6,3	34,8	54,8	0,4	3,8
Vuokonjärvi	04.415.1.001	7029680	605392	POK	Rh	Maa	2,9	11,7	80,0	1,5	3,9
Koppelojärvi	04.465.1.001	7064320	581911	POK	Rh	Met	0,8	1,5	88,2	3,6	5,9
Kuohattijärvi	04.478.1.015	7057500	622587	POK	Kh	Met	0,8	0,4	76,4	2,3	20,2
Kajoonjärvi	04.761.1.001	7000724	598323	POK	Kh	Met	1,9	3,8	76,3	4,8	13,2
Hattujärvi	04.983.1.004	6987714	712781	POK	MRh	Met	0,6	0,2	82,1	6,8	10,2
Iso Vatjusjärvi	54.039.1.002	7106654	418941	POP	Ph	MaaMet	4,9	12,7	72,1	0,9	9,4
Komujärvi	54.053.1.001	7057936	456285	POP	MRh	MaaMet	2,2	6,8	81,6	2,1	7,3
Piipsjärvi	54.071.1.001	7132369	400111	POP	MRh	MaaMet	3,0	9,6	72,2	11,3	4,0
Sanginjärvi	59.152.1.001	7192429	484614	POP	MRh	Met	1,6	2,3	59,3	28,7	8,1
Lyhyenjärvi	04.289.1.016	6993064	525544	POS	Rk	Maa	7,5	37,8	50,9	0,6	3,2
Kirmanjärvet	04.516.1.001	7039283	515248	POS	Rr	Maa	12,8	29,8	40,3	1,7	15,3
Haapajärvi	04.522.1.001	7047676	499661	POS	MRh	Maa	3,3	14,5	72,7	4,7	4,9

Paikan nimi	VA-koodi	N EU-REF_FIN	E EU-REF_FIN	ELY	VM-tyyppi	Paine	CLC1 (%)	CLC2 (%)	CLC3 (%)	CLC4 (%)	CLC5 (%)
Niemisjärvi	04.556.1.001	7057823	474517	POS	Rr	Maa	2,8	17,5	72,3	4,8	2,6
Viitaanjärvi	04.581.1.012	7051195	515377	POS	Rh	Maa	2,1	8,4	78,5	6,7	4,3
Syväjärvi	14.711.1.032	6946381	484778	POS	Ph	Maa	3,8	20,5	68,9	0,0	6,8
Tiiläänjärvi	17.005.1.004	6712444	429031	UUD	Rr	Maa	5,0	21,8	65,8	0,3	7,2
Hiidenvesi	23.031.1.001	6696123	345759	UUD	Rr	Maa	9,0	17,1	64,3	1,0	8,7
Pusulanjärvi eli Jäämäjärvi	23.062.1.001	6706362	333851	UUD	Rr	Maa	7,9	16,0	67,4	0,4	8,4
Ylisjärvi	24.043.1.001	6697991	294715	VAR	Rr	Maa	7,1	25,5	62,8	0,7	4,0
Painio	27.042.1.001	6721742	320717	VAR	Rr	Maa	3,9	21,7	64,4	0,8	9,1
Köyliönjärvi	34.054.1.001	6784628	249426	VAR	Rr	Maa	9,4	28,9	50,6	2,3	8,7
Jämijärvi itäosa	35.542.1.001	6859176	276232	VAR	Rh	Maa	4,6	21,1	63,3	8,4	2,6
Karhijärvi	36.092.1.001	6836068	260505	VAR	MRh	Maa	4,0	12,6	72,8	3,1	7,5
Kakkerranjärvi	95.110.1.001	6701119	236857	VAR	Vh	Maa	14,5	17,2	49,8	0,0	18,6

Liite 3. Maa- ja metsätalouden kuormituksen vaikutusten seurantaan valitut 40 rannikkovesi-
kohdetta, jotka sijaitsevat 28 vesimuodostumassa.

Vesimuodostuma	Asema	VM-koodi	N EU-REF_FIN	E EU-REF_FIN	VM-tyyppi	Pelto-%	Syv. (m)	ELY
Kyröjen edusta	Tottesund	3_Ms_011	7021021	250050	Ms	25	2,1	EPO
Kyröjen edusta	Pudimofjärden	3_Ms_011	7026029	246150	Ms		10,0	EPO
Stenskärsfjärden	Vav-8 V-I, Petolahdenjoen suisto	3_Ms_020	6986368	215310	Ms		2,3	EPO
Lohtaja-Kälviä	Peitsonperä MI	3_Ps_023	7093735	322026	Ps		4,0	EPO
Hästbådafjärden	U-3 Uudenkaarlepyyn edus	3_Ps_029	7059251	273813	Ps	22	6,7	EPO
Monäsviken	Monäsviken	3_Ps_031	7046237	268061	Ps		6,0	EPO
Uusikaarlepyy ulko	Sandören	3_Pu_080	7060822	272617	Pu		15,0	EPO
Pjelaxfjärden	Vav-14 VII-2	3_Ses_017	6925039	206332	Ses		8,3	EPO
Kristiinankaupunki etelä	Storstenen	3_Ses_021	6909124	208988	Ses		1,0	EPO
Virolahti	Suomen Virolahti 293	2_Ss_001	6715362	540634	Ss	15	3,6	KAS
Virolahti	Suomen Virolahti 291	2_Ss_001	6713183	541414	Ss		6,0	KAS
Tornio sisä	Perämeri Herakari I	6_Ps_001	7297375	377157	Ps		4,7	LAP
Liminganlahti	Liminganlahti 21	4_Ps_010	7200148	414886	Ps	18	5,0	POP
Pikkalanlahti	Pikkalanlahti 21	2_Ls_002	6662783	350948	Ls	25	5,2	UUD
Pikkalanlahti	Pikkalanlahti 23	2_Ls_002	6662228	353235	Ls		15,0	UUD
Inkoo Degerö	Torbackaviken I	2_Ls_003	6660502	345585	Ls		n. 5-7	UUD
Inkoo Degerö	Degeröfjärden 39	2_Ls_003	6659228	345462	Ls		12,0	UUD
Pernajanlahti	Pernajanlahti 49	2_Ss_020	6705105	443553	Ss	30	6,7	UUD
Pernajanlahti	Päsalöfjärden 6	2_Ss_020	6698336	447394	Ss		n. 7	UUD
Pernajanlahti	Päsalö itä 30	2_Ss_020	6693471	450253	Ss		n.11	UUD
Emäsalo	Kuggsund 25	2_Ss_024	6686872	422102	Ss		21,0	UUD
Emäsalo	Orrenkylänselkä 8	2_Ss_024	6684374	424981	Ss		34,0	UUD
Emäsalo	Illvarden koillinen 27	2_Ss_024	6688502	420363	Ss	30	18,5	UUD
Sipoon saaristo	Sipoonlahti 61	2_Ss_025	6682857	408215	Ss	32	5,5	UUD
Sipoon saaristo	Sipoon edusta 105	2_Ss_025	6680622	408724	Ss		6,5	UUD
Mynälähdän ulko-osa	Myla 376 Kaukosten letto	3_Ls_003	6723184	210414	Ls		6,4	VAR
Mynälähdän sisäosa	Myla 317 Saarninen loun	3_Ls_004	6726818	214624	Ls	20	4,9	VAR
Mynälähdän sisäosa	Myla 315 Sikaluoto it	3_Ls_004	6730497	216137	Ls		3,6	VAR
Mynälähdän sisäosa	Myla 320 Puttanjoki suu	3_Ls_004	6728748	213040	Ls		3,0	VAR
Paimionlahti ja Paimionselän sisäosa	Piik 105 Pirttikari	3_Ls_019	6701682	257465	Ls	43	7,2	VAR
Paimionlahti ja Paimionselän sisäosa	Piik 110 Aaviikins kaakk	3_Ls_019	6699482	254781	Ls		15,3	VAR
Paimionselän keskiosa	Pala 115 Tryholm it	3_Ls_023	6694860	251837	Ls		46,5	VAR
Halikonlahden pohjoinen haara	Hala 240 Karhus luot	3_Ls_024	6690720	271944	Ls		22,8	VAR
Halikonlahden sisäosat	Hala 110 Fulkkila	3_Ls_025	6696585	281672	Ls	41	3,7	VAR
Halikonlahden eteläinen haara	Hala 127 Teijons loun	3_Ls_026	6683844	273233	Ls		22,7	VAR
Vardskadsudden - Strömna	Hala 140 Lemuns koill	3_Ls_030	6674675	272085	Ls		21,0	VAR
Velkuan - Iniön välisaaristo	Tsalo 385 Omenas länt	3_Lv_003	6717527	203275	Lv		25,5	VAR
Paimionselän ulko-osa	Pala 120 Paimionlahti X/5	3_Lv_012	6688464	247045	Lv		28,4	VAR
Rauman ja Eurajoen saaristo	Oiki 480 Pitkäk kulma	3_Ses_038	6803185	205418	Ses		8,4	VAR
Eurajoenalmi	Ejoki 490 Marskink pohj	3_Ses_039	6800728	208971	Ses	23	5,8	VAR

Liite 4. MaaMet-jokikohteiden laatutekijäkohtaiset tila-arviot (ELS-arvo) ja luokat.

Talukoitu ELS-arvo on seurantavuosien keskiarvo (1-7 havaintovuotta paikasta riippuen). Vesikasvien ELS-arvoa ei ole huomioitu vesimuodostumakohtaista ekologisten laatusuhteiden keskiarvoa (KA-ELS) laskettaessa. VA = valuma-alue, VM = vesimuodostuma. Tilaluokkien värien selitykset: sininen = erinomainen, vihreä = hyvä, keltainen = tyydyttävä, oranssi = välttävä, punainen = huono tila.

Paikannimi	VA-koodi	VM-Tyyppi	Pohjaeläimet	Päällyslevät	Kalat	KA-ELS	Vesikasvit
Konnusjoki	04.178	Pt	0,81	0,7	-	0,75	0,76
Isojoki (Vuorijoki)	04.253	Kt	1,12	1,03	0,75	0,97	0,86
Taipaleenjoki	04.351	Sk	0,75	0,86	0,71	0,78	0,66
Mäntyjoki-Peurajoki	04.474	Kt	1,2	0,78	0,43	0,8	0,57
Kuohattijoki	04.478	Kt	1,15	0,77	-	0,96	0,94
Murennusjoki	04.532	Kt	-	0,71	-	0,71	0,35
Koskenjoki	04.561	Ksa	1,08	0,68	0,4	0,72	-
Korpijoki	04.565	Kt	0,76	0,71	0,57	0,68	0,57
Luostanjoki	04.682	Kt	0,97	0,56	0,64	0,73	0,86
Rauanjoki	04.831	Kt	1,15	0,88	0,59	0,87	0,67
Haapajoki-Lutinjoki	04.953	Kt	1,11	0,67	0,46	0,75	0,61
Vilajoki	08.002	Kk	0,97	1	0,78	0,91	0,37
Virojoki-Onkamaanjoki	11.006	Kk	0,83	0,85	-	0,84	0,71
Teutjoki	14.152	Ksa	1,01	0,44	0,58	0,68	-
Äiniönjoki	14.222	Pt	0,85	0,87	0,89	0,87	-
Kurujoki-Nytkymenjoki	14.226	Kk	0,75	0,79	0,94	0,83	0,37
Murrunjoki-Pihlajajoki	14.616	Kk	0,81	0,89	0,42	0,7	0,34
Saunajoki	14.658	Pt	0,89	0,51	-	0,7	0,46
Torasjoen alaosa	14.991	Ksa	1,06	-	-	1,06	-
Taasianjoki	15.002	Ksa	0,63	0,69	0,32	0,55	-
Lanskinjoki, Ylä-Myllykoski	16.004	Ksa	0,95	0,47	-	0,71	-
Sipoonjoki	20.001	Ksa	0,5	0,32	-	0,41	-
Lepsämänjoki 2.6	21.041	Ksa	0,86	0,48	-	0,67	-
Lepsämänjoki 16.9	21.042	Psa	-	0,42	0,55	0,49	-
Kirkkojoki-Lempansän	22.006	Ksa	0,64	0,44	-	0,54	-
Vanjoki	23.041	Ksa	0,46	0,73	-	0,6	-
Pusulanjoki	23.061	Ksa	0,68	0,66	-	0,67	-
Nummenjoki	23.071	Ksa	0,92	0,81	-	0,86	-
Oikkalanjoki-Vihtijoen alaosa	23.092	Ksa	0,99	0,65	-	0,82	-
Kiskonjoki, Latokoski	24.011	Kk	0,8	0,75	0,22	0,59	-
Uskelanjoki, Lammaskoski	25.001	Ksa	0,35	0,51	0,33	0,4	-
Paimionjoki, Patakoski	27.022	Ksa	0,7	0,38	0,32	0,47	-
Aurajoki, Nautelankoski	28.001	Ksa	0,87	0,33	0,76	0,65	-
Aurajoen yläosa	28.003	Psa	0,73	0,47	-	0,6	-
Yläneenjoki, Vanhakartanonkoski	34.041	Ksa	0,73	0,59	0,34	0,55	-
Tarpianjoki	35.286	Ksa	0,93	0,56	0,77	0,75	-
Sikkilänjoki	35.344	Pk	0,26	0,54	0,31	0,37	-
Loimijoki	35.911	Ssa	0,22	0,44	-	0,33	-
Punkalaitumenjoen yläosa	35.942	Ksa	0,82	0,55	0,37	0,58	-
Jänhijoki	35.971	Ksa	0,76	0,38	0,41	0,52	-
Pajuluoma	37.023	Pt	1,08	0,48	1,25	0,94	1,02

Paikannimi	VA-koodi	VM-Tyyppi	Pohjaeläimet	Päällysläivät	Kalat	KA-ELS	Vesikasvit
Maalahdenjoki, Kyrkbacken	40.002	Kt	0,49	0,38	0,11	0,33	0,42
Maalahdenjoki, Säggvarnfors	40.003	Kt	0,72	0,25	0,11	0,36	0,46
Laihianjoki	41.003	Kt	0,63	0,7	0,38	0,57	0,66
Vieresjoki	47.071	Pt	0,74	0,58	0,27	0,53	0,3
Kruunupyyjoki	48.001	Kt	0,8	0,72	0,34	0,62	0,43
Lestijoki, Kallisenkoski	51.031	St	1,13	0,82	-	0,97	0,66
Malisjoki	53.061	Kt	1,01	0,73	0,24	0,66	0,48
Neittävänjoki	57.041	Kt	1,13	0,89	0,42	0,81	0,61
Luohuanjoki	57.081	Kt	0,97	0,94	0,53	0,81	0,45
Tyrnävänjoki	58.051	Kt	0,86	0,69	0,55	0,7	0,22
Muhosjoki	59.162	Kt	0,95	0,85	-	0,95	0,59
Pohjajoki	59.336	Pt	0,93	0,82	-	0,87	0,32
Nuottipuro	59.338	Pt	0,82	0,48	-	0,65	0,75
Aittojoki	59.341	Kt	1,05	0,66	-	0,85	0,81
Kuorejoki	60.091	Kt	0,97	0,93	-	0,95	0,83
Iso-Tainijoki	64.072	Pt	0,77	0,68	0,8	0,75	0,36
Ternujoki	65.133	Kt	0,6	0,84	0,72	0,72	0,82
Kaisajoki	65.141	Kt	-	0,94	0,79	0,87	0,64
Pyhäjoki	65.362	Pk	1,18	0,65	1,19	1	0,48
Sormijoki	65.441	Pk	1,11	0,75	0,76	0,87	0,7
Vuotosjoki	65.491	Kt	1,03	0,76	0,76	0,85	0,53
Martimojoki	67.141	Kt	1,12	0,81	0,5	0,81	0,7
Kelhujoki	67.835	Pt	1,14	1,06	1,08	1,1	0,99
Puttaanjoki	82.056	Psa	0,54	0,58	-	0,56	-

Liite 5. MaaMet-järvien laatutekijäkohtaiset tila-arviot.

Lyhenteiden selitykset ks. liitteen 4 teksti. * = matalat järvet (keskisyv. < 3 m), joissa syväne-eläimistöä ei tulisi käyttää tilan arvioinnissa.

Paikannimi	VA-koodi	VM-tyyppi	Kasvi-plankton	Vesi-kasvit	Päällysväät	Syv. Pohjael.	Lit. Pohjael.	Kalat	KA-ELS
Pieni Rautjärvi (p)	03.040.1.013	Ph	0.36	0.49	-	0.63	-	0.39	0.47
Simpelejärvi, Kukkarolahti	03.070.1.001	MVh	0.73	0.77	-	0.47*	-	0.54	0.68
Pieni Vehkajärvi	04.184.1.014	MRh	-	0.58	-	-	-	0.83	0.71
Valvatus	04.213.1.002	Rk	0.45	0.19	0.34	0.61*	0.91	0.48	0.50
Ylä-Luotojärvi	04.238.1.003	Vh	0.75	0.97	-	0.60	0.83	0.62	0.74
Lyhyenjärvi	04.289.1.016	Rk	0.52	0.41	0.30	0.64	0.59	0.58	0.50
Keskimmäinen-Sulkama	04.316.1.007	Ph	0.25	0.39	0.41	0.73	-	0.29	0.42
Vuokonjärvi	04.415.1.001	Rh	0.52	0.67	-	-	-	0.36	0.51
Koppeljärvi	04.465.1.001	Rh	0.69	0.92	0.62	0.71	1.00	0.76	0.70
Kuohattijärvi	04.478.1.015	Kh	0.93	0.92	0.75	0.87	0.77	0.81	0.81
Kirmanjärvet	04.516.1.001	Rr	-	0.58	0.41	0.88	0.56	0.56	0.51
Haapajärvi	04.522.1.001	MRh	0.38	0.50	0.52	1.50*	0.55	0.56	0.50
Niemisjärvi	04.556.1.001	Rr	0.37	0.50	0.55	1.28*	0.42	0.72	0.50
Viitaanjärvi	04.581.1.012	Rh	0.43	0.67	0.54	0.58	0.45	0.64	0.52
Kajoonjärvi	04.761.1.001	Kh	0.87	1.12	0.65	0.52	0.90	0.91	0.74
Hattujärvi	04.983.1.004	MRh	1.30	0.91	0.88	1.50	0.86	0.77	0.95
Kannusjärvi	12.005.1.006	Ph	0.45	0.67	-	0.53	-	0.42	0.52
Junkkarinjärvi	14.117.1.001	Rr	0.24	0.49	-	-	-	-	0.36
Kivijärvi pohjoisosa	14.192.1.001	Kh	0.52	0.66	0.57	0.74	0.82	0.59	0.61
Juoksjärvi	14.221.1.146	Ph	0.43	-	-	0.43*	-	0.70	0.52
Korttajärvi	14.292.1.002	Ph	0.77	0.56	-	0.49	-	0.70	0.63
Lehesjärvi - Vähäjärvi	14.296.1.001	Ph	0.43	0.55	0.64	0.52*	0.88	0.23	0.44
Ahveninen	14.353.1.001	MVh	0.45	0.60	0.34	1.01*	0.57	0.31	0.42
Syväjärvi	14.711.1.032	Ph	0.62	0.73	0.67	0.33*	0.58	0.61	0.62
Laavus	14.938.1.003	MRh	0.88	0.85	0.75	1.50*	1.00	0.64	0.82
Villikkalanjärvi	16.003.1.003	Rr	0.59	0.60	-	1.14*	-	0.37	0.52
Sääksjärvi	16.004.1.001	Rr	-	0.55	0.23	1.47*	0.50	0.66	0.46
Tiiläänjärvi	17.005.1.004	Rr	0.72	0.54	0.21	0.57	-	0.59	0.52
Hiidenvesi	23.031.1.001	Rr	0.69	0.45	0.33	0.44	0.75	0.47	0.48
Pusulanjärvi eli Jäämäjärvi	23.062.1.001	Rr	0.72	0.69	0.36	0.70	-	0.46	0.56
Ylisjärvi	24.043.1.001	Rr	0.62	0.50	-	-	-	0.30	0.48
Painio	27.042.1.001	Rr	0.84	0.57	-	0.95	-	0.66	0.75
Köyliönjärvi	34.054.1.001	Rr	0.17	0.57	0.31	0.51*	0.60	0.44	0.38
Pyhäjärvi, Hulaus	35.211.1.001	Mh	0.21	0.52	-	-	-	0.21	0.31
Tottijärvi	35.211.1.009	Mh	0.29	0.63	-	-	-	0.22	0.38
Äimäjärvi	35.262.1.001	Mh	0.48	0.53	0.39	0.84*	0.35	0.27	0.37
Jämijärvi itäosa	35.542.1.001	Rh	0.58	0.54	-	0.38	-	0.79	0.57
Iso Kivijärvi	35.663.1.001	MRh	0.86	0.76	1.00	1.50*	0.29	0.56	0.62
Eräjärvi	35.726.1.001	Mh	0.34	0.65	0.62	0.49*	0.70	0.28	0.48
Kalliojärvi	35.756.1.048	Rh	0.83	0.41	0.56	0.46	-	0.80	0.63
Hauhonselkä	35.772.1.001	Kh	0.44	0.55	-	0.70	-	0.24	0.48
Pääjärvi	35.984.1.017	Rh	0.47	0.57	-	1.13*	-	0.89	0.64
Karhijärvi	36.092.1.001	MRh	0.52	0.57	0.48	0.89*	0.53	0.13	0.42
Kuortaneenjärvi	44.041.1.001	Rh	0.51	0.55	0.54	0.90	0.55	0.80	0.60

Paikannimi	VA-koodi	VM-tyyppi	Kasvi-plankton	Vesikasvit	Päällyslievät	Syv. Pohjael.	Lit. Pohjael.	Kalat	KA-ELS
Alajärvi	47.043.1.001	MRh	0.39	0.51	0.58	1.50*	0.50	0.22	0.40
Räyriinjärvi	48.005.1.003	Mh	1.30	0.78	0.40	-	0.37	0.60	0.67
Ullavanjärvi	49.054.1.001	MRh	0.56	0.62	0.53	-	0.46	0.29	0.46
Iso Vatjusjärvi	54.039.1.002	Ph	0.28	0.64	0.48	0,63	0.49	0.45	0.43
Komujärvi	54.053.1.001	MRh	0.49	0.69	0.61	-	0.64	0.27	0.50
Piipsjärvi	54.071.1.001	MRh	0.72	0.59	0.38	-	0.44	0.34	0.47
Sanginjärvi	59.152.1.001	MRh	0.51	0.67	0.58	-	0.37	0.22	0.42
Nimisjärvi	59.313.1.001	Rr	0.13	0.61	-	-	0.47	0.32	0.38
Roukajärvi	59.426.1.002	MRh	0.92	0.69	-	1.50*	0.85	0.87	0.83
Iso Riihijärvi	59.963.1.047	MRh	0.94	0.62	0.79	1.46*	0.89	0.63	0.77
Kuhajärvi	61.468.1.008	Mh	0.67	0.86	0.60	-	0.56	0.37	0.55
Siika-Kämä	64.094.1.004	Mh	0.52	0.92	0.55	0.63*	0.67	0.71	0.61
Kelujärvi - Matalajärvi	65.896.1.001	Mh	0.59	0.84	0.63	0.60*	0.49	0.42	0.53
Pasmajärvi	67.862.1.001	Mh	0.38	0.94	0.58	1.50*	0.45	0.43	0.46
Kakskerranjärvi	95.110.1.001	Vh	-	0.48	0.41	0,31	0.69	0.49	0.40

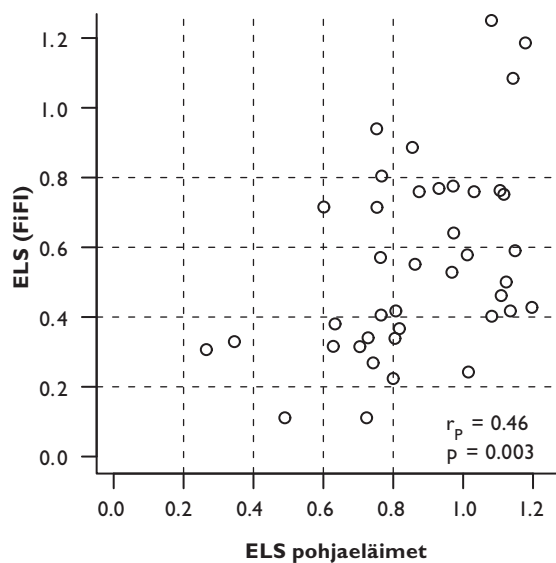
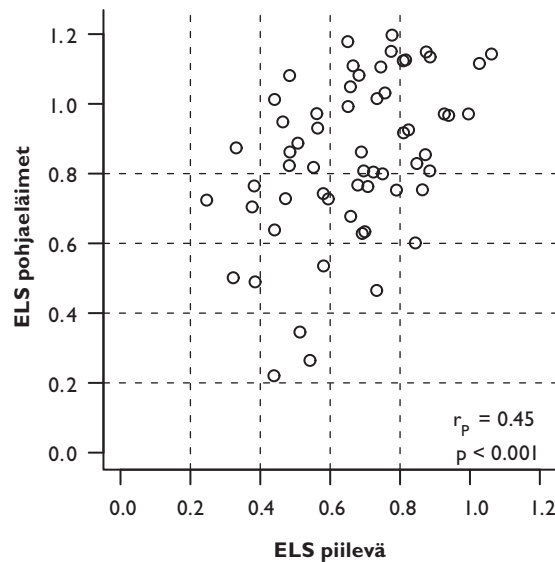
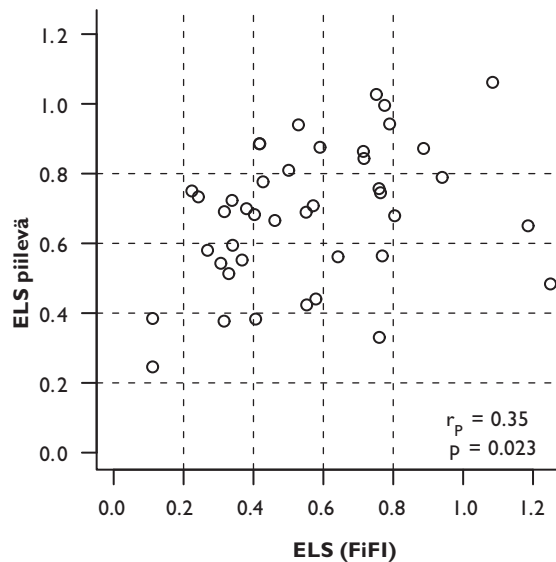
Liite 6. MaaMet-rannikkopaikkojen laatutekijäkohtaiset vesimuodostumien tila-arviot.

Lyhenteiden selitykset ks. liitteen 4 teksti.

Vesimuodostuma	VM-koodi	VM-tyyppi	Pohjaeläimet	Kasviplankton (a-klorofylli)
Pikkalanlahti	2_Ls_002	Ls	0,50	0,27
Inkoo Degerö	2_Ls_003	Ls	0,70	0,36
Virolahti	2_Ss_001	Ss	0,32	0,23
Pernajanlahti	2_Ss_020	Ss	0,42	0,37
Emäsalo	2_Ss_024	Ss	0,52	0,30
Sipoon saaristo	2_Ss_025	Ss	0,55	0,34
Mynälähdän ulko-osa	3_Ls_003	Ls	0,77	0,37
Mynälähdän sisäosa	3_Ls_004	Ls	0,70	0,31
Paimionlahti ja Paimionselän sisäosa	3_Ls_019	Ls	0,77	0,51
Paimionselän keskiosa	3_Ls_023	Ls	0,64	0,53
Halikonlahden pohjoinen haara	3_Ls_024	Ls	0,30	0,38
Halikonlahden sisäosat	3_Ls_025	Ls	0,20	0,18
Halikonlahden eteläinen haara	3_Ls_026	Ls	0,52	0,31
Vardskadsudden - Strömman	3_Ls_030	Ls	0,69	0,49
Velkuan - Iniön välisaaristo	3_Lv_003	Lv	0,65	0,40
Paimionselän ulko-osa	3_Lv_012	Lv	0,66	0,47
Kyröjoen edusta	3_Ms_011	Ms	0,37	0,35
Stenskärsfjärden	3_Ms_020	Ms	0,70	0,33
Lohtaja-Kälviä	3_Ps_023	Ps	0,69	0,52
Hästabädafjärden	3_Ps_029	Ps	0,50	0,38
Monäsviken	3_Ps_031	Ps	0,53	0,71
Uusikaarlepyy ulko	3_Pu_080	Pu	-	0,55
Pjelaxfjärden	3_Ses_017	Ses	1,21	0,35
Kristiinankaupunki etelä	3_Ses_021	Ses	0,65	0,28
Rauman ja Eurajoen saaristo	3_Ses_038	Ses	1,16	0,57
Eurajoensalmi	3_Ses_039	Ses	1,26	0,48
Liminganlahti	4_Ps_010	Ps	1,21	0,39
Tornio sisä	6_Ps_001	Ps	0,58	0,37

Liite 7. Jokien piilevien, pohjaeläinten ja kalaston yhteismitallistettujen ELS-arvojen väliset suhteet.

(ELS piilevä vs. ELS FiFi N = 42, ELS pohjaeläimet vs. ELS piilevä N = 60, ELS FiFi vs. ELS pohjaeläimet N = 40).
Katkoviivat kuvaavat luokkarajoja. r_p = Pearsonin korrelaatiokerroin.



Liite 8. Järvien vesikasvillisuuden vertailutilan arvioiminen luontaisesti reheville järville.

Aiemmin käytössä olleessa luokittelussa ei vesikasvillisuudelle oltu määritetty vertailutilaa luontaisesti rehevissä järvissä (Vuori ym. 2009). MaaMet-kohteista Rr-tyypin järviä oli 12 ja tila-arviointi olisi siten ollut hyvin vaikeaa ilman vertailutilaa. Vertailuaineistona käytettiin Mariston 1930-luvun loppupuolella tekemän järviyypittelytutkimuksen (Maristo 1941) eutrofisia järviä. Tutkimus oli ensimmäinen Suomen järvistä tehty laaja vesikasvillisuustutkimus, johon kuului kaiken kaikkiaan 135 järveä.

Mariston (1941) käyttämässä menetelmässä pienet järvet on tutkittu kokonaan ja suurissa järvissä tutkimusalueeksi on valittu lahti tai muu pienempi osa järvestä. Yleisyyden (frekvenssin) arvioinnissa on käytetty taulukon I mukaista seitsenasteikkoa. Yksittäin tai vain pieninä kasvustoina tavattaville lajeille on käytetty esiintymien tai kasvustojen määrää yleisyysarvon määrittelemisessä. Myös runsausarvoille on käytetty vastaavaa seitsenasteikkoa.

Taulukko I. Mariston käyttämä yleisyysasteikko (Maristo 1941, Rintanen 1996). Mariston (1941) tutkimuksessa käytetty lajiluettelo eroaa rantalajien suhteen VPD:n mukaisissa vesikasviseurannoissa käytetystä asteikosta siten, että rantalajeja on otettu mukaan niukemmin. Läheskään aina saroille, yleisille rantakasveille, sammalille ja näkinpartaisille leville ei ole annettu yleisyys- ja runsausarvoa, vaan aineistosta löytyy pelkästään esiintymistieto merkittynä liitteessä X-merkillä. Nämä puuttuvat arvot korvattiin aineiston käsittelyä varten taulukossa siten, että tietyille lajille tai lajiryhmälle annettiin asiantuntija-arviona aina tietty yleisyys- ja runsausarvo (taulukko II).

Yleisyys	Kasvustojen osuus rantaviivasta (%)	Pienkasvustojen tai esiintymien määrä
7 hyvin yleinen (fqq)	50-100	(65-128)
6 yleinen (fq)	25-50	(33-64)
5 jokseenkin yleinen (st fq)	12,5-25	17-32
4 paikoitellen (p)	6-12,5	9-6
3 jokseenkin harvinainen (st r)	3-6	5-8
2 harvinainen (r)	1,5-3	2-4
1 hyvin harvinainen (rr)	0-1,5	1

Taulukko II. Mariston (1941) puuttuvien yleisyys ja runsausarvojen korvaaminen. Asiantuntija-arvo perustuu keskimääräisiin havaittuihin yleisyysarvoihin.

Laji/ryhmä	Yleisyys	Runsaus
<i>Carex acuta</i>	5	5
<i>Carex rostrata</i>	4	4
<i>Carex vesicaria</i>	4	4
rantakasvit	3	3
sammalet	2	2
näkinpartaiset levät	2	2

Maristo (1941) on tutkinut 1930-luvulla 20 *Scirpus lacustris*- ja *Typha-Alisma*-tyypin järviä, jotka yleisesti ottaen ovat savisameita ja matalia sijaiten eteläisessä Suomessa (taulukko III). Vaikka 1930-luvulla vesistöjen kuormitus oli kertaluokkaa vähäisempää, sijaitsivat etenkin em. järvet viljelyalueiden keskellä ja usein myös vedenpinta oli laskettu. Esim. Valkjärven ja Kuokkajärven pintaa oli laskettu aiemmin ja esimerkiksi Näläntöjärvellä mainitaan laskun olleen metrin vuonna 1904 (Maristo 1941). Myös Kiuruveden laskusuunnitelmat on tehty jo 1860-luvulla (Kanninen suull.tied.). Maristo toteaa myös että paikoin karjanlantaa on levitetty runsaasti keväthangille ja hän arveli sen vaikuttavan haitallisesti vesistöön.

Rr-tyyppin eteläisten järvien vertailuaineistoon valittiin aluksi kaikki Mariston tutkimuksen *Scirpus lacustris* -tyypin (nyk. *Schoenoplectus lacustris*) ja *Typha-Alisma* -tyypin järvet. Tutkimuksessa on arvioitu jokaiselle tutkitulle alueelle peltoon rajautuvien rantojen prosenttiosuudet koko rannan pituudesta ja laskettu kullekin tyyppille "asuttamisprosentti" eli keskiarvo tyyppin järvien viljeltyjen rantojen prosenttiosuudesta. Esimerkiksi *Scirpus lacustris*-tyypin indeksi-arvo on 53 ja *Typha-Alisma*-tyypin arvo 60. Järvien muuttuneisuuden vuoksi vertailuaineistoon valittiin referenssi-indeksin ekologisen laatusuhteen perusteella seitsemän parasta järveä. Järvimäärä rajattiin seitsemään sillä perusteella, että näissä järvissä ei esiintynyt tyyppikuormitusta ilmentäviä irtokelluvia *Lemna minor* ja *Spirodela polyrhiza*. Valitut järvet on esitetty taulukossa III. Osa järvistä sijaitsee nykyisin Venäjän puolella. Myös näistä järvistä etenkin Valkjärvellä ja Kuokkajärvellä peltoon rajoittuvien rantojen osuus oli suuri. Huomattavaa on että ko. järvet edustavat savisameita reheviä eteläisen Suomen järviä, varsinaiset kalkkijärvet sen sijaan jäävät tarkastelun ulkopuolelle ja sijaitsevat valtaosin pohjoisemmassa Suomessa.

Taulukko III. Mariston (1941) tutkitut järvet, niiden sijaintikunta, Mariston botaaninen järvi-tyyppi, tutkimusvuosi ja nykyinen tyyppi (suluissa toissijainen tyyppi). Venäjällä sijaitsevat järvet merkitty kursivilla, * = MaaMet-seurantajärvi, valitut vertailutilan järvet alleviivattu.

Järvi	Kunta	Mariston järvi-tyyppi	Vuosi	Asuttamisprosentti	Tyyppi
Sulkuejärvi	Kihniö	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	35	MRh
<u>Ylisenjärvi</u>	Suojärvi	<i>Scirpus lacustris</i>	1939	-	Venäjä
Evijärvi III	Evijärvi	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	80	Mh
<u>Näläntöjärvi</u>	Kiuruvesi	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	20	Ei määr.
<u>Kiuruvesi</u>	Kiuruvesi	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	50	Rr
Niemisjärvi	Kiuruvesi	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	80	Rr
Tjusträsk	Siuntio	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	75	Rr
Stora Lonnoträsket	Kirkkonummi	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	90	Ei määr.
<u>Ridasjärvi</u>	Hyvinkää	<i>Scirpus lacustris</i>	1938	25	Mh(Rr)
Köyliönjärvi*	Köyliö	<i>Scirpus lacustris</i>	1936	80	Rr
<u>Valkjärvi</u>	Kärkölä	<i>Typha-Alisma</i>	1938	70	Ei määr.
Majuvesi	Sysmä	<i>Typha-Alisma</i>	1938	80	SVh
<u>Kaukjärvi</u>	Forssa/Tammela	<i>Typha-Alisma</i>	1936	50	Rr
Savijärvi	Sipoo	<i>Typha-Alisma</i>	1940	50	Rr
Läppträsket Lepinjärvi	Karjaa	<i>Typha-Alisma</i>	1936,39	70	Rr
Sääskjärvi*	Iitti	<i>Typha-Alisma</i>	1938	80	Rr
<u>Kuokkajärvi</u>	Sortavala	<i>Typha-Alisma</i>	1938	75	Venäjä
<u>Ostamojärvi</u>	Käkisalmi	<i>Typha-Alisma</i>	1938	25	Venäjä
Särkijärvi	Liperi	<i>Typha-Alisma</i>	1937	50	Mh
Ahmasvesi	Uusikaupunki	<i>Typha-Alisma</i>	1937	50	MVh

Taulukko IV. Luontaisesti rehevän (Rr) savisamean järven tyyppilajit ja lajistokoostumus.

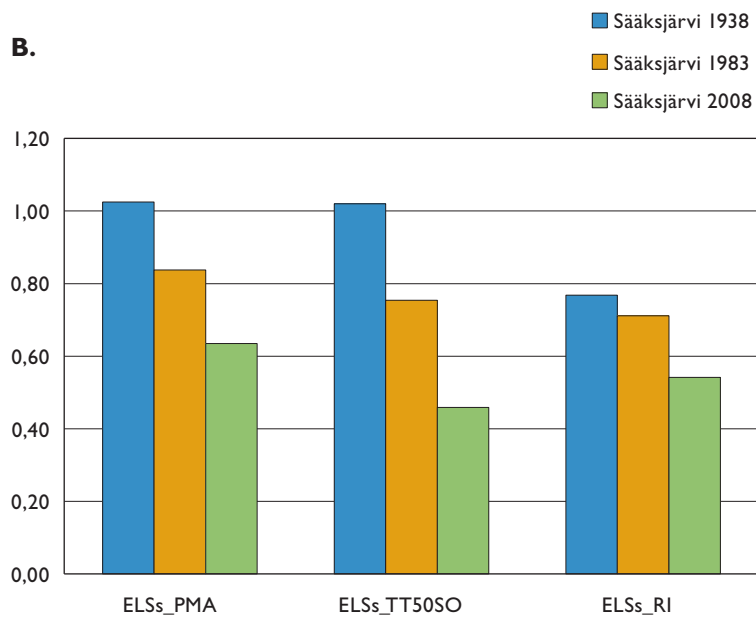
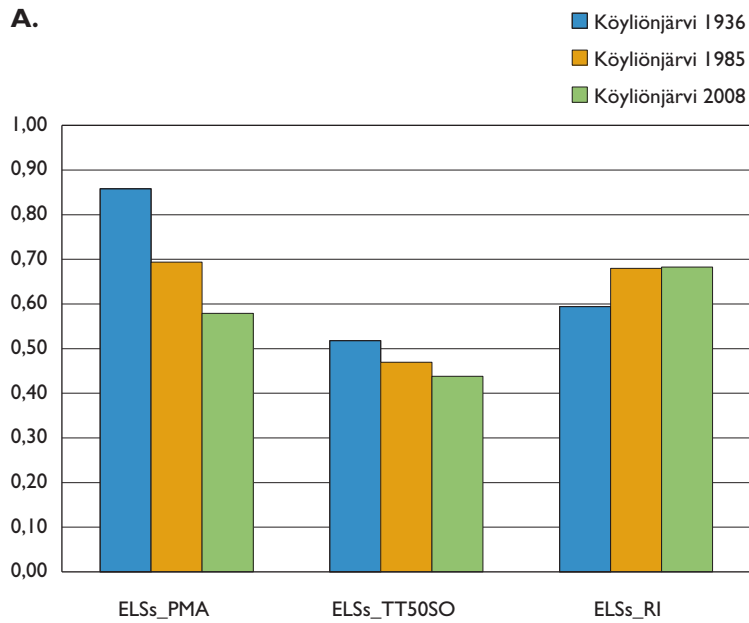
Laji	Yleisyys (%)
Tyyppilajit	
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	100
<i>Carex rostrata</i> Stokes	100
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	100
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	100
<i>Lysimachia thysiflora</i> L.	100
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	100
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	100
<i>Carex acuta</i> L.	86
<i>Potamogeton natans</i> L.	86
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	86
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sibth. & Sm.	71
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	71
<i>Sparganium gramineum</i> Georgi	71
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	57
<i>Comarum palustre</i> L., <i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	57
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	57
<i>Lythrum salicaria</i> L.	57
<i>Nuphar pumila</i> (Timm) DC.	57
<i>Ranunculus reptans</i> L.	57
Muut lajit	
<i>Caltha palustris</i> L.	43
<i>Carex lasiocarpa</i> Ehrh.	43
<i>Carex vesicaria</i> L.	43
<i>Cicuta virosa</i> L.	43
<i>Drepanocladus sendtneri</i> (Schimp. ex H. Müll) Warnst.	43
<i>Elatine triandra</i> Schkuhr	43
<i>Isoetes lacustris</i> L.	43
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	43
<i>Nymphaea alba</i> L. ssp. <i>candida</i> (C. Presl & J. Persl) Korsh	43
<i>Typha latifolia</i> L.	43
<i>Callitriche palustris</i> L.	29
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	29
<i>Iris pseudacorus</i> L.	29
<i>Isoetes echinospora</i> Durieu	29
<i>Lobelia dortmanna</i> L.	29
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	29
<i>Sagittaria natans</i> Pall.	29
<i>Subularia aquatica</i> L.	29
<i>Butomus umbellatus</i> L.	14
<i>Calla palustris</i> L.	14
<i>Carex elata</i> All.	14
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	14
<i>Crassula aquatica</i>	14
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	14
<i>Elatine hydropiper</i> L.	14

Laji	Yleisyys (%)
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	14
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	14
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	14
<i>Nymphaea alba</i> L. ssp. <i>alba</i>	14
<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	14
<i>Potamogeton compressus</i> L.	14
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	14
<i>Potamogeton obtusifolius</i> Mert. & W. D. J. Koch	14
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	14
<i>Ranunculus peltatus</i> Schrank ssp. <i>peltatus</i>	14
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	14
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	14
<i>Sparganium natans</i> L.	14
<i>Typha angustifolia</i> L.	14
<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	14
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	14
<i>Warnstorfia trichophylla</i> (Warnst.) Tuom. & T. J. Kop.	14

Taulukko V. Luontaisesti rehevän (Rr) savisamean järven eri muuttujien vertailutila ja luokkarajat.

Yksikkö	Vertailuarvo	E/H	H/T	T/V	V/Hu
<i>Typpilajien suhteellinen osuus (TT50SO)</i>					
TT50SO	0,64	0,56	0,42	0,28	0,14
<i>Mallin samankaltaisuus (PMA)</i>					
PMA	53,3363,53	44,7	33,6	22,4	11,2
<i>Referenssi-indeksi (RI)</i>					
RI	41,67	25	-6,25	-37,5	-68,75

Kehitetyn luokittelun järkevyyttä testattiin tarkastelemalla esimerkiksi niiden Mariston havainnoimien järvien tilaa, jotka on tutkittu myös 1980-luvulla (Rintanen 1996) ja edelleen MaaMet-järvenä (kuva I). Köyliönjärven ekologinen tila makrofyttien perusteella oli vuosina 1936 ja 1985 hyvä mutta 2008 t tyydyttävä – tosin käytännössä erot olivat hyvin pieniä ja johtuvat osin sattumasta. Sääksjärven ekologinen tila makrofyttien perusteella oli 1936 vielä erinomainen, 1985 hyvä, mutta 2008 enää tyydyttävä. Rehevöitymiskehitystä voidaan pitää ilmeisenä.



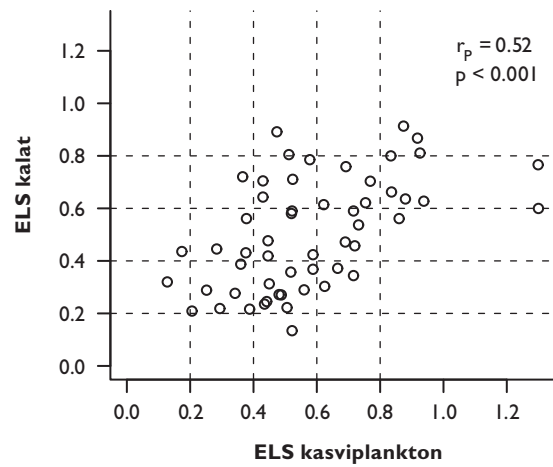
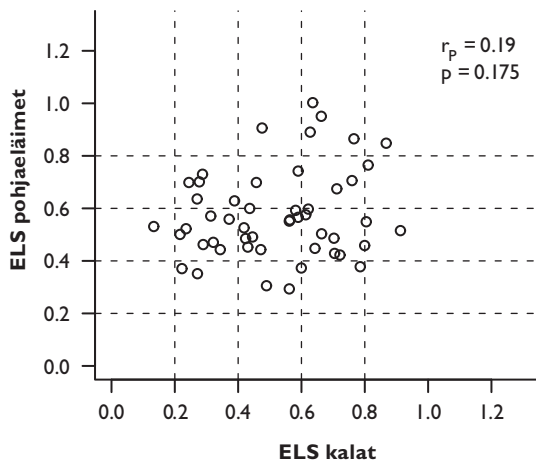
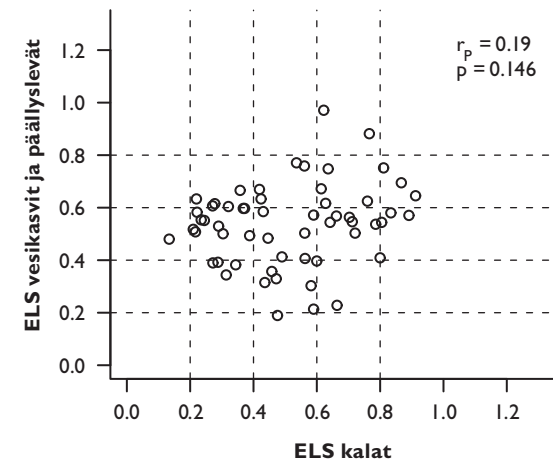
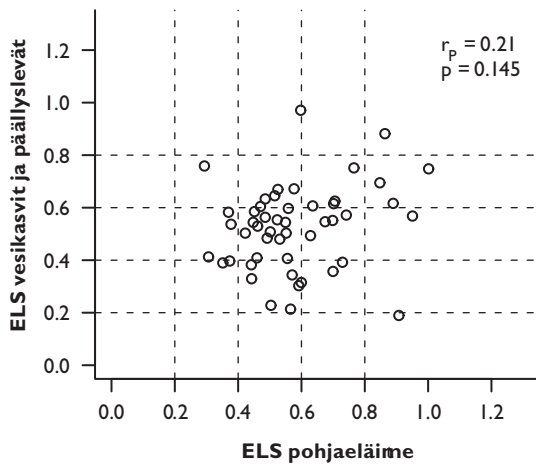
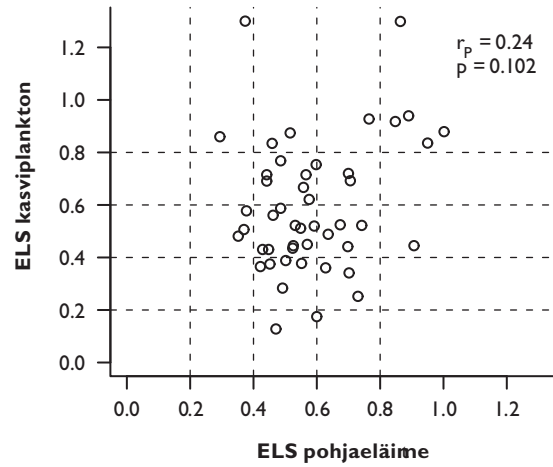
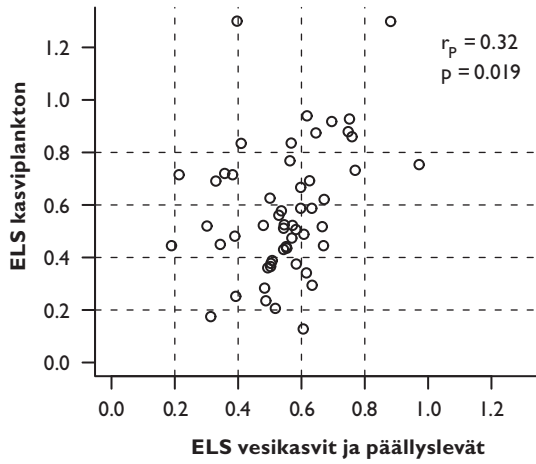
Kuva I. Eräiden järvien tilakehitys kolmen eri ajanjakson tutkimusten perusteella. A) Köyliönjärvi, B) Sääksjärvi.

Rintasen uudelleen 1980-luvulla tutkimissa Mariston järvissä on tilakehitys myös hyvin looginen – kaikissa kuudessa järvestä tyydyttävässä tilassa ollutta Lappträsketiä lukuunottamatta tila on huonontunut (taulukko VI).

Taulukko VI. Eräiden Mariston (1941) ja Rintasen (1996) tutkimien järvien tilakehitys

Aineisto	ELSs_PMA	ELSs_TT50SO	ELSs_RI	ELSs_ka	Luokka
Kiuruvesi 1936	1,00	0,91	0,90	0,94	Er
Kiuruvesi 1982	0,65	0,47	0,66	0,60	Ty
Tjusträsk 1936	0,66	0,80	0,73	0,73	Hy
Tjusträsk 1982	0,57	0,68	0,41	0,55	Ty
Valkjärvi 1938	1,00	0,79	1,40	1,07	Er
Valkjärvi 1983	0,91	0,64	0,77	0,77	Hy
Kaukjärvi 1936	1,02	1,02	0,80	0,95	Er
Kaukjärvi 1983	0,75	0,72	0,71	0,73	Hy
Läppträsket 1936, 1939	0,77	0,49	0,43	0,56	Ty
Läppträsket 1985	0,47	0,35	0,64	0,49	Ty
Ahmasvesi 1937	0,61	0,66	0,74	0,67	Hy
Ahmasvesi 1983	0,53	0,40	0,83	0,59	Ty

Liite 9. Järvien kasviplanktonin, vesikasvien ja pölylevästön, pohjaeläinten ja kalaston ekologisten laatusuhteiden väliset suhteet. Katkoviivat kuvaavat ekologisen tilan luokkarajoja.



KUVAILELEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus		Julkaisu-aika Huhtikuu 2014	
Tekijä(t)	Jukka Aroviita, Kari-Matti Vuori, Seppo Hellsten, Jussi Jyväsjärvi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Samuli Korpinen, Minna Kuoppala, Sari Mitikka, Heikki Mykrä, Mikko Olin, Martti Rask, Juha Riihimäki, Antti Räike, Jaana Rääpysjärvi, Tapio Sutela, Teppo Vehanen ja Kristiina Vuorio			
Julkaisun nimi	Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2014			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana vain internetistä: www.syke.fi/julkaisut helda.helsinki.fi/syke			
Tiivistelmä	<p>Maa- ja metsätalouden hajakuormitus on laaja-alaisimmin Suomen vesien tilaa heikentävä tekijä, mutta tietämys kuormituksen vaikutuksista vesien ekologiseen tilaan on ollut puutteellista. Tähän julkaisuun on koottu Maa- ja metsätalousministeriön rahoittaman hajakuormituksen vesistövaikutusten seurannan (ns ”MaaMet-seuranta”) ensimmäisten vuosien 2007-2012 tulokset. Työssä tarkastellaan 152 hajakuormitetun joki-, järvi- ja rannikkovesimuodostuman ekologista tilaa fysikaalis-kemiallisten (ravinteet) ja biologisten laatutekijöiden (kasviplankton, vesikasvit ja päälyslävät, pohjaeläimistö, kalasto) perusteella. Tutkimuksessa selvitetään erityisesti laatu-tekijöiden tila-arvioiden suhdetta ihmistoiminnan aiheuttamiin ympäristöpaineisiin. Näiden yhteyksien ymmärtäminen on edellytys kustannustehokkaiden vesiensuojelutoimien suunnittelulle.</p> <p>Tulosten perusteella hajakuormitus on merkittävä ekologista tilaa huonontava tekijä. Tyydyttävässä tai sitä huonommassa tilaluokassa oli fysikaalis-kemiallisten laatu-tekijöiden perusteella 69 % joki-, 66 % järvi- ja 98 % rannikkokohteista, kun taas vähintään yhden biologisen laatu-tekijän mukaan tilaluokka oli hyvää huonompi 68 % jokikohteista, 87 % järvistä ja 100 % rannikkovesikohteista.</p> <p>Fysikaalis-kemiallisilla tilamuuttujilla oli voimakas yhteys valuma-alueen peltoisuuteen. Samoin useimmilla biologisilla tilamuuttujilla oli yhteys valuma-alueen peltojen osuuteen ja ravinnepitoisuuksiin. Selvimmin tämä ilmeni jokimuodostumissa. Karkeasti arvioiden jokikohteet olivat hyvää huonommassa ekologisessa tilassa niiden valuma-alueen peltoisuuden ylittäessä 10–15 % ja järvet peltoisuuden ylittäessä 5–10 %. Vasteiden voimakkuus ja muoto kuitenkin vaihtelivat merkittävästi sekä ekosysteemien (joet, järvet ja rannikot) että laatu-tekijöiden välillä. Useamman laatu-tekijään perustuva ekologisen tilan arviointi vähensi virhettä ja voimisti paineyhteyttä. Monipuolinen ekologisen tilan arviointi parantaakin ihmistoiminnan aiheuttaman ekologisen tilan muutoksen arviointia. Biologisten muuttujien arvoissa oli paljon vaihtelua. Tämä aiheutuu sekä luontaisista tekijöistä että näytteenoton ja luokittelujärjestelmän epätarkkuudesta. Tutkimus on tuonut esille useita oleellisia kehittämistarpeita ekologisen tilan arviointijärjestelmässä.</p> <p>MaaMet-seuranta tuottaa tärkeää uutta tietoa Suomen hajakuormitettujen vesien tilasta. Jatkossa kun ekologista tilaa kuvaavien muuttujien vaihtelun suuruus ja syyt tiedetään paremmin, voidaan tarkemmin ymmärtää hajakuormituksen vaikutukset pintavesien ekologiseen tilaan. Näin seurannan tulosten arvo kasvaa seurantavuosien karttuessa. Paikallisesti kattava ja ajallisesti jatkuva hajakuormitettujen vesien seuranta on välttämätön edellytys kustannustehokkaiden vesiensuojelutoimien suunnittelulle ja niiden vaikutusten luotettavalle todentamiselle pyrittäessä kohti jokien, järvien ja rannikkovesien hyvää ekologista tilaa.</p>			
Asiasanat	ekologinen tila, vesien tilan arviointi, vesistön kuormitus, vesistöt, Vesipuidedirektiivi, pintavesi, vedenlaatu, ravinteet, maatalous, metsätalous, järvet, joet, rannikkovedet, hajakuormitus, seuranta			
Rahoittaja/toimeksiantaja				
	ISBN (nid.)	ISBN 978-952-11-4299-4 (PDF)	ISSN (pain.)	ISSN 1796-1726 (verkkoj.)
	Sivuja 96	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), neuvonta PL 140, 00251 Helsinki Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki Puh. 0295 251 00			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral			Datum April 2014
Författare	Jukka Aroviita, Kari-Matti Vuori, Seppo Hellsten, Jussi Jyväsjärvi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Samuli Korpinen, Minna Kuoppala, Sari Mitikka, Heikki Mykrä, Mikko Olin, Martti Rask, Juha Riihimäki, Antti Räike, Jaana Rääpysjärvi, Tapio Sutela, Teppo Vehanen och Kristiina Vuorio			
Publikationens titel	Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta (Det ekologiska tillståndet och dess uppföljning i ytvattendrag som belastas av jord- och skogsbruket)			
Publikationsserie och nummer	Finlands miljöcentrals rapporter 12/2014			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.syke.fi/publikationer helda.helsinki.fi/syke			
Sammandrag	<p>Jord- och skogsbrukets diffusa belastning är den mest omfattande faktor som försämrar vattendragens tillstånd i Finland, men kunskapen om belastningens effekter på vattendragens ekologiska tillstånd har varit bristfällig. I den här publikationen sammanställs resultaten av det s.k. "MaaMet"-uppföljningsprogrammets första år 2007–2012. Programmet följer upp den diffusa belastningens effekter på vattendrag och finansieras av Jord- och skogsbruksministeriet. I arbetet granskas det ekologiska tillståndet i 152 åar, sjöar och kustvattendrag som utsätts för diffus belastning. Detta görs utgående från fysikalisk-kemiska (näringssämnen) och biologiska (växtplankton, vattenväxter och påväxtalger, bottenfauna, fiskar) kvalitetsfaktorer. Undersökningen behandlar i synnerhet förhållandet mellan bedömningen av kvalitetsfaktorernas tillstånd och miljötryck orsakat av mänsklig aktivitet. Att förstå dessa samband är en förutsättning för planeringen av kostnadseffektiva vattenskyddsåtgärder.</p> <p>Resultaten visar att diffus belastning har en betydande negativ effekt på det ekologiska tillståndet. Baserat på de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna var tillståndet för 69 % av åarna, 66 % av sjöarna och 98 % av kustvattendragen som ingick i studien sämre än bra. Baserat på minst en biologisk kvalitetsfaktor var motsvarande siffror 68 %, 87 % och 100 %.</p> <p>Både de fysikalisk-kemiska och de flesta biologiska faktorerna hade ett starkt samband med åkerarealen inom avrinningsområdet. Tydligast blev sambandet i åarna. Enligt en grov uppskattning var tillståndet i åarna tillfredsställande eller sämre då åkerarealen i avrinningsområdet överskred 10–15 %. Sjöarnas tillstånd var på motsvarande nivå när åkerarealen överskred 5–10 %. Utfallens styrka och form varierade dock betydligt både mellan ekosystem (åar, sjöar och kuster) och kvalitetsfaktorer. Då bedömningen av det ekologiska tillståndet baserades på fler än en faktor, minskade variationen och sambandet förstärktes. En mångsidig bedömning av det ekologiska tillståndet förbättrar bedömningen av den biologiska förändring som orsakas av människan. Värdena hos de biologiska parametrarna uppvisade stor variation. Detta beror både på naturliga faktorer och på inexaktheter i provtagning och klassificeringssystem. Undersökningen avslöjade att systemet för bedömning av det ekologiska tillståndet måste utvecklas på flera viktiga punkter.</p> <p>MaaMet-uppföljningsprogrammet producerar ny viktig information om tillståndet i de finska vattendrag som utsätts för diffus belastning. I fortsättningen, när storleken av och orsaken till variationen hos de parametrar som beskriver det ekologiska tillståndet blir bättre kända, kommer man att bättre förstå hur den diffusa belastningen påverkar ytvattens ekologiska tillstånd. Därmed ökar resultatens betydelse i takt med att uppföljningen pågår. En heltäckande och kontinuerlig uppföljning av vattendrag som utsätts för diffus belastning är en nödvändig förutsättning för planeringen av kostnadseffektiva vattenskyddsåtgärder, och för en tillförlitlig verifiering av åtgärdernas effekter, då man försöker förbättra det ekologiska tillståndet i åar, sjöar och kustvattendrag.</p>			
Nyckelord	ekologiskt tillstånd, klassificering, bedömning av inverkan på vattendrag, ytvatten, jordbruk, skogsbruk, sjöar, åar, kustvattendrag, uppföljning, Ramdirektivet för vatten, diffus belastning			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4299-4 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (online)
	Sidantal 96	Språk finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tel. 0295 251 000			
Tryckeri/tryckningsort -år				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> April 2014
<i>Author(s)</i>	Jukka Aroviita, Kari-Matti Vuori, Seppo Hellsten, Jussi Jyväsjärvi, Marko Järvinen, Satu Maaria Karjalainen, Pirkko Kauppila, Samuli Korpinen, Minna Kuoppala, Sari Mitikka, Heikki Mykrä, Mikko Olin, Martti Rask, Juha Riihimäki, Antti Räike, Jaana Rääpysjärvi, Tapio Sutela, Teppo Vehanen and Kristiina Vuorio			
<i>Title of publication</i>	Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta (Ecological status and monitoring of surface waters polluted by agriculture and forestry)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of the Finnish Environment Institute 12/2014			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available in the internet: www.syke.fi/publications helda.helsinki.fi/syke			
<i>Abstract</i>	<p>Diffuse pollution from agriculture and forestry is most widespread stressor degrading condition of surface waters in Finland. However, impacts of the diffuse pollution on ecological status of water bodies has been poorly understood. This report presents results of a monitoring programme 'MaaMet' from 2007-2012. The programme is funded by the Ministry of Agriculture and Forestry in order to implement monitoring requirements for diffuse pollution. The status of 152 river, lake and coastal water bodies are assessed based on physico-chemical (nutrients) and biological quality elements (phytoplankton, macrophytes and periphyton, benthic macroinvertebrates, fish). Particularly, relationships between status estimates and environmental pressures were studied which is essential for planning cost-effective diffuse pollution abatement measures.</p> <p>Based on the monitoring results, diffuse pollution is a significant driver impairing ecological condition of Finnish surface waters. The physico-chemical quality elements were in moderate or worse status in 69 % of river, 66 % of lake and 98 % of coastal water bodies monitored. Based on at least one biological quality element, in moderate or worse status were 68 % of monitored river, 87 % of lake and 100 % of coastal water bodies.</p> <p>Physico-chemical and most biological quality elements were, particularly in rivers, strongly correlated to the proportion of field cover of the catchment area. Rough estimates indicated that the river sites were in worse than good status when catchment field cover exceeded 10–15 % and lakes, when field cover exceeded 5–10 %. The strength and form of the responses varied strongly between ecosystems (river, lakes and coastal waters) and quality elements. Particularly, the biological metric values showed marked variation which was likely due to natural factors and inaccuracies in sampling and assessment system. Indeed, various needs to develop the ecological status assessment system were identified in this work.</p> <p>MaaMet monitoring produces important new information about the status of water bodies affected by diffuse loading. When the magnitude and sources of variation in ecological status estimates will be better known, also the relative effects of diffuse loading can be better estimated. Thus, the value of the monitoring results increases in time. Spatially and temporally representative monitoring is essential both for planning cost-effective pollution abatement measures and to reliably verify their effects in pursue towards good ecological status of river, lake and coastal ecosystems.</p>			
<i>Keywords</i>	ecological status, aquatic impact assessment, Water Framework Directive, surface waters, nutrients, agriculture, forestry, lakes, rivers, coastal waters, monitoring, diffuse loading			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4299-4 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (online)
	<i>No. of pages</i> 96	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), neuvonta P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone +358 295 251 000			
<i>Printing place and year</i>				

