

Pro gradu –tutkielma

**Tavoitekuormien määrittäminen vesipuitedirektiivin
mukaisessa vesialueiden hoidossa**

Anita Pätynen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Hydrobiologia ja limnologia

14.7.2009

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Vesistötieteet

PÄTYNEN ANITA, I.: Tavoitekuormien määrittäminen vesipuitedirektiivin mukaisessa vesialueiden hoidossa

Pro gradu: 35. s + liitteet

Työn ohjaajat: Dos. Timo Huttula, TkT Olli Malve

Tarkastajat: Dos. Timo Huttula, Tutkimuspäällikkö (Keski-Suomen ympäristökeskus) Kari Lehtinen

Heinäkuu 2009

Hakusanat: vesipuitedirektiivi, järvien hoito, kuormitus, ravinteet, kuormitusmallit

TIIVISTELMÄ

Vesipuitedirektiivin edellyttämän järven hyvän tilan saavuttaminen vaatii usein järven ulkoisen kuormituksen vähentämistä. LakeState (LS) -malliin perustuvaa Lake Load Response (LLR) -työkalua voidaan käyttää tarvittavan kuormitusvähennyksen arvioimiseen, ja tämän jälkeen hyödyntää tietoa vesialueella tehtävien hoitotoimenpiteiden oikeassa mitoituksessa. Parhaimpiin ennustetuloksiin LLR:llä päästään silloin, kun käytettävissä on mahdollisimman kattavat lähtötiedot järveen tulevasta kuormituksesta, luusuan virtaamasta, sekä järven kokonaisfosfori-, kokonaistyppi- ja a-klorofyllipitoisuuksista. Tarkasteltavan järven tulisi myös olla tasapainotilassa, eikä siis esimerkiksi erittäin sisäkuormitteinen. Varsinkin tarkkojen kuormitusarvojen hankkiminen voi olla resurssien puutteen vuoksi hankalaa. Jyväskylässä sijaitsevalle Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehdyissä LLR-ajoissa havaittiin, että tarkastelemalla absoluuttisten kuormitusvähennysten sijaan suhteellisia vähennyksiä, voidaan melko karkeillakin kuormitusarvioilla saada hyviä ennusteita. Tulos ei vähennä tarkkojen lähtötietojen keräämisen tärkeyttä, mutta mahdollistaa mallin ennusteiden hyödyntämisen myös vähemmän tutkittujen järvien hoitosuunnitelmien teossa. Tällaisille järville saadaan kuormitusarviot yksinkertaisimmin ominaiskuormituslukujen avulla. Vähäininkin mittaustoiminta voisi kuitenkin tarkentaa ominaiskuormituslukuihin perustuvia karkeita arvioita, sekä antaa käsityksen kuormituksen vuosittaisesta vaihtelusta. Edellytyksenä tosin on, että kuormituksen vaihtelusta eri hydrologisten jaksojen aikana on jonkinlainen ennakkokäsitys mittauksia suunniteltaessa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science
Aquatic Sciences

PÄTYNEN ANITA, I.: Estimating target loads in lake management that aims to meet the requirements of the Water Framework Directive

Master of Science Thesis: 35 p. + attachments

Supervisors: Docent Timo Huttula, D.Sc. (Tech.) Olli Malve

Inspectors: Docent Timo Huttula, Head of Research and Development unit
(Central Finland Regional Environment Centre) Kari Lehtinen

July 2009

Key Words: Water Framework Directive, lake management, loading, nutrients, loading models

ABSTRACT

The Water Framework Directive requires having good ecological status in lakes by the year 2015. For eutrophic lakes, achieving good water quality usually requires a reduction in external loading. The Lake Load Response (LLR) tool, which is based on the LakeState (LS) model, can be used to predict the necessary loading reduction. This prediction can then be utilized when making decisions on the management of the lake. The best predictions are made when the input values of the incoming loading, water outflow and in-lake total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll a concentrations are as accurate as possible. The study lake should also be in a state of equilibrium, so it must not be suffering from excessive internal loading for example. Accurate loading data is hard to collect because of the lack of resources for observations. However, LLR runs made for the lake Lehesjärvi-Vähäjärvi in Jyväskylä showed, that examining the needed loading reduction as percentages and not as absolute values gives good predictions even with large uncertainties in the loading data. This result does not minimize the importance of accurate data, but makes it possible to utilize the model when making management plans for less-studied lakes. The simplest way to make rough estimates about the loading is to use export coefficients. However, if there is a good insight into the changes in loading between different hydrological periods, even a small scale measurement activity could make the estimates more accurate and reveal annual variations.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA.....	6
2.1. Järvien hoito ja kunnostus.....	6
2.2. Vesipuidedirektiivin täytäntöönpanoon liittyvät toimet järvien osalta.....	6
2.3. Kuormitus ja sen vähentäminen.....	10
2.4. Kuormitusmallit	11
2.4.1. Mallien kehityksestä	11
2.4.2. Lake State –malli ja Lake Load Response -työkalu	12
2.4.3. Lake Load Response –työkalun käyttö	16
3. AINEISTO JA MENETELMÄT.....	18
3.1. Lehesjärvi-Vähäjärvi	18
3.2. Lehesjärven havaintoaineiston kerääminen	19
3.2.1. Kuormitus	19
3.2.2. Kokonaisravinnepitoisuudet	20
3.2.3. Virtaama.....	21
3.3. Lehesjärven mittaus- ja näytteenottotulosten manipuloiminen	21
3.4. Hydrologiset olot vuosina 2006 ja 2007	21
3.5. Muut järvet.....	22
4. TULOKSET	23
4.1. Syöttötietojen vaikutus LLR:n antamiin ennusteisiin.....	23
4.1.1. Ravinnepitoisuusennusteet.....	23
4.1.2. a-klorofyllipitoisuusennusteet.....	24
4.2. Havaintoaineiston manipuloiminen	27
4.3. Muille järville tehdyt LLR-ajot.....	29
5. TULOSTEN TARKASTELU	30
5.1. LLR-ajot.....	30
5.2. Lehesjärven kunnostustarve.....	32
Kiitokset	33
Kirjallisuus	33
Liitteet	36

1. JOHDANTO

Lokakuussa vuonna 2000 annetun Euroopan unionin vesipuitedirektiivin (VPD) (Anon. 2000) tarkoituksena on estää ja pysäyttää vesiekosysteemien huononeminen ja vesien pilaantuminen sekä edistää vesivarojen kestäväää käyttöä. Direktiivi kattaa sisämaan pintavedet, jokisuiden vaihettumisalueet, rannikkovedet, pohjavedet sekä keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vesialueet. Pintavesien osalta parannustavoitteena on hyvän tilan saavuttaminen huonokuntoisilla vesialueilla vuoteen 2015 mennessä. VPD:n määritelmien mukaan pintaveden tila on hyvä silloin, kun sekä sen ekologinen että pilaavien aineiden esiintymiseen perustuva kemiallinen tila ovat vähintään hyviä.

Yhdeksi järven ekologista tilaa kuvaavaksi muuttujaksi on otettu veden laatu, johon järveen tulevalla ravinnekuormalla, Suomen sisävesissä usein erityisesti fosforikuormalla, on selvä vaikutus (Pietiläinen & Räike 1999, yleisemmin esim. Prairie ym. 1989). Liiallisen kuormituksen aiheuttama vedenlaadun heikkeneminen havaitaan mm. kasviplanktonin runsautta kuvastavan a-klorofyllipitoisuuden kasvuna ja järven rehevöitymisenä. Ulkoisen kuormituksen vähentäminen onkin yleensä edellytyksenä VPD:n mukaisen hyvän vedenlaadun saavuttamiselle ja koko järvi-ekosysteemin hyvinvoinnin palauttamiselle. Käytännön suunnittelutyössä kuormitusta ja sen vaikutusta erityisesti kemialliseen vedenlaatuun painotetaan myös siksi, että ravinnepitoisuuden ovat esimerkiksi eliöyhteisötason muutoksiin verrattuna huomattavasti helpommin havainnoitavissa ja kontrolloitavissa (Phillips ym. 2008). Oikeanlainen tieto hyvään vedenlaatuun johtavasta kuormitusvähennyksestä on tärkeää, jotta ylimitoituksesta johtuvilta turhilta kustannuksilta vältytään ja asetettujen vedenlaatuavoitteiden saavuttamisesta voidaan olla varmempia. Tehokkaimmin kuormitusvähennyksen vaikutuksia voidaan ennustaa erilaisten mallien avulla (Malve 2007).

Lake Load Response (LLR) –internettyökalu on kehitetty ympäristöministeriön rahoituksella vesistöalueiden hoidon suunnittelun apuvälineeksi osana Suomen Ympäristökeskuksen "Vesipuitedirektiivin toimeenpanoa tukevat mallit valuma-alueen kriittisten kuormitusten arvioinnissa ja seurannan kehittämisessä (LakeState)" –hanketta (2006-2008). Tavoitteena on ollut luoda mahdollisimman helppokäyttöinen, mutta tarkkoja vedenlaatuennusteita antava työkalu. LLR:n avulla voidaan ennustaa miten muutokset järveen tulevassa kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppikuormassa vaikuttavat järvi-veden kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- ja a-klorofylli –pitoisuuteen sekä kasviplanktonbiomassaan. (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.). Tästä voidaan edelleen määrittää sellaiset ravinteiden tavoitekuormat, jotka saavuttamalla kohdejärven vedenlaatu saadaan vastaamaan hyvää tilaa.

Tämä työ on osa Lake Load Response –työkalun kehitystyötä ja tarkoituksena oli selvittää luotettavien ennusteiden tekemiseen tarvittavan havaintoaineiston määrää ja laatua. Havaintoaineiston minimivaatimusten selvittäminen on tärkeää ennen kaikkea siksi, että järvikunnostusten suunnittelijoilla on harvoin käytettävissään kovin suurta tai kattavaa aineistoa, saati resursseja sellaisen keräämiseen. Työssä paneuduttiin myös LLR:n antamien tulosten tulkintaan ja arvioitiin ennusteiden luotettavuuteen vaikuttavia tekijöitä sekä mahdollisia virhelähteitä. Samalla LLR:n yleistä toimivuutta testattiin, sille luotiin käyttöä helpottava ohjeistus, ja työn edetessä työkalusta paljastuneita virheitä ja epäloogisuuksia saatiin korjattua.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Järvien hoito ja kunnostus

Järven kunnostuksella tarkoitetaan suoraan järveen kohdistuvia toimenpiteitä. Valuma-alueella tehtävät toimenpiteet, kuten kuormituksen vähentäminen, eivät sisälly kunnostuksen käsitteeseen. Ne ovat kuitenkin usein edellytys sille, että järven kunnostus onnistuu (Ulvi & Lakso 2005). Kunnostustarve voi syntyä järven käyttöä rajoittavista tekijöistä, kuten mataluudesta tai huonosta rannasta, tai ekologisesta häiriötilasta, kuten rehevöitymisestä. Kunnostuksen tavoitteena voi olla järven palauttaminen aiempaan tilaan tai muuttaminen uudella tavalla arvokkaaksi. Käytettävät toimenpiteet voivat kohdistua aiemman toiminnan aiheuttamien haittojen poistamiseen tai aiemman käytön muovaaman järviympäristön palauttamiseen ja säilyttämiseen (Äystö 1997).

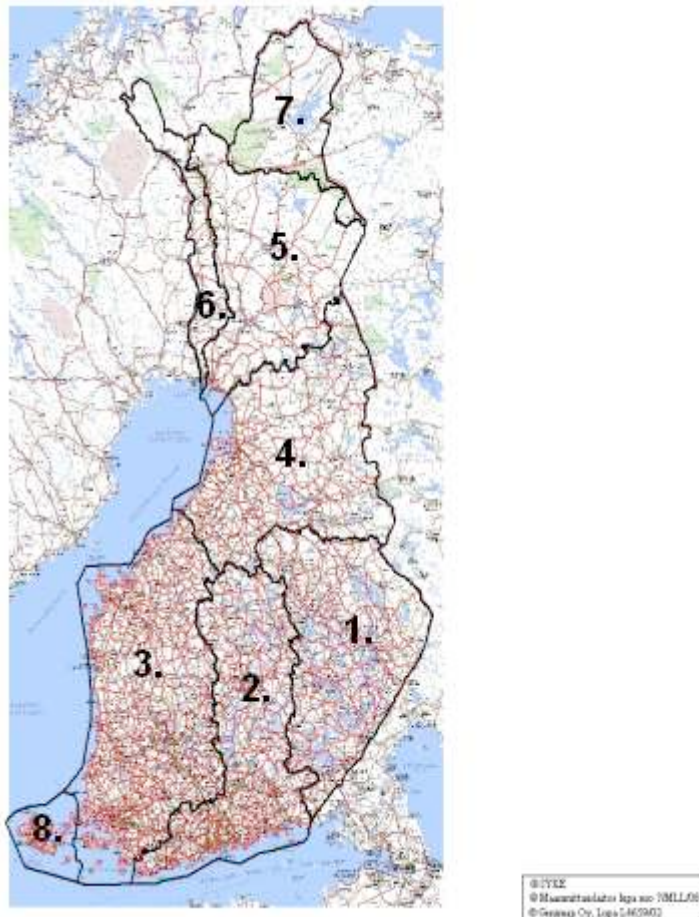
Kunnostusmenetelmiä on useita. Rehevöitymistä vähentäviin toimenpiteisiin kuuluvat hapetus, fosforin saostus, ravintoketjukunnostus, pintasedimentin poisto sekä alusveden poisjohtaminen. Umpeenkasvua estäviä toimenpiteitä ovat vesikasvien poisto sekä vedenpinnan nosto. Järvelle sopivan kunnostusmenetelmän valintaan vaikuttavat mm. järven koko ja syvyys sekä esimerkiksi ravintoketjukunnostuksessa myös biologiset tekijät, kuten järven eliöyhteisön koostumus (Äystö 1997).

Järven hoito on pienimuotoisempaa kuin kunnostus ja hoitotoimenpiteet voidaan tarvittaessa toistaa jopa vuosittain. Hoitotoimenpiteitä ovat mm. vähäinen vesikasvien poisto, kalastuksen ohjaus särkikalojen poistamiseksi ja varsinkin lähirannoilla tehtävät toimenpiteet ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi. Järven hoidolla tuetaan kunnostusta ja ylläpidetään sen avulla saavutettua tilaa. (Ulvi & Lakso 2005)

2.2. Vesipuidirektiivin täytäntöönpanoon liittyvät toimet järvien osalta

Kuten johdannossa todettiin, Vesipuidirektiivi (VPD) velvoittaa hyvän tilan saavuttamiseen huonokuntoisilla vesialueilla vuoteen 2015 mennessä. Käytännön toteutusta varten Suomi on jaettu kahdeksaan vesienhoitoalueeseen, jotka vastaavat VPD:n edellyttämiä vesipiirejä (Kuva 1). Ahvenanmaa huolehtii direktiivin toimeenpanosta omalla alueellaan, minkä lisäksi kaksi vesienhoitoalueista ulottuu Suomen rajojen ulkopuolelle (Valtion ympäristöhallinto (a)).

Alueelliset ympäristökeskukset toimivat vesienhoitoalueiden vastuullisina viranomaisina (Valtion ympäristöhallinto (a)). VPD velvoittaa laatimaan jokaiselle vesienhoitoalueelle hoitosuunnitelman, jota täydennetään tarvittaessa esimerkiksi tiettyä vesistöaluetta koskevalla yksityiskohtaisemmalla ohjelmalla tai hoitosuunnitelmalla. Juomavedeksi käytettäviin vesiin ja suojelualueisiin on kiinnitettävä erityistä huomiota. Hoitosuunnitelmat on julkaistava vuoteen 2009 mennessä ja tarkastettava sekä ajantasaistettava vuoteen 2015 mennessä. Tämän jälkeen tarkastus ja ajantasaistaminen tehdään joka kuudes vuosi. Direktiivi velvoittaa myös toimenpide- ja seurantaohjelmien laatimiseen, raportointiin ja tiedottamiseen sekä kansalaisten kuulemiseen.



Kuva 1. Suomen vesienhoitoalueet: 1. Vuoksen vesienhoitoalue, 2. Kymijoen – Suomenlahden vesienhoitoalue, 3. Kokemäenjoen – Saaristomeren – Selkämeren vesienhoitoalue, 4. Oulujoen – Iijoen vesienhoitoalue, 5. Kemijoen vesienhoitoalue, 6. Torniojoen alue (osittain Ruotsin puolella), 7. Tenon, Näätämöjen ja Paatsjoen alue (osittain Norjan puolella), 8. Ahvenanmaan alue (Valtion ympäristöhallinto (a)).

Vesipuitedirektiivin täytäntöönpanoa varten ja hoitotavoitteiden yhdenmukaistamiseksi suomalaiset järvet on tyypitelty ominaisuuksiensa perusteella 14 eri tyyppiin (Taulukko 1) (Suomen ympäristökeskus 2007). Ekologisen luokittelun perustaksi jokaiselle järvityypille on määritetty sellaiset ekologista tilaa kuvaavien muuttujien arvot, joiden perusteella järven tila voidaan luokitella erinomaiseksi, hyväksi, välttäväksi tai huonoksi. Voimakkaasti muutetut ja keinotekoiset järvet luokitellaan sen järvityypin mukaan, mitä ne eniten vastaavat. Pintavesien ekologisen tilan luokittelujärjestelmän kehitystyön yleisenä lähtökohtana on ollut, että luokittelussa käytetyt muuttujat kuvaavat mahdollisimman luotettavasti ihmistoiminnan vaikutuksia ja syntyneen haitan määrää. Muuttujien luontaisen vaihtelun on myös oltava tiedossa ja hallittavissa siten, että luotettavien vertailuarvojen määrittely on mahdollista (Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2008).

Taulukko 1. Suomalaisten järvien tyypittelyperusteet. A = pinta-ala, z = keskisyvyys (Suomen ympäristökeskus 2007).

Koodi	Nimi	Ominaisuudet
Vh	Keskikokoiset ja pienet vähähumuksiset järvet	A < 4,000 ha, väri < 30 mg Pt/l, z ≥ 3 m
Ph	Pienet humusjärvet	A < 500 ha, väri: 30-90, z ≥ 3 m
Kh	Keskikokoiset humusjärvet	A: 500 - 4,000 ha, väri: 30-90 mg Pt/l, z ≥ 3 m
SVh	Suuret vähähumuksiset järvet	A > 4,000 ha, väri < 30 mg Pt/l
Sh	Suuret humusjärvet	A > 4,000 ha, väri ≥ 30 mg Pt/l
Rh	Runsashumuksiset järvet	väri > 90 mg Pt/l, z ≥ 3 m
MVh	Matalat vähähumuksiset järvet	väri < 30 mg Pt/l, z < 3 m
Mh	Matalat humusjärvet	väri: 30-90 mg Pt/l, z < 3 m
MRh	Matalat runsashumuksiset järvet	väri > 90 mg Pt/l, z < 3 m
Lv	Hyvin lyhytviipymäiset järvet	Viipymä enintään n. 10 päivää
PoLA	Pohjois-Lapin järvet	(männyn) metsänrajan yläpuolella
RrRk	Runsaravinteiset ja runsaskalkkiset järvet	Luontaisesti runsaravinteinen/runsaskalkkinen
Rr	Runsaravinteiset järvet	Valuma-alue luontaisesti runsaravinteinen
Rk	Runsaskalkkiset järvet	Suuri kalkkipitoisuus

Järven ekologista tilaa voidaan tarkastella muutoksina vedenlaadussa, pohjaeläimistöissä, kalastossa, kasviplanktonissa ja vesikasveissa sekä hydro-morfologisten tekijöiden perusteella. Vedenlaadun muuttujina ovat kokonaisfosforin, kokonaistypen, a-klorofyllin sekä kasviplanktonbiomassan pitoisuudet (Taulukko 2). Järvi on rehevämpi ja sen tila sitä heikompi, mitä suurempia pitoisuusarvot ovat (Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2008). On kuitenkin huomattava, että luonnollisissa pitoisuuksissa on eroja eri järviyyppeiden kesken ja esimerkiksi matalissa runsashumuksisissa järvissä eri luokkarajoja vastaavat pitoisuudet ovat moninkertaisia verrattuna vähähumuksisiin järviin.

Vuonna 2008 valmistui ensimmäinen kemiallisen ja ekologisen tilan perusteella tehty pintavesien luokittelu. Sen mukaan hyvässä tai erinomaisessa kunnossa on Suomen järvistä 73 %, joista 52 % ja rannikkovesistä 15 %. Loput kuuluvat joko tyydyttävään, välttävään tai huonoon luokkaan. Lopullinen luokittelu valmistuu vuoden 2009 lopussa ja se raportoidaan EU:lle vuoden 2010 alussa (Valtion ympäristöhallinto (b)).

Taulukko 2. Eri järvityyppien vedenlaadun luokkarajat Suomessa. TotP = kokonaisfosfori, TotN = kokonaistyyppi, Chla = a-klorofylli, Biomassa = kasviplanktonin biomassa, E/H = erinomainen/hyvä, H/T = hyvä/tydyttävä, T/V = tyydyttävä/välttävä, V/Hu = välttävä/huono (Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2008).

Tyyppi	Muuttuja		Luokkarajat				
			E/H	H/T	T/V	V/Hu	
Keskikokoiset ja pienet vähähumuksiset järvet (Vh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	10	18	35	70	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	400	500	750	1000	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	4	7	14	28	
	Biomassa	mg/l	0,6	1,3	2,6	5,2	
Pienet humusjärvet (Ph)	TotP	$\mu\text{g/l}$	18	28	45	90	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	510	700	1000	1500	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	7	15	24	48	
	Biomassa	mg/l	1,5	3,8	7,6	14	
Keskikokoiset humusjärvet (Kh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	18	28	45	90	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	540	660	1000	1500	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	7	12	24	48	
	Biomassa	mg/l	1,2	3,3	6,6	13	
Suuret vähähumuksiset järvet (SVh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	10	18	35	70	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	400	500	700	900	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	3,6	7	13	26	
	Biomassa	mg/l	0,5	0,9	1,9	3,8	
Suuret humusjärvet (Sh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	15	25	40	80	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	460	600	900	1300	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	6	11	20	40	
	Biomassa	mg/l	0,9	1,7	3,4	6,7	
Runsashumuksiset järvet (Rh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	30	45	65	120	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	590	750	1100	1800	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	12	20	40	80	
	Biomassa	mg/l	1,3	2,4	4,8	9,6	
Matalat vähähumuksiset järvet (MVh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	15	25	45	80	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	480	600	1000	1500	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	5	8	15	30	
	Biomassa	mg/l	1,2	2,3	4,6	9,2	
Matalat humusjärvet (Mh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	25	40	65	100	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	600	750	1100	1800	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	12	20	40	60	
	Biomassa	mg/l	1,6	4,4	8,8	17	
Matalat runsashumuksiset järvet (MRh)	TotP	$\mu\text{g/l}$	40	55	80	150	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	680	850	1400	2200	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	15	25	50	100	
	Biomassa	mg/l	2	5,4	10,6	21,2	
Hyvin lyhytviipymäiset järvet (Lv)	TotP	$\mu\text{g/l}$	25	40	70	90	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	450	610	900	1400	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	5	8	20	35	
	Biomassa	mg/l		<i>luokkarajoja ei asetettu</i>			
Pohjois-Lapin järvet (PoLa)	TotP	$\mu\text{g/l}$	9	12	15	20	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	190	300	400	600	
	Chla	$\mu\text{g/l}$	3	5	10	20	
	Biomassa	mg/l		<i>luokkarajoja ei asetettu</i>			
Runsaravinteiset ja runsaskalkkiset järvet (RrRk) ja runsaravinteiset järvet (Rr)	TotP	$\mu\text{g/l}$	40	55	75	120	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	780	930	1200	1800	
	Chla (savialueet)	$\mu\text{g/l}$	12	20	40	60	
	Chla (muut)	$\mu\text{g/l}$	7	12	25	50	
Runsaskalkkiset järvet (Rk)	Biomassa	mg/l		<i>luokkarajoja ei asetettu</i>			
	TotP	$\mu\text{g/l}$	20	30	50	80	
	TotN	$\mu\text{g/l}$	550	750	1100	1600	
	Chla (savialueet)	$\mu\text{g/l}$	12	20	40	60	
	Chla (muut)	$\mu\text{g/l}$	7	12	25	50	
Biomassa	mg/l		<i>luokkarajoja ei asetettu</i>				

2.3. Kuormitus ja sen vähentäminen

Fosforikuormituksen vaikutusta on painotettu rehevöitymiskeskusteluissa, sillä fosfori on yleensä useimpien järvien minimiravinne. Suomalaistenkin järvien kohdalla on kuitenkin havaittu, että hyväkuntoisten järvien tuotantoa voi fosforin ohella rajoittaa myös typpi, ja runsashumuksisissa sekä rehevissä, voimakkaasti kuormitetuissa järvissä typpi on usein minimiravinteena (Pietiläinen & Räike 1999). Minimiravinne voi myös vaihdella kasvukauden mittaan sen mukaan, miten eri ravinteita on saatavilla (Pietiläinen & Kauppi 1993). Lisäksi sisävesistä poiketen Itämeren tuotantoa rajoittaa joillain paikoin erityisesti typpi, mikä aiheuttaa välillisiä paineita myös sen kanssa läheisessä kontaktissa olevien sisävesien typpikuorman tarkkailuun.

Kuormituksen vaikutus vedenlaatuun ei ole aina yksiselitteinen, ja siihen vaikuttavat muun muassa järven ja valuma-alueen morfologiset, geologiset ja hydrologiset ominaisuudet sekä esimerkiksi järven kerrostuminen ja sisäinen kuormitus (O'Sullivan & Reynolds 2005). Suurikaan ulkoinen kuormitus ei välttämättä näy suoraan tuotannossa, jos rajoittavana tekijänä on lämpötila tai valo. Varsinkin valo voi muodostua minimitekijäksi voimakkaasti kuormitetuissa tai tummissa vesissä. Tuotanto ilmaistaan myös usein a-klorofyllipitoisuuden avulla, jolloin rantojen vesikasvillisuuden osuus ja niiden käyttämät ravinteet jäävät tarkastelun ulkopuolelle (Pietiläinen & Kauppi 1993). Äärimmäisenä esimerkkinä tästä ovat matalissa järvissä esiintyvät vaihtoehtoiset tasapainotilat. Järvi voi olla samoilla ravinnepitoisuuksilla joko kirkas- tai sameavetinen sen mukaan, dominoivatko perustuotantoa makrofytyt vai kasviplankton (Scheffer ym. 1993). Kaikki yllämainitut voivat vaikeuttaa kuormituksen vaikutusten arviointia, sekä aiheuttaa yllättäviä tilanteita olosuhteiden muuttuessa, esimerkiksi ilmaston lämmetessä.

Järven ulkoisia kuormituslähteitä ovat siihen laskevat joet, lähivaluma-alueen luonnonhuhautuma, valuma-alueella olevat haja- ja pistekuormittajat sekä ilmalaskeuma (Äystö 1997). Hajakuormituksen suuruutta voidaan arvioida suorilla mittauksilla järveen laskevista joista tai esimerkiksi järven valuma-alueen eri maankäyttömuodoille määritettyjen ominaiskuormituslukujen avulla. Suorat mittaukset ovat tarkempia, mutta toisaalta jako eri maankäyttömuotoihin antaa paremman kuvan kuormituksen jakautumisesta eri kuormituslähteiden kesken (O'Sullivan & Reynolds 2005). Mittausten ajallinen ja paikallinen kattavuus on usein myös rajallinen, mutta tällöin kuormitusarvioissa voidaan käyttää apuna mallinnusta (Tattari & Linjama 2004). Erityisesti rakennettu, urbaani ympäristö järven valuma-alueella voi hankaloittaa ominaiskuormituslukujen käyttöä. Kaupunkialueelta järveen tulevan kuormituksen arvioiminen on ylipäänsä hankalaa, eikä sitä ole vielä tutkittu kovin laajasti (O'Sullivan & Reynolds 2005). Teollisuuden ja yhdyskuntien pistekuormituksesta saadaan Suomessa tieto jätevesien valvonnan yhteydessä (Ulvi & Lakso 2005) ja tiedot ympäristölupavelvollisten luvista ja päästöistä löytyvät muun muassa ympäristöhallinnon VAHTI -järjestelmästä (Tattari & Linjama 2004)

Maatalous on selkeästi suurin fosfori- ja typpikuormituksen lähde Suomessa. Yli puolet fosforikuormituksesta ja puolet typpikuormituksesta on peräisin maataloudesta (tilanne vuonna 2002). Metsätalous, haja-asutus ja laskeuma tuottavat fosforikuormituksesta yhteensä noin neljänneksen ja typpikuormituksesta yksi kolmasosa on peräisin yhdyskunnista ja laskeumasta (Ulvi & Lakso 2005).

Kuormituksen vähentämisessä on ensisijaisena pyrkimyksenä kuormituksen synnyn estäminen. Jollei tämä syystä tai toisesta ole mahdollista, pyritään kuormitus pidättämään mahdollisimman lähelle syntypaikkaa (Ulvi & Lakso 2005). Joissain tapauksissa kuormitusta ei pystytä vähentämään riittävästi, tai vähennyksellä ei järven sisäisen

kuormituksen vuoksi päästä haluttuun lopputulokseen. Silloin tarvitaan myös muita, aiemmin mainittuja hoito- ja kunnostustoimenpiteitä.

Maatalouden kuormitusta voidaan vähentää ottamalla käyttöön uudentyylisiä menetelmiä, kuten lannoitusta suoraan maan pintakerroksen alle tai suorakylvöä ilman raskasta pellon muokkausta. Näin ravinteiden kulkeutumista ja eroosiota saadaan hillittyä. Maa-aineksen ja ravinteiden kulkeutumista vesistöihin voidaan vähentää myös rakentamalla suojakaistoja, sekä riittävän loivia ja vahvoja oja. Säättösalaojituksella pystytään kontrolloimaan pelloilta poistuvan veden määrää. Laskeutusaltaiden, kosteikoiden, pintavalutuskenttien, suodatuksen ja kemiallisen käsittelyn avulla voidaan syntyneitä valumavesiä puhdistaa ja estää ravinteiden lopullinen kulkeutuminen vesistöihin. Samoja menetelmiä voidaan soveltaa osittain myös metsätalouden ja turvetuotannon kuormituksen vähentämiseen (Ulvi & Lakso 2005).

Haja-asutusalueen kuormituksen vähentämiseksi haja- ja loma-asutuksen jätevesikuormitusta ryhdyttiin lainsäädännön kautta tulkitsemaan pistekuormitukseksi, mikä asettaa uudet velvoitteet jätevesien käsittelylle (Ulvi & Lakso 2005). Jätevesien käsittelyn on vuoden 2014 alusta alkaen oltava sitä tehokkaampaa mitä enemmän niitä syntyy ja mitä enemmän niistä on haittaa ympäristölle (Valtion ympäristöhallinto (c)).

2.4. Kuormitusmallit

Kuormituksen vähentämiseen tähtäviä toimenpiteitä suunniteltaessa tarvitaan jonkinlainen käsitys kuormituksen vähennystarpeesta. Erilaiset mallit ovat osoittautuneet hyväksi apuvälineeksi järvien tilan ennustamisessa, ja niitä voidaan käyttää myös tavoitekuormien määrittämiseen. Mallien käyttöä ekologisten ilmiöiden kuvaajina on arvosteltu ilmiöiden monisyisyyden ja luonnossa tapahtuvien pitkän aikavälin muutosten arvaamattomuuden vuoksi. Moniulotteisuus voidaan yrittää ottaa huomioon mallien kehityksessä, mutta lopputuloksena on usein raskas, vaikeasti hallittava malli, jonka antamat ennusteet eivät siltikään ole kovin luotettavia (Scheffer ja Beets 1994). Ilmiöiden välille saadaan myös helposti näennäisiä yhteyksiä (mm. Peters 1986) ja joskus yksi ilmiö voidaan selittää useiden eri mekanismien kautta, saamatta täyttä varmuutta siitä, mikä on oikea (Scheffer ja Beets 1994).

Puutteistaan huolimatta mallit ovat usein ainoa keino saada edes jonkinlaista ennustetietoa tarkasteltavasta systeemistä. Puutteet ja mahdolliset virhelähteet huomioiden voidaan mallien avulla päästä myös erittäin hyviin tuloksiin (Peters 1986). Joillekin ilmiöille voidaan saada mallien avulla tarkkojakin ennusteita, ja joskus mallit voivat paljastaa mekanismeja, joiden olemassaoloa olisi ollut kenties mahdotonta todeta vain havaintoja tekemällä (Scheffer ja Beets 1994). Parhaiten mallit toimivat yleensä yksinkertaisten ja hyvin tunnettujen ilmiöiden tarkastelussa.

2.4.1. Mallien kehityksestä

Ennen varsinaisten kuormitusmallien kehittämistä kuormituksen vaikutusten tarkastelu oli enemmän kuvailevaa (O'Sullivan & Reynolds 2005). Ensimmäisen laskentaan perustuvan kuormituksen vaikutusten arviointimenetelmän kehitti lopulta Vollenweider (1968). Hän määrittä empirisesti kuvaajan järven syvyyden ja kuormituksen välisestä yhteydestä järven trofiatasoon, sekä yksinkertaiset kaavat, joilla sallittava ja haitallinen kuormitustaso voidaan laskea.

Myöhemmin Vollenweider (1969) esitti järven kokonaisfosforipitoisuuden laskemiselle mallin (Kaava 1), jota monet muut ovat kehittäneet eteenpäin. Mallin tarvitseman sedimentaatiokertoimen laskemiselle on esitetty eri tapoja, erilaisiin

järviaineistoihin perustuen (esim. Canfield ja Bachmann 1981, Reckhow 1988). Vollenweiderin mallia voidaan käyttää myös kokonaistyyppipitoisuuden laskemiseen, mutta tyyppien sedimentaatiokerroin on omat laskentakaavansa (esim. Reckhow 1988).

Dillonin ja Riglerin (1974) mallissa käytetään kokonaisfosforipitoisuuden laskemiseen sedimentaatiokerroimen sijaan fosforin pidättymiskerrointa (Kaava 2), jolle on sillekin esitetty useita eri laskentatapoja (esim. Granberg & Granberg 2006, eri lähteistä koottuna). Mallia voidaan käyttää myös tyyppipitoisuuden laskemiseen. Chapran (1975) pidättymismallissa käytetään Vollenweiderin mallin tavoin sedimentaatiokerrointa, mutta järven tilavuuden sijaan yhtenä muuttujana on järven pinta-ala. Chapran mallia käsitellään myöhemmin Lake State –mallin esittelyn yhteydessä.

$$TP = \frac{W}{Q + \sigma V} \quad (1)$$

$$TP = \frac{L(1 - R_p)}{q_s} \quad (2)$$

TP	järviaveden kokonaisfosforipitoisuus (mg m ⁻³)
W	ulkoinen kuormitus (mg d ⁻¹)
Q	luusuan virtaama (m ³ d ⁻¹)
σ	sedimentaatiokerroin (a ⁻¹)
V	järven tilavuus (m ³)
L	järveen tuleva pintakuorma (mg m ⁻² a ⁻¹)
R _p	fosforin pidättymiskerroin
q _s	hydraulinen pintakuorma (m a ⁻¹)

Yksinkertaisissa ravinnemalleissa käytetään ns. CSTR-oletusta (continuously-stirred-tank-reactor), jonka mukaan tarkasteltava järvi on koko ajan täysin sekoittunut. Tästä syystä malleilla voidaan ennustaa käytännössä vain pitkäaikaiskeskiarvoja, sillä todellisuudessa sekoittumisoletus ei välttämättä toteudu joka hetkellä (Salonen ym. 1992). Malleja käytettäessä on myös muistettava, että niiden pohjalla on aina tietynlainen järviaineisto. Vaikka käytetty järviaineisto olisikin laaja ja kattaisi erityyppisiä järviä, on kuitenkin aina runsaasti järviä, joille mallit eivät sovellu (Canfield & Bachmann 1981).

Yllä esiteltyt staattiset mallit perustuvat myös siihen oletukseen, että järveen tulevassa kuormituksessa ei tapahdu suuria vaihteluita ja järvessä vallitsee tasapainotila. Mallit ovat helppokäyttöisiä, mutta yllämainitusta oletuksesta johtuen usein epätarkkoja. Jos malli on tämän lisäksi kalibroitava jokaiselle järvelle erikseen, heikkenee mallin luotettavuus. Dynaamisten mallien avulla voidaan paremmin arvioida muutosten ja jopa erilaisten ilmiöiden, kuten sisäkuormituksen vaikutuksia. Tilastollinen lähestymistapa ja taustalla oleva kattava järviaineisto parantavat dynaamisten mallien luotettavuutta ja ennustuskykyä. Mallit vaativat kuitenkin usein syvällistä perehtymistä, mikä vähentää niiden käytettävyyttä (Bryhn ja Håkanson 2007).

2.4.2. Lake State –malli ja Lake Load Response -työkalu

Lake Load Response (LLR) -internettyökalu on kehitetty helpottamaan mallien avulla tehtävää kuormituksen vaikutusten arviointia. Sen taustalla on mekanistis-tilastollinen LakeState (LS) –malli, jossa yhdistyvät Chapran (1975) ravinteiden pidättymismalli, Malven (2007) väitöskirja työssä kehitetty a-klorofyllin hierarkkinen lineaarinen regressiomalli ja kasviplanktonbiomassan logistinen regressiomalli (Kauppila P., Lepistö L., Malve O. & Raateland A. Julkaisematon). LS–mallissa mekanistinen ja

tilastollinen lähestymistapa on yhdistetty käyttäen Bayes-päätelyä ja sen apuvälineenä Markov Chain Monte Carlo (MCMC) –simulointimenetelmiä. Näin ollen vedenlaadun ennustaminen ja ennusteen virheen arvioiminen sekä mallin avulla tehtävä järven hoitotoimenpiteiden mitoitus voidaan tehdä tilastollisin perustein (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

Chapran pidättymismallilla (Kaava 3) voidaan arvioida järven fosfori- ja typpipitoisuuksia järven kuormituksen ja virtaaman funktiona. Pidättymismallin ennusteet perustuvat tasapaino-oletukseen ($\frac{dC}{dt} = 0$), jonka mukaan järven ravinnepitoisuus ei muutu viipymäjaksen aikana. Erityisesti järven sisäinen kuormitus voi vaikuttaa tähän tasapainotilaan, ja heikentää laskettujen ennusteiden luotettavuutta (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

$$V \frac{dC}{dt} = W - QC - v_s AC = 0 \quad (3)$$

$$\Rightarrow C = \frac{W}{Q + v_s A}$$

V	järven tilavuus (m ³)
$\frac{dC}{dt}$	ravinnepitoisuuden muutos aikayksikössä
W	ulkoinen kuormitus (mg d ⁻¹)
Q	luusuan virtaama (m ³ d ⁻¹)
C	järviveden ravinnepitoisuus (mg m ⁻³)
v _s	Chapran sedimentaationopeus (m d ⁻¹)
A	järven pinta-ala (m ²)

Bayes-päätelyn käytön vuoksi Chapran mallilla lasketaan oikeammin ravinnepitoisuuden odotusarvo ja varsinainen ennustettava ravinnepitoisuus voidaan ajatella normaalijakautuneeksi (Kaava 4). Myös mallissa esiintyvä sedimentaationopeus ajatellaan normaalijakautuneeksi (Kaava 5). Sedimentaationopeus määritetään järvestä kerättyjen muiden muuttujien havaintojen perusteella, minkä jälkeen mallilla voidaan laskea pitoisuusennusteita eri kuormitustilanteissa (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

$$C \sim N(\mu, \tau^2) \quad (4)$$

μ	ravinnepitoisuuden odotusarvo (mg m ⁻³)
τ^2	mallin virhevarianssi

$$v_s \sim N(\mu_s, \sigma_s^2) \quad (5)$$

μ_s	sedimentaationopeuden odotusarvo (m d ⁻¹)
σ_s^2	sedimentaationopeuden varianssi

Jollei kohdejärvestä ole kunnollisia havaintoja, voidaan Chapran sedimentaationopeus arvioida erilaisiin järviaineistoihin sovitettujen regressiomallien tulosten avulla. Vaihtoehtoina ovat suomalaisiin kokonaisravinnetasetilastoihin (12 järveä) sovitettu Dillonin ja Riglerin (1974) pidättymiskertoimen regressiomalli fosforille (Kaava 6) ja typelle (Kaava 7), 723:n pohjoisamerikkalaisen ja eurooppalaisen järven kokonaisfosforitasetilastoihin sovitettu Canfieldin ja Bachmannin regressiomalli Vollenweiderin sedimentaationopeudelle (Kaava 8) (Reckhow 1988), sekä 70 Pohjois-Amerikan kaakkoisosan järven ja altaan kokonaisravinnetasetilastoihin sovitettu

Reckhown regressiomalli Vollenweiderin sedimentaationopeudelle (Kaava 9) (Reckhow 1988). Chapran sedimentaationopeus voidaan laskea malleista saatujen pidättymiskertoimen ja sedimentaationopeuden arvojen avulla (Kaavat 10 ja 11) (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

$$R_P = 0.60 - 0.0006W \quad (R^2 = 0.47) \quad (6)$$

$$R_N = 0.35 - 0.00016T_W \quad (R^2 = 0.48) \quad (7)$$

$$\sigma = 0.129(C_{in})^{0.549} T_W^{-0.549} \quad (8)$$

$$\sigma = \beta C_{in}^{\theta_1} T_W^{\theta_2} z^{\theta_3} \quad (9)$$

$$v_s = \frac{R_{P/N}}{1 - R_{P/N}} q_s \quad (10)$$

$$R_{P/N} = \left(1 + \frac{1}{T_W \sigma}\right)^{-1} \quad (11)$$

R_P	fosforin pidättymiskerroin
W	ulkoinen kuormitus (mg d^{-1})
R_N	typen pidättymiskerroin
T_W	hydraulinen viipymäaika (a)
σ	sedimentaatiokerroin (a^{-1})
C_{in}	tulovirtaaman ravinnepitoisuus (mg m^{-3})
β	fosforille = 3.0 (SD \pm 0.25), typelle = 0.67 (SD \pm 0.10)
θ_1	fosforille = 0.53 (SD \pm 0.13), typelle = 0
θ_2	fosforille = -0.75 (SD \pm 0.06), typelle = -0.75 (SD \pm 0.11)
θ_3	fosforille = 0.58 (SD \pm 0.19), typelle = 0
z	järven keskisyvyys (m)
v_s	Chapran sedimentaationopeus (m d^{-1})
q_s	hydraulinen pintakuorma (m a^{-1})

LLR:stä saadaan vedenlaatuennusteet kaikilla eri sedimentaationopeuden laskentavaihtoehdoilla. Järvikohtaisen mallin ennuste pohjautuu pelkästään järvestä kerättyihin havaintoihin ja suomalaisten järvien mallissa taustalla on suomalaisten järven aineisto. Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallissa hyödynnetään sekä pohjoisamerikkalaisten ja eurooppalaisten järvien että Pohjois-Amerikan kaakkoisosan järven ja altaan aineistoa. Järvikohtaisen mallin tulokset ovat yleensä luotettavimpia, sillä ne perustuvat kohdejärvessä kerättyihin todellisiin kuormitus-ravinnehavaintoihin. Jos järvestä ei kuitenkaan ole riittävästi havaintoja tai havaintoaineisto on suppealta vaihtelualueelta, voidaan suomalaisten järvien sekä Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallien avulla lisätä ennusteen luotettavuutta havaintoalueen ulkopuolella (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.). Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallin kohdalla ongelmaksi voi kuitenkin muodostua tausta-aineiston sopivuus suomalaisten järvien mallintamiseen, ja suomalaisten järvien mallin kohdalla vielä toistaiseksi aineiston vähäisyys.

Järviveden fosfori- ja typpipitoisuuksien avulla voidaan ennustaa järven a-klorofyllipitoisuus käyttäen a-klorofyllin hierarkkista lineaarista regressiomallia, joka voidaan tiivistää seuraavasti (Malve 2007):

$$\log(y_{ijk}) \sim N(X\beta_{ij}, \tau^2) \quad (12)$$

$$X\beta_{ij} = \beta_{0,ij} + \beta_{1,ij}\log(TP_{ijk}) + \beta_{2,ij}\log(TN_{ijk}) + \beta_{3,ij}\log(TP_{ijk})\log(TN_{ijk})$$

$$\beta_{ij} \sim N(\beta_i, \sigma_i^2)$$

$$\beta_i \sim N(\beta, \sigma^2)$$

$\log(y_{ijk})$	k:s havaittu log(a-klorofylli) arvo järvestä j tyyppiä i
X	matriisi havaituista kokonaisfosforin (TP) ja kokonaistypen (TN) arvoista järvestä j tyyppiä i
β_{ij}	järvikohtainen malliparametrivektori $[\beta_{0,ij}, \beta_{1,ij}, \beta_{2,ij}, \beta_{3,ij}]$, joka koostuu leikkauspisteestä ($\beta_{0,ij}$), logTP:n kulmakertoimesta ($\beta_{1,ij}$), logTN:n kulmakertoimesta ($\beta_{2,ij}$) sekä logTP:n ja logTN:n yhteisvaikutuksen kulmakertoimesta ($\beta_{3,ij}$)
τ^2	mallin virhevarianssi
β_i	malliparametrikeskiarvojen vektori järvityypille i $[\beta_{0,i}, \beta_{1,i}, \beta_{2,i}, \beta_{3,i}]$
σ_i^2	vektori malliparametrien variansseille tyyppin i järvien välillä $[\sigma_{0,i}^2, \sigma_{1,i}^2, \sigma_{2,i}^2, \sigma_{3,i}^2]$
β	järvityyppien keskiarvo $[\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_3]$
σ^2	järvityyppien varianssi $[\sigma_0^2, \sigma_1^2, \sigma_2^2, \sigma_3^2]$

Ravinteiden ja a-klorofyllin pitoisuuksien suhteesta saadaan edelleen johdettua yhteys kuormituksen ja a-klorofylli -pitoisuuden välille. Tästä voidaan arvioida sellaiset fosforin ja typen tavoitekuormat, joiden avulla saavutetaan järven hyvä tila a-klorofyllipitoisuuden suhteen. Mallin hierarkkisuus tarkoittaa tässä tapauksessa sitä, että se käyttää ennusteissaan sekä kohdejärvestä että muista samantyyppisistä järivistä hankittuja tietoja. Järvityyppikohtainen aineisto on valmiina LLR:n tietokannassa ja se sisältää havaintoja noin 2000 suomalaisesta järvestä. Peruslähtökohtana hierarkkisen rakenteen käytölle on, että saman järvityypin järvien a-klorofylli-ravinnepitoisuusvasteet ovat jossain määrin samanlaisia, ja että eri järvityyppien sisäiset havaintoaineistot kattavat laajemman vaihtelualan kuin yksittäisten järvien aineistot (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

Käytännössä mallin antamat a-klorofylli -pitoisuusennusteet perustuvat lähes yksinomaan kohdejärvestä kerättyyn havaintoaineistoon silloin, kun sitä on runsaasti, tai jos järvityypin järvien a-klorofylli-ravinnepitoisuusvasteet eivät jostain syystä ole keskenään samanlaisia. Päinvastaisessa tilanteessa ennuste perustuu järvityyppikohtaiseen aineistoon, mutta yleensä järvikohtaisen ja järvityyppikohtaisen aineiston painotus ennusteen teossa on jotain tältä väliltä. Järvityyppikohtaisen aineiston käyttäminen lisää mallin ennusteiden luotettavuutta erityisesti silloin, jos tavoitekuormat joudutaan ekstrapoloimaan kohdejärvestä olevan havaintoaineiston ulkopuolelle (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

Kasviplanktonbiomassan logistisen regressiomallin (Kaava 13) avulla voidaan tarkastella millä todennäköisyydellä järven hyvää tilaa vastaava kasviplanktonbiomassan raja-arvon ylittyy erilaisilla fosfori- ja typpikuormilla. Malli on sovitettu suomalaisten ja norjalaisten järvien aineistoon, jonka järvet on jaettu väriluvun perusteella humusjärviin (362 kpl, väriarvo > 40 mg Pt/l) ja kirkkaisiin järviin (852 kpl, väriarvo < 40 mg Pt/l). Kummallekin järvityypille on sovitettu oma malli, sillä kirkkaissa järvissä ylitystodennäköisyys näyttää riippuvan enemmän fosforin pitoisuudesta kun taas humusjärvissä sekä fosforin että typen pitoisuudesta (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.).

$$\text{Logit}(\text{Pr}) = \beta_n + \beta_1 \log(C_P) + \beta_2 \log(C_N) \quad (13)$$

$$\beta_i \sim N(\mu_R, \sigma_R^2)$$

Pr kukinnan todennäköisyys

β_n	regressiosuoran leikkauspiste
β_i	regressioyhtälön kerroin
C_i	havaittu kokonaisfosfori-/ kokonaistyyppipitoisuus

Realistisen virhearvioinnin lisäksi LS-mallissa hyödynnetty Bayes-päätely mahdollistaa parametrien, virhevarianssien ja ennusteiden jatkuvan päivittämisen sitä mukaa kun uutta havaintoaineistoa on käytettävissä. Suurimpana ongelmana Bayes-päätelyssä on prosessin alkuvaiheessa tehtävä priorijakauman valitseminen, joka on sitä subjektiivisempää mitä vähemmän tutkittavasta ilmiöstä on esim. kirjallisuuteen perustuvaa esitietoa (Malve 2007). Priorijakauma on eräänlainen "alkuarvaus" tutkittavan ilmiön käyttäytymisestä, ja lopullinen jakauma, eli mallin ennuste saadaan yhdistämällä havainnot tähän esitietoon. Käytännön tulkinnan kannalta malliennusteiden käsitteleminen jakaumina ja todennäköisyyksinä on huomattavasti informatiivisempi vaihtoehto kuin yksittäiset arvot. LLR:n avulla on mahdollista tarkastella erilaisia vaihtoehtoja tilanteessa, jossa sekä kunnostushankkeen onnistumisen todennäköisyyttä että hankkeen kustannusten minimointia on painotettava. Bayes-päätelyn ja MCMC-menetelmän hyödyntämistä LS-mallissa esittelee tarkemmin Malve (2007), ja yleisemmällä tasolla Bayesilaista data-analyysia käsittelevät esim. Gelman ym. (2004).

2.4.3. Lake Load Response –työkalun käyttö

Lake Load Response (LLR) –työkalu on ollut käytettävissä ympäristöhallinnon sisäisessä verkossa vuoden 2008 alusta, ja kiinnostuneille on järjestetty koulutustilaisuuksia sen käytöstä. Lähitulevaisuudessa LLR viedään internetiin, jotta myös ympäristöhallinnon ulkopuolisilla tahoilla, kuten konsulttifirmoilla on mahdollisuus hyödyntää sitä.

Seuraavassa käydään tarkemmin läpi LLR:llä tehtäviin ajoihin tarvittava havaintoaineisto ja sen käsittely oikeaan muotoon. Kohdejärvestä tarvitaan havaintoaineiston lisäksi tieto myös sen tilavuudesta, keskisyvyydestä ja järvityypistä (Kuva 2). Noin 2000 suomalaiselle järvelle tiedot löytyvät LLR:n tietokannasta, ja ne saadaan haettua järven nimen perusteella. Muussa tapauksessa tiedot on etsittävä ja annettava itse.

LLR:n syöttötietoina käytetään havaintoaineiston pohjalta laskettuja viipymääjan keskiarvoja järveen tulevasta päivittäisestä fosfori- ja typpikuormasta (kg/d), järven kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudesta ($\mu\text{g/l}$) sekä järven luusuan virtaamasta (m^3/s). Keskiarvot lasketaan niin monelle viipymäjaksolle kuin mahdollista ja tiedot kootaan Excel-taulukkoon. Viipymäaika pyöristetään seuraavaan tasavuoteen, joten keskiarvot lasketaan vähintään yhden vuoden havainnoista. Kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksien laskennassa huomioidaan kuitenkin vain kasvukauden aikana tehtyjen näytteenottojen tulokset. Ravinnepitoisuuksien keskiarvojen laskentaan käytetään lisäksi mieluiten järven keskeisimmän syvänteen vesipatsaasta määritettyjen pitoisuuksien tilavuuspainotettuja keskiarvoja.

Tavoitekuorma a-klorofyllin H/T luokkarajan perusteella

ALOITA TÄSTÄ ->	Etsi järvi taulukosta
Järven nimi	<input type="text"/>
Tilavuus [m3]	<input type="text"/>
Keskisyvyys [m]	<input type="text"/>
Järvityyppi	1
Ennustetodennäköisyys (oletus)	50
"Ennustetodennäköisyys2"	70
"Ennustetodennäköisyys3"	80
Havaintotaulukko (kuorma, virtaama, pitoisuus)	<input type="text"/> Browse... Minulla ei ole havaintoja :(
Chla- ja ravinnehavainnot	<input type="text"/> Browse...
	Laske tavoitekuormat

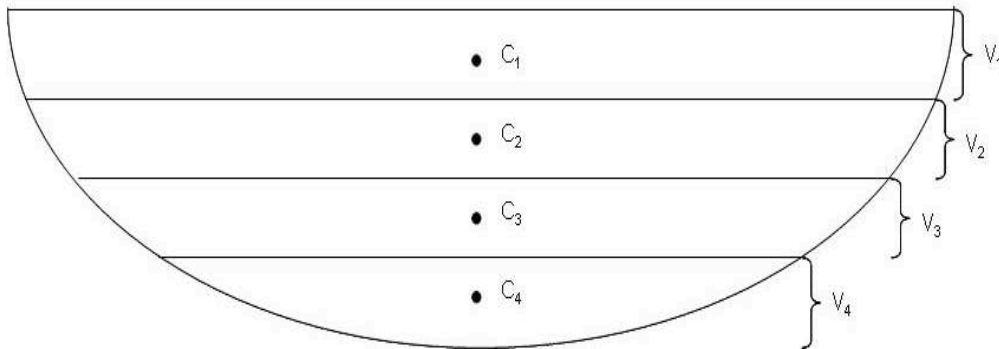
Kuva 2. Esimerkki Lake Load Response -työkalun syöttötietolomakkeesta laskettaessa tavoitekuormia a-klorofyllipitoisuuden hyvä/tyydyttävä luokkarajan perusteella.

Järvikohtaisen mallin avulla tehtävään a-klorofylliennusteen tarvitaan mahdollisimman monelta kasvukaudelta kaikki yksittäiset pintaveden kokonaisravinne- ja a-klorofyllipitoisuushavainnot Excel-taulukkoon koottuna. Jos kohdejärvi kuitenkin löytyy LLR:n tietokannasta, myös sen pitoisuustiedot on haettu valmiiksi malliajoja varten ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta. HERTTA:an on koottuna mm. kaikki velvoitetarkkailun näytteenottotulokset. a-klorofylliennuste on mahdollista tehdä myös suomalaisten järvien mallin avulla ilman kohdejärvestä olevia a-klorofyllihavaintoja. Silloin ennuste perustuu muiden suomalaisten, saman järvityypin järvien a-klorofyllihavaintoihin. Kasviplanktonbiomassaennusteen tekemiseen tarvitaan kaikkien yllämainittujen tietojen lisäksi vielä järven väriluku.

Keskimääräinen päivittäinen fosfori- ja typpikuorma saadaan laskettua esimerkiksi jakamalla viipymäjaksolle arvioitu kokonaiskuorma jakson pituudella. Virtaama saadaan laskemalla keskiarvo viipymäjakson päiväkohtaisista (havainto-) arvoista. Myös järven ravinnepitoisuudet lasketaan normaalilla aritmeettisella keskiarvolla kasvukauden näytteenottokertojen havainnoista. Sitä ennen jokaiselle näytteenottokerralle lasketaan tilavuuspainotettu keskiarvo eri syvyyksistä saaduista tuloksista (Kuva 3) kaavalla

$$C_{\text{Tot}} = \sum_1^n C_n \frac{V_n}{V} \quad (14)$$

C_{Tot}	kokonaisravinnepitoisuus ($\mu\text{g/l}$)
C_n	tietyn vesikerroksen ravinnepitoisuus ($\mu\text{g/l}$)
V_n	tietyn vesikerroksen tilavuus (mitattuna havainnon C_n ja sen yläpuolisen havainnon näytteenottosyvyyksien puolivälistä havainnon C_n ja sen alapuolisen havainnon näytteenottosyvyyksien puoliväliin) (m^3)
V	järven kokonaistilavuus (m^3)



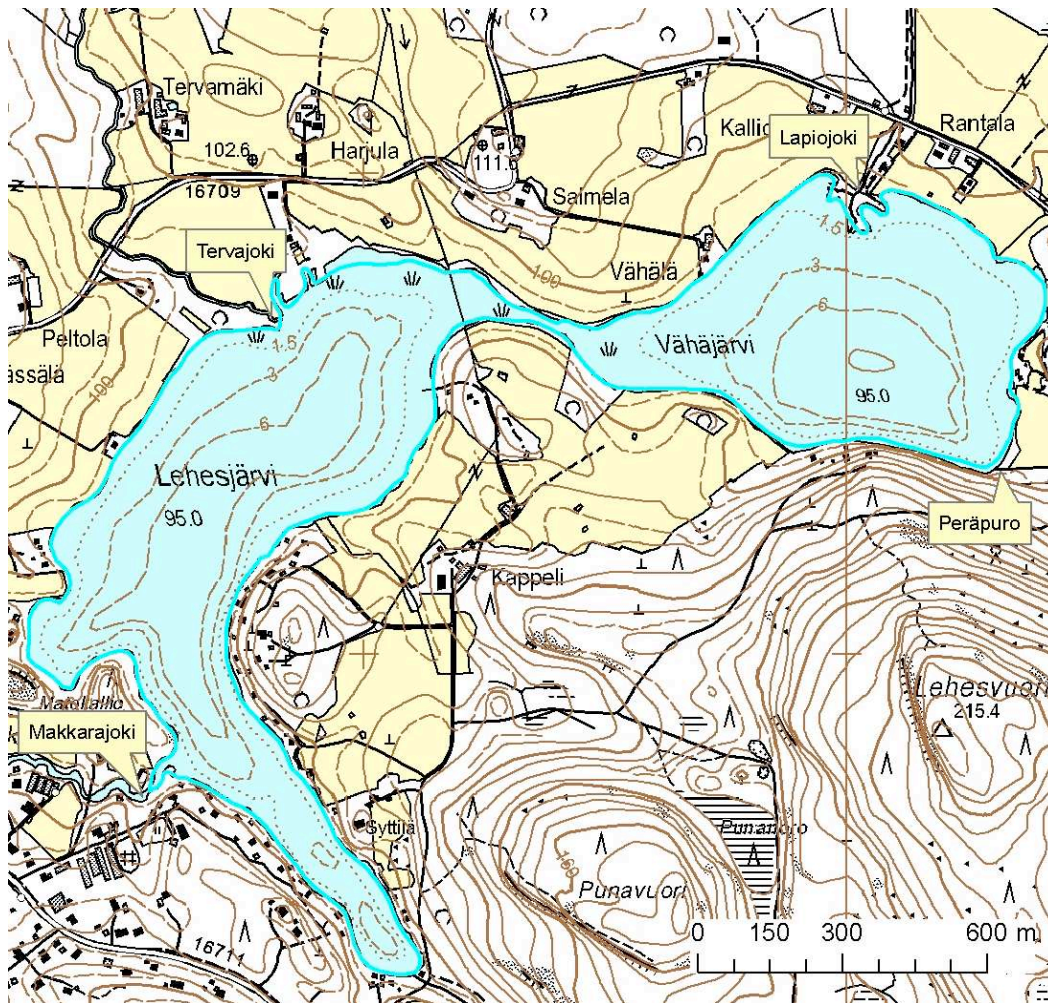
Kuva 3. Esimerkkikuva tilavuuspainotetun keskiarvon laskemiseen tarvittavista muuttujista C_n ja V_n . C_n on tietyistä vesikerroksesta mitattu ravinnepitoisuus. V_n on sen vesikerroksen tilavuus, jota havainto C_n vastaa. Tilavuus V_n otetaan havainnon C_n ja sen yläpuolisen havainnon näytteenottosyvyyksien puolivälistä havainnon C_n ja sen alapuolisen havainnon näytteenottosyvyyksien puoliväliin. Ylin vesikerros rajoittuu kuitenkin järven pintaan ja alin pohjaan.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1. Lehesjärvi-Vähäjärvi

LLR:ää testattiin pääasiallisesti Jyväskylässä sijaitsevalla Lehesjärvi-Vähäjärvellä (jatkossa lyhyemmin Lehesjärvi) (Kuva 4). Järven valuma-alue on Makkarajoen valuma-alue, joka kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen. Lehesjärven pinta-ala on 86 ha, tilavuus $2,8 \cdot 10^6$ m³, keskisyvyys 3,2 m ja viipymä noin 38 vrk. Järvi on tyypitelty pieneksi humusjärveksi. Sen tila on vuonna 2007 tehdyn luokittelun perusteella fosforin ja typen osalta tyydyttävä (kokonaisfosforipitoisuus 44 µg/l, kokonaistyyppipitoisuus 800 µg/l) ja a klorofyllipitoisuuden osalta välttävä (31,3 µg/l) (Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokanta). Kasviplanktonbiomassaa ei ole määritetty, joten kasviplanktonbiomassamallia ei pystytty testaamaan. Biomassamalli oli myös osittain kehitystyön alla tämän työn aikana, joten sen testaukseen ei ylipäänsä ollut kunnolla mahdollisuutta.

Makkarajoen valuma-alueen pinta-ala on 98,51 km² ja järvisyys 5,2 %. Valuma-alueella ei ole yläpuolisia valuma-alueita, mutta sillä sijaitsee Lehesjärven lisäksi 22 järveä. Paikkatietoaineistoihin perustuvan Slices (Separated land use/ Land Cover Information System) maankäyttöluokituksen (lisätietoja esim. Mikkola ym. 1999) mukaan metsätalouden osuus valuma-alueen pinta-alasta on noin 71 %, maatalouden 15 % ja asutuksen 2,4 %. Suurin hajakuormituksen lähde on valuma-alueella ja erityisesti Lehesjärven ympäristössä harjoitettava maatalous (Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannan vesistökuormitusarviot (VEPS) -osio).



Kuva 4. Jyväskylässä sijaitseva Lehesjärvi-Vähäjärvi.

3.2. Lehesjärven havaintoaineiston kerääminen

Tässä kappaleessa esitellään tarkemmin aineiston hankintaa LLR-ajoja varten, sekä tähän työhön liittyvä aineiston ylimääräinen käsittely. Lehesjärvi löytyy LLR:n tietokannasta, joten ajoja varten tarvittavat järven perustiedot, samoin kuin a-klorofylliennusteita varten tarvittavat a-klorofyllihavainnot saatiin suoraan sieltä. Yleisempi kuvaus LLR:n tarvitseman havaintoaineiston keruusta ja muokkauksesta löytyy kappaleesta ”LLR:n käyttö” (2.4.3.).

3.2.1. Kuormitus

Järveen tulevan fosfori- ja typpikuorman määrän tarkka arvioiminen on työlästä, ja esimerkiksi resurssien puutteen vuoksi usein jopa mahdotonta. Tämän vuoksi LLR-ajoja varten tarvittavan kuormitushavaintoaineiston hankkimiseen kartoitettiin erilaisia keinoja ja eri lähteistä saatujen kuormitusarvojen vaikutusta ennusteisiin tarkasteltiin. Ensimmäisenä vaihtoehtona oli laskea kuormitus tulouomamittausten perusteella. Lehesjärveen laskevien Tervajoen, Lapiojoen ja Peräpuron virtaamia ja ravinnepitoisuuksia on mitattu LakeState-hankkeen yhteydessä vuosina 2006-2008. Yhteistyötahoina tulouomamittausten, samoin kuin Lehesjärven näytteenottojen toteuttamisessa ovat olleet Keski-Suomen ympäristökeskus, Jyväskylän yliopisto sekä entinen Jyväskylän maalaiskunta. Tässä työssä käytettiin vain vuosien 2006 ja 2007 tuloksia, sillä vuoden 2008 mittaukset olivat kesken työn alkaessa. Vuodelta 2007 mittausaineistoa oli huhtikuun puolestavälistä marraskuun lopulle ja kertojen sijoittuminen

oli satunnaistettu ajassa. Vuonna 2006 mittauksia oli tehty touko- syyskuun aikana, tasaisin välein 2-5 kertaa kuukaudessa (Taulukko 3). Lehesjärveen tuleva fosfori- ja typpikuorma arvioitiin laskemalla keskimääräinen päiväkuorma vuoden aikana tehtyjen mittauskertojen tuloksista.

Taulukko 3. Lehesjärvi-Vähäjärveen laskevista tulouomista (Lapiojoki, Tervajoki ja Peräpuro) tehtyjen mittausten ajankohdat huhti- marraskuussa (IV – XI) vuosina 2006 ja 2007. Jokaista kuukautta vastaavalla rivillä on lueteltu mittausten tarkat päivämäärät. Lihavoidut päivämäärät kuvaavat kertoja, jolloin mittauksia on tehty kaikista tulouomista ja alleviivatut kertoja, jolloin mittauksia on vain Lapiojoesta. Muina kertoina mittauksia on tehty Lapiojoesta ja Tervajoesta.

	2006	2007
IV		12. 17. 19. 24. 25.
V	3. 10. 18. 23.	2. 3. 7. 8. 9. 15. 16. 17. 21. 22. 23. 29.
VI	1. 8. 13. 21. 27.	4. 11. 19.
VII	6. 13. 19. 27.	9. 18. 24.
VIII	2. 9. 17. 24. 31.	2. 22. 28. 30.
IX	7. 13.	6. 12. 13. 27.
X		1. 11. 18. 25. 29.
XI		5. <u>15.</u> <u>22.</u>

Toisena vaihtoehtona oli hakea kuormitustiedot ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannan vesistökuormitusarviot (VEPS) -osiosta. VEPS:in kuormitusarviot on laskettu eri maankäyttömuodoille määritettyjen ominaiskuormituslukujen ja valuma-alueen maankäyttötietojen avulla, mistä johtuen kuormitusluvuissa ei ole suuria vuosittaisia eroja. Laskelmat on lisäksi tehty vain kolmannen jakovaiheen valuma-alueille, eikä niissä ole huomioitu mahdollisten yläpuolisten valuma-alueiden tai vesistöjen vaikutusta (lisätietoja esim. Tattari & Linjama 2004). Lehesjärven valuma-alue (Makkarajoen valuma-alue) kuuluu kolmannen jakovaiheen valuma-alueisiin eikä sillä ole yläpuolisia valuma-alueita, joten VEPS:in kuormitustietoja käytettiin sellaisinaan. Valuma-alueella olevien muiden järvien vaikutus ravinteiden kulkeutumiseen jätettiin huomioimatta.

Kolmantena vaihtoehtona oli käyttää ympäristöhallinnon vesistömallijärjestelmän laatuosiosta (VEMALA) haettuja simuloituja fosforikuormia (lisätietoja www.ymparisto.fi/vesistoennusteet). Typpikuormia ei saatu suoraan vesistömallijärjestelmästä, sillä sen typpiosio oli Kymijoen vesialueen osalta vielä keskeneräinen. Lehesjärveen tuleva typpikuormat arvioitiin Granbergin & Granbergin (2006) esittämällä tavalla, kertomalla järvestä lähtevä typpikuorma tulevan ja lähtevän fosforikuorman suhteella. Lähtevän typpikuorman suuruus arvioitiin mahdollisimman läheltä luusuaa mitattujen typpipitoisuuksien sekä luusuan virtaaman avulla. Lähtevä fosforikuorma saatiin tulevan kuorman tavoin vesistömallijärjestelmästä. VEPS:in ja vesistömallijärjestelmän kuormitustiedot haettiin vuosille 1998-2007.

3.2.2. Kokonaisravinnepitoisuudet

Lehesjärven kokonaisfosfori- ja kokonaistyppipitoisuuksista oli myös LakeState-hankkeessa tehtyyn näytteenottoon perustuvaa havaintoaineistoa vuosilta 2006 – 2008. Niistä hyödynnettiin tuloksia vuosien 2006 ja 2007 kasvukauden näytteenottokerroilta, joita oli tasaisin välein joka kuukaudelta yhdestä kahteen kappaletta. Lehesjärvestä otettujen velvoitetarkkailunäytteiden tuloksia pystyttiin hakemaan ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta ja niistä saatiin VEPS:in ja Vesistömallijärjestelmän kuormitustietoja vastaavat kasvukausien arvot vuosille 1998 – 2007. Näytteenottokertoja oli ollut pääsääntöisesti kolme kappaletta yhden kasvukauden aikana. Sekä mittauksiin

perustuvia että HERTTA:sta haettuja näytteenottotuloksia oli näytteenottokerrasta riippuen useammista eri syvyyksistä, yleensä noin kahden metrin välein syvyydeltä 1-8 metriä. Tästä johtuen pitoisuuksista laskettiin tilavuuspainotetut keskiarvot käyttäen apuna R-tilasto-ohjelmalle koodattua R-funktiota.

3.2.3. Virtaama

Lehesjärven luusuasta ei ole mitattuja virtaamahavaintoja. Virtaama pidettiin LLR-ajoissa joko jatkuvasti samana käyttäen vesistömallijärjestelmästä haettua keskivirtaamaa (0,85 m³/s), tai arvoina käytettiin luonnontilaisen vertailuvesistön (Saarijärvi) avulla laskettuja virtaamia. Laskentaan käytettiin kaavaa

$$Q_1 = Q_2 \frac{A_1}{A_2} \quad (15)$$

Q ₁	kohdevesistön virtaama (m ³ /s)
Q ₂	vertailuvesistön virtaama (m ³ /s)
A ₁	kohdevesistön valuma-alueen pinta-ala (ha)
A ₂	vertailuvesistön valuma-alueen pinta-ala (ha)

3.3. Lehesjärven mittaus- ja näytteenottotulosten manipuloiminen

LakeState-hankkeen mittauksiin ja näytteenottoon perustuvan havaintoaineiston oletettiin kuvaavan järveen tulevaa kuormitusta sekä järven ravinnepitoisuuksia melko luotettavasti, sillä mittauksia oli pyritty tekemään mahdollisimman paljon. Tarkoituksena oli selvittää, mikä on Lehesjärven aineiston perusteella minimi näytteenotto- ja mittaustiheys luotettavien tulosten saamiseksi. Näytteenottojen ja mittausten tuloksia vähennettiin valikoiden ja tarkasteltiin, missä vaiheessa sillä alkoi olla vaikutusta niistä laskettaviin keskiarvoihin ja keskimääräisiin päiväkuormiin. Keskiarvojen laskemiseen valittiin esim. joka kuukauden ensimmäiset tai viimeiset mittauskerrat, tietty määrä mittauskertoja tasaisesti mittausjaksolta tai vain tietyille kuukausille sijoituvia mittauskertoja. Selkeäksi vaikutukseksi valittiin uuden keskiarvon sijoittuminen alkuperäisen arvon 95 % luottamusvälin ulkopuolelle.

3.4. Hydrologiset olot vuosina 2006 ja 2007

Vuodet 2006 ja 2007 olivat lähes kauttaaltaan pitkäaikaista keskiarvoa lämpimämpiä (Taulukko 4). Varsinkin niiden kuukausien lämpötilat, joihin LakeState-hankkeeseen liittyviä mittauksia ja näytteenottoja tehtiin, pysyivät keskiarvon yläpuolella tai sen tasolla. Vuoden 2006 kasvukauden lämpötilat olivat sekä pitkäaikaiskeskiarvoa että vuoden 2007 lämpötiloja selvästi korkeampia (Ilmatieteenlaitos).

Taulukko 4. Kuukausittaiset (I – XII) keskilämpötilat ja sadannat vuosina 2006 ja 2007 sekä 30-vuoden pitkäaikaiskeskiarvot Jyväskylän Tikkakosken lentoasemalla (Ilmatieteenlaitos).

	Lämpötila (°C)			Sadanta (mm)		
	2006	2007	1971-2000	2006	2007	1971-2000
I	-7.3	-6.4	-8.5	20	51	43
II	-11.7	-14.5	-8.7	18	19	31
III	-9.5	1.2	-4.0	33	21	37
IV	2.7	3.6	1.4	52	25	37
V	9.3	9.4	8.7	34	38	38
VI	15.4	14.0	14.0	28	53	59
VII	17.5	15.9	16.0	29	140	79
VIII	17.4	15.6	13.7	16	60	88
IX	11.7	8.7	8.2	56	72	63
X	4.8	5.3	3.2	116	56	60
XI	-0.8	-1.7	-2.2	46	44	57
XII	1.1	0.0	-6.4	62	52	47

Vuosi 2006 oli vähäsateinen, ja mittaus- ja näytteenottokuukausista kesä-, heinä- ja elokuussa satoi poikkeuksellisen vähän (Taulukko 4). Mittauksia edeltänyt huhtikuu, sekä mittausjaksoon sisältynyt syyskuu sen sijaan olivat runsassateisia. Vuoden 2007 kokonaissademäärä noudatteli pitkäaikaiskeskiarvoa, mutta mittaus- ja näytteenottokuukausista maaliskuu-, huhti-, elo- ja marraskuu olivat selvästi pitkäaikaista keskiarvoa vähäsateisempia. Heinäkuun sademäärä oli sen sijaan lähes kaksinkertainen pitkäaikaiskeskiarvoon verrattuna ja syyskuukin selvästi normaalia sateisempi (Ilmatieteenlaitos).

3.5. Muut järvet

LLR-ajaja tehtiin myös muista järivistä kerätyillä aineistoilla, joita saatiin erilaisten aiempien hankkeiden tuloksista. Ajojen tarkoituksena oli kartoittaa LLR:n yleistä toimivuutta erityyppisille järville sekä mahdollisia ongelmakohtia. Järviä oli muutamia eri puolilta Suomea ja ne poikkesivat ominaisuuksiensa puolesta toisistaan melko hyvin (Taulukko 5). Haapajärvestä oli vain fosforikuormitushavainnot, joten sille saatiin laskettua pelkkä fosforin tavoitekuorma. Muille järville pystyttiin tekemään molempien ravinteiden sekä a-klorofyllin malliajot.

Taulukko 5. Lake Load Response (LLR) –työkalan testaukseen käytetyt järvet ja niiden tyypit, tilavuudet (V), pinta-alat (A), keskisyvyydet (z) sekä kokonaisfosforin (TotP), kokonaistypen (TotN) ja a-klorofyllin luokittelupitoisuudet (Chl-a).

Järvi	Järvityyppi	V 10 ⁶ m ³	A ha	z m	TotP µg/l	TotN µg/l	Chl-a µg/l
Hiidenvesi (23.031.1.001)							
syvänteen alue	Rr	189	2580	7.4	49	1100	23
Kirkkojärvi	Rr	7	4500	1.5	49	1100	23
Pyhäjärvi (34.031.1.001)	SVh	849	15519	5.5	20	450	7
Tuusulanjärvi (21.082.1.001)	Rr	19	592	3.2	89	920	36
Haapajärvi (06.022.1.001)	RrRk	3	214	1.4	278	2700	147
Pieksjärvi (14.793.1.001)	Mh	43	2098	2.1	21	628	12

4. TULOKSET

4.1. Syöttötietojen vaikutus LLR:n antamiin ennusteisiin

4.1.1. Ravinnepitoisuusennusteet

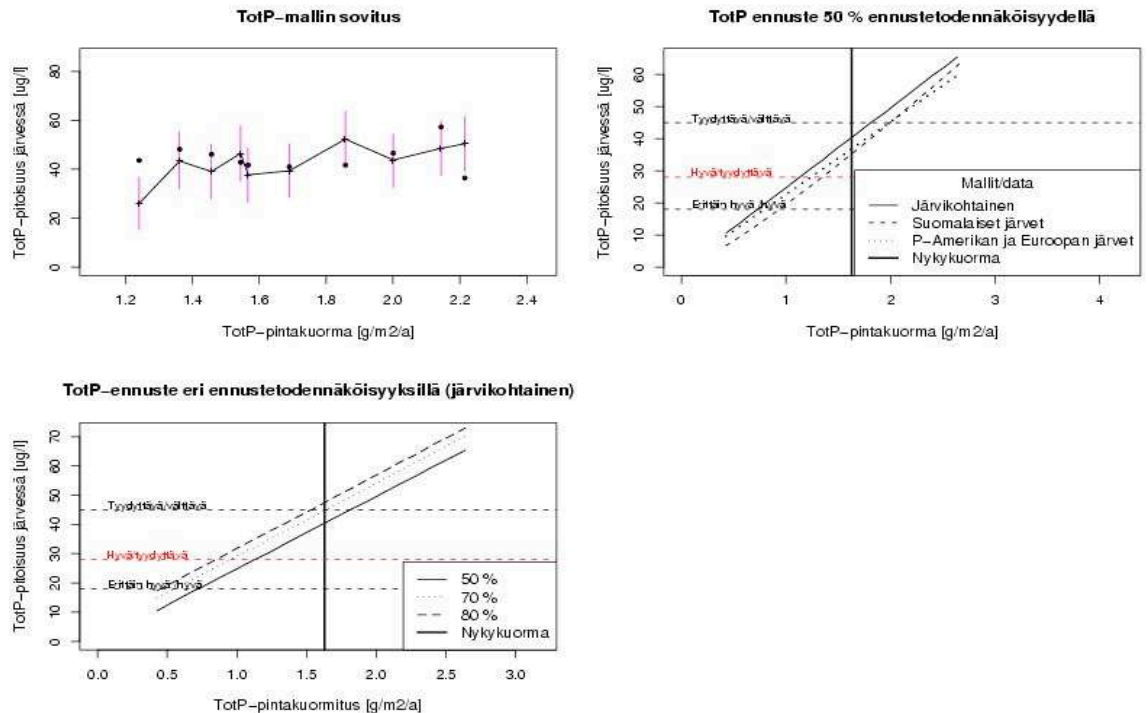
Mittauksiin perustuvat ja vesistömallijärjestelmästä haetut viipymäjaksokohtaiset, sekä niistä lasketut keskimääräiset kuormitusarvot olivat hyvin lähellä toisiaan (Taulukko 6). VEPS:in kuormitusarvot sitä vastoin poikkesivat näistä kahdesta selvästi, ollen fosforin osalta mitattuihin verrattuna lähes kaksinkertaisia. Kasvukauden ravinnepitoisuuksissa ei ollut merkittävää eroa mitattujen ja HERTTA:sta haettujen välillä. Fosforipitoisuus oli keskimäärin hieman yli 40 $\mu\text{g/l}$ ja typpipitoisuus hieman yli 800 $\mu\text{g/l}$.

LLR antaa ennusteet kuvaajina (Kuva 5) ja varsinaisen tavoitekuorman ja kuormituksen vähennystarpeen myös taulukoituna. Mallin sovitus Lehesjärvelle toimi kaikilla lähtötietovaihtoehdoilla hyvin, ja järvikohtaisen mallin antama ennuste kuormituksen ja ravinnepitoisuuden suhteesta vastasi nykytilassa havaittua. Nykykuormitusta vastaava kokonaisfosforipitoisuus oli kaikilla kuormitusarvoilla hieman yli 40 $\mu\text{g/l}$ ja kokonaistyppipitoisuus noin 800 $\mu\text{g/l}$ (Liitteet 1-4). Suomalaisten järvien sekä Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallin ennusteissa nykykuormitusta vastaavat ravinnepitoisuudet jäivät sen sijaan matalammilla kuormitustiedoilla havaittuja alhaisemmiksi, ja korkeammilla kuormitustiedoilla etenkin nykykuomaa vastaavat fosforipitoisuudet nousivat selvästi liian suuriksi (noin 60 $\mu\text{g/l}$).

Taulukko 6. Lake Load Response –työkalan järvikohtaisen mallin antamat ennusteet fosforin (P) ja typen (N) tavoitekuormista, sekä kuormituksen vähennystarpeesta hyvää vedenlaatua vastaavien fosfori- ja typpipitoisuuksien saavuttamiseksi Lehesjärvi-Vähäjärvässä. Ennusteet on tehty neljällä eri syöttötietovaihtoehdolla: I = mittauksiin perustuva ravinnepitoisuus- ja kuormitusaineisto, laskettu virtaama; II = ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja sen vesistökuormitusarviot osiosta saadut kuormitukset, virtaama aina sama; III = ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja vesistömallijärjestelmästä saadut kuormitukset, virtaama aina sama; IV = kuten III, mutta vaihtelevilla ja osin suuremmilla virtaama-arvoilla.

Syöttötietovaihtoehto	I		II		III		IV	
	P	N	P	N	P	N	P	N
Nykykuorma (kg/d)	3.1	63.0	5.8	99.2	3.8	66.5	3.8	66.5
Tavoitekuorma (kg/d)	2.1	55.5	3.7	82.2	2.6	57.5	2.7	63.6
Kuormitusvähennys (kg/d)	1.0	7.6	2.2	17.0	1.2	9.0	1.2	2.9
Kuormitusvähennys (%)	31.9	12.0	36.9	17.1	31.3	13.6	30.8	4.4

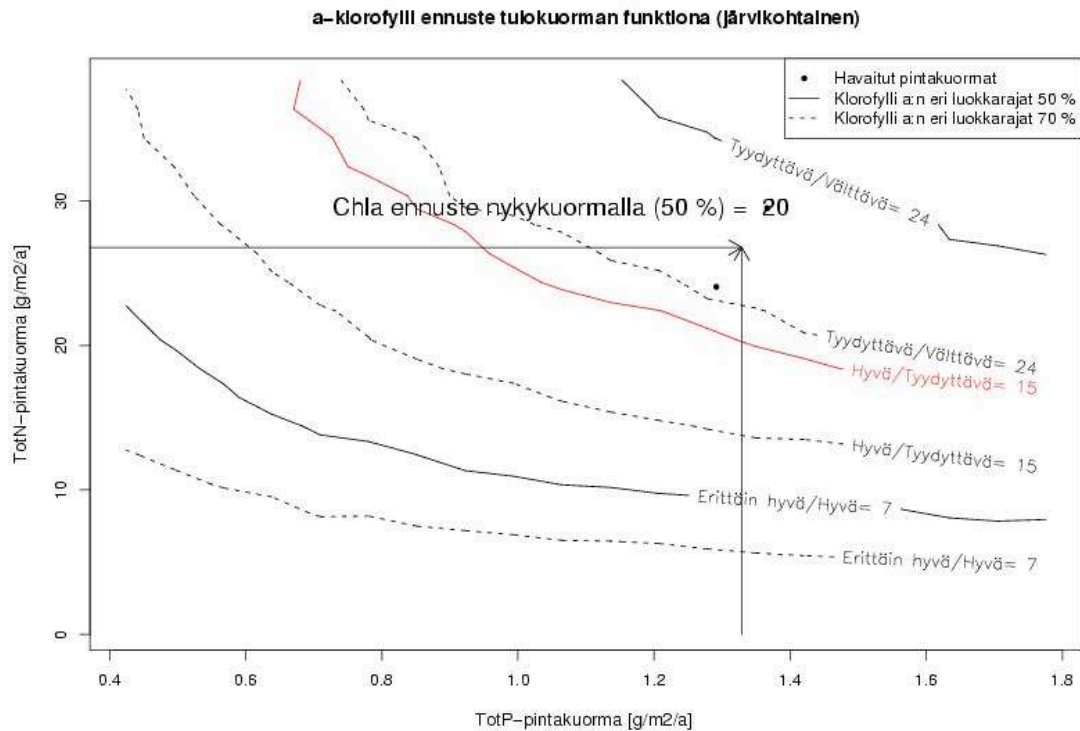
Kilomääräisesti tarkasteltuna suuremmilla kuormitusarvoilla myös kuormituksen vähennystarve oli suurempi (Taulukko 6). Sen sijaan prosentuaalinen vähennystarve oli järvikohtaisen mallin ennusteissa hyvin samansuuruinen kaikilla kuormitusvaihtoehdoilla: 31.3-36.9 % fosforille ja 12.0-17.1 % typelle. Virtaamatiedoilla oli kuormitusta suurempi vaikutus järvikohtaisen mallin ennusteeseen, etenkin typen kohdalla. Suuret virtaama-arvot pienensivät kuormituksen vaikutusta typpipitoisuuteen, jolloin jo nykytilannetta vastaava pitoisuus jäi liian alhaiseksi ja typpikuorman vähennystarpeeksi saatiin enää 4.4 %. Suomalaisten järvien sekä Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallin mukaan sekä kilomääräiset että prosentuaaliset vähennystarpeet kasvoivat kuormitusarvojen kasvaessa. Virtaama-arvojen vaikutus oli samantyylinen kuin järvikohtaisen mallin kohdalla.



Kuva 5. Esimerkki LLR -työkalun antamasta tuloskuvasta, tässä fosforille. Ylhäältä vasemmalta nähdään miten hyvin mallin ennuste (viiva) ja havainnot (ympyrät) vastaavat toisiaan. Pystyviivat kuvaavat 95 % luottamusvälejä. Ylhäältä oikealta nähdään mallin antama ennuste fosforipitoisuuden muutoksesta fosforikuormituksen funktiona. Eri mallien kuvaajista nähdään, mille tasolle kuormitusta niiden mukaan pitäisi vähentää, jotta fosforipitoisuudessa päästäisiin 50 % todennäköisyydellä järven tyyppiä vastaavan hyvä/tydyttävä rajan alapuolelle (keskimmäinen vaakaviiva). Alhaalta vasemmalta nähdään, miten järvikohtaisen mallin ennuste muuttuu, kun todennäköisyyttä päästä hyvä/tydyttävä rajan alapuolelle kasvatetaan.

4.1.2. a-klorofyllipitoisuusennusteet

Järvikohtaisen a-klorofyllimallin antama ennuste a-klorofyllin pitoisuudesta nykykuormalla oli kaikilla syöttötietovaihtoehdoilla noin 20 µg/l tai hieman sen alle (Liitteet 1-4). Se jäi selvästi järvestä tehtyihin havaintoihin perustuvan luokittelupitoisuuden (31,3 µg/l) alapuolelle. LLR:n a-klorofylliennusteet perustuvat sekä fosforin, että typen pitoisuuteen, joten LLR antaa useita eri typpi- ja fosforikuormayhdistelmiä, joilla a-klorofyllipitoisuus saadaan pysymään järven hyvää tilaa vastaavan raja-arvon alapuolella (Kuva 6). Mallin mukaan toisen ravinteiden kuormitusta voitaisiin jopa lisätä, jos toisen kuormitus saadaan riittävän alas. Esimerkiksi mittauksiin perustuvilla syöttötiedoilla saadaan ennuste, jonka mukaan Lehesjärven fosforikuorma voitaisiin pitää nykyisellä tasolla (3.13 kg/d) tai korkeampanakin, jos päivittäinen typpikuorma olisi nykyistä päiväkuormaa (63.03 kg/d) vähintään 15 kg pienempi (Taulukko 7). Lehesjärven fosfori- ja typpipitoisuudet ovat kuitenkin molemmat yli hyvää tilaa vastaavan raja-arvon, joten a-klorofyllimallin tuloksista on varmasti tarkoituksenmukaisinta tarkastella vaihtoehtoja, joissa kuormituksia ei lisätä.



Kuva 6. Esimerkki Lake Load Response –työkalan antamasta a-klorofylliennusteen kuvaajasta. Syöttötietoina on käytetty Lehesjärvi-Vähäjärvestä tehtyihin mittauksiin ja näytteenottoihin perustuvaa aineistoa. Kuvaajasta voidaan katsoa millaisilla fosforin (x-akseli) ja typen (y-akseli) pintakuormien yhdistelmillä pysytään Hyvä/Tyydyttävä –rajaa vastaavalla a-klorofyllipitoisuuskäyrällä esim. 50 % todennäköisyydellä (keskimmäinen yhtenäinen viiva).

Eri syöttötietovaihtoehdoilla saatujen fosfori- ja typpikuormitusyhdistelmien vertailu kuormitusvähennystarpeen kannalta oli hieman hankalampaa kuin ravinnemalleissa. Jos kuitenkin tarkasteltiin toisen ravinteen kuormituksen vähennystarvetta silloin kun toisen kuormitus pysyy nykyisellään, saatiin samantyyllisiä tuloksia kuin ravinnemallien kohdalla (Taulukko 8). Kuormituksen kilomääräinen vähennystarve siis kasvoi selvästi syöttötietona annetun kuormituksen kasvaessa, mutta prosentuaalisesti kasvu oli maltillisempaa. Fosforille prosentuaalinen vähennystarve oli 27.8 – 39.0 % ja typelle 24.7 – 32.0 %. Virtaaman vaihtelu ja suuremmat virtaama-arvot pienensivät fosforin vähennystarpeen 22.5 %:iin ja typen 14.6 %:iin.

LLR laskee a-klorofylliennusteen myös Suomalaisten järvien mallilla. Sen ennustamat nykykuormaa vastaavat a-klorofyllipitoisuudet olivat Lehesjärvessä melkein kaikilla syöttötietovaihtoehdoilla välillä 11-15 $\mu\text{g/l}$ (Liitteet 1-4). Poikkeuksen teki VEPS:istä haetuilla suuremmilla kuormitusluvuilla tehty ajo, josta a-klorofylliennusteeksi tuli 29 $\mu\text{g/l}$. Suomalaisten järvien malli oli siis herkempi kuormitusarvojen muutokselle kuin järvikohtainen malli, ja myös taustalla oleva järviaineisto vaikuttaa ennusteeseen.

Taulukko 7. Lake Load Response (LLR) työkalun antamat fosfori- ja typpikuormitusyhdistelmät järven hyvää tilaa vastaavan a-klorofyllipitoisuuden saavuttamiseksi Lehesjärvi-Vähäjärvässä. Taulukossa olevat kilomääräiset arvot on laskettu LLR:n antamista pintakuorma-arvoista. Syöttötietoina on käytetty mittauksiin ja näytteenottoihin perustuvaa aineistoa, jonka mukaan järven nykyinen fosforikuorma on 3,13 kg/d ja typpikuorma 63,03 kg/d (lähimmät arvot lihavoitu taulukossa).

LP	LN
kg/d	kg/d
4.19	39.95
4.03	38.93
3.84	41.17
3.67	42.61
3.51	42.77
3.46	43.29
3.34	44.94
3.18	46.91
3.11	47.97
3.01	49.88
2.85	52.68
2.85	52.80
2.68	54.09
2.50	56.16
2.42	57.39
2.33	59.79
2.26	62.07
2.17	65.63
2.14	66.78
2.00	69.30
1.98	71.46
1.84	74.69
1.77	76.17
1.72	80.88
1.67	82.43
1.58	85.56
1.60	90.27

Taulukko 8. Lake Load Response –työkalun järviokohtaisen mallin antama ennuste fosforin (P) ja typen (N) tavoitekuormasta hyvää vedenlaatua vastaavan a-klorofyllipitoisuuden saavuttamiseksi Lehesjärvi-Vähäjärvässä silloin, kun toisen ravinteiden kuorma pysyy nykyisellään. Arviot kuormituksen vähennystarpeesta on laskettu ennusteen perusteella. Ennusteet on tehty neljällä eri syöttötietovaihtoehdolla: I = mittauksiin perustuva ravinnepitoisuus- ja kuormitusaineisto, laskettu virtaama; II = ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja sen vesistökuormitusarviot osiosta saadut kuormitukset, virtaama aina sama; III = ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja vesistömallijärjestelmästä saadut kuormitukset, virtaama aina sama; IV = kuten III, mutta vaihtelevilla ja osin suuremmilla virtaama-arvoilla.

Syöttötietovaihtoehto	I	II	III	IV	I	II	III	IV
	P				N			
Nykykuorma (kg/d)	3.13	5.83	3.83	3.83	63.0	99.2	66.5	66.5
Tavoitekuorma (kg/d)	2.26	3.56	2.64	2.97	47.5	67.5	50.0	56.8
Kuormitusvähennys (kg/d)	0.87	2.27	1.19	0.86	15.54	31.77	16.47	9.73
Kuormitusvähennys (%)	27.8	39.0	31.1	22.5	24.7	32.0	24.8	14.6

4.2. Havaintoaineiston manipuloiminen

Keskimääräisten päiväkuormien laskeminen valikoiduista mittaustuloksista osoitti, että vähäisetkin kuormitusmittaukset voivat antaa hyvän käsityksen ulkoisesta kuormituksesta. Mittauskertojen oikeanlainen sijoittuminen eri hydrologisille jaksoille oli kuitenkin tärkeää, ettei eritoten kuormitushuipujen vaikutus korostunut tai jäänyt huomiotta. Myös ravinnepitoisuuksien kohdalla näytteenotokertojen sijoittuminen kasvukaudella osoittautui tärkeäksi.

Vuosien 2006 ja 2007 kuormitusmittaustulokset poikkesivat toisistaan selvästi, vaikkakin mittausjaksoilta lasketut keskiarvot olivat melko lähellä toisiaan (Taulukko 9). Vuonna 2007 järveen tuleva kuormitus oli jakautunut tasaisemmin eri kuukausille, kun taas vuonna 2006 esimerkiksi ero kevään ja loppukesän lukemissa oli suuri (Kuva 7). Tämän vuoksi kaikista vuoden 2006 mittaustuloksista lasketun keskimääräisen päiväkuorman 95 % luottamusväli oli melko suuri, ja uudet keskiarvot sijoituivat sen ulkopuolelle vain kun valinnassa painotettiin selvästi mittaustulosten ääriarvoja (Taulukko 10). Vuoden 2007 tuloksissa mittauskertojen pudottamisella kymmeneen tai sen alle oli selvä vaikutus keskiarvoihin, mutta vaikutus määräytyi myös sillä, miten jäljelle jääneet mittauskerrat olivat sijoittuneet (Taulukko 11). Jopa vain neljän mittauskerran keskiarvot pysyivät 95 % luottamusvälin sisällä, kun ne edustivat tasapuolisesti kuormituksen maksimi- ja minimiarvoja, eli niin kevään, kesän kuin syksynkin mittauksia. Vastaavasti myös elokuun toisen päivän mittauskerralle sattuneen kuormituspiikin mukaan ottaminen näytti nostavan keskimääräisen kuormituksen herkästi yli 95 % luottamusvälin.

Taulukko 9. Tulouomamittauksiin perustuvat Lehesjärvi-Vähäjärven typen (LN) ja fosforin (LP) keskimääräiset päiväkuormat vuonna 2006 ja 2007, sekä järvestä määritetyt kasvukauden kokonaistyyppi- (TotN) ja kokonaisfosforipitoisuudet (TotP).

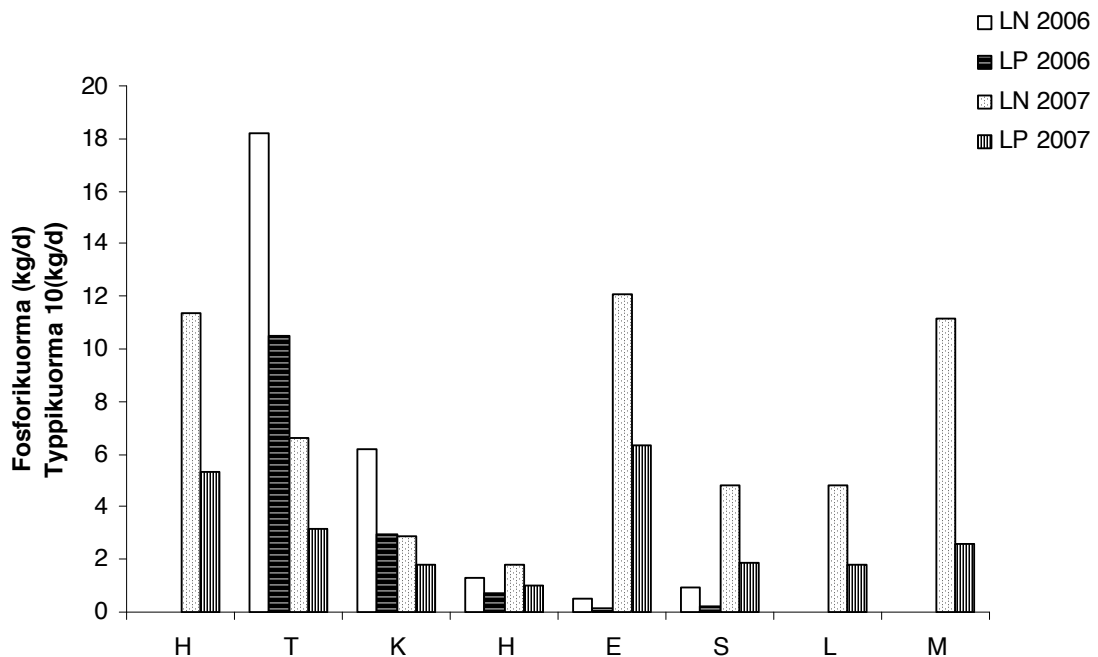
	2006				2007			
	LN (kg/d)	LP (kg/d)	TotN (µg/l)	TotP (µg/l)	LN (kg/d)	LP (kg/d)	TotN (µg/l)	TotP (µg/l)
Keskiarvo	57	3.0	722	42	69	3.2	910	44
Keskihajonta	78	4.5	78	5.5	47	2.4	147	6.2
95 % luottamusväli	22-91	1.1-5.0	660-785	37-46	54-85	2.4-4.0	800-1020	39-49
Mittaus-/näytteen- otokertoja	20		6		36		8	

Taulukko 10. Lehesjärvi-Vähäjärven vuoden 2006 tulouomamittauksista (kaikkiaan 20 kpl) valikoitujen otosten A – J näytteenotokertojen sijoittuminen touko-syyskuussa (V - IX). Jokaista kuukautta vastaavalla rivillä on lueteltu valittujen mittauskertojen tarkat päivämäärät. Alimmilla riveillä on mittauskertojen tulosten perusteella lasketut keskimääräiset fosforin (LP) ja typen (LN) päiväkuormat. Lihavoidut kuormitusarvot asettuvat kaikista vuoden 2006 mittaustuloksista laskettujen keskimääräisten päiväkuormien 95 % luottamusvälin ulkopuolelle (fosforille 1.1 – 5.0, typelle 22 – 91), eli poikkeavat niistä selvästi.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
V	3. 23.	10. 18.	3. 23.	18. 10.	3. 10.	3. 18.				
VI	1. 27.	13. 21.	1. 27.	13. 13.	8. 21.	21.				
VII	6. 27.	13. 19.	6. 27.	13. 13.	27. 6.					
VIII	2. 31.	17.	2. 31.	17. 9.	2.	31.				
IX	7. 13.	13.	7. 13.	13.	7. 13.	7.	13.	7.		
LP (kg/d)	2.9	3.5	4.3	1.6	2.3	4.4	4.8	4.2	5.5	3.2
LN (kg/d)	60	59	89	31	41	70	93	68	103	57

Taulukko 11. Lehesjärvi-Vähäjärven vuoden 2007 tulouomamittauksista (kaikkiaan 36 kpl) valikoitujen otosten A – J näytteenotokertojen sijoittuminen huhti-marraskuussa (IV – XI). Jokaista kuukautta vastaavalla rivillä on lueteltu valittujen mittauskertojen tarkat päivämäärät. Alimmilla riveillä on mittauskertojen tulosten perusteella lasketut keskimääräiset fosforin (LP) ja typen (LN) päiväkuormat. Lihavoidut kuormitusarvot asettuvat kaikista vuoden 2007 mittaustuloksista laskettujen keskimääräisten päiväkuormien 95 % luottamusvälin ulkopuolelle (fosforille 2.4 – 4.0, typelle 54 – 85), eli poikkeavat niistä selvästi.

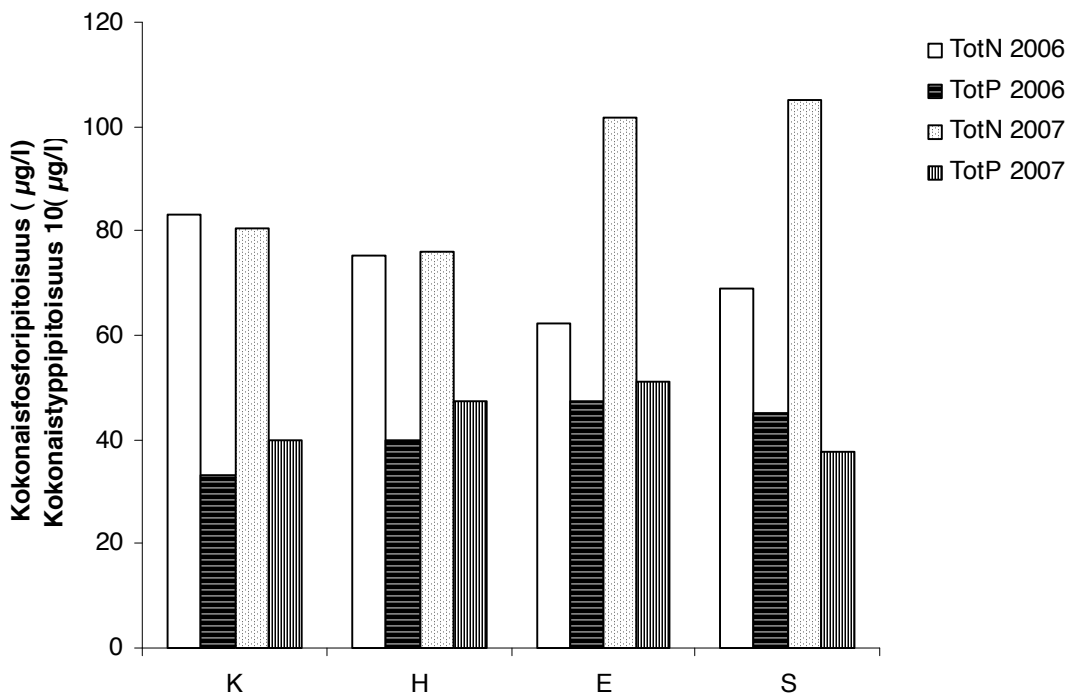
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
IV	12. 25.	12. 17.	17. 25.	17. 24.	12.	25.	17.		12.	17.
V	2. 29.	16. 17. 21.	7. 17. 29.	8. 15. 23.	2.	29.	15.	2.	29.	
VI	11. 19.	19.			11.	19.	11.	11.		11.
VII	9. 24.	18.	9.	18.	9.	24.	18.	9.		
VIII	2. 30.	22.	2.	28.	2.	30.	22.	22.	22.	28.
IX	9. 27.	13.	6.	12.	6.	27.	13.			
X	1. 29.	18.	1. 29.	18. 25.	1.	29.	18.			29.
XI	5.	5.			5.	5.	5.		5.	
LP (kg/d)	3.4	3.1	4.1	3.2	4.3	2.4	2.9	2.7	3.9	3.6
LN (kg/d)	75	67	86	66	93	62	65	50	87	63



Kuva 7. Tulouomamittauksiin perustuvat keskimääräiset Lehesjärvi-Vähäjärven fosfori- (LP) ja typpikuormat (LN) eri kuukausina vuonna 2006 ja 2007. Vuonna 2006 mittauksia on tehty toukokuussa ja vuonna 2007 huhti-marraskuussa.

Kasvukaudella Lehesjärvestä tehtyjen näytteenottojen kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppituloksia (Taulukko 9) oli vuodelta 2006 kuusi ja vuodelta 2007 kahdeksan. Määrä olivat varsinkin vuoden 2006 osalta melko vähäinen näytteenottotulosten valikointiin sekä uusien keskiarvojen ja luottamusvälin laskemiseen. Puolet yksittäisten näytteenotokertojen tuloksista asettuivat jo sellaisinaan 95 % luottamusvälin sisään. Vuoden 2006 ravinnepitoisuuksista saatiin luottamusvälin ylittävä keskiarvo vain laskemalla se kahdesta suurimmasta arvosta. Luottamusvälin alitus vaati saman, tosin fosforin kohdalla myös kolmanneksi pienimmän ja pienimmän arvon välinen keskiarvo jäi luottamusvälin alle. Vuoden 2007 tuloksissakin sekä fosforin että typen pari suurinta ja

pienintä pitoisuusarvoa erottui muista selvästi, ja näiden arvojen mukanaolo keskiarvon laskennassa oli edellytys sen sijoittumisesta luottamusvälin ukopuolelle. Kuitenkin vielä neljästä suurimmasta tai pienimmästä pitoisuusarvosta lasketut keskiarvot jäivät molemmilla ravinteilla luottamusvälin ulkopuolelle. Merkillepantavaa fosforin kohdalla on tässä yhteydessä se, että pitoisuusmaksimit sijoittuivat molempina vuosina loppukesään ja pitoisuusminimit kasvukauden alkuun ja loppuun. (Kuva 8). Näytteenottojen sijoittuminen tasaisesti koko kasvukaudelle olisi siis tämän perusteella tärkeää luotettavan kokonaiskuvan saamiseksi. Typen osalta tilanne ei ollut näin selkeä, vaikkakin kasvukauden alussa pitoisuudet näyttivät olleen molempina vuosina hieman keskikesän pitoisuuksia korkeampia (Kuva 8). Vuonna 2006 typpipitoisuus pysyi alhaisena keskikesästä kasvukauden loppuun, mutta vuonna 2007 pitoisuus nousi selvästi kasvukauden loppua kohden.



Kuva 8. Lehesjärvi-Vähäjärven keskimääräiset kokonaisfosfori- (TotP) ja kokonaistyyppipitoisuudet (TotN) eri kuukausina kasvukaudella 2006 ja 2007.

4.3. Muille järville tehdyt LLR-ajot

LLR:n antamat ennusteet muillekin järville näyttivät pääsääntöisesti hyviltä (Liitteet 5-10). Hiidenveden syvänteelle saadut nykykuormaa vastaavat ravinnepitoisuudet (fosfori n. $35 \mu\text{g/l}$ ja typpi n. $1050 \mu\text{g/l}$) jäivät hieman luokittelupitoisuuksien alapuolelle ja Hiidenveden Kirkkojärven pitoisuudet (fosfori n. $80 \mu\text{g/l}$ ja typpi n. $1330 \mu\text{g/l}$) olivat selvästi niitä suuremmat. Tämä johtuu kuitenkin lähinnä siitä, että vertailukohteena olevat luokittelupitoisuudet ovat koko Hiidenveden alueelle. Esimerkiksi matalan Kirkkojärven alueen pitoisuudet ovat havaintoaineistonkin perusteella selvästi niitä korkeampia. Selkeästi suurin ero LLR:n ennustamassa fosforin nykypitoisuudessa ja luokittelupitoisuudessa saatiin Haapajärvelle, joka on luokittelun perusteella (erittäin) huonokuntoinen. LLR:n antama nykypitoisuus (n. $90 \mu\text{g/l}$) vastaa välttävää tilaa. Ennustetun pitoisuuden ja luokittelupitoisuuden yhteensopimattomuus aiheuttaa ongelmia kuormitusennusteisiin. Ennustettu kuormituksen vähennystarve jää liian pieneksi, jos LLR:n mukaan järven ravinnepitoisuuskin on havaittua pienempi.

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1. LLR-ajot

Erityisesti järveen tulevan kuormituksen tarkka arvioiminen on usein työlästä tai jopa mahdotonta. Näyttää kuitenkin siltä, että LLR:n järvikohtaisen mallin avulla voidaan saada hyvä käsitys kuormituksen prosentuaalisesta vähennystarpeesta hyvää tilaa vastaavien fosfori- ja typpipitoisuuksien saavuttamiseksi jo melko karkeillakin kuormitusarvioilla. Tarkkojen kuormitustietojen puuttuessa kuormituksen vähennystarvetta ei voida käytännön suunnittelutyössä käsitellä kilomäärinä (Kari Lehtinen, tutkimuspäällikkö Keski-Suomen ympäristökeskus, henkilökohtainen keskustelu), joten prosenttilukujen käyttö ennusteissa on erittäin käyttökelpoinen vaihtoehto. Luotettavien kuormitus-ravinnevasestesuhteiden määrittämiseen tarvitaan kuitenkin lähtötietoja, jotka eivät miltei osin ole selkeästi ristiriidassa todellisuuden kanssa. Mitä karkeampia esimerkiksi kuormituksen arviointimenetelmät ovat, sitä todennäköisemmin menetetään informaatiota, jolla voi olla tärkeä vaikutus ennusteisiin. Tarkkojen kuormitusmittausten merkitystä ei siis voi väheksyä silloin, kun ne vain ovat toteutettavissa.

Tässä työssä käytetty aritmeettisen keskiarvon ottaminen mittaustuloksista voi vääristää keskimääräisiä päiväkuormia suuntaan tai toiseen. Regressioyhtälön tekeminen mitattujen ravinnepitoisuuksien ja virtaaman välille, saati monimutkaisemmat menetelmät (esim. Kauppila & Koskiaho 2003) eivät kuitenkaan onnistuneet, koska mittaustuloksia oli suhteellisen vähän, eikä niitä ollut tasaisesti koko vuodelta. Esimerkiksi vuonna 2007 Peräpurosta oli tehty vain kolme mittausta keväällä. Lisäksi laskeuman ja suoraan rannoilta järveen valuvan kuormituksen määrää ei pystytty luotettavasti arvioimaan, joten niiden vaikutus kokonaiskuormaan jätettiin huomioimatta. Virhelähteitä ilmaantui siis jo näistä seikoista johtuen muutamia, ja niistä osa vaikutti kuormitusarvoihin todennäköisesti positiivisesti ja osa negatiivisesti. Siksi käytetyn arviointimenetelmän oletettiin antavan melko luotettavan kuvan järven todellisesta kuormituksesta, ja sen vuosittaisesta vaihtelusta.

Havaintoaineiston valikoivassa karsinnassa huomattiin, että sijoittamalla kuormitusmittauskerrat mahdollisimman kattavasti erityyppisille hydrologisille jaksoille, saadaan järveen tulevasta kuormituksesta hyvä arvio jo melko vähilläkin mittauksilla. Hajakuormituksen suuruus eri aikoina tietyllä valuma-alueella riippuu alueen hydrologisista olosuhteista, minkä vuoksi suurimmat kuormitusarvot saadaan mm. kevätulvien tai runsaiden sateiden aikaan (Kauppila & Koskiaho 2003). Esimerkiksi vuonna 2006 tehtyjen mittausten perusteella hetkellinen fosforikuorma saattoi olla kevätkuukausina jopa satakertainen verrattuna kesällä mitattuihin arvoihin. Kyseessä oli selkeä ääritapaus, mutta havainto kuvastaa hyvin mittauskertojen ajallisen sijoittumisen tärkeyttä. Mittauskertojen karsiminenkin vaikutti niistä laskettaviin keskiarvoihin herkimmin nimenomaan silloin, kun jäljelle jääneet kerrat edustivat selkeästi vain tiettyjä kuukausia. Tämä jättää kuitenkin vielä avoimeksi sen, miten valita parhaat ajankohdat tiettyyn järveen kohdistuvan kuormituksen mittaamiseen, jollei siitä ole aiempia havaintoja. Käytännössä siihen vaadittaisiin intensiivisempää mittaustoimintaa ainakin ensimmäisinä havaintovuosina. Lisäksi, muuten alhaisen kuormituksen jakson sisään voi osua kuormituspiikkejä, kuten Lehesjärven vuoden 2007 elokuun kuormitusmittauksista havaittiin. Syynä voivat olla esimerkiksi runsaat sateet. Tällaiset poikkeavat tilanteet on kuitenkin pystyttävä tunnistamaan, jotteivät ne vääristä, varsinkin pienestä havaintoaineistosta laskettuja keskimääräisiä kuormitusarvoja.

Ravinnepitoisuuksien kohdalla tilanne on osittain sama, kuin kuormituksella. Näytteenottojen sijoittuminen oikein on tärkeää, sillä esimerkiksi täyskierron aikaan ja

keskikesällä ravinnepitoisuudet voivat poiketa toisistaan selvästi. Ravinneytteenottojen tekeminen on toisaalta helpompaa kuin kuormituksen mittaaminen ja luokittelussa sekä LLR-ajoissa käytetään lisäksi vain kasvukauden havaintoja. Useista suomalaisista järvistä on olemassa melko hyvät velvoitetarkkailuun perustuvat ravinnehavainnot.

Virtaamatietojen oikea suuruusluokka osoittautui kuormituksesta poiketen selvästi merkittäväksi tekijäksi ennusteiden kannalta. Lehesjärven lyhyestä viipymääjasta ja mataluudesta johtuen virtaaman kasvu voi herkästi lisätä ravinteiden ja kasviplanktonin poishuuhtoutumista. Suuremmilla virtaamilla ravinteiden poistuminen ylipäänsä tehostuu (Kalff 2002) ja tulevan kuormituksen vaikutus järven ravinne- ja a-klorofyllipitoisuuteen heikkenee. Tätä olisi kenties hyvä tarkastella tarkemminkin, ei vaan mahdollisten virheellisten virtaamatietojen kannalta, vaan myös selvästi normaalista poikkeavien vuosien kohdalla.

Kohdejärvestä olisi suositeltavaa kerätä mahdollisimman hyvät lähtötiedot, jotta ennusteet voitaisiin tehdä luotettavasti järvikohtaisen mallin avulla. Muiden mallien mukanaolo LLR:ssä on perusteltua niiden täydentävän luonteen vuoksi. Jos kohdejärvestä ei ole riittävästi havaintoja tai havaintoaineisto on suppealta vaihtelualueelta, voidaan suomalaisten järvien sekä Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallien avulla lisätä ennusteen luotettavuutta havaintoalueen ulkopuolella (Malve O., Kotamäki N., Rasmus K., Pätynen A. & Huttula T. Julkaisematon.). Tietyn alueen järviaineistoon pohjautuvien regressioyhtälöiden käyttö voi kuitenkin antaa virheellisiä ennusteita alueen ulkopuolisiin järviin sovellettaessa (Phillips ym. 2008), mikä varmasti selittää Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallin huonon ennustekyvyn Lehesjärven tapauksessa. Siksi suomalaisten järvien mallin käyttö olisi Pohjois-Amerikan ja Euroopan järvien mallin käyttöä perustellumpaa, jos sen taustalla olevaa aineistoa vain saataisiin lisättyä. Nykyisellään sen ennustekyky jää huonoksi, jollei kohdejärvi ole järviaineiston järvien kaltainen.

LLR:llä voidaan tehdä ennusteita myös erillisille järven osille, kuten Hiidenveden tapauksessa. Tämä vaatii kuitenkin lisätietoa järveen tulevan kuormituksen kulkeutumisesta ja vaikutuksista näihin osiin. Tulosten tulkinnan kannalta olisi lisäksi parempi, että järven eri osille olisi tehty tapauskohtaisempi luokittelu ja jopa tyypittely, joita LLR-ajoissa voitaisiin hyödyntää.

Kuormitusvähennyksen vaikutus järven ravinnepitoisuuteen ja muihin vedenlaadun mittareihin ei ole aivan suoraviivainen, vaikka tätä suhdetta käsitelläänkin malleissa yleensä lineaarisena. Erittäin rehevissä järvissä kuormitusvähennyksellä ei välttämättä aluksi saavuteta minkäänlaista muutosta järven fosforipitoisuudessa, jos sisäinen kuormitus pitää sen korkeana. Joissain tapauksissa sisäkuormituksen vaikutus ei vähene riittävästi pitkänkään ajan kuluessa, ja järven tilan parantamiseksi tarvitaan erilaisia kunnostusmenetelmiä. Yleensä tällaiset järvet ovat matalia, sijaitsevat fosforirikkailla alueilla tai niihin on kohdistunut voimakas, pitkäkestoinen fosforikuormitus (Carpenter ym. 1999). Sisäkuormituksen ylläpitämien rehevyyshaittojen lisäksi toisentyypistä epälinearisuutta järven ravinnepitoisuuden ja a-klorofyllipitoisuuden välillä voivat aiheuttaa vesikasvit. Sopivissa olosuhteissa vesikasvit voivat dominoida perustuotantoa, jolloin kasviplanktonin määrä pysyy alhaisena korkeasta ravinnepitoisuudesta huolimatta (Genkai-Kato & Carpenter 2005). Esimerkiksi erittäin rehevän ja matalan Haapajärven malliajojen ongelmat saattaisivat johtua runsaasta sisäkuormituksesta, ja sen aiheuttamasta epätasapainosta. Sisäinen kuormitus ei sinällään aiheuta ongelmia malliajoissa ja tasapainomallin käytössä, jos sen suuruus noudattelee ulkoisen kuormituksen vaihteluita. Tällöin esimerkiksi ulkoisen kuormituksen kasvaessa nettosedimentaatio pienenee, mikä

käytännössä tarkoittaa myös sisäisen kuormituksen kasvua (Olli Malve, tekniikan tohtori Suomen ympäristökeskus, henkilökohtainen keskustelu).

On havaittu (Jeppesen ym. 2005, Søndergaard ym. 2005), että sisäkuormitteisissa järvissä kuormitusvähennyksellä päästään tavoiteltuihin fosforipitoisuuksiin vasta noin 10 vuoden kuluttua. Tarvittava aika riippuu osittain järven kuormitushistoriasta ja viipymääjasta, mutta erityisesti useista järven sisäisistä tekijöistä (esim. redox, pH, bioturbaatio), jotka vaikuttavat fosforin vapautumiseen sedimentistä. Kaikkia vapautumismekanismeja ei toistaiseksi tunneta riittävän hyvin, minkä lisäksi niissä on suurta järvikohtaista vaihtelua. Tämän vuoksi sisäisen kuormituksen mallintaminen on hankalaa, vaikka siihen pyritäänkin (Søndergaard ym. 2003). Järviveden typpipitoisuuden on sen sijaan havaittu pienentyvän jo alle viiden vuoden kuluttua kuormitusvähennyksestä, todennäköisesti koska ylimääräinen typpi ei varastoidu sedimenttiin siinä määrin kuin fosfori, vaan poistuu ilmakehään (Jeppesen ym. 2005).

Kuormitusvähennyksen jälkeen tehtävässä vedenlaadun tarkkailussa on otettava huomioon ravinnepitoisuuden mahdollinen vaihtelu eri aikoina. Søndergaard ym. (2005) havaitsivat, että matalissa rehevissä järvissä fosforipitoisuus laski kuormitusvähennyksen jälkeen eniten keväällä, alkukesästä ja syksyllä, mutta keskikesällä sisäkuormitus piti pitoisuuden pitkään lähes ennallaan. Syvässä rehevissä järvissä fosforipitoisuus laski eniten touko-elokuussa, eli kerrostuminen vaikutti selvästi fosforin kulkeutumiseen. Kuormitusvähennyksen vaikutuksiakin tulisi siis arvioida kattavien havaintojen perusteella, jotta hoitotoimien onnistumisesta saataisiin oikeanlainen käsitys.

Kuormitusvähennyksen vaikutus a-klorofyllipitoisuuteen ja kasviplanktonbiomassaan voi olla mutkikas. Yleensä oletuksena on, että kasviplanktonin määrä ja a-klorofyllipitoisuus pienenee ravinteiden määrän vähentyessä, mutta joissain tapauksissa järven a-klorofylli – fosforisuhde voi jopa kasvaa. Jeppesen ym. (2005) ovat koonneet eri lähteistä mahdollisia selityksiä omassakin tutkimuksessaan, ja erityisesti syvässä järvissä havaitsemalleen ilmiölle. Näitä ovat mm. vertikaalivaelluksen avulla hypolimnionin fosforivarantoja hyödyntävien panssarilevien (dinophyta) runsastuminen, lisääntynyt mikсотrofia sekä itsevarjostuksen väheneminen. Tulevaisuudessa myös ilmaston lämpeneminen voi lisätä järvien perustuotantoa, vaikka ravinnepitoisuudet laskisivatkin nykyisestä.

Järven a-klorofyllipitoisuuteen (ja kasviplanktonin biomassaan) vaikuttavat ravinteiden lisäksi siis useat muutkin tekijät, mikä nähdään regressiokuvaajissa suurena hajontana. Tämä vähentää laajastakin järviaineistosta luotujen regressiomallien ennustekykä yksittäiselle järvelle (Phillips ym. 2008). LLR:ssä ongelma on pyritty ratkaisemaan painottamalla kohdejärvestä, sekä toisaalta tietyn tyyppisistä järvistä tehtyjä havaintoja ennusteiden teossa. Phillips ym. (2008) havaitsivat ravinne – a-klorofylliregressioita tarkastellessaan, että jo järvityypin huomioiminen a-klorofyllipitoisuuden ennustamisessa lisää mallitulosten täsmällisyyttä. Esimerkiksi ravinteiden vaikutus a-klorofyllipitoisuuteen on suurempi matalissa järvissä, mutta niissäkin alkalisuus vähentää vaikutusta.

5.2. Lehesjärven kunnostustarve

LLR:n ravinnehallinnon ennusteen mukaan Lehesjärveen tulevaa fosforikuormaa tulisi vähentää hieman yli 30 %, jotta järven fosforipitoisuus saataisiin 50 % todennäköisyydellä hyvä/tydyttävä –luokkarajalle. Vastaavasti typpikuorman vähennystarve on noin 15 % hyvä/tydyttävä –rajan saavuttamiseksi. Tarkasteltaessa kuormituksen vähennystarvetta a-klorofyllipitoisuuden hyvä/tydyttävä luokkarajan perusteella havaittiin, että se voitaisiin

saavuttaa jo hieman pienemmälläkin kuormitusvähennyksillä kuin hyvää tilaa vastaavat ravinnepitoisuudet. Lehesjärven tapauksessa a-klorofyllimallin antama ennuste nykytilaa vastaavasta a-klorofyllipitoisuudesta jäi kuitenkin selvästi järven luokittelupitoisuuden alapuolelle, mikä todennäköisesti vaikuttaa ennustettuun kuormitusvähennystarpeeseenkin. Kunnostustoimenpiteitä suunniteltaessa kannattaisi siis painottaa ravinnemallien antamia ennusteita, varsinkin kun Lehesjärven vedenlaatu on kaikilla muuttujilla mitattuna vain tyydyttävä.

Ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannan vesistökuormitusarviot (VEPS) -osion mukaan Lehesjärven suurin kuormittaja on valuma-alueella harjoitettava maatalous. Maatalouden kuormituksen osuus järveen tulevasta fosforikuormasta on keskimäärin 51 % ja typpikuormasta keskimäärin 43 %. Seuraavaksi eniten järveä kuormittaa luonnonhuhautouma, jonka osuus fosforikuormasta on 23 % ja typpikuormasta peräti 40 %. Fosforin osalta mainitsemisen arvoinen kuormituslähde on näiden kahden lisäksi haja-asutus 19 % kuormitusosuudellaan. Mikäli toimenpiteet reilun 30 % vähentämiseksi kokonaisuormituksessa kohdistettaisiin pelkästään maatalouteen, jouduttaisiin sen aiheuttamaa fosforikuormitusta vähentämään noin 65 %. Typpikuorman kokonaismäärän vähentäminen 15 prosentilla taas tarkoittaisi 35 % vähennystä maatalouden kuormituksesta. Vähennys on varsinkin fosforin kohdalla suuri, ja sen toteuttaminen todennäköisesti ongelmallista. Muista lähteistä tulevan kuormituksen vähennyksellä ei voida kuitenkaan kovin paljon pienentää maatalouden fosforikuorman vähennystarvetta, koska sen osuus kokonaisuormituksesta on niin suuri.

Lehesjärven kunnostusmahdollisuuksia ja kuormituksen vähentämiskeinoja on kartoitettu mm. ALVA-hankkeiden (Palokka- ja Alvajärven kunnostushanke) yhteydessä, mutta toistaiseksi suurempiin toimenpiteisiin ei olla ryhdytty. Lehesjärveä ympäröiville pelloille on laadittu ravinnetaseita sekä yksi suojavyöhykesuunnitelma ja järven rantaan sijoitettaville kiinteistöille on tehty jätevesijärjestelmien tarkastuksia (Hänninen-Valjakka 2008). Hyvänä saavutuksena voidaan pitää myös alueen asukkaiden vesiensuojelutietämyksen lisäämistä hankkeiden aikana. Nyt saatujen tulosten perusteella näyttäisi kuitenkin siltä, että Lehesjärven tilan parantamiseen tarvittaisiin huomattavasti järeämpiä keinoja.

KIITOKSET

Kiitokset ohjaajilleni Timo Huttulalle ja Olli Malvelle mielenkiintoisen aiheen ideoinnista, sekä minulle entuudestaan hieman vieraampaan aihepiiriin tutustuttamisesta. Erityiskiitokset Niina Kotamäelle aina saatavilla olleesta avusta ja tuesta tilastotieteeseen, mutta myös monen muun tyyppisiin aiheisiin liittyvissä ongelmissa. Suomen ympäristökeskusta tahdon kiittää mahdollisuudesta tehdä graduani Jyväskylän toimipaikan tiloissa, ja Maa- ja vesitekniikan tuki ry:tä minulle myönnetystä apurahasta.

KIRJALLISUUS

- Anon. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. *Euroopan yhteisöjen virallinen lehti* L 327: 1-72.
- Bryhn A. C. & Håkanson L. 2007. A comparison of predictive phosphorus load-concentration models for lakes. *Ecosystems* 10: 1084-1099.
- Canfield D.E.Jr. & Bachmann R.W. 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll *a*, and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 414-423.

- Carpenter S. R., Ludwig D. & Brock W. A. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications*. 9: 751-771.
- Chapra S. 1975. Comment on "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resour. Res.* 11: 1033-1034.
- Dillon P. & Rigler F. 1974. The test of simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Res. Bd. Can.* 31: 1771-1778.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H.B. & Rubin D.B. 2004. *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall/CRC, Florida. 668 s.
- Genkai-Kato M. & Carpenter S. R. 2005. Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*. 86: 210-219.
- Granberg K. & Granberg J. 2006. *Yksinkertaiset vedenlaatumallit*. Keski-Suomen ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus, Jyväskylä. 107 s.
- Hänninen-Valjakka K. 2008. *Alva2-hanke*. Loppuraportti. Jyväskylän maalaiskunta. 26 s.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J. P., Havens K. E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M. F., Deneke R., Dokulil M. T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S. E., Hilt S., Kangur K., Köhler J., Lammens E. H. H. R., Lauridsen T. L., Manca M., Miracle M. R., Moss B., Nöges P., Persson G., Phillips G., Portielje R., Romo S., Schelske C. L., Straile D., Tatrai I., Willén E. & Winder M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747-1771.
- Kalff J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall, New Jersey. 592 s.
- Kauppi P. & Koskiahio J. 2003. Evaluation of annual loads of nutrients and suspended solids in Baltic rivers. *Nordic Hydrology* 34: 203-220.
- Malve O. 2007. *Water quality prediction for river basin management*. PhD. thesis, Helsinki University of Technology. 126 s.
- Mikkola A., Jaakkola O. & Sucksdorff Y. 1999. *Valtakunnallisen maankäyttö-, peitteisyys- ja maaperäaineistojen muodostaminen*. Suomen ympäristö 342. Ympäristöministeriö, Helsinki. 85 s.
- O'Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.). 2005. *The lakes handbook volume 2. Lake restoration and rehabilitation*. Blackwell Publishing, Oxford. 560 s.
- Peters R.H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1143-11459.
- Phillips G., Pietiläinen O.-P., Carvalho L., Solimini A., Lyche Solheim A. & Cardoso A. C. 2008. Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquat. Ecol.* 42: 213-226.
- Pietiläinen O.-P. & Kauppi L. 1993. Suomen sisävesistöjen typpi/fosfori –suhteista - käyttökelpoista tietoa vesiensuojelun kannalta? (VAI: Nitrogen to phosphorus ratios in Finnish lakes and rivers). *Vesitalous* 34:1-7.
- Pietiläinen O.P. & Räike A. 1999. *Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina*. Suomen Ympäristö 313. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. 64 s.
- Prairie Y. T., Duarte C. M., Kalff J. 1989. Unifying nutrient-chlorophyll relationships in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1176-1182
- Reckhow K.H. 1988. Empirical models for trophic state in southeastern U.S. lakes and reservoirs. *Water Resour. Bull.* 24: 723-734.
- Salonen S., Frisk T., Kärmeniemi T., Pitkänen H., Silvo K. & Vuoristo H. 1992. *Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjänä – Vaikutusten arviointi*. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja – sarja A 96. 139 s.

- Scheffer M. & Beets J. 1994. Ecological models and the pitfalls of causality. *Hydrobiologia* 275/276: 115-124.
- Scheffer M., Hosper S. H., Meijer M. L., Moss B. & Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends. Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- Søndergaard M., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509: 135-145.
- Søndergaard M., Jensen J. P. & Jeppesen E. 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology* 50: 1605-1615.
- Suomen ympäristökeskus 2007. *Ohje pintaveden tyypin määrittämiseksi* (15.1.2007). 49 s.
- Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008. *Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen* (22.1.2008). 74 s.
- Tattari S. & Linjama J. 2004. Vesistöalueen kuormituksen arviointi. *Vesitalous* 45: 26-30.
- Ulvi T. & Lakso E. 2005. *Järvien kunnostus*. Suomen Ympäristökeskus, Edita, Helsinki. 336 s.
- Valtion ympäristöhallinto (a). Vesienhoitoalueet.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=66869&lan=fi>. (4.11.2008)
- Valtion Ympäristöhallinto (b). Pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=22605&lan=fi#a1>. (6.11.2008)
- Valtion Ympäristöhallinto (c). Haja-asutuksen jätevedet.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=269896&lan=fi&clan=fi>. (4.11.2008)
- Vollenweider R. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors of eutrophication. Technical Report DAS/CSI/62.27, Organization for Economic Cooperation and Development, Paris. 159 s.
- Vollenweider R. 1969. Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes. *Arch. Hydrobiol.* 66: 1-36.
- Äystö V. 1997. *Rehevien järvien kunnostuksen arviointi*. Suomen ympäristö 115. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 167 s.

LIITTEET

Liite 1. Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset, syöttötietoina mittauksiin perustuva ravinnepitoisuus- ja kuormitusaineisto, laskettu virtaama.

Liite 2. Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset, syöttötietoina ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja sen vesistökuormitusarviot osiosta saadut kuormitukset, virtaama aina sama.

Liite 3. Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset, syöttötietoina ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja vesistömallijärjestelmästä saadut kuormitukset, virtaama aina sama.

Liite 4. Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset, syöttötietoina ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta saadut ravinnepitoisuudet ja vesistömallijärjestelmästä saadut kuormitukset, laskettu virtaama.

Liite 5. Hiidenveden syvänteelle tehtyjen malliajojen tulokset.

Liite 6. Hiidenveden Kirkkojärvelle tehtyjen malliajojen tulokset.

Liite 7. Pyhäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset.

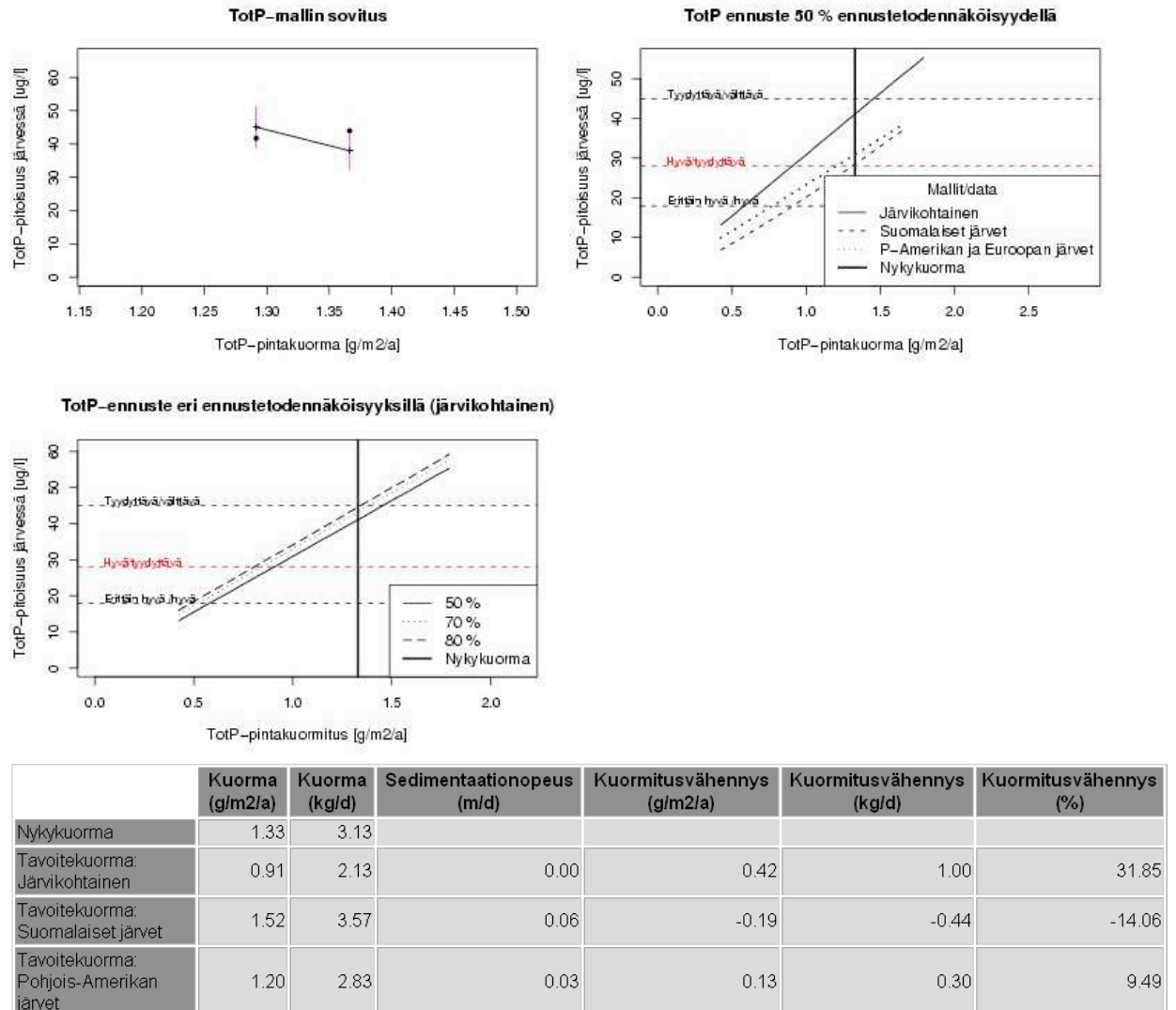
Liite 8. Tuusulanjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset.

Liite 9. Haapajärvelle tehtyjen malliajojen tulokset.

Liite 10. Pieksäjärvelle tehtyjen malliajojen tulokset.

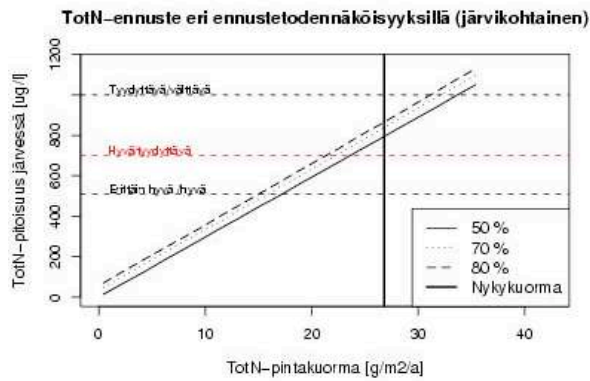
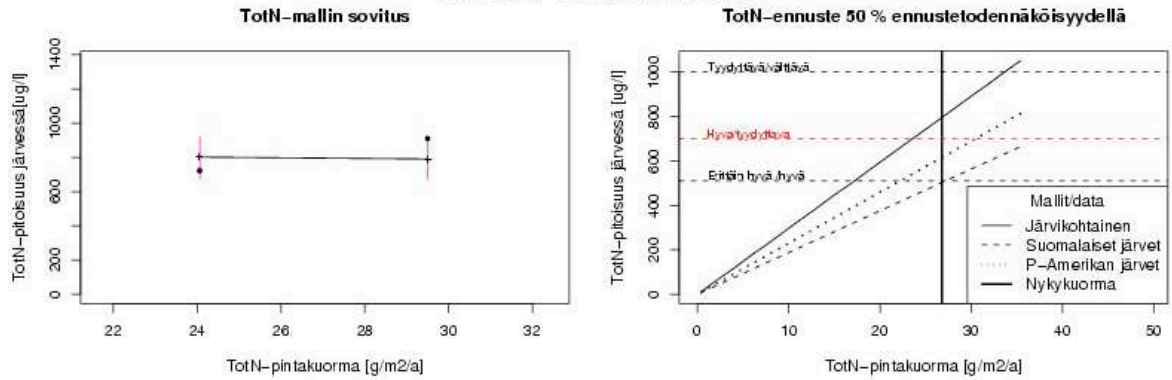
Liite 1. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja -taulukot Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille. Syöttötietoina on käytetty LakeState-hankkeen yhteydessä vuosina 2006-2007 kerättyjä kuormitus- ja ravinnepitoisuushavaintoja, sekä vertailuvesistön (Saarijärvi) avulla laskettuja virtaamia.

a)



b)

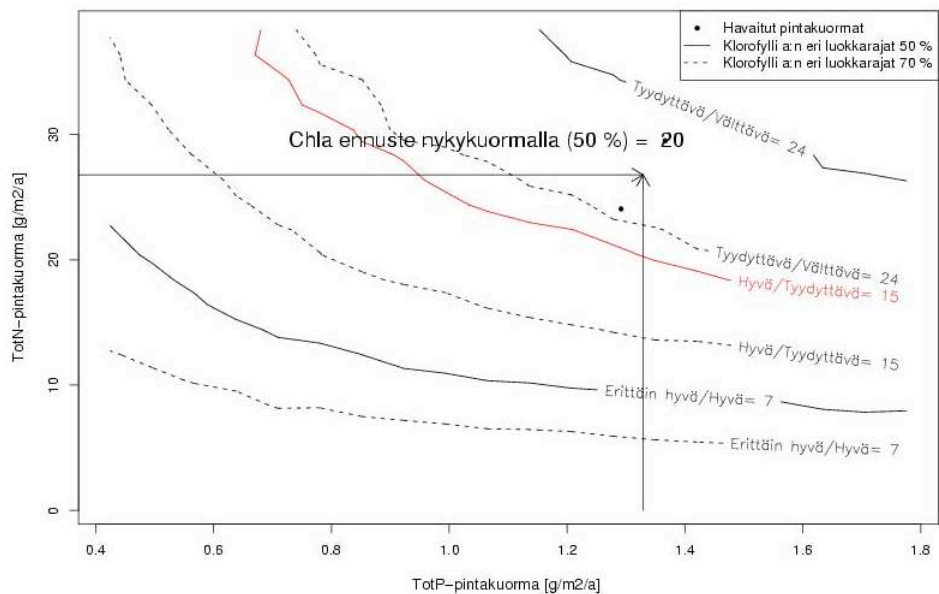
Lehesjärvi – Vähäjärvi 14.296.1.001



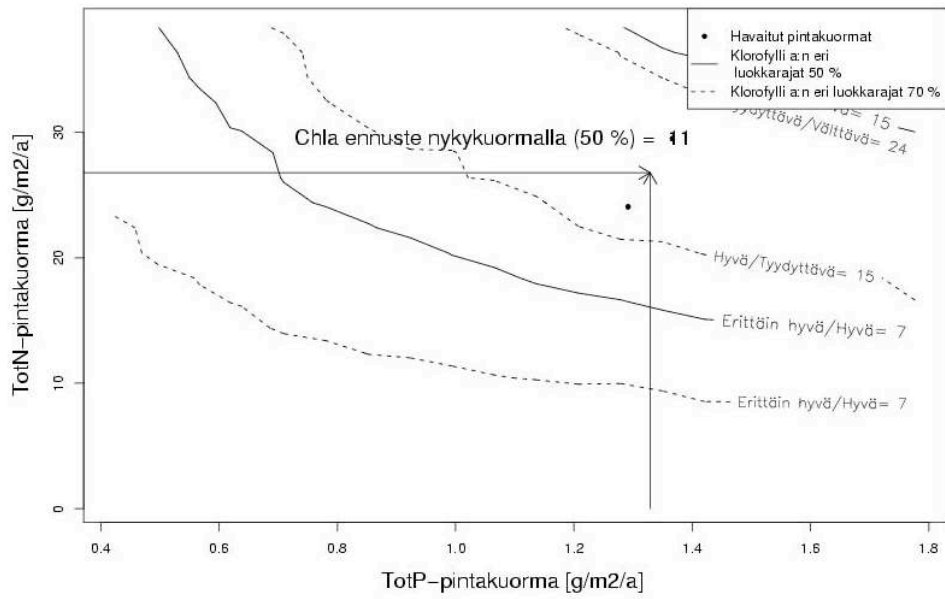
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	26.78	63.03				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	23.57	55.48	0.01	3.21	7.56	11.99
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	37.29	87.77	0.06	-10.51	-24.74	-39.24
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	30.48	71.74	0.03	-3.70	-8.70	-13.81

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järvikohtainen)



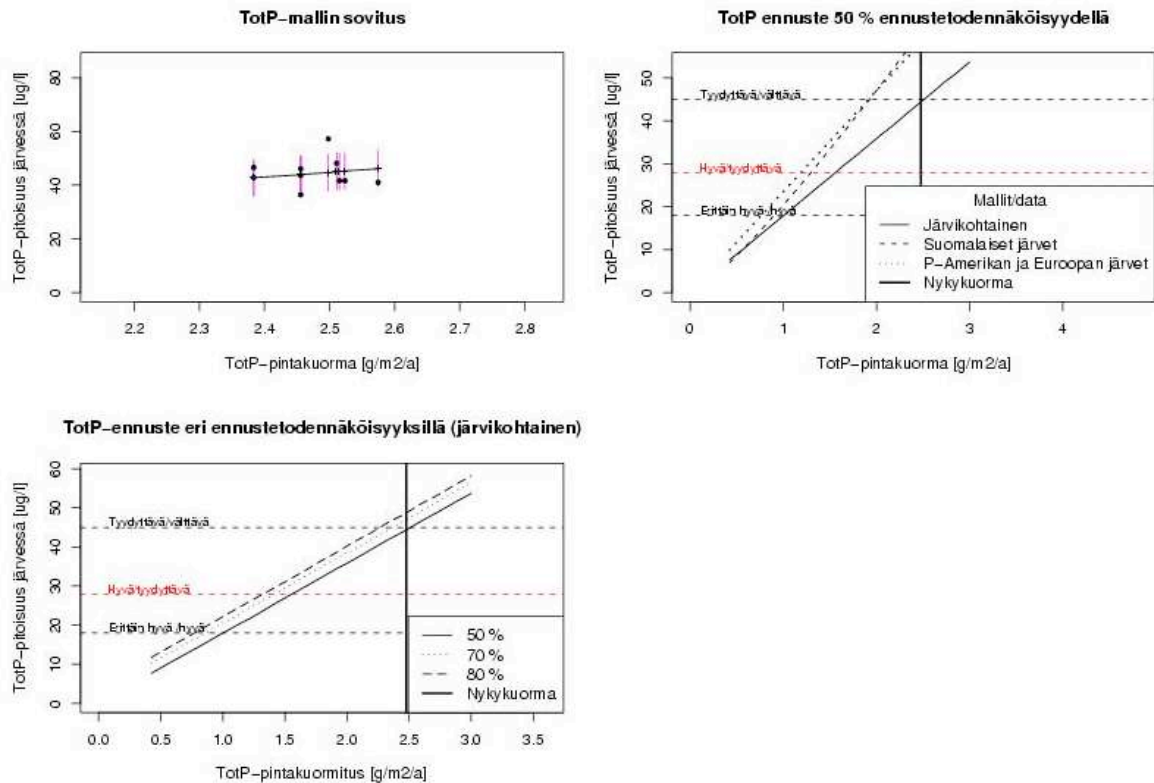
Klorofylli a ennuste kuormituksen funktiona (suomalaiset järvet)



	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	1.78	16.97
"2"	1.71	16.54
"3"	1.63	17.49
"4"	1.56	18.10
"5"	1.49	18.17
"6"	1.47	18.39
"7"	1.42	19.09
"8"	1.35	19.93
"9"	1.32	20.38
"10"	1.28	21.19
"11"	1.21	22.38
"12"	1.21	22.43
"13"	1.14	22.98
"14"	1.06	23.86
"15"	1.03	24.38
"16"	0.99	25.40
"17"	0.96	26.37
"18"	0.92	27.88
"19"	0.91	28.37
"20"	0.85	29.44
"21"	0.84	30.36
"22"	0.78	31.73
"23"	0.75	32.36
"24"	0.73	34.36
"25"	0.71	35.02
"26"	0.67	36.35
"27"	0.68	38.35

Liite 2. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja taulukot Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille. Syöttötietoina on käytetty ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta haettuja ravinnepitoisuuksia, sekä sen vesistökuormitusarviot (VEPS) -osiosta haettuja, arvioituja ravinnekuormia vuosille 1998-2007. Virtaama on pidetty aina samana, ja sen arvona on käytetty vesistömallijärjestelmästä haettua keskivirtaamaa $0,85 \text{ m}^2/\text{s}$.

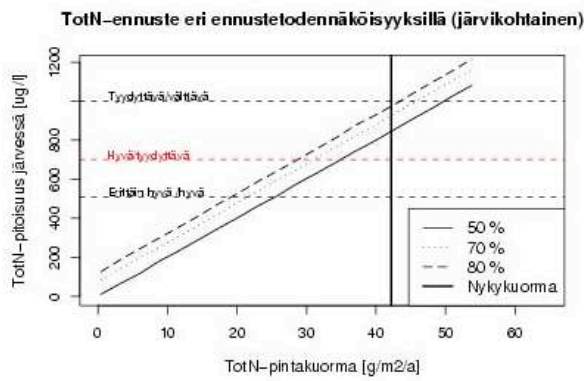
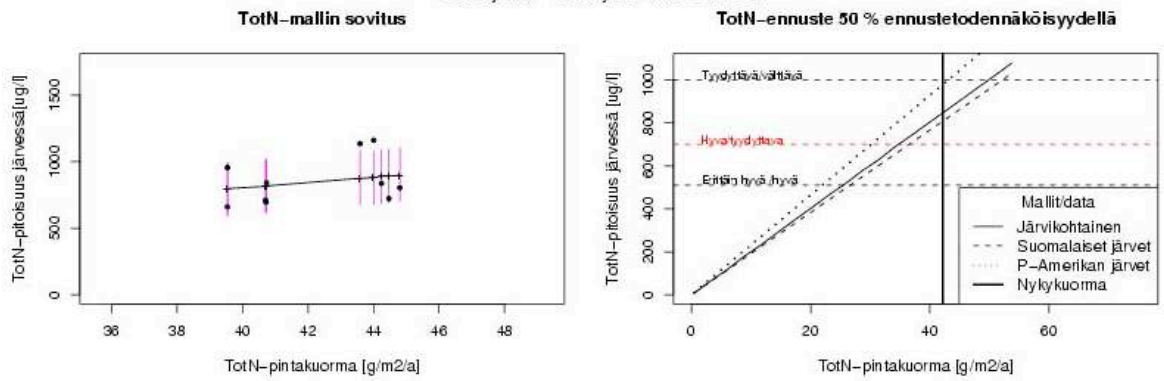
a)



	Kuorma (g/m2/a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m2/a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	2.48	5.83				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	1.56	3.68	0.07	0.91	2.15	36.88
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	1.30	3.06	0.04	1.18	2.77	47.57
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	1.19	2.80	0.03	1.29	3.03	51.90

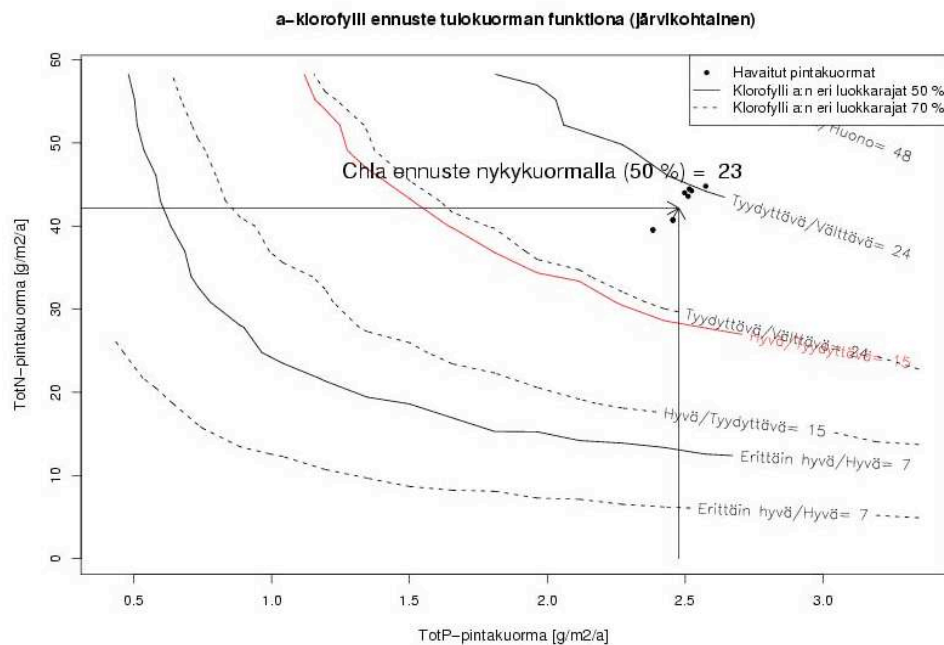
b)

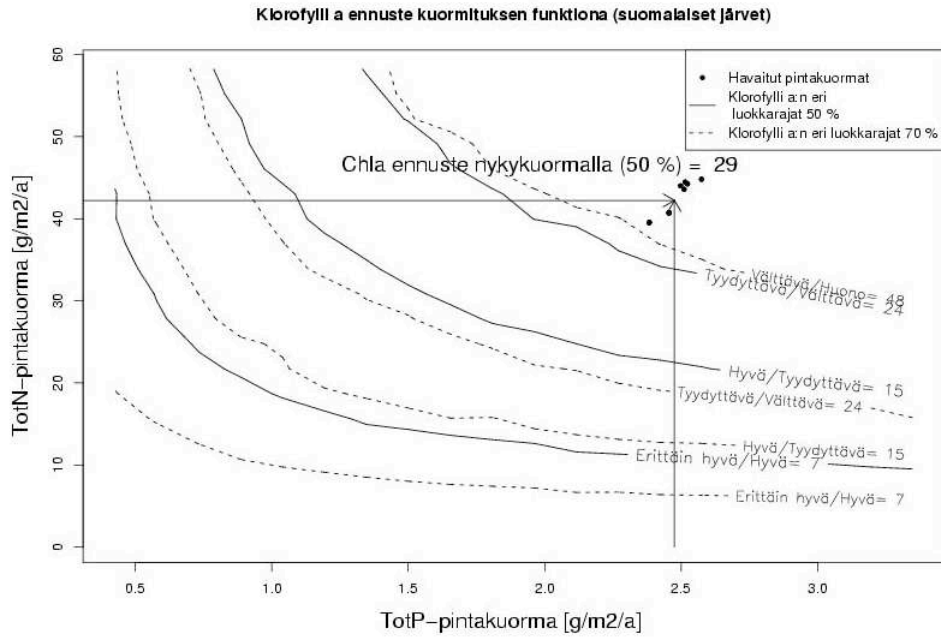
Lehesjärvi – Vähäjärvi 14.296.1.001



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaattonopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	42.16	99.23				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	34.94	82.24	0.05	7.22	17.00	17.13
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	36.52	85.95	0.06	5.64	13.28	13.38
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	30.15	70.96	0.03	12.01	28.27	28.49

c)

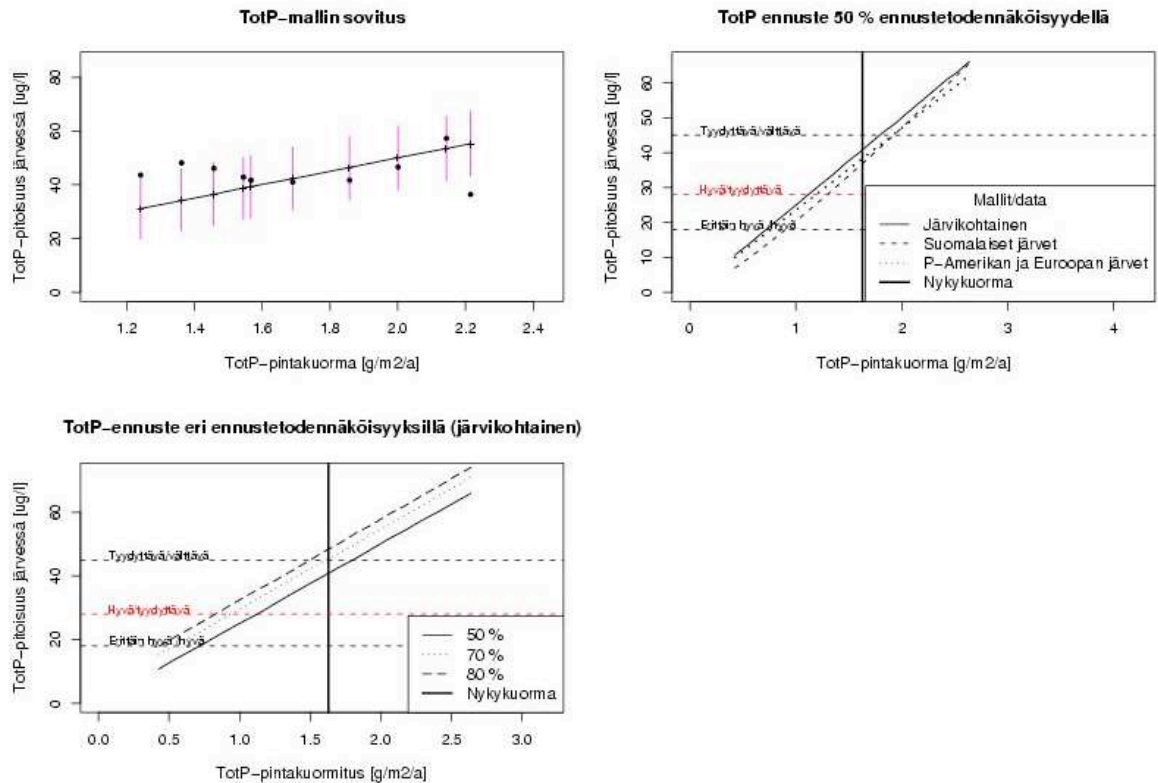




	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	3.35	23.36
"2"	3.19	23.67
"3"	3.04	24.55
"4"	3.01	24.77
"5"	2.89	25.73
"6"	2.73	26.85
"7"	2.58	27.71
"8"	2.56	27.81
"9"	2.42	28.62
"10"	2.27	30.49
"11"	2.25	30.86
"12"	2.12	33.35
"13"	2.04	33.90
"14"	1.96	34.37
"15"	1.81	36.82
"16"	1.80	36.94
"17"	1.66	39.80
"18"	1.64	39.98
"19"	1.51	43.03
"20"	1.50	43.28
"21"	1.38	46.07
"22"	1.35	46.84
"23"	1.27	49.11
"24"	1.25	52.16
"25"	1.19	54.02
"26"	1.16	55.20
"27"	1.12	58.24

Liite 3. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja taulukot Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille. Syöttötietoina on käytetty ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta haettuja ravinnepitoisuuksia, vesistömallijärjestelmästä haettuja, arvioituja fosforikuormia, sekä fosforitietojen avulla laskettuja typpekuormia vuosille 1998-2007. Virtaama on pidetty aina samana, ja sen arvona on käytetty vesistömallijärjestelmästä haettua keskivirtaamaa $0,85 \text{ m}^2/\text{s}$.

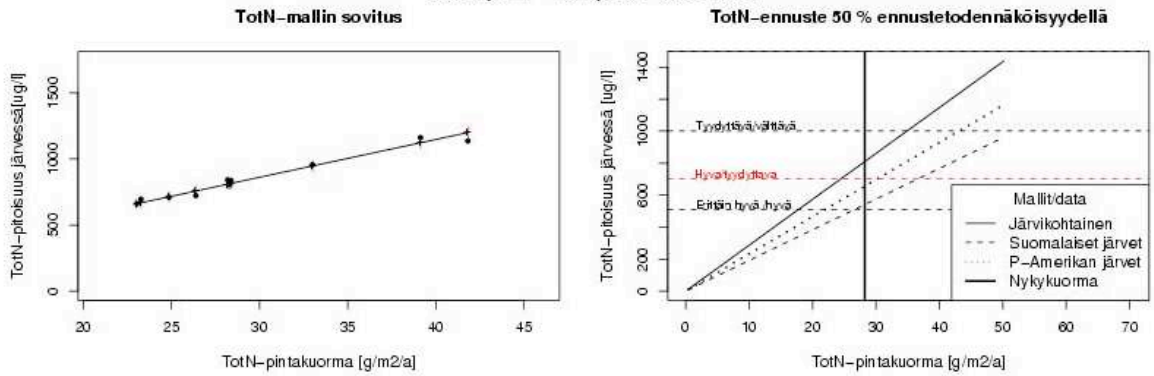
a)



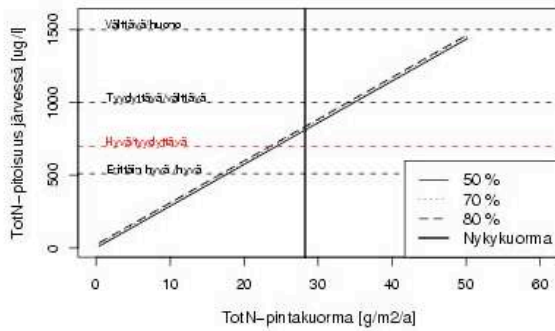
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	1.63	3.83				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	1.12	2.63	0.02	0.51	1.20	31.27
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	1.29	3.04	0.04	0.34	0.80	20.79
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	1.19	2.80	0.03	0.44	1.03	26.85

b)

Lehesjärvi – Vähäjärvi 14.296.1.001



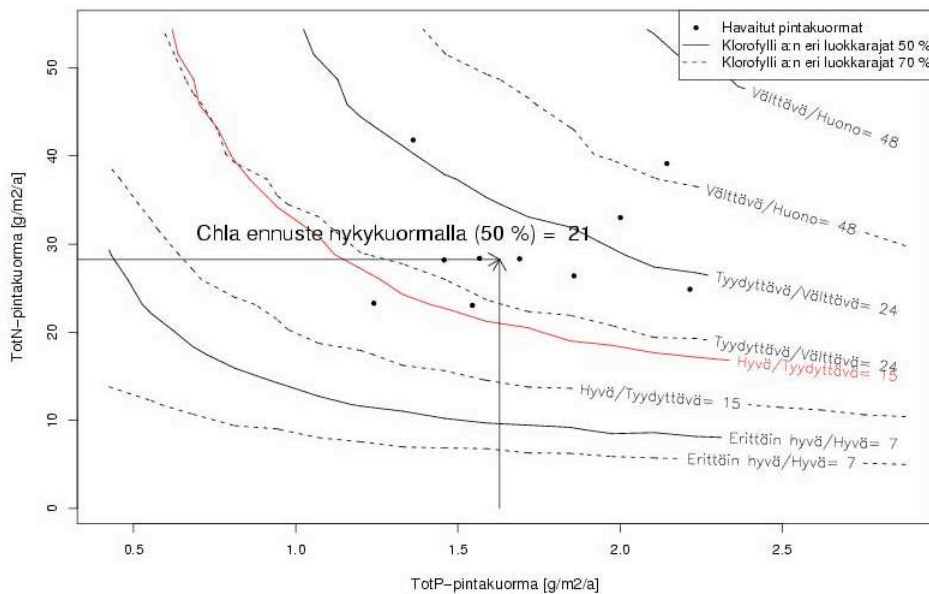
TotN-ennuste eri ennustetodennäköisyyksillä (järviokohtainen)



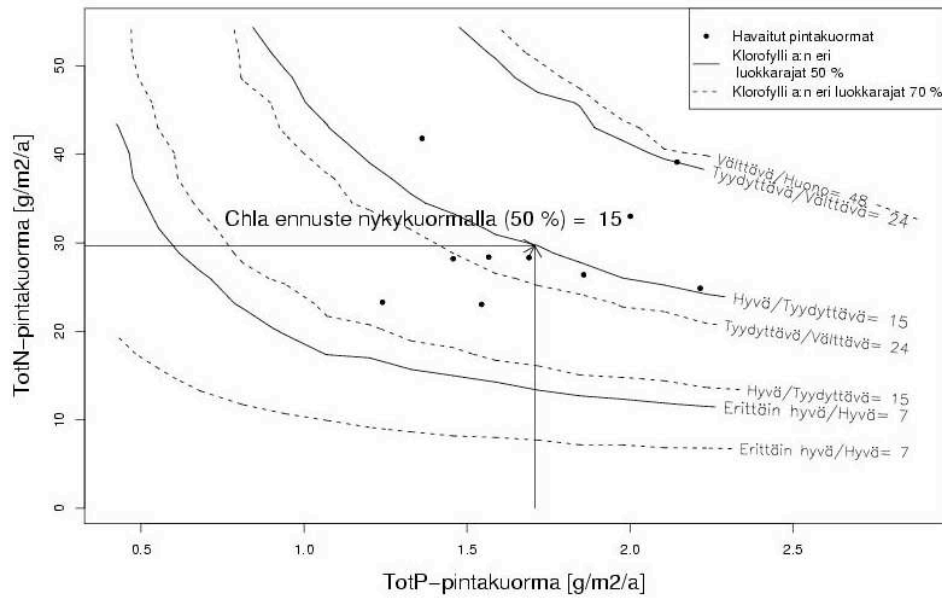
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	28.25	66.51				
Tavoitekuorma: Järviokohtainen	24.42	57.47	0.01	3.84	9.04	13.59
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	36.52	85.95	0.06	-8.26	-19.44	-29.24
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	30.15	70.96	0.03	-1.89	-4.45	-6.69

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järviokohtainen)



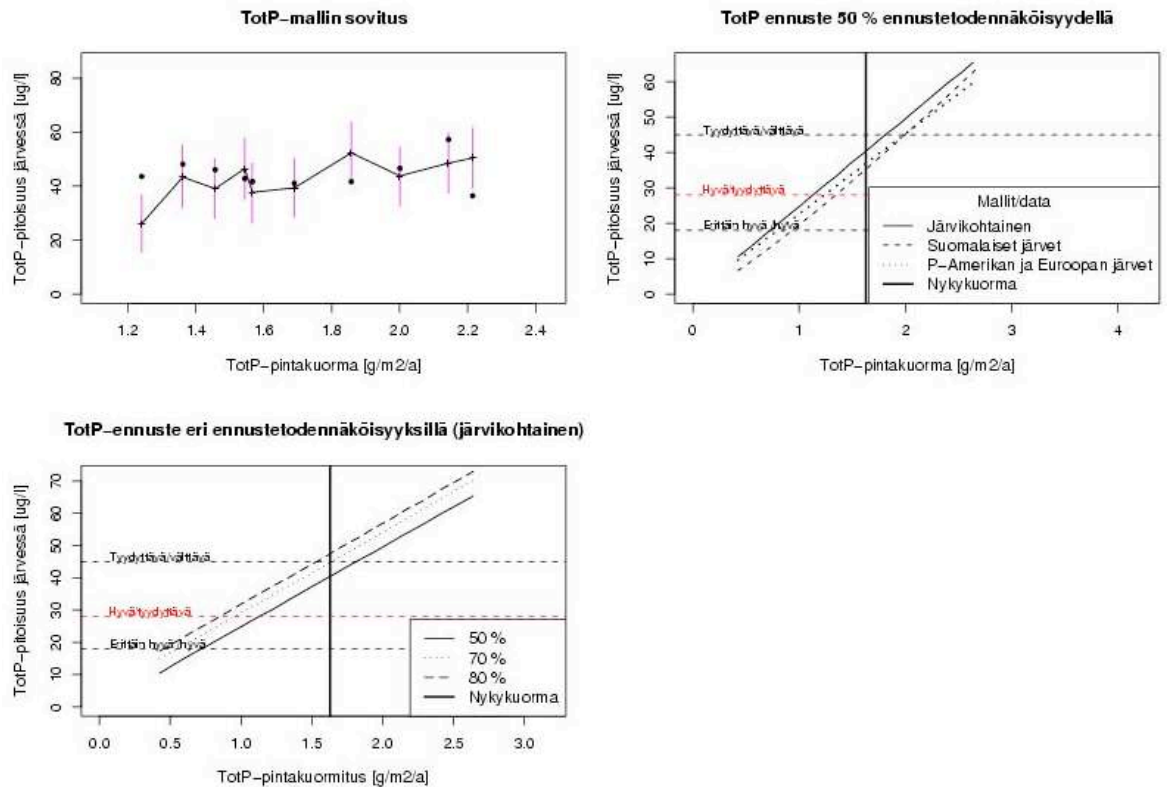
Klorofylli a ennuste kuormituksen funktiona (suomalaiset järvet)



	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	2.88	14.93
"2"	2.75	14.95
"3"	2.62	15.46
"4"	2.49	15.97
"5"	2.36	16.69
"6"	2.23	17.16
"7"	2.16	17.45
"8"	2.10	17.66
"9"	1.98	18.51
"10"	1.85	19.01
"11"	1.73	20.29
"12"	1.72	20.50
"13"	1.59	21.23
"14"	1.46	22.72
"15"	1.42	23.13
"16"	1.33	24.28
"17"	1.26	25.97
"18"	1.20	27.22
"19"	1.12	28.81
"20"	1.07	30.89
"21"	1.04	31.64
"22"	0.94	34.23
"23"	0.94	34.48
"24"	0.86	37.32
"25"	0.81	39.42
"26"	0.80	40.16
"27"	0.76	43.00
"28"	0.70	45.84
"29"	0.69	48.67
"30"	0.68	48.80
"31"	0.64	51.51
"32"	0.62	54.35

Liite 4. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja taulukot Lehesjärvi-Vähäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille. Syöttötietoina on käytetty ympäristöhallinnon HERTTA-tietokannasta haettuja ravinnepitoisuuksia, vesistömallijärjestelmästä haettuja, arvioituja fosforikuormia, fosforitietojen avulla laskettuja typpekuormia, sekä vertailuvesistön (Saarijärvi) avulla laskettuja virtaamia vuosille 1998-2007.

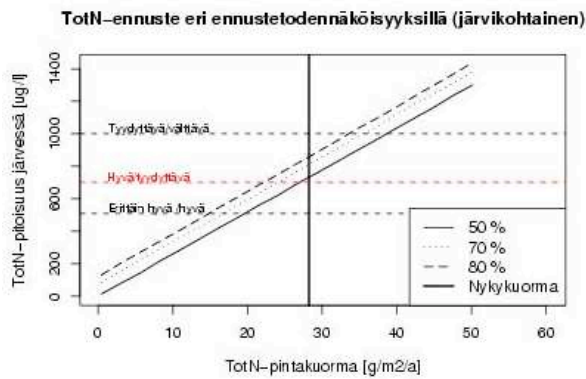
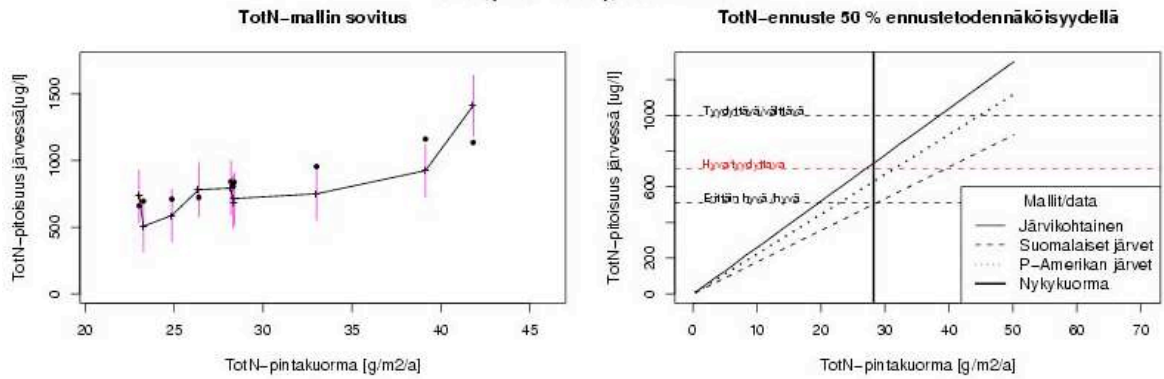
a)



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	1.63	3.83				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	1.13	2.65	0.02	0.50	1.18	30.75
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	1.35	3.17	0.04	0.28	0.66	17.28
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	1.24	2.91	0.03	0.39	0.92	24.01

b)

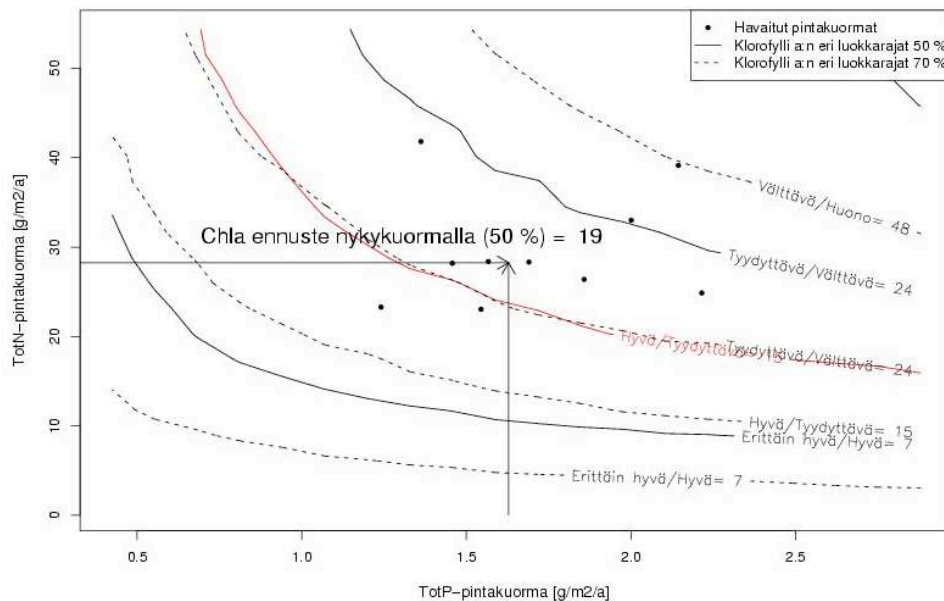
Lehesjärvi – Vähäjärvi 14.296.1.001

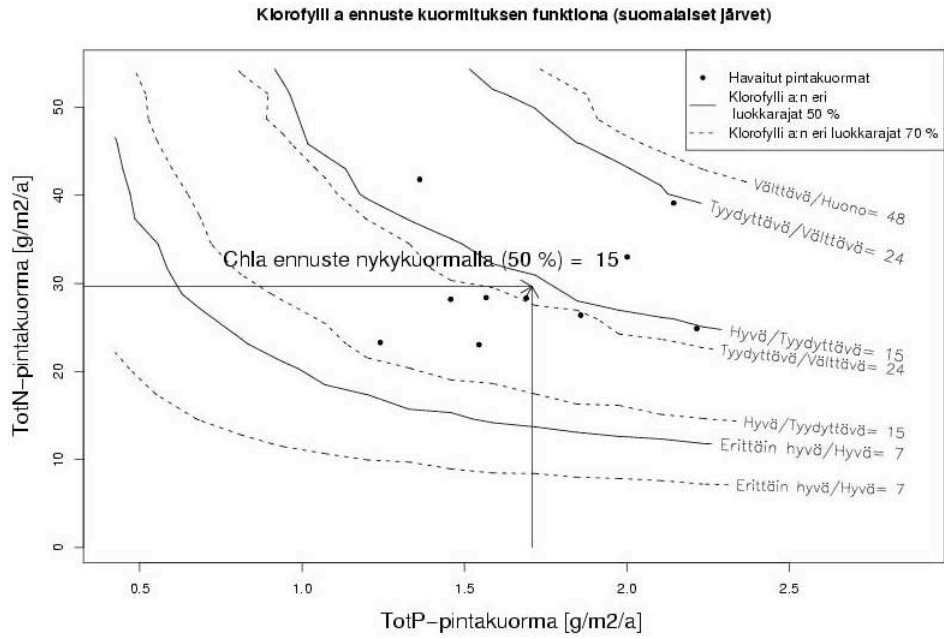


	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	28.25	66.51				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	27.01	63.59	0.02	1.24	2.92	4.39
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	39.41	92.76	0.06	-11.15	-26.25	-39.47
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	31.39	73.89	0.03	-3.13	-7.38	-11.09

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järvikohtainen)

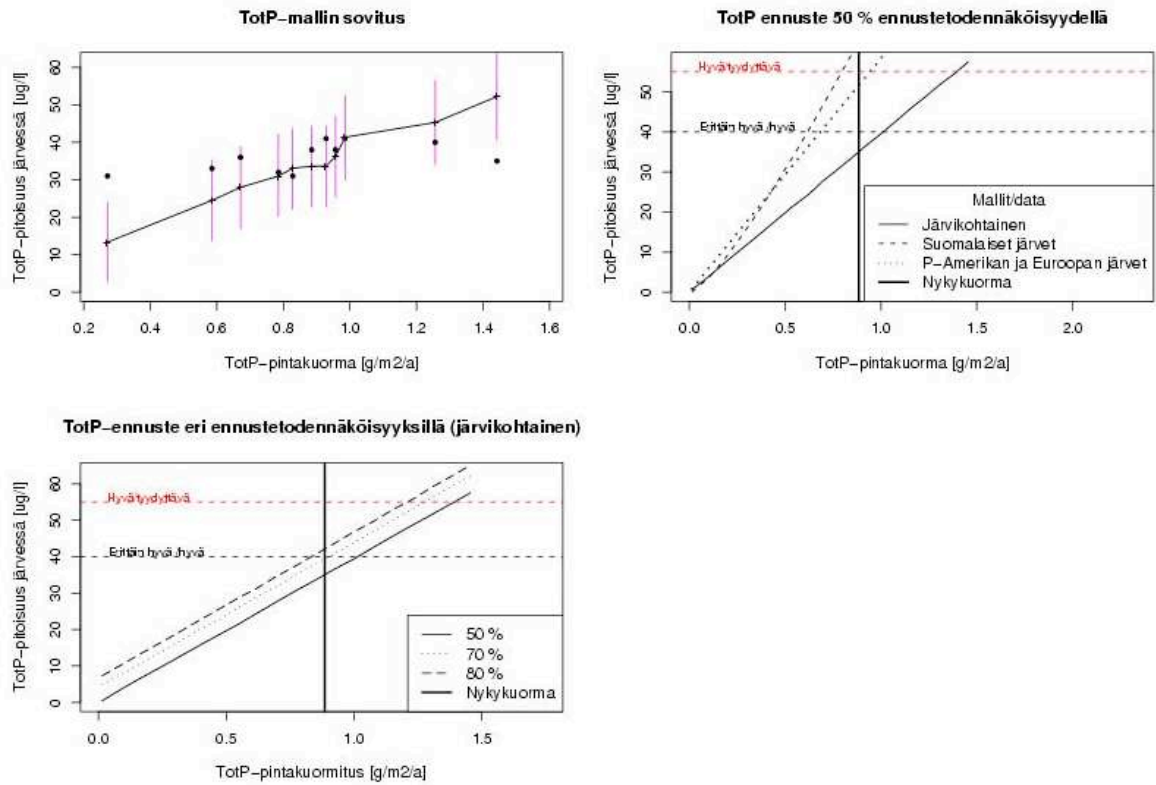




	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	2.88	15.92
"2"	2.75	16.67
"3"	2.62	17.01
"4"	2.49	17.39
"5"	2.49	17.45
"6"	2.36	18.58
"7"	2.23	18.81
"8"	2.10	19.83
"9"	1.98	20.10
"10"	1.93	20.29
"11"	1.85	21.22
"12"	1.72	22.92
"13"	1.69	23.13
"14"	1.59	24.09
"15"	1.48	25.97
"16"	1.46	26.29
"17"	1.33	27.58
"18"	1.26	28.81
"19"	1.20	30.24
"20"	1.14	31.64
"21"	1.07	33.32
"22"	1.04	34.48
"23"	0.97	37.32
"24"	0.94	38.77
"25"	0.91	40.16
"26"	0.86	43.00
"27"	0.81	45.03
"28"	0.80	45.84
"29"	0.76	48.67
"30"	0.71	51.51
"31"	0.69	54.35

Liite 5. Lake Load Response työkalun antamat tulokset ja taulukot Hiidenveden syvänteelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille.

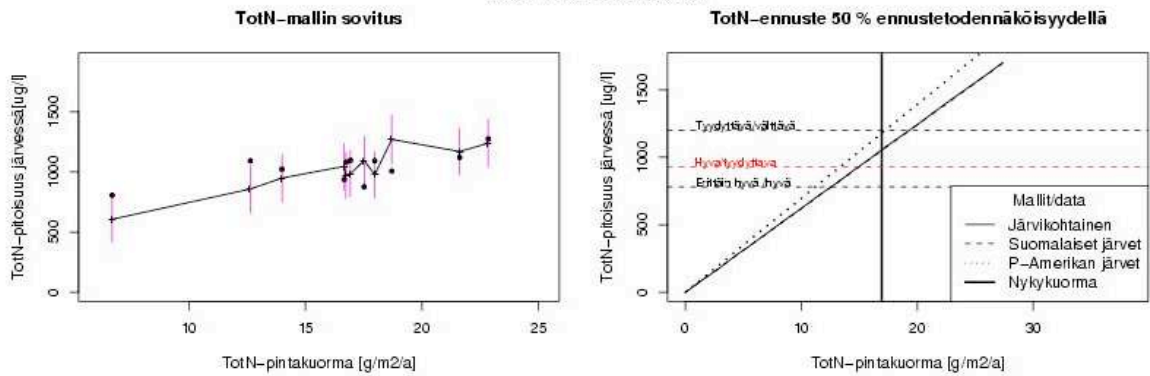
a)



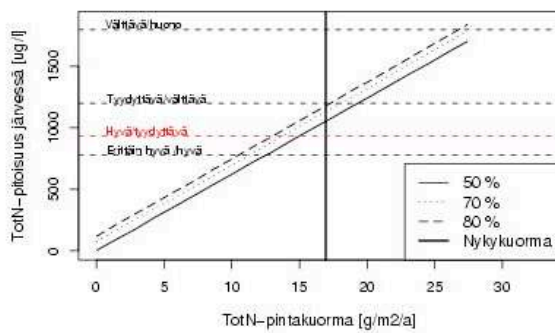
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	0.89	62.00				
Tavoitekuorma: Järvi kohtainen	1.39	97.19	0.05	-0.50	-35.19	-56.75
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	0.77	53.65	0.01	0.12	8.35	13.47
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	0.95	66.46	0.02	-0.06	-4.46	-7.19

b)

Hiidenvesi 23.031.1.001



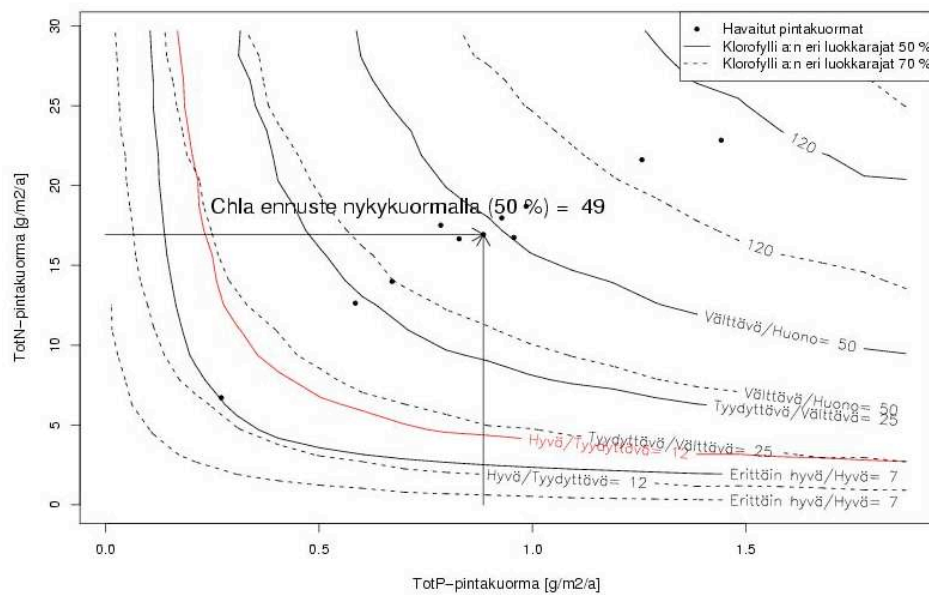
TotN-ennuste eri ennustetodennäköisyyksillä (järvikohtainen)

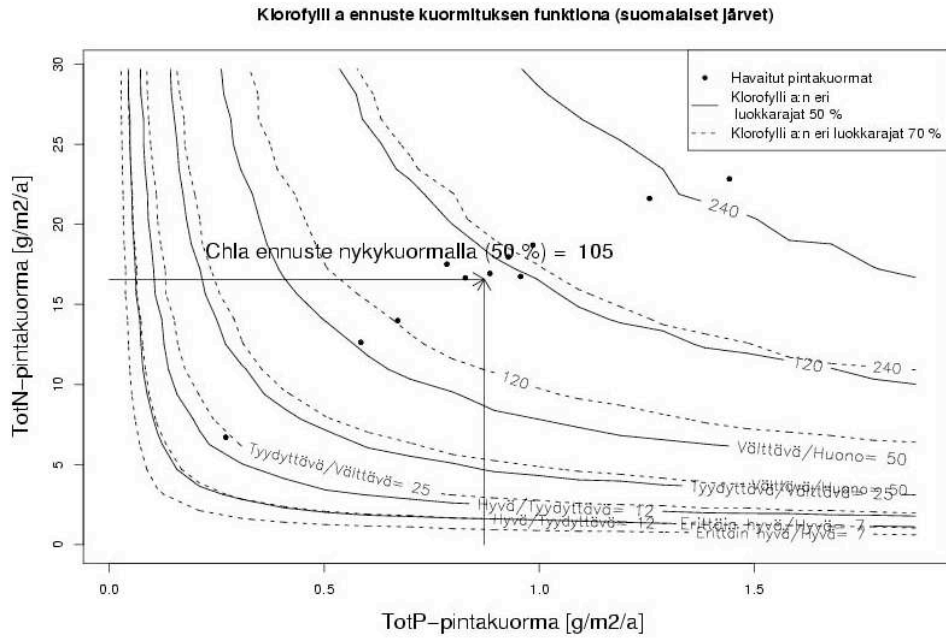


	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	16.93	1186.00				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	14.97	1048.65	0.02	1.96	137.35	11.58
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	15.00	1050.81	0.02	1.93	135.19	11.40
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	13.36	935.89	0.02	3.57	250.11	21.09

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järvikohtainen)

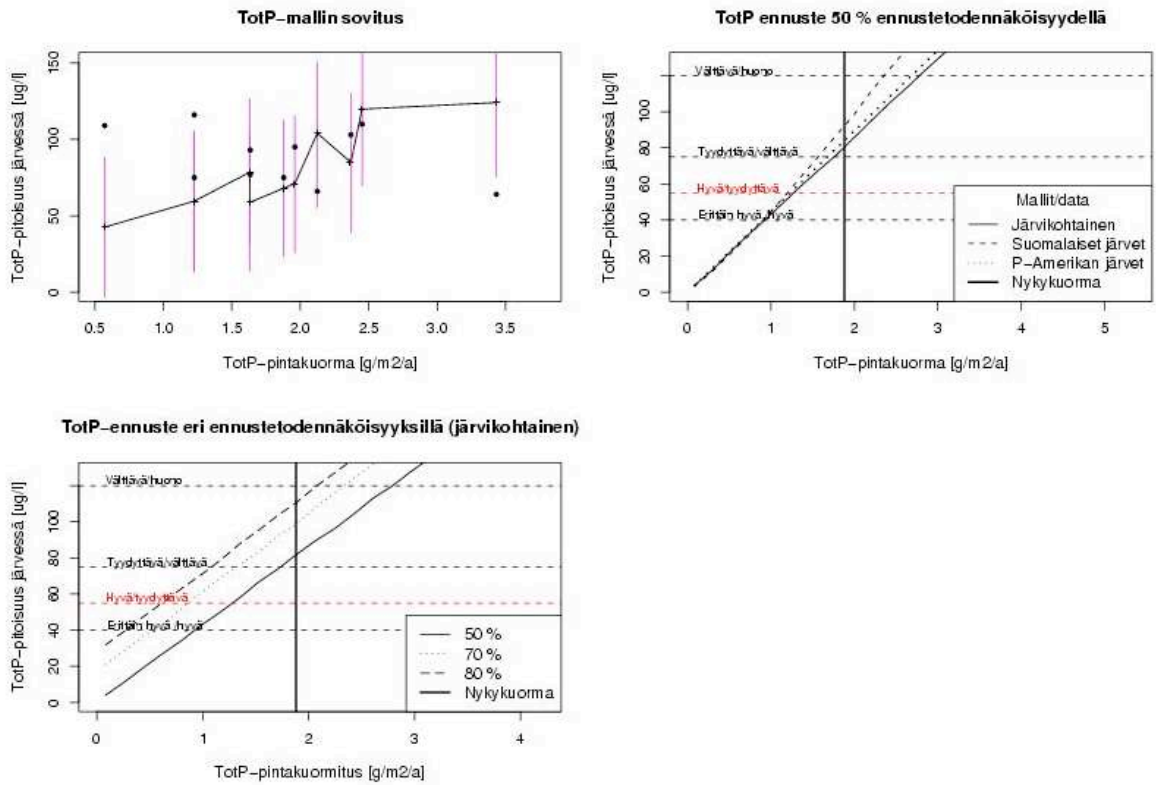




	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	1.87	2.71
"2"	1.78	2.81
"3"	1.68	2.95
"4"	1.58	3.01
"5"	1.50	3.14
"6"	1.48	3.17
"7"	1.38	3.17
"8"	1.29	3.40
"9"	1.19	3.54
"10"	1.09	3.74
"11"	0.99	3.92
"12"	0.90	4.35
"13"	0.80	4.54
"14"	0.76	4.70
"15"	0.70	5.06
"16"	0.60	5.89
"17"	0.56	6.26
"18"	0.50	6.72
"19"	0.44	7.82
"20"	0.41	8.31
"21"	0.36	9.39
"22"	0.32	10.95
"23"	0.31	11.20
"24"	0.28	12.51
"25"	0.26	14.07
"26"	0.25	15.64
"27"	0.23	17.20
"28"	0.22	18.76
"29"	0.22	20.32
"30"	0.21	21.05
"31"	0.20	21.88
"32"	0.19	23.45

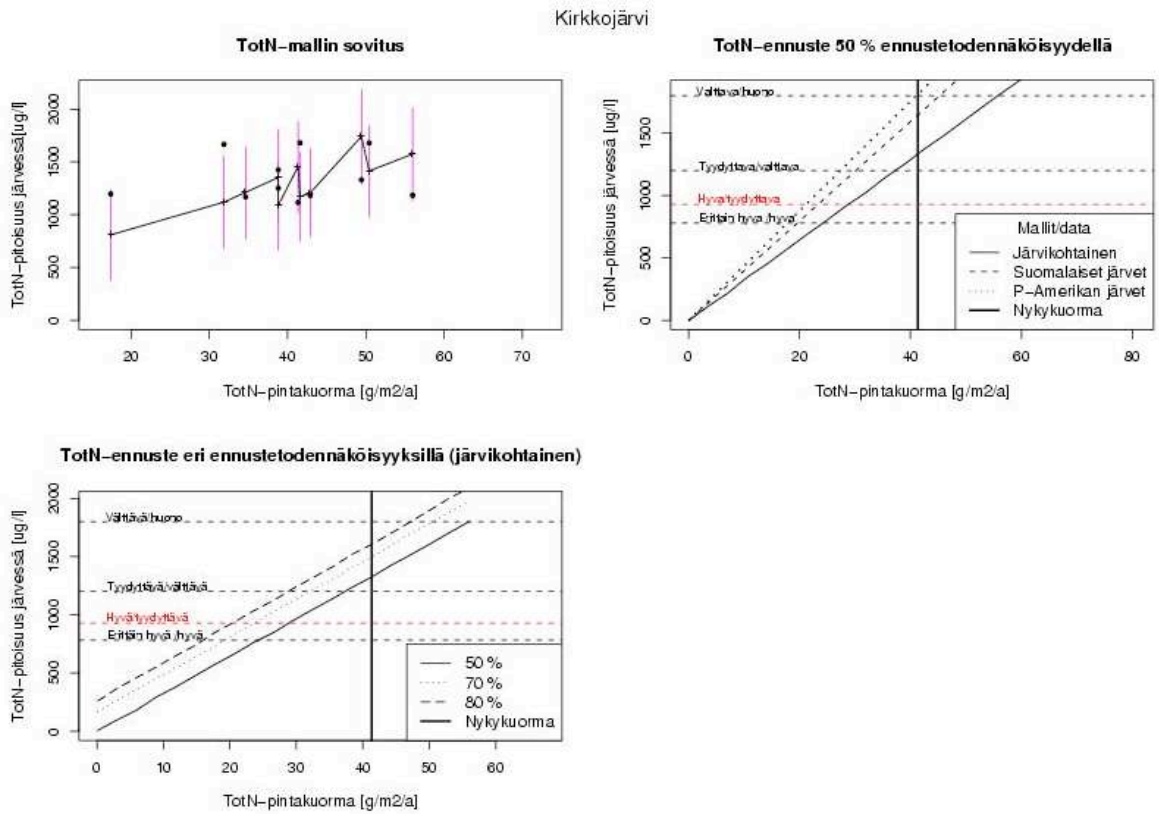
Liite 6. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja taulukot Hiidenveden Kirkkojärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille.

a)



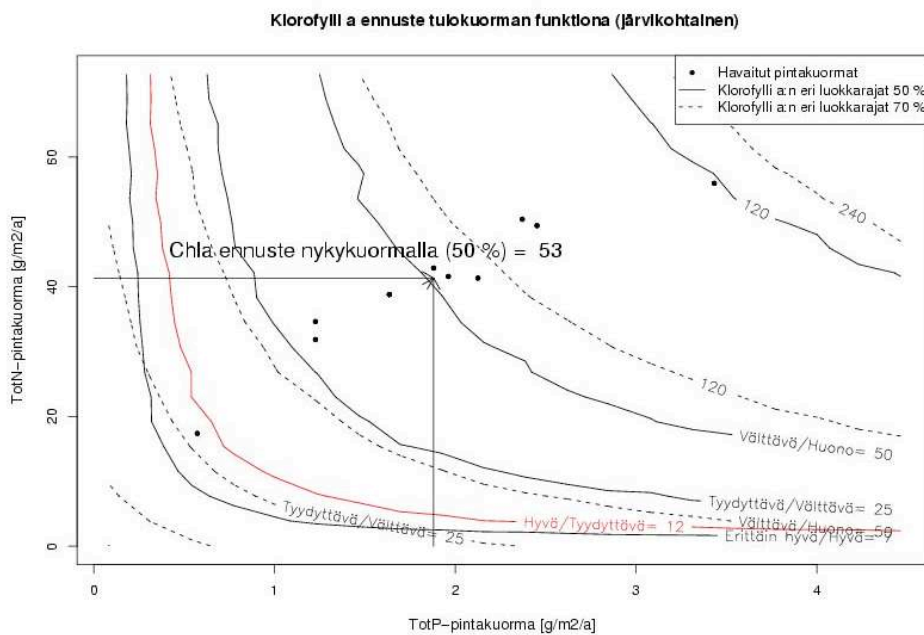
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	1.88	23.00				
Tavoitekuorma: Järvi-kohtainen	1.27	15.56	0.02	0.61	7.44	32.36
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	1.08	13.20	0.01	0.80	9.80	42.61
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	1.23	15.08	0.02	0.65	7.92	34.43

b)



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	41.35	506.00				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	28.93	354.09	0.04	12.41	151.91	30.02
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	23.37	286.03	0.04	17.98	219.97	43.47
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	21.21	259.60	0.02	20.14	246.40	48.70

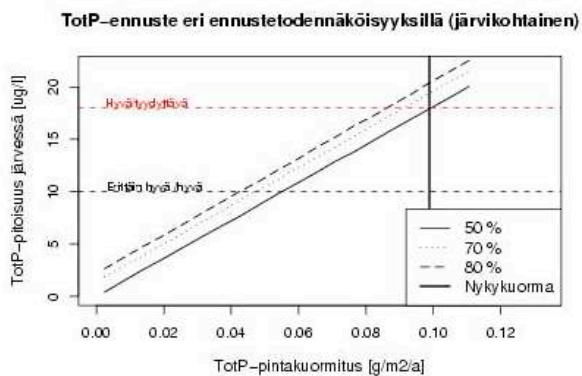
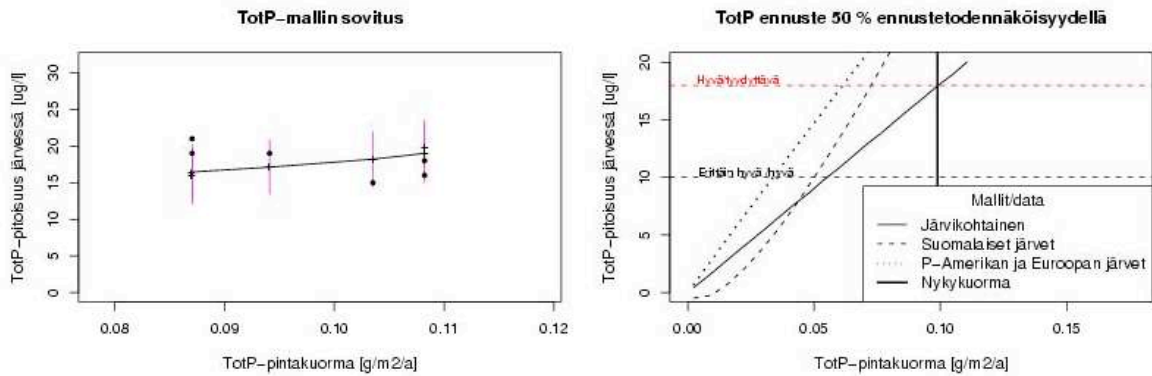
c)



	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	4.46	2.40
"2"	4.23	2.51
"3"	4.00	2.57
"4"	3.77	2.62
"5"	3.54	2.77
"6"	3.31	2.98
"7"	3.08	3.06
"8"	2.85	3.19
"9"	2.62	3.48
"10"	2.39	3.82
"11"	2.19	3.91
"12"	2.16	3.94
"13"	1.93	4.80
"14"	1.70	5.33
"15"	1.46	6.70
"16"	1.28	7.73
"17"	1.23	8.07
"18"	1.00	10.60
"19"	0.93	11.56
"20"	0.77	14.26
"21"	0.72	15.38
"22"	0.65	19.21
"23"	0.54	22.90
"24"	0.54	23.04
"25"	0.54	26.86
"26"	0.48	30.69
"27"	0.45	34.51
"28"	0.43	38.34
"29"	0.42	42.16
"30"	0.38	45.99

Liite 7. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja taulukot Pyhäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille.

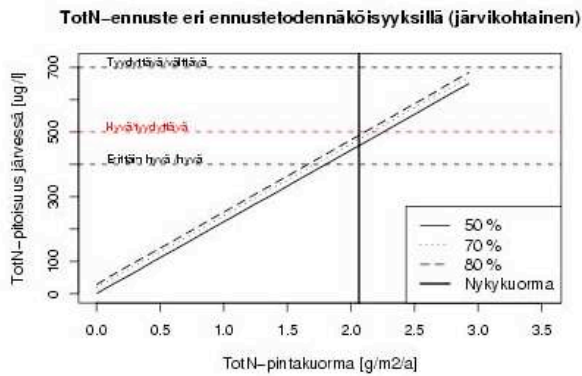
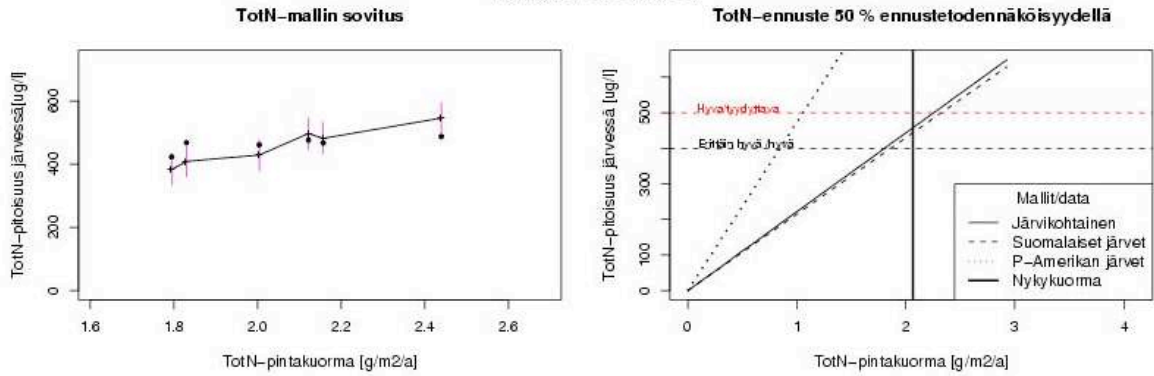
a)



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	0.10	42.00				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	0.10	42.30	0.01	-0.00	-0.30	-0.72
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	0.09	37.51	0.01	0.01	4.49	10.70
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	0.06	26.66	0.01	0.04	15.34	36.52

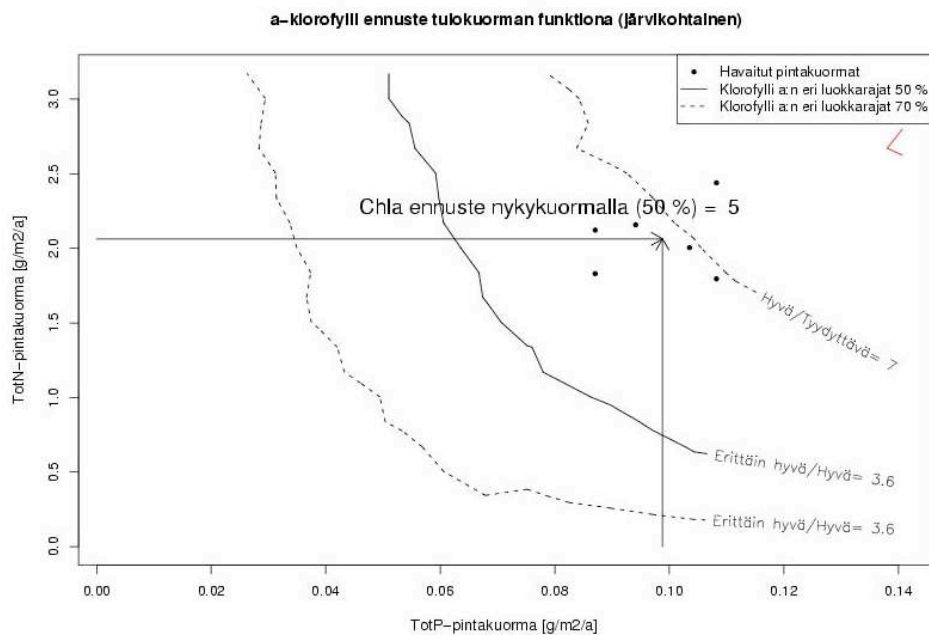
b)

Pyhäjärvi 34.031.1.001

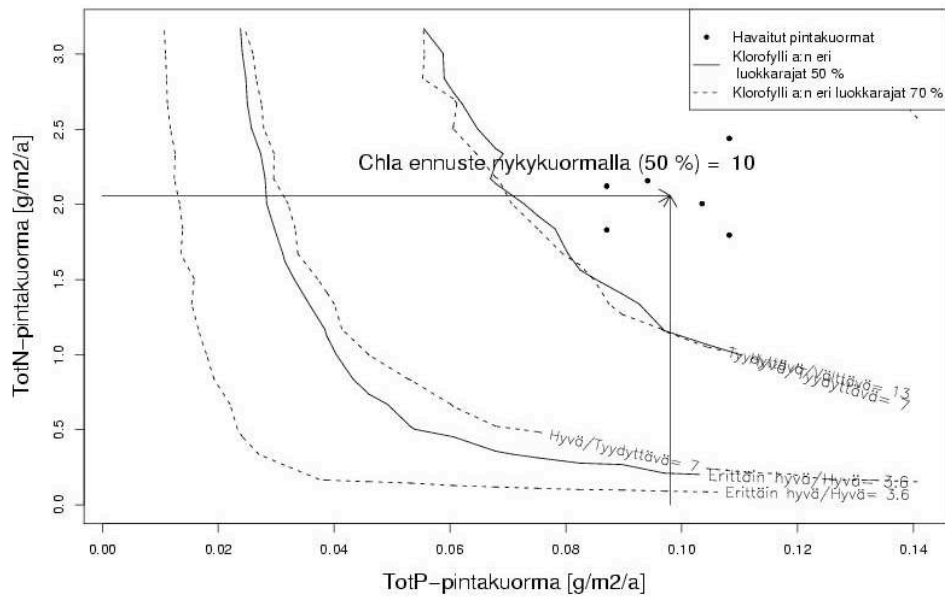


	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	2.06	877.00				
Tavoitekuorma: Järvi-kohtainen	2.26	958.86	0.01	-0.19	-81.86	-9.33
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	2.33	988.71	0.01	-0.26	-111.71	-12.74
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	1.06	449.12	0.00	1.01	427.88	48.79

c)



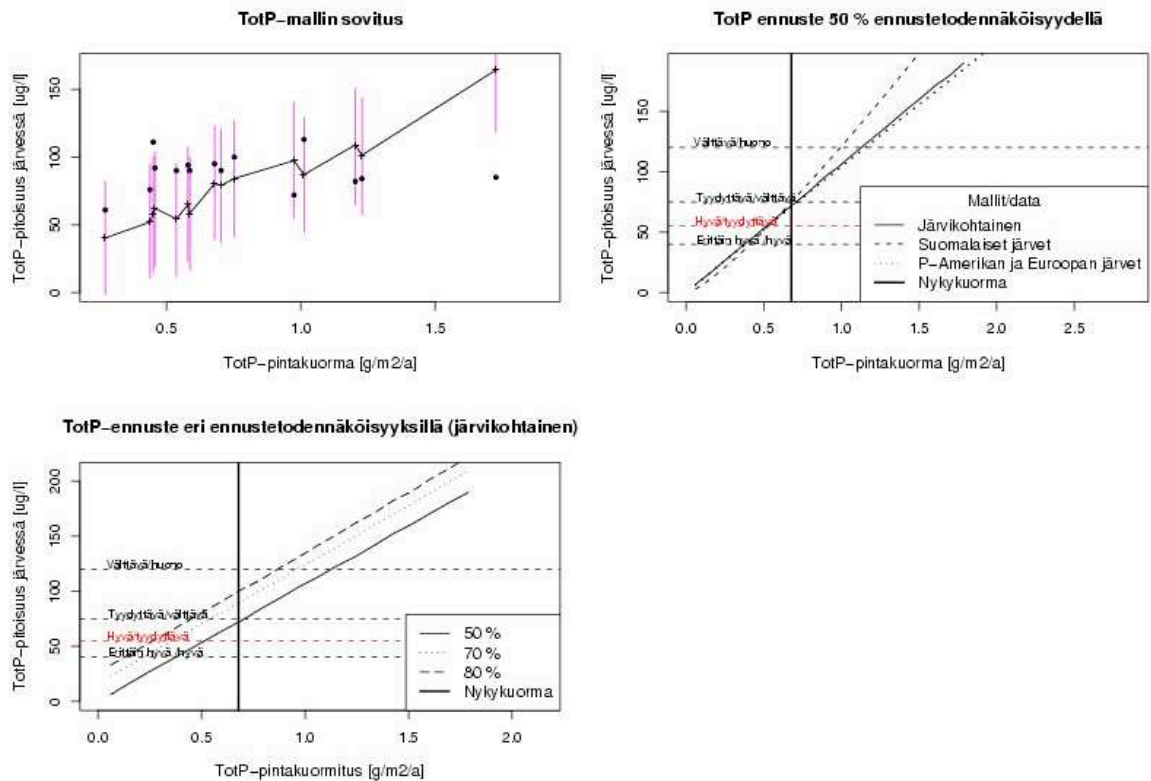
Klorofylli a ennuste kuormituksen funktiona (suomalaiset järvet)



	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	0.14	2.85
"2"	0.13	2.92
"3"	0.13	3.00
"4"	0.13	3.14
"5"	0.13	3.17

Liite 8. Lake Load Response työkalun antamat tulokset ja -taulukot Tuusulanjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille.

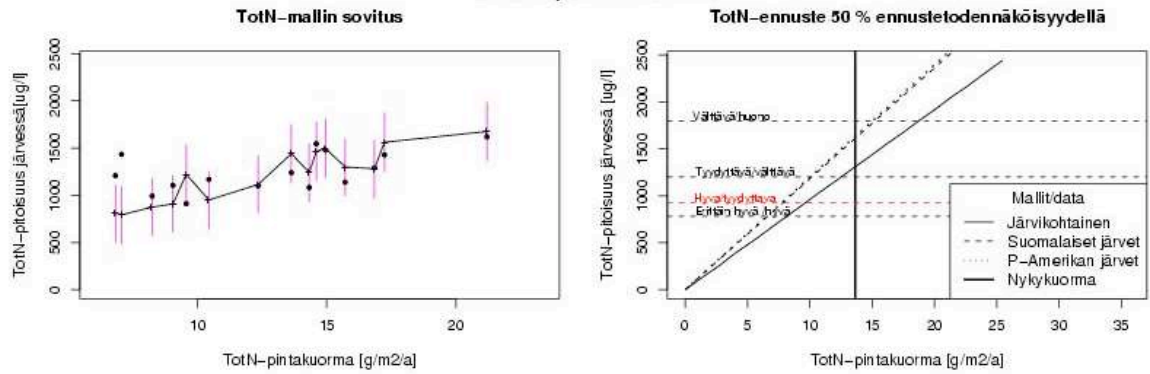
a)



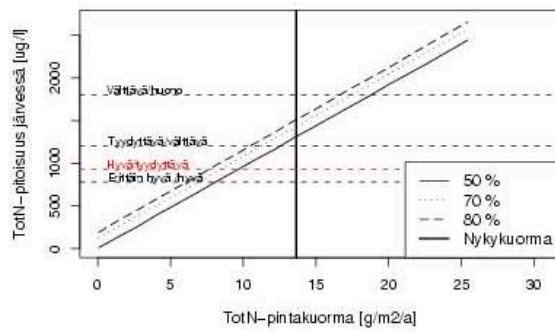
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	0.68	11.00				
Tavoitekuorma: Järvi kohtainen	0.52	8.38	0.01	0.16	2.62	23.80
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	0.45	7.37	0.01	0.22	3.63	33.04
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	0.53	8.63	0.01	0.15	2.37	21.51

b)

Tuusulanjärvi 21.082.1.001



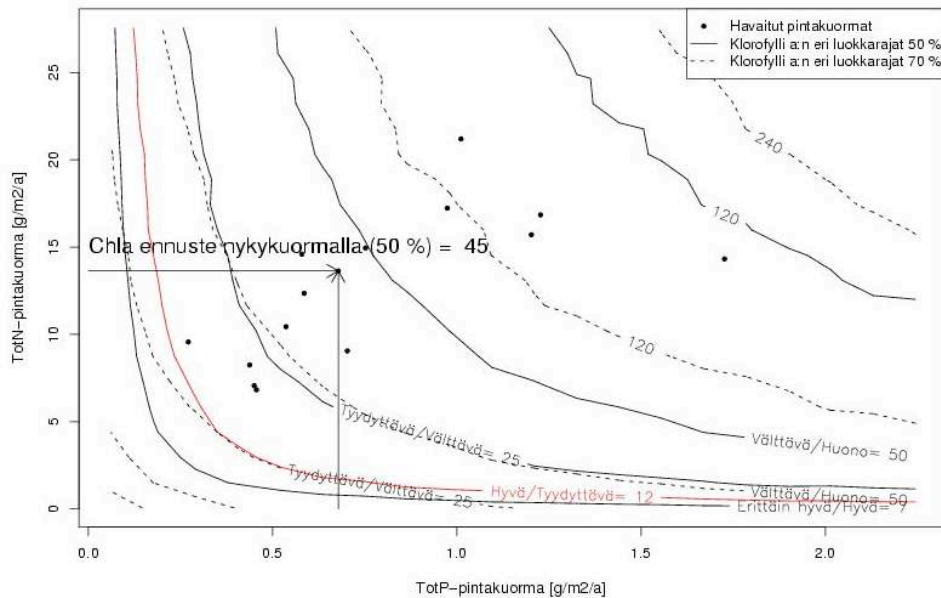
TotN-ennuste eri ennustetodennäköisyyksillä (järvikohtainen)



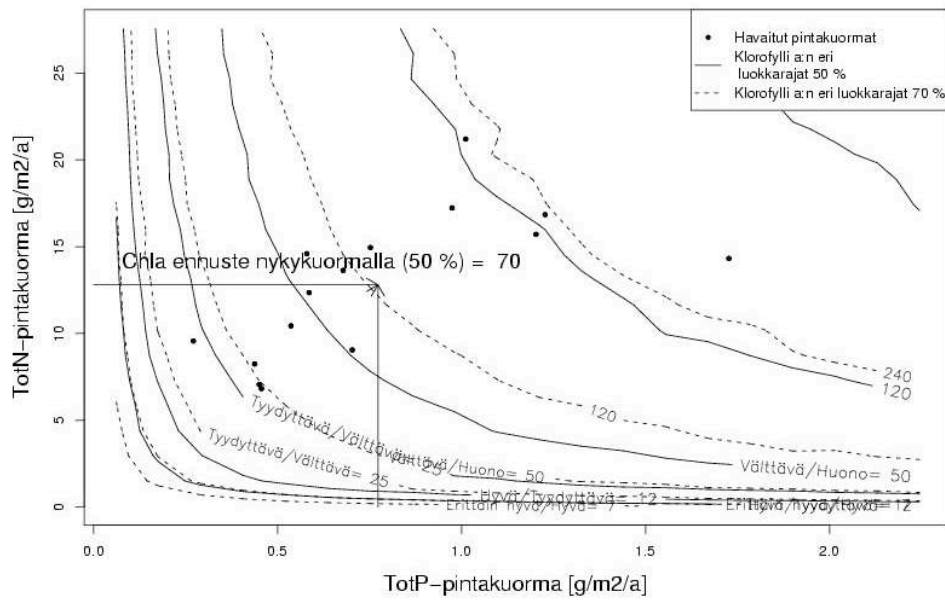
	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	13.63	221.10				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	9.71	157.40	0.01	3.93	63.70	28.81
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	7.88	127.73	0.01	5.76	93.37	42.23
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	7.77	126.05	0.01	5.86	95.05	42.99

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järvikohtainen)



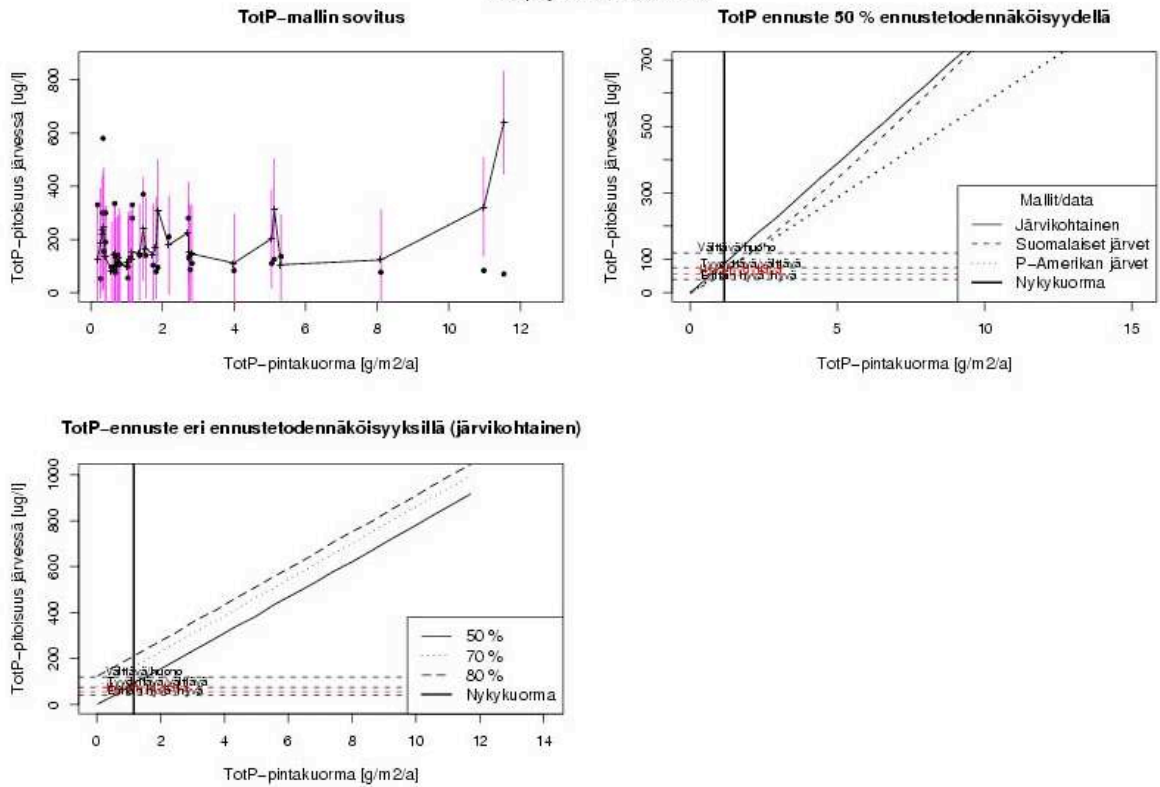
Klorofylli a ennuste kuormituksen funktiona (suomalaiset järvet)



	Fosforin pintakuormitus	Typen pintakuormitus
"1"	2.24	0.40
"2"	2.13	0.41
"3"	2.01	0.46
"4"	1.90	0.46
"5"	1.78	0.51
"6"	1.67	0.57
"7"	1.56	0.65
"8"	1.44	0.71
"9"	1.33	0.78
"10"	1.21	0.85
"11"	1.10	0.93
"12"	0.98	1.12
"13"	0.87	1.24
"14"	0.77	1.51
"15"	0.75	1.57
"16"	0.64	1.79
"17"	0.52	2.40
"18"	0.46	2.96
"19"	0.41	3.60
"20"	0.35	4.40
"21"	0.31	5.85
"22"	0.29	6.38
"23"	0.27	7.30
"24"	0.23	8.74
"25"	0.21	10.19
"26"	0.20	11.64
"27"	0.19	13.09
"28"	0.18	14.53
"29"	0.18	14.55
"30"	0.16	15.98
"31"	0.16	17.43
"32"	0.15	18.87

Liite 9. Lake Load Response työkalun antamat tuloskuvat ja -taulukot Haapajärvelle tehdyistä ajoista fosforille.

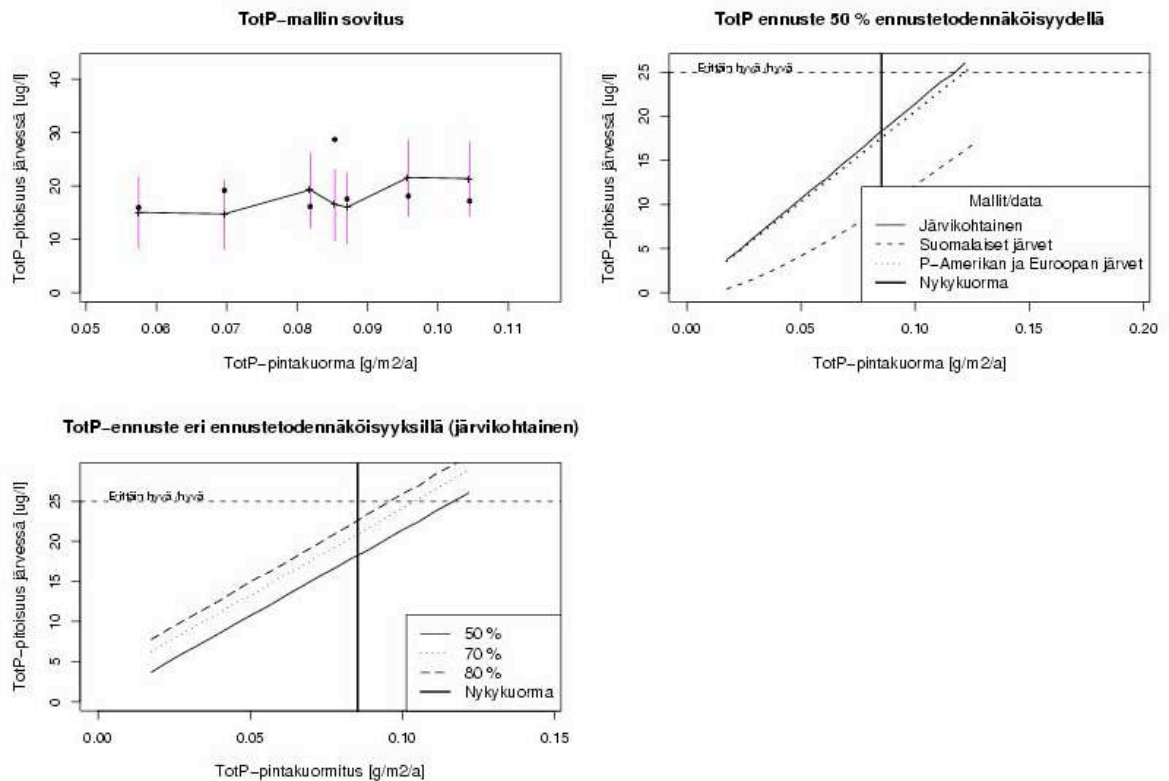
Haapajärvi 06.022.1.001



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	1.16	6.80				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	0.69	4.05	0.00	0.47	2.75	40.40
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	0.85	4.98	0.01	0.31	1.82	26.79
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	0.96	5.66	0.01	0.19	1.14	16.79

Liite 10. Lake Load Response työkalun antamat tulokset ja taulukot Pieksäjärvelle tehdyistä ajoista a) fosforille, b) typelle ja c) a-klorofyllille.

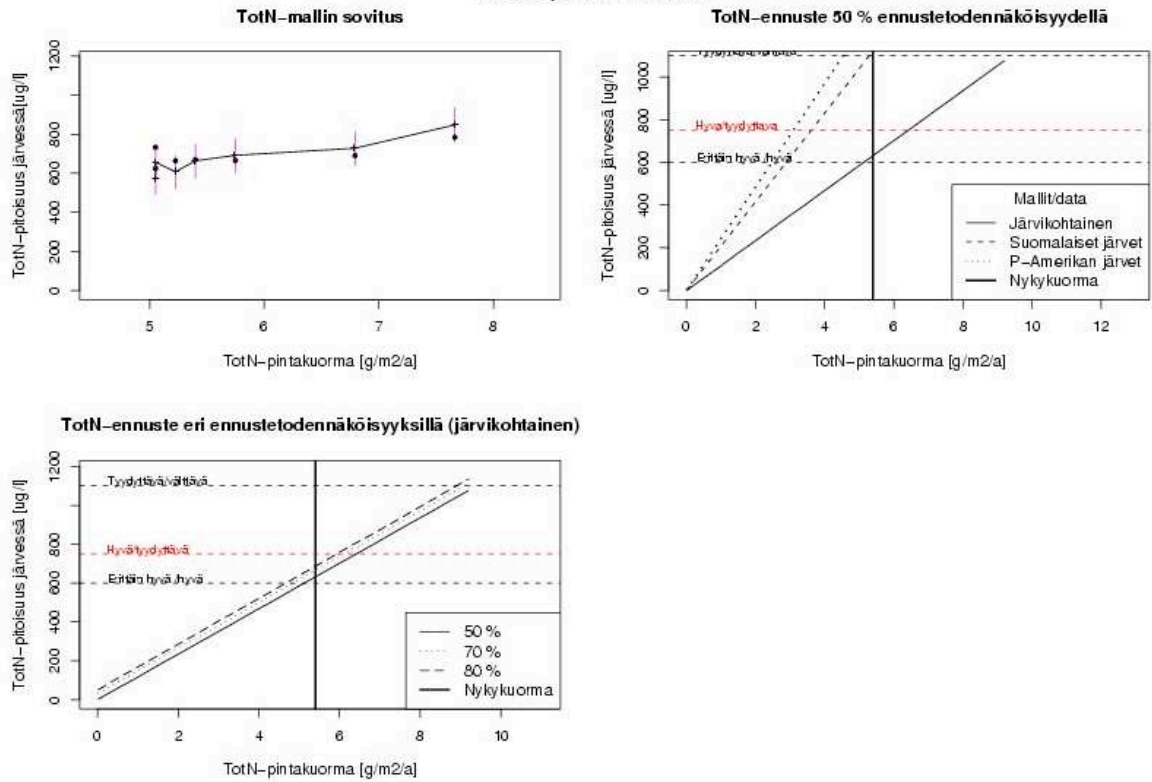
a)



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	0.09	4.90				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	0.19	10.68	0.01	-0.10	-5.78	-117.90
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	0.61	35.24	0.04	-0.53	-30.34	-619.25
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	0.19	11.19	0.01	-0.11	-6.29	-128.28

b)

Pieksänjärvi 14.793.1.001



	Kuorma (g/m ² /a)	Kuorma (kg/d)	Sedimentaationopeus (m/d)	Kuormitusvähennys (g/m ² /a)	Kuormitusvähennys (kg/d)	Kuormitusvähennys (%)
Nykykuorma	5.40	310.00				
Tavoitekuorma: Järvikohtainen	6.40	367.36	0.02	-1.00	-57.36	-18.50
Tavoitekuorma: Suomalaiset järvet	3.61	207.14	0.01	1.79	102.86	33.18
Tavoitekuorma: Pohjois-Amerikan järvet	3.09	177.43	0.00	2.31	132.57	42.77

c)

a-klorofylli ennuste tulokuorman funktiona (järvikohtainen)