



Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2)

Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.)



Maa- ja elintarviketalous numero 120
103 s.

**Maatalouden ympäristötuen
vaikutukset vesistökuormitukseen,
satoon ja viljelyn talouteen
v. 2000–2006 (MYTVAS 2)**

Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.)

ISBN 978-952-487-167-9 (Painettu)
ISBN 978-952-487-168-6 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met120.pdf>

MTT

Kirjoittajat

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietohallinto, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

Sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisuvuosi

2008

Kannen kuva

Katri Rankinen

Painopaikka

Dark Oy

Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2)

Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.)

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Maatalouden ympäristötuen vesistövaikutuksia selvittänyt MYTVAS 2 -tutkimus osoitti, että peltomaiden fosfori- ja typpitaseiden ylijäämät pienentyivät 1990-luvun alusta lähtien nopeasti. Ravinnetaseet laskivat edelleen ympäristöohjelmakausien 1995–2006 aikana. Fosforitaseiden pienentymisestä huolimatta heppoliukoisien fosforin pitoisuus lisääntyi peltojen pintakerroksessa todennäköisesti aina 1990-luvulle saakka, ja kasvu taittui vasta 2000-luvun alussa. Typpitaseet pienenevät kaikkein vähiten Lounais- ja Länsi-Suomessa, missä maatalouden merkitys sisävesistöjen ja Itämeren kannalta on muuta maata suurempi. Jokivesissä ja pienillä valuma-alueilla tai vastaanottavissa vesistöissä havaittiin lähinnä vuosittaisesta hydrologiasta ja säästä johtuvia muutoksia. Maataloudesta peräisin oleva kokonaisfosforin kuormitus näyttäisi kuitenkin hieman vähentyneen ympäristöohjelmakausien aikana, mutta typen kuormitus on saattanut jopa lisääntyä.

Ympäristöohjelmakausien lannoitusrajat aiheuttivat vain harvoin tulonmenetyksiä pienentyneinä satoina. Vaikka lannoitusmäärät laskivat huomattavasti, viljasadon määrä ja laatu säilyivät ympäristöohjelmakausien aikana pääosin ennallaan. Euroopan unioniin liittymisen myötä alentuneet tuottajahinnat aiheuttivat maataloilta tulonmenetyksiä, joita ympäristötuki korvasi erityisesti kasvintuotantotiloilla. Tilatasolla ympäristöohjelmakausiin liittyi epävarmuus tuotannon jatkumisesta, pellonvuokrauksen yleistyminen ja perusparannusten kalleus. Seuraksena on voinut olla peltomaiden kasvukunnon heikentyminen esimerkiksi maan tiivistymisen vuoksi. Maan rakenteen heikentyminen, vesitalouden ongelmat ja kalkituksen laiminlyönti lisäävät eroosioriskiä, rajoittavat satotasoa ja huonontavat ravinnetaseita.

Jos ylijäämäisiä ravinnetaseita saadaan edelleen pienennettyä etenkin intensiivisesti viljellyllä rannikkoalueella, huuhtoutumisalttiin typen ja fosforin määrä vähenee peltomaissa. Ympäristöohjelmien sekä muun maatalous- ja tukipolitiikan tulisi kuitenkin huomioida nykyistä enemmän myös peltomaan rakenteeseen liittyvät riskitekijät ja keskittyneen kotieläintalouden asettamat haasteet. Vesistökuormituksen nykyistä tehokkaampi rajoittaminen edellyttää ympäristöohjelmien toimenpiteiden kohdentamista eniten kuormittaville alueille. Lisäksi ravinnetaseita on pienennettävä erityisesti kotieläintuotantoalueilla

maan lounais- ja länsiosissa ja fosforilannoitusta on vähennettävä vastaamaan todellista kasvien tarvetta. Pysyvästi kasvipeitteisiä suojavyöhykkeitä tarvitaan lisää kaltevilla, eroosioherkillä pelloilla. Myös nurmialaa on laajennettava ja muita eroosiota estäviä ja maan rakennetta parantavia menetelmiä on otettava käyttöön eteläisessä Suomessa.

Avainsanat: ympäristö, ympäristötuki, ohjelmat, Euroopan unioni, maatalous, ympäristönsuojelu, vesiensuojelu, järvet, maaperä, typpi, fosfori, torjunta-aineet, maatilat, ravinteet, ravinnetase, lannoitus, eroosio, sato, maataloustuotteet, laatu, kannattavuus

Alkusanat

Elintarviketuotannon sivutuotteena muodostuu nykyisin huomattavan suuria ravinnepäästöjä ja haitallisiksi koettuja vesistövaikutuksia. Peltoviljelyssä maan olosuhteet ovat ajautuneet kauas luonnontilasta mm. liukoisten ravinteiden määrän, maan rakenteen ja kasvipeitteisyyden suhteen. Maan muokkaus rikkoo maan rakennetta ja lannoitus nostaa ravinnepitoisuudet korkeiksi suhteessa maaperän pidätyskapasiteettiin, minkä seurauksena peltohehtaarilta vesiin valuvat ravinnemäärät ylittävät luonnontilaisen metsämaan vastaavat jopa yli kymmenkertaisesti. Vuosina 2000–2004 maatalouden osuus ihmistoiminnan aiheuttamasta vesistökuormituksesta oli fosforin osalta noin 60 % ja typen vastaavasti 50 %. Sen sijaan pohjavesien laatu on maassamme pääosin hyvä, eikä maatalous näyttäisi muodostavan merkittävää uhkaa valtaosalle pohjavesialueista.

Maatalouden aiheuttama vesistökuormitus on pysynyt suurena huolimatta maataloudelle erilaisissa ohjelmissa asetetuista päästövähennystavoitteista, jotka ovat vaihdelleet 30 ja 50 prosentin välillä. Päästövähennystavoitteet perustuvat käsityksiin mahdollisesta tai riittävästä kuormitusvähennämisen suuruudesta. Tavoitteet ovat tähän saakka olleet yleisiä eikä niissä ole huomioitu aluekohtaisia eroja maatalouden ominaispiirteissä tai kuormitusta vastaanottavien vesistöjen tilassa. Maatalouden merkitys vesien rehevöitymiselle on yleensä pieni suurimmissa järvissä ja siellä, missä peltoprosentti on pieni, kun taas monilla alueilla maatalouden aiheuttamat päästöt ovat merkittävin yksittäinen vesien tilaa heikentävä tekijä. Jälkimmäisen kaltaisia jokia ja pienehköjä järviä on paljon etenkin eteläisessä Suomessa, mutta niitä on myös muilla intensiivisen tuotannon alueilla. Rannikkovesistämme erityisesti Saaristomeri on maatalouden kuormittama. Käynnissä oleva EU:n vesipuitedirektiivin toimeenpano luo perusteita sille, että kuormituksen vähentämistavoitteet voidaan asettaa aluekohtaisesti.

Maatalouden ympäristöohjelma luotiin 1990-luvun puolivälissä torjumaan maatalouden aiheuttamia vesistöhaittoja. Samalla ohjelmaan liittyvän tuen tavoitteena oli kompensoida viljelijöiden tulonmenetyksiä, ja siten turvata suomalaisen maataloustuotannon säilyminen. Ympäristöohjelmien tavoitteiden moninaisuus on pidettävä mielessä, kun arvioidaan tukitoimenpiteiden vaikutuksia tai etsitään syitä ohjelmien ehkä odotettua vähäisemmälle teholle. Lisäksi on muistettava, että maatalouden toimintaympäristöön kokonaisuudessaan vaikuttaa voimakkaasti myös muu maatalous- ja tukipolitiikka. Ympäristöohjelman korkealle asetettujen tavoitteiden mukaista tulosta ei ole saavutettu, mutta ohjelma on lisännyt viljelijöiden ympäristötietoisuutta. Parempaan tulokseen pääseminen olisi edellyttänyt alueellisten erojen huomiointia ja tilakohtaisesti suunniteltuja toimenpiteitä. Tässä yhteydessä olisi tarvittu nykyistä tarkempaa aluekohtaista tietoa kuormituslähteistä, tehokkaimmiksi tiedettyjen toimenpi-

teiden kohdentamista sekä menetelmiä tilakohtaisesti kaikkein kuormittavimpien käytäntöjen tunnistamiseksi ja korjaamiseksi.

Maatalouden ympäristöohjelmien seuranta osoittaa maatalouden kuormituksen kytkenät maaperän keskeisiin prosesseihin, joihin vaikutetaan ympäristöohjelman toimenpiteiden lisäksi myös kaikilla muilla maaperään kohdistuvilla toimilla. Nämä toimet ovat puolestaan kytkeytyneet maatalouden tuotantoketjuihin, tilakokoon, lohkojen sijaintiin, viljelykiertoihin, kotieläinten ruokintaan ja tuotannon intensiteettiin sekä tulevaisuuden näkymiin. Toivottavasti tämä seurantatutkimus osaltaan ohjaa ja kannustaa maatalouden kehitystyötä vastaamaan yhä aktiivisemmin maaperän, vesiympäristön, ilmaston ja talouden asetamiin haasteisiin. Ravinnetasetarkastelut ovat yksi esimerkki siitä, että ympäristön huomioiminen ja pyrkimys viljelyn talouden parantamiseen vievät parhaimmillaan samaan lopputulokseen. Jos tavoitteina pidetään tuotantopanosten mahdollisimman tarkkaa hyödyntämistä ja hävikkien minimointia, ympäristönäkökohdat otetaan huomioon tuotantoprosessin kaikissa vaiheissa ja tuotanto kehittyy jatkuvasti ympäristömyönteisempään suuntaan.

Jokioisilla 28.2.2008

Kirjoittajat

Kirjoittajat

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus
MTT, 31600 Jokioinen, 03-41881, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Martti Esala
Timo Hurme
Lauri Jauhiainen
Eija Karhu
Kauko Koikkalainen
Pirkko Laitinen
Jussi Lankoski
Heikki Lehtonen
Riitta Lemola
Antti Ristolainen
Tapio Salo
Ilkka Sarikka
Eila Turtola
Risto Uusitalo

Suomen ympäristökeskus
Mechelininkatu 34 A, PL 140, 00251 Helsinki, 020 490 123,
etunimi.sukunimi@ymparisto.fi

Petri Ekholm
Kirsti Granlund
Juha Grönroos
Pirkko Kauppila
Pasi Mattila
Sari Mitikka
Jorma Niemi
Katri Rankinen
Antti Räike
Johanna Räsänen
Katri Siimes

Helsingin yliopisto
Agroteknologian laitos, Koetilantie 3, PL 28, 00790 Helsinki, 90-1991,
etunimi.sukunimi@helsinki.fi

Laura Alakukku

Evira
Mustialankatu 3, 00790 Helsinki, 020 772 003, etunimi.sukunimi@evira.fi

Mirja Kartio

Sisällysluettelo

1	Maatalouden vesiensuojelutavoitteet ja ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus MYTVAS 2 <i>Eila Turtola</i>	9
2	Fosforikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana <i>Risto Uusitalo, Petri Ekholm, Riitta Lemola ja Eila Turtola</i>	11
3	Typikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana <i>Tapio Salo, Kirsti Granlund, Katri Rankinen, Riitta Lemola, Martti Esala ja Eila Turtola</i>	24
4	Maan rakenne ja vesitalous vesistökuormituksen taustatekijöinä <i>Laura Alakukku, Antti Ristolainen, Ilkka Sarikka ja Timo Hurme</i>	31
5	Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormituksen kehitys MYTVAS-haastattelualueilla <i>Juha Grönroos, Pasi Mattila ja Katri Rankinen</i>	39
6	Vesistökuormitus ja vesien tilan kehitys vesistöseurantojen perusteella <i>Petri Ekholm, Kirsti Granlund, Pirkko Kauppila, Sari Mitikka, Jorma Niemi, Katri Rankinen, Antti Räike ja Johanna Räsänen</i>	59
7	Torjunta-aineiden käyttö ympäristöohjelmakausien aikana <i>Juha Grönroos, Eija Karhu, Katri Siimes ja Pirkko Laitinen</i>	68
8	Viljasadon määrä ja laatu ympäristöohjelmakausien aikana <i>Tapio Salo, Lauri Jauhiainen ja Mirja Kartio</i>	72
9	Ympäristötuen taloudelliset vaikutukset ja ympäristöohjauskeinojen tehokkuus <i>Heikki Lehtonen, Kauko Koikkalainen ja Jussi Lankoski</i>	77
10	MYTVAS 2 -tutkimuksen johtopäätökset <i>Eila Turtola, Juha Grönroos, Petri Ekholm, Risto Uusitalo, Laura Alakukku, Tapio Salo, Heikki Lehtonen, Kauko Koikkalainen, Kirsti Granlund, Riitta Lemola, Katri Rankinen ja Martti Esala</i>	88
11	MYTVAS 2 -tutkimuksen arviointi <i>Eila Turtola, Juha Grönroos, Petri Ekholm, Risto Uusitalo, Laura Alakukku, Tapio Salo, Heikki Lehtonen, Kauko Koikkalainen, Kirsti Granlund, Riitta Lemola, Katri Rankinen ja Martti Esala</i>	92
12	Kirjallisuus	94

1 Maatalouden vesiensuojelutavoitteet ja ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus MYTVAS 2

Maatalouden vesistövaikutusten torjuntaan on kiinnitetty huomiota 1970-luvulta alkaen, jolloin jo tiedostettiin tärkeimmät kuormitukseen vaikuttavat seikat (Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto 1978). Suomen tultua EU:n jäseneksi vuonna 1995 maatalouden vesistökuormitusta on pyritty vähentämään ennenkaikkea maatalouden ympäristöohjelmien avulla. Ensimmäisellä ohjelmakaudella (1995–1999) tavoitteeksi asetettiin 30–40 %:n kuormitusvähennys. Toisen ohjelmakauden (2000–2006) toimenpiteiden yhteisvaikutuksena arvioitiin eroosion ja ravinnekuormituksen alenevan 5–10 vuodessa 30–40 % ja pitkällä aikavälillä molempien ohjelmakausien arvioitiin alentavan kuormitusta noin 50 % verrattuna 1990-luvun alun tilanteeseen (MMM 2000). Torjunta-aineiden osalta pidettiin mahdollisena, että huuhtoutumisriski vähenisi 20 %. Ympäristöohjelmaan osallistuminen on tullut vuodelta yhä suosittumaksi, ja vuonna 2006 tiloista yli 90 % ja peltoalasta yli 95 % kuului maatalouden ympäristöohjelman piiriin. Ohjelmaan liittyvän tuen suuruus on ollut noin 320 miljoonaa euroa vuodessa.

Maatalouden ympäristöohjelman toimenpiteet säilyivät sisällöllisesti varsin samankaltaisina siirryttäessä ensimmäiseltä ohjelmakaudelta toiselle kaudelle vuonna 2000. Ohjelman rakenne muuttui kuitenkin siten, että perustuen ja erityistuen toimenpiteiden rinnalle tulivat lisätoimenpiteet. Lannoitusta ja kasvipeitteellisuutta koskevat toimenpiteet ovat olleet sekä sisältönsä että toteuttamislaajuutensa vuoksi tärkeimpiä toimenpiteitä vesistökuormituksen kannalta. Toisella ohjelmakaudella lannoitustoimenpide jakautui kahteen osaan, perustuen toimenpiteeksi ja vaihtoehtoisesti toteutettavaksi ”tarkennettu lannoitus” -lisätoimenpiteeksi. Muutos ei kuitenkaan tuonut olennaista muutosta lannoituskäytäntöihin, sillä jo ensimmäisellä tukikaudella oli voitu soveltaa tarkennetun lannoituksen lannoitusmääriä ilman erillistä korvausta. Karjanlannan levitystä koskevat määräykset, kuten fosforin laskennallinen 75 %:n käyttökelpoisuus, olivat samat molemmilla kausilla. Ensimmäisellä tukikaudella yhtenä ehtona perustuen saamiselle oli, että lannan levitykseen oli A- ja B -alueilla käytettävissä omaa tai sopimuspeltoa vähintään yksi hehtaari 1,5 eläinyksikköä kohti. Tämä vaatimus poistui ympäristöohjelmasta toisella tukikaudella, mutta se sisältyi edelleen ympäristöhallinnon kotieläinohjeeseen, joka koskee uusien eläintuotantoyksiköiden ympäristölupaperusteita. Kun ensimmäisellä kaudella perustukeen sisältyi pakollisena kasvipeitteisyystoimenpide, toisella tukikaudella se siirrettiin vapaaehtoiseksi lisätoimenpiteeksi niin, että toimenpiteen sisältö pysyi lähes muuttumattomana. Ensimmäisellä tukikaudella laadittiin tilakohtaiset ympäristöohjelmat, joihin kirjatut toimenpidetarpeet jäivät kuitenkin suosi-

tuksiksi ilman sitovuutta. Ympäristöohjelmakausien aikana viherkesantoala on ollut 5–7 % peltoalasta, eli huomattavasti pienempi kuin 1990-luvun alkuvuosina, jolloin se oli korkeimmillaan lähes neljännes peltoalasta. Avoikesantoa on ollut ympäristöohjelmien aikana vuosittain muutama prosentti peltoalasta. Suorakylvö on yleistynyt ohjelmakausien määräyksistä riippumatta varsinkin eteläisessä Suomessa, mutta siitä huolimatta aidosti kasvipeitteisen, monivuotisten kasvien ja viherkesannon peittämän, peltoalan osuus on vähentynyt hitaasti molempien ohjelmakausien aikana (MMM 2004).

Ympäristöohjelman vaikuttavuutta on tutkittu ohjelman alusta lähtien. Ensimmäisen ohjelmakauden vaikutuksia seuranneessa MYTVAS -tutkimuksessa (1995–1999; Palva ym. 2001, Yli-Halla ym. 2001) aloitettuja seurantoja jatkettiin laajennettuina toisella kaudella (2000–2006; MYTVAS 2). Toisella kaudella seurantatutkimuksessa oli kaksi osakokonaisuutta, joissa seurattiin vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen liittyviä vaikutuksia. Vesistökuormituksen osalta tarkasteltiin entistä monipuolisemmin peltoimaan kuormituspotentiaalin muutoksia ja mukaan tulivat myös talousvaikutukset, sekä viljakasvien sadon laadun seuranta. Tutkimuksen rahoittivat Maa- ja metsätalousministeriö ja Ympäristöministeriö ja toteuttivat Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus ja Suomen ympäristökeskus. Myös tutkimuslaitosten budjettirahoitusta käytettiin tutkimuksen toteuttamiseen. Tutkimusta seurasi maa- ja metsätalousministeriön asettama maatalouden ympäristötuen ohjausryhmä (ns. Myto-ryhmä).

MYTVAS 2 –tutkimuksen vesistökuormitusosuudesta julkaistiin tukikauden puolivälissä kaksiosainen väliraportti (Pyykkönen ym. 2004, Turtola ja Lemola (toim.) 2004) ja seurannan tuloksia hyödynnettiin laajasti myös horisontaalisen maaseudun kehittämisohjelman väliarvioinnissa (MMM 2004). Ympäristötuen toimenpidekohtaiset analyysit tuotettiin ns. Mytvana –projektissa, ja ne on koottu omaan julkaisuunsa (Grönroos ym. 2007).

Nyt käsillä oleva loppuraportti sisältää MYTVAS 2 –seurantatutkimuksen tärkeimmät tulokset ja johtopäätökset koskien maatalouden ympäristöohjelmien vaikutuksia vesistökuormituspotentiaaliin fosforin, typen ja torjunta-aineiden osalta, viljelykäytäntöihin, maan rakenteeseen ja vesitalouteen, mitattuun kuormitukseen, vesistöjen tilan muutoksiin, sadon määrään ja laatuun sekä tuen taloudellisiin vaikutuksiin. Seurannassa käytetyt menetelmät on kuvattu em. väliraporteissa sekä tutkijaryhmän tuottamissa muissa julkaisuissa, joista osa on koottu teemanumeroksi Agricultural and Food Science –lehteen (4/2007). Johtopäätöksissä on hyödynnetty soveltuvien osin myös muuta tutkimustietoa. MYTVAS 2 –tutkimukseen kuuluneiden viljelijähaastattelujen yksityiskohtaiset tulokset ympäristötuen toimenpiteiden toteutumisesta julkaistaan erillisessä raportissa Suomen ympäristö –sarjassa (Matila ym. 2007).

2 Fosforikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana

2.1 Maan fosforivarat ja fosforilannoitus

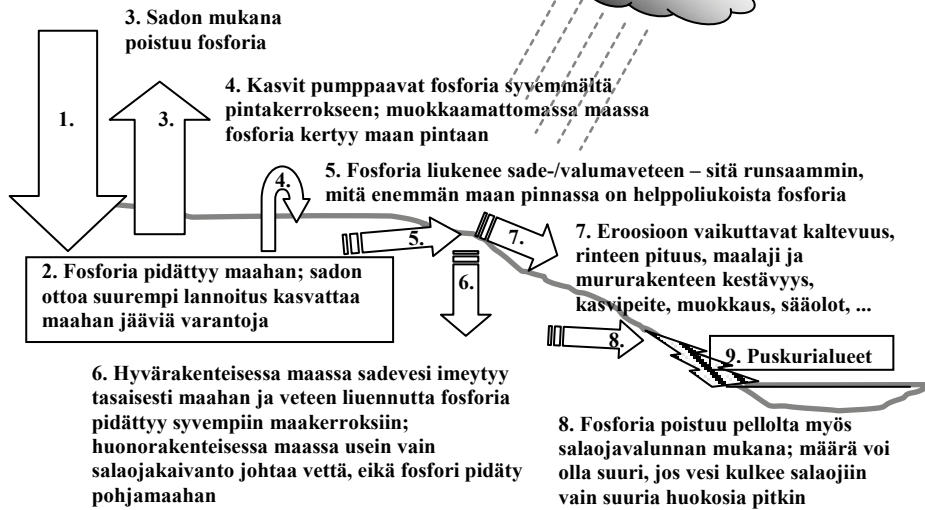
Peltomaan fosforin kokonaismäärä ja erityisesti helppoliukoisen fosforin määrä ovat tärkeimpiä fosforikuormitukseen vaikuttavia taustatekijöitä. Suomen pelto- maissa ylin kerros (0–20 cm) sisältää yleensä vähintään 1000 kg epäorgaanista ja saman verran orgaanista fosforia hehtaaria kohden. Fosforin kokonaismäärästä vain osa on kasveille käyttökelpoista. Pitkään viljellyissä maissa em. ylimmän maakerroksen sisältämät, kasveille käyttökelpoisen fosforin varannot ovat vähintään 100 kg/ha, josta hyvin helppoliukoisessa muodossa on tyypillisesti 15–30 kg/ha.

Uudismailla lannoituksena lisätty fosfori kasvattaa kasveille käyttökelpoisen fosforin varantoja vaikka helppoliukoisen fosforin pitoisuus muuttuu aluksi vain vähän. Koska maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus on pellon viljelyhistorian alkupuolella alhainen, vuotuinen fosforilannoitus on uudismailla tarpeen. Pidemmän aikaa viljellyillä mailla, joihin on jo ehtinyt kertyä fosforia lannoituksen seurauksena, lannoitus vaikuttaa voimakkaammin helppoliukoisen fosforin määrään. Tässä tilanteessa fosforilisäyksiä voidaan pienentää ja käyttää hyväksi maahan aikaisemmin kertynyttä fosforivarantoa.

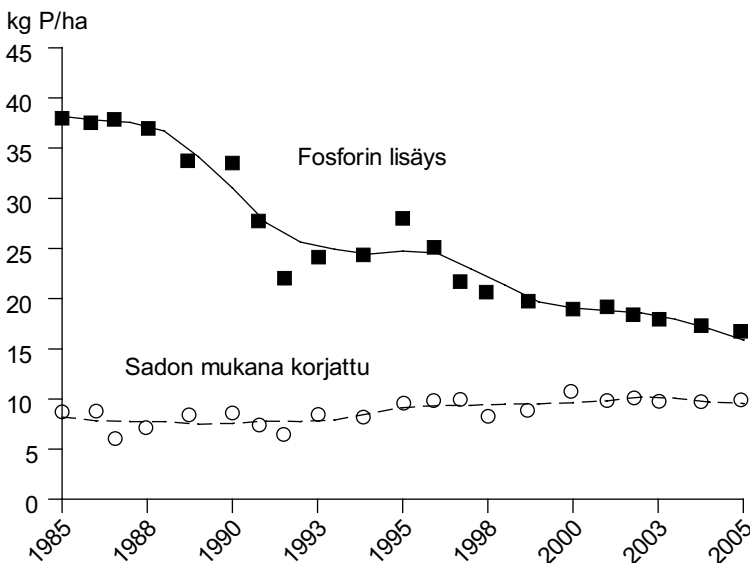
Pelloilta poistuu fosforia pääosin sadon mukana, mutta myöskin maa-aineksen ja valumaveteen liuenneiden fosforiyhdisteiden kulkeutuessa pinta- ja salaojavalunnan mukana vesistöihin (Kuva 2.1). Valumavesien mukana pelloilta poistuvan fosforin määrä on suuruusluokaltaan kymmenesosa viljasadon mukana korjattavan fosforin määrästä ja siten vähäinen viljelyn talouden kannalta. Sen sijaan huomattavasti merkityksellisempiä ovat fosforikuorman välilliset vaikutukset – kuten rehevöitymisestä johtuva vesistöjen käyttöarvon pieneminen.

Lannoitustarpeen väheneminen maan fosforipitoisuuksien noustessa ja huoli ylimääräisen fosforilannoituksen aiheuttamista vesistövaikutuksista on huomioitu lannoitussuosituksissa 1980-luvulta lähtien, jolloin fosforilannoituksen suositustasoja alettiin pienentää. Suositusten, hallinnollisten määräysten (mm. kesannointivelvoite) ja lannoitteiden ravinnesisältöjen muutokset laskivat lannoitefosforin myyntiä selkeästi varsinkin 1990-luvun alussa (Yli-Halla ym. 2001), mutta vuotuiset fosforin lisäysmäärät olivat edelleen korkeita verrattuna satotasoon ja siten myös suhteutettuna pelloista kerätyn fosforin määrään (Kuva 2.2). Esimerkiksi 1991–1995 voimassa olleiden suositusten mukaan sellaisillakin maan fosforitasoilla, joilla vuotuinen fosforilannoitus ei enää anna lainkaan sadonlisää, suositeltiin lisäyksiä, joiden suuruus oli lähes kolmin-

1. Fosforia maahan lannasta ja lannoitteista; sijoitetaan, mullataan tai levitetään pintaan



Kuva 2.1. Pellolta vesistöön päätyvään fosforikuormaan vaikuttavia tekijöitä.



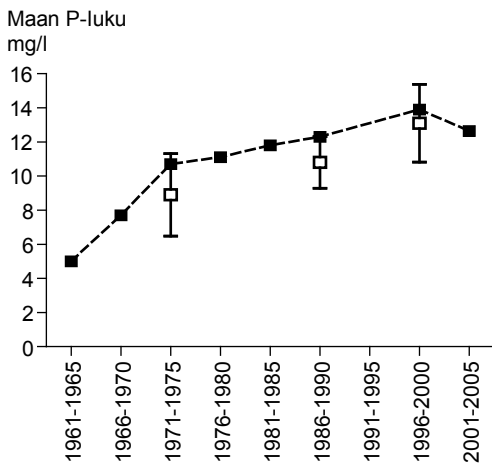
Kuva 2.2. Keskimäärin peltoon lisätyn (mustat neliöt) ja sadon mukana pellos- ta korjatun fosforin (valkoiset ympyrät) määrät 20 vuoden jaksolla 1985–2005 (trendiviivat liukuvia keskiarvoja). Tiedot OECD:n taselaskennasta (Tapio Salo, MTT, henkilökohtainen tiedonanto).

kertainen verrattuna vuosittain sadon mukana korjattuun fosforimäärään. Ensimmäisen ympäristöohjelmakauden alussa ympäristötuen ehtoihin kirjattuja fosforilannoituksen rajoja laskettiin hieman 1990-luvun alun suositustasoista, mutta nämäkin rajat olivat vielä varsin korkeita. Fosforilisäykset ovat pysyneet selkeästi kasvien fosforin ottoa suurempina toisen ohjelmakauden loppuun asti (kuva 2.2). Ympäristöohjelmien määräyksiin on myöskin sisällytetty karjanlannan levitystä koskevia poikkeuksia, jotka ovat mahdollistaneet fosforilisäykset peltoihin, joilla ei ole lannoitustarvetta.

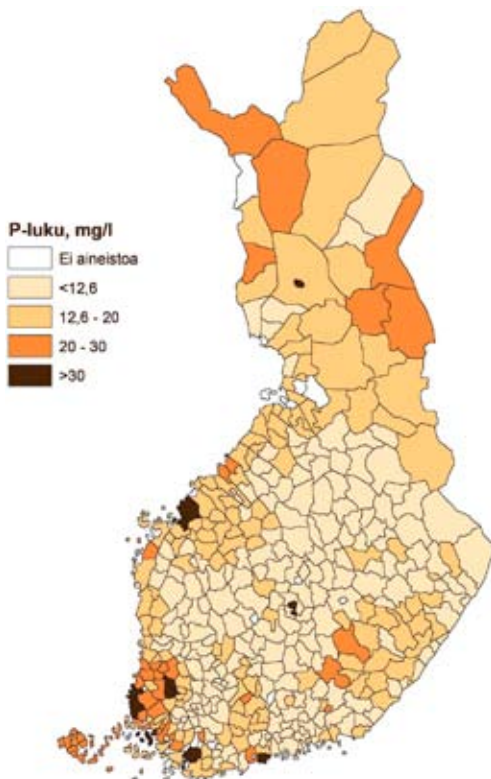
Maan fosforipitoisuudelle ei ole olemassa samassa mielessä tavoitetasoa kuin esimerkiksi maan pH:lla, ja kasvinviljelyä voidaan harjoittaa fosforitilaltaan lähes minkälaisessa maassa tahansa; jos kasveille käyttökelpoisen fosforin pitoisuus on alhainen, kasvien fosforintarpeeseen vastataan lannoituksella. Pääsääntöisesti hyvään tuotannon tehokkuuteen päästään fosforilannoitustasolla, joka vastaa korjattavan sadon fosforinottoa (esimerkiksi viljojen 4000 kg:n jyväsato sisältää 12–14 kg fosforia). Pelloilla, joiden viljavuustutkimuksen fosforiluku on ”tyydyttävä” tai sitä korkeampi, maassa jo oleva helppoliukoinen fosfori kattaa useimpien viljelykasvien muutaman vuoden fosforintarpeen, eikä vuosittaisella fosforilannoituksella saada sadonlisää. Pitkäaikaisten lannoituskokeiden mukaan sato pysyy savimailla pitkään maksimitasolla käytämällä kasvien fosforin ottoa pienempiä fosforilannoitusmääriä, jos helppoliukoinen fosforin pitoisuus on korkeampi kuin 5–7 mg/l (Saarela ym. 2006b). Karkeammilla kivennäismailla vastaava raja on 10–12 mg/l helppoliukoista fosforia (Saarela ym. 2006a). Vuosien 1997–2002 välillä kolmessa suurimmassa suomalaisessa viljavuuslaboratoriossa tehdyissä noin 1 miljoonan kivennäismaanäytteen fosforimäärityksessä noin 80 % näytteistä kuului siihen ryhmään, jossa vuotuisella fosforilannoituksella ei käytännössä voi odottaa saatavan satovastetta (Uusitalo ym. 2007b).

2.2 Fosforitaseet ja maan helppoliukoinen fosfori

Suomalaisten peltomaiden fosforin kokonaispitoisuutta on lannoituksella nostettu viimeisen vuosisadan kuluessa arviolta noin 1000 kg/ha (ks. Saarela 2002), mikä vastaa 30–50 %:n osuutta pellon muokkauskerroksen fosforin kokonaismäärästä. Viljelysmaiden helppoliukoinen fosforin pitoisuus on lähes kolminkertaistunut 1960-luvun alun keskimääräisestä tasosta 1990-luvun loppuun mennessä (Kuva 2.3), samalla kun pitoisuus on noussut alueellisesti korkeimmaksi lounaisen ja läntisen Suomen rannikon kunnissa (Kuva 2.4). Fosforin kertymisen vuoksi fosforilannoituksesta saatava hyöty on pienentynyt. Kasveille käyttökelpoisen fosforin puutteen sijaan satotason kasvua rajoittavatkin tänä päivänä muut kasvutekijät, mm. huono maan rakenne, vesitalouden ongelmat tai maan happamuus, ja ennen kaikkea säättekijät.



Kuva 2.3. Helppoliukoisen fosforin keskimääräinen pitoisuus (maan P-luku) peltomaan pintakerroksessa Viljavuuspalvelu Oy:n tilastojen (Mäntylähti 2002 ja <http://www.tuloslaari.fi>)(mustat neliöt), sekä Mäkelä-Kurton ja Sippolan (2002) noin 700 peltolohkoa käsittävän otostutkimuksen mukaan (valkoiset neliöt, virhejanat osoittavat keskiarvon keskivirheen).



Kuva 2.4. Helppoliukoisen fosforin keskimääräinen pitoisuus (maan P-luku) Manner-Suomen kunnissa ja Ahvenanmaalla peltomaan pintakerroksessa vuosina 2001–2005 (aineisto: Viljavuuspalvelu Oy (<http://www.tuloslaari.fi>) ja Ålands Försöksstation (Patricia Snickars, Ålands Landskapsregering, Ålands Försöksstation, henkilökohtainen tiedonanto, 21.12.2007). Jos kunnan näytemäärä oli pienempi kuin 50 kpl, kunta luokiteltiin ryhmään "ei aineistoa". Viljavuuspalvelu Oy:n analysoimien näytteiden P-lukujen keskiarvo oli tarkastelujaksolla 12,6 mg/l.

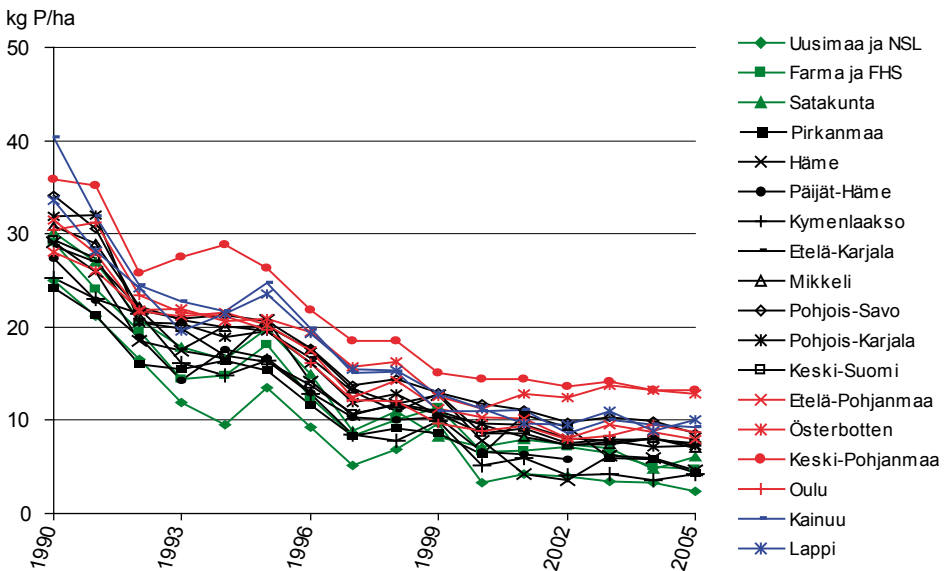
Vaikka keskimääräisen suomalaisen pellon fosforilannoitus on vähitellen laskenut kohti tasoa, joka vastaa kasvien vuotuista fosforin ottoa, fosforilisäysten määrä vaihtelee paljon maatilojen välillä. Kasvintuotantotiloilla fosforitasojen sääteleminen on suhteellisen yksinkertaista, ja erityisesti viljanviljelyssä lannoitus on todennäköisesti suurimmalla osalla tiloista samalla tasolla sadon ottaman fosforimäärän kanssa (10–15 kg P/ha). Perunan, sokerijuurikkaan, vihannesten ja muiden erikoiskasvien viljelyssä fosforilisäykset ovat runsaampia. Lannoitussuositukset ja ympäristötuen lannoitusrajat ovat näille kasveille niin korkeita, että fosforia lisätään maahan selvästi enemmän kuin sadon mukana pellolta poistuu. Erikoiskasvien lannoitussuositusten arvioimiseksi ei Suomessa julkaistusta aineistosta löydy kattavia koesarjoja. Nykyisten suositusten perustana lienevät arviot tasosta, jolla fosfori ei varmasti rajoita kasvua minkäänlaisella maalla. Tästä antaa selkeän viitteen eri tuotannossa olevien peltojen maan fosforipitoisuudet – erikoiskasvien viljelyssä pellon helppoliukoisen fosforin pitoisuudet ovat huomattavan korkeita (ks. alla).

Kotieläintuotantoa harjoittavilla tiloilla fosforitaseet ovat tyypillisesti ylijäämäisiä. Epätasapainoiset fosforitaseet johtuvat pääasiassa ostorehujen ja kiennäisten mukana tiloille tuodun fosforin suuresta määrästä. Monilla karjatiloilta käytetään myös tarpeettomasti fosforipitoisia lannoitteita. Esimerkiksi Virtasen ja Nousiaisen (2006) tutkimuksen noin 300 maitotilalla fosforiylijäämä oli keskimäärin 12 kg/ha, ja huolimatta selvästi ylijäämäisestä fosforitaseesta tiloille tuotiin keskimäärin 9 kg/ha lannoitefosforia, jolla ei voida käytännössä olettaa saatavan lainkaan sadonlisää. Tiloilla ei varmasti-kaan ole toimittu ympäristötukiehtojen vastaisesti, vaan tukiehdot ovat sallineet sekä tilan talouden että ympäristön kannalta huonon käytännön. Tällöin tilalle aiheutuu tappioita paitsi tarpeettoman lannoitefosforin ostosta, myös siitä, että käytännössä lannoitefosforin käyttö pienentää lannan levitysalaa. Kun maan fosforipitoisuutta pidetään lannoitefosforin avulla yllä sillä tasolla mihin se on aiemmin nostettu, vähennetään mahdollisuuksia lannan levittämiseen.

Pitemmällä aikavälillä maatilojen tuotantosuuntien erisuuruiset fosforitaseet tuottavat vaihtelua maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuksiin. Tämä ilmenee taulukosta 2.1, jossa helppoliukoisen fosforin pitoisuudet on luokiteltu MYTVAS –haastattelualueiden lohkoaineistosta tuotantosuunnittain. Keskiarvopitoisuudet olivat korkeimpia niillä tiloilla, joilla oli runsaasti erikoiskasvien viljelyä (taulukossa ”Muu kasvintuotanto”), sekä siipikarjan ja sianlihan tuotantoa harjoittavilla tiloilla (”Muu eläintuotanto”). Alhaisimmat helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat viljantuotantoon keskittyvillä tiloilla, ja maitotiloilla pitoisuudet olivat noin neljänneksen korkeampia kuin viljatililla.

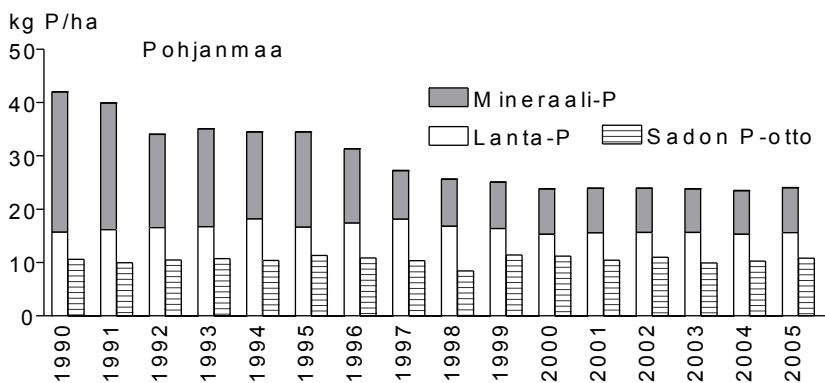
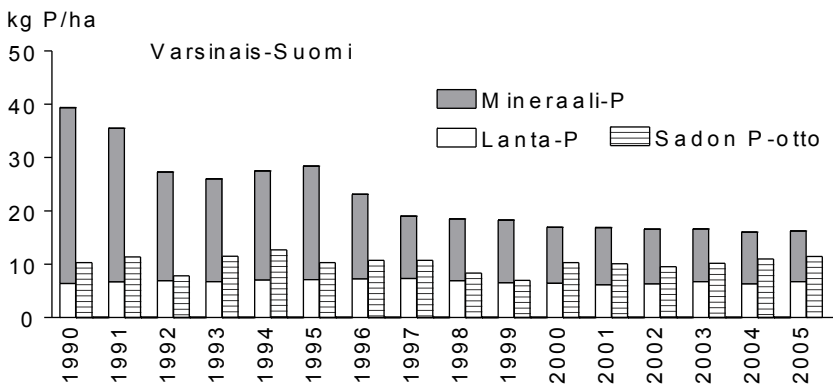
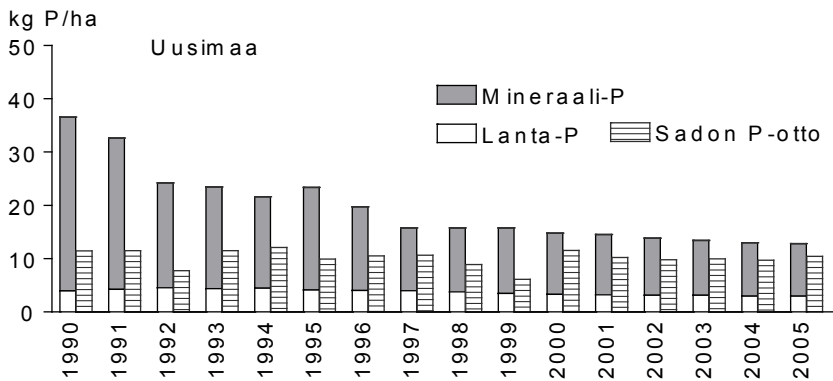
Taulukko 2.1. Viljavuustutkimuksen fosforilukujen jakaumia MYTVAS-haastattelualueiden eri tuotantosuuntia edustavien tilojen pelloilla. Alueiden maataloutta on muilta osin käsitelty mm. Mattilan ym. (2007) raportissa ja tämän julkaisun luvussa 5.

	Viljan- tuotanto	Muu kas- vintuotanto	Maidon- tuotanto	Muu kotieläin- tuotanto
Lohkojen lukumäärä	1416	301	1217	390
	----- mg P/l -----			
Keskiarvo	12,2	24,7	15,3	19,3
Keskiarvon keskivirhe	0,29	1,20	0,42	0,87
Pienin arvo	1,3	<1	<1	<1
25 %:n fraktiili	7,0	10,0	8,0	9,0
Mediaani	9,5	18,5	11,9	15,0
75 %:n fraktiili	14,0	33,0	17,0	23,0
Suurin arvo	260	150	171	130

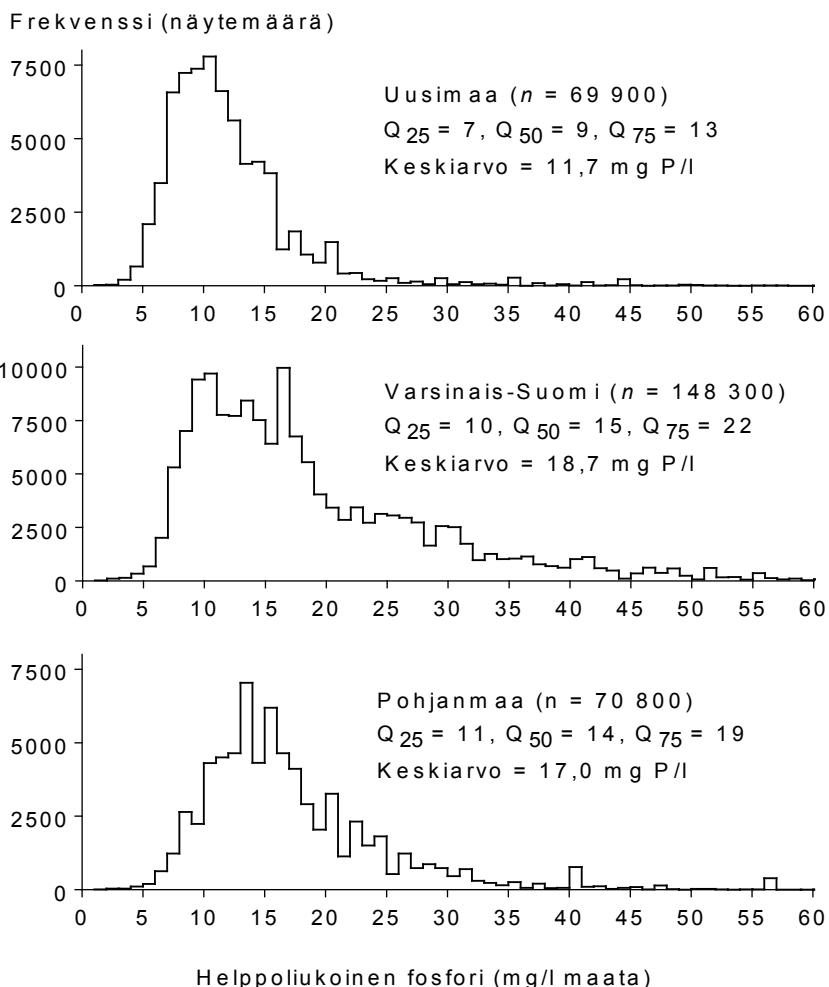


Kuva 2.5. Fosforitaseiden kehitys maaseutukeskusten alueilla vuosina 1990–2005. NSL = Nylands Svenska Lantbrukssällskap, FHS = Finska Hus-hållningssällskapet.

Koska maataloustuotanto on erikoistunut alueellisesti erityisesti kotieläintalouden suhteen (ks. Lehtonen & Pyykkönen 2005), ovat fosforitaseet eri puolilla maata hyvin erisuuruisia (Kuva 2.5) ja näiden myötä maatalousmaan fosforipitoisuudet ovat myös kehittyneet kuntatasolla erilaisiksi (Kuva 2.4). Tärkeimpien tasekomponenttien muutoksia vuodesta 1990 lähtien voidaan tarkastella esimerkiksi kolmella eri TE-keskusalueella (Kuva 2.6).



Kuva 2.6. Keskimäärin peltoon karjanlantana ja mineraalilannoitteina lisätyn fosforin sekä sadon mukana pellostä korjatun fosforin määrät kolmella eri TE-keskusalueella. Uusimaa edustaa viljantuotantoaluetta, Varsinais-Suomi edellistä voimakkaampaa kotieläintuotantoaluetta ja Pohjanmaa kotieläintuotannon keskittymäaluetta.



Kuva 2.7. Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden (viljavuustutkimuksen fosforiluvun) jakaumia 1997–2002 kolmella eri alueella, joilla maataloustuotanto eroaa toisistaan. Aineiston keskilukuina annettu keskiarvon lisäksi kvartiilien pitoisuudet (Q_{25} , Q_{50} eli mediaani ja Q_{75}).

Uudellamaalla valtaosa maatiloista tuottaa viljaa ja lannoitus tehtiin yleisimmin toisen tukikauden perustasojen mukaan, mistä ei aiheutunut viljatiloilta suuria fosforiylijäämiä. Alueellisten ravinnetaselaskelmien mukaan Uudenmaan fosforiylijäämät ovatkin laskeneet toisen tukikauden aikana jo melko lähelle arviotua kasvien ottaman fosforin määrää.

Varsinais-Suomen alueella on puolestaan Uusimaata enemmän kotieläintiloja (pääosin sika- ja siipikarjatuotantoa) ja sen seurauksena keskimääräinen taseyli jäämä muutama kg/ha korkeampi (Kuva 2.6). Vaikka keskimääräinen muu-

tos on melko pieni, alueella on tiloja, joiden taseet ovat huomattavan korkeita. Maatilatilastojen (esim. Tike 2005) ja eri tuotantosuuntia edustavien tilojen keskimääräisen peltoalan perusteella voidaan arvioida, että sika- ja siipikarjatiljoilla jokaista peltohehtaaria kohden muodostuu keskimäärin 20–30 kg lannan fosforia, kun sitä lypsykarjatiljoilla tulee näiden tilojen peltoalalle lannassa noin 10 kg/ha.

Keskimäärin vuonna 2004 varsinaissuomalaisella kotieläintilalla vuoden aikana muodostuvassa lannassa oli noin 24 kg fosforia kotieläintilojen hallinnoimaa peltohehtaaria kohden. Lannan vastaanottoa oli vuonna 2004 Varsinais-Suomen kasvintuotantotiloilla vain noin 5 %:lla näiden tilojen peltoalasta (eli noin 10 000 ha:n alalla), mikä helpotti kotieläintilojen fosforiylijäämää vain noin 2 kg/ha edestä. Jotta fosforitaseet saataisiin tasapainoisiksi Varsinais-Suomen kotieläintiloilla, vaadittaisiin vuoden 2004 lannan vastaanottoalaan lähes kymmenkertainen lisäys. Lannan vastaanottosopimusten määrä on kasvanut selvästi vuoden 2004 jälkeen, mutta levityspinta-ala ei ole lisääntynyt niin paljon kuin olisi tarpeen.

Varsinais-Suomen kasvintuotanto ei toisaalta hyödy ylijäämäisistä fosforitaseista millään tavoin, sillä alueen pelloista oli vuosien 1997–2002 viljavuustutkimustilastojen mukaan ainoastaan 2 % sellaisia, joilla voitaisiin odottaa edes pientä sadonlisää fosforilannoituksen seurauksena. Maatalousmaan helppoliukoisen fosforin pitoisuudet ovat Varsinais-Suomessa korkeita (Kuva 2.7). Jos lantafosfori (keskimäärin 6,5 kg/ha vuosina 2000–2005) olisi pystytty levittämään pelkästään kasvien tarpeen perusteella, alueella ei olisi tarvittu lainkaan keskimääräistä yli 10 kg:n mineraalilannoitefosforin käyttöä.

Vahvalla maidontuotantoalueella Pohjanmaalla peltoihin lisättävän fosforin määrät ovat keskimäärin noin kaksinkertaisia verrattuna sadon mukana pelloilta poistuviin fosforimääriin. Pohjalaisten lypsykarja- tai sikatilojen pelloille tulevan fosforin määrät eivät kuitenkaan ole kovinkaan erilaisia vastaaviin varsinaissuomalaisiin tiloihin nähden, mutta Pohjanmaan alueella (Kuva 2.6) näkyy selvästi fosforiylijäämiä kasvattava turkiseläinten tuotanto, josta syntyy 5–6 kg fosforia Pohjanmaan TE-keskuksen peltohehtaaria kohden.

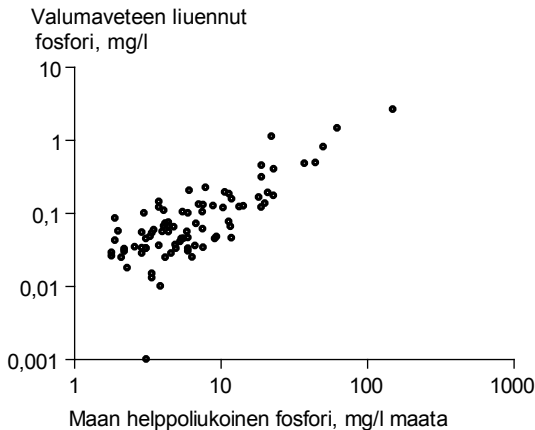
Varsinais-Suomen tavoin ei myöskään suurella osalla Pohjanmaan pelloista ole todellista tarvetta fosforipitoisten mineraalilannoitteiden levittämiseksi, sillä peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuus on niin ikään suhteellisen korkea (Kuva 2.7) ja lannan fosforisisältö ylittää selvästi vuosittain sadon mukana korjattavan fosforin määrän. Myös Pohjanmaalla lannanlevitysalan laajentaminen nykyisestä on suuri tulevaisuuden haaste. Kotieläintilojen olisi hyödyllistä selvittää rehujen ja kivennäisten, sekä mineraalilannoitteiden mukana tilalle hankittavan fosforin todellinen tarve. Turkiseläinten lannan korkea fosforisisältö mahdollistaa muita lantalajeja kannattavammat kuljetukset kauemmas

lannan syntyalueelta, mutta silti turkiseläinlantakompostia viedään melko vähän pois alueelta.

2.3 Maan fosforipitoisuus ja vesistöihin päätyvä fosforikuorma

Kuten yllä todettiin, pellon fosforitase vaikuttaa maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen – selvästi ylijäämäiset taseet kasvattavat pellon fosforipitoisuutta ja lisäävät helppoliukoisen fosforin määrää maassa, kun taas selvästi alijäämäisillä taseilla on päinvastainen vaikutus (ks. myös Saarela ym. 1995, Ekholm ym. 2005, Uusitalo ym. 2007b). Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus vaikuttaa puolestaan valumavesien liuenneen fosforin pitoisuuteen (Turtola & Yli-Halla 1998, Uusitalo & Jansson 2002), (Kuva 2.8). Näin ollen fosforitaseiden ja peltoaan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden kehitys näyttävät suunnan myös kuormituksen kehittymiselle. Kuormituksen muutoksen nopeus riippuu paitsi pitkäaikaisesta taseiden yli- tai alijäämien suuruudesta myös maan fosforipitoisuuden lähtötasosta: mitä korkeampi maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus on, sitä nopeammin fosforitaseen muutos vaikuttaa pitoisuuteen. Lopullinen kuormitus määräytyy em. tekijöiden lisäksi siitä, kuinka suoria reittejä vesi pääsee pellolta vesistöön, ja ratkaisevan suurelta osalta myöskin sääoloista (valunnan määrä ja jakautuminen vuoden aikana).

Lannoitus vaikuttaa sekä maa-aineksen mukana kulkevan fosforin että liuenneessa muodossa kulkevan fosforin kuormaan (Uusitalo & Aura 2005). Vaikka suurin osa kuormituksesta aiheutuu pitkän ajan kuluessa maahan kertyneestä lannoitefosforista, valumaveteen liukeneva fosfori voi olla myös suoraan peräisin maan pintaan kertyneestä kasviaineksesta, lannasta tai lannoitteista. Muu-



Kuva 2.8. Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden (viljavuustutkimuksen P-luvun) ja valumavesien keskimääräisen liuenneen fosforin välinen yhteys. Aineisto on koottu Jokioisten Rehtijärven valuma-alue tutkimuksesta (Uusitalo & Jansson 2002) sekä kahdesta sadesimulaatiokokeesta (Alakukku ym. 2004, Uusitalo & Aura 2005).

taman senttimetrin paksuinen maan pintakerros on suorassa kontaktissa kaiken valumaveden kanssa. Tämä on myös se kerros (tai ainakin osa sitä kerrosta), johon kasvien hajotessa ja lannoituksen seurauksena fosforia kertyy. Jos maahan lisättävä fosfori jätetään maan pintaan kuten nurmia tai muita monivuotisia kasvustoja lannoitettaessa, osa lisätystä ravinteesta voi liueta suoraan sadeveteen. Ääritapauksena on nurmille tehty lannan tai fosforipitoisten mineraalilannoitteiden pintalevitys, joka on koekentillä aiheutanut erittäin suuria liuenneen fosforin ja ammoniumtyypen kulkeumia pintavalunnassa (Turtola & Jaakkola 1995, Turtola & Kempainen 1998).

Karjanlannan pintalevityksen laajuudesta on olemassa tarkempia tietoja yksittäisiltä alueilta (ks. Mattila ym. 2007), ja sen yleisyys vaihtelee eri alueiden välillä. Vaikka lannan multaus on pintalevitystä yleisempää, pintalevitys nurmille on yleistä tiloilla, joiden pelloista valtaosa on nurmikierrossa. Esimerkiksi Lestijoen alueella noin 30 % haastattelutilojen koko lantamäärästä levitettiin kesällä kasvuston pintaan (Mattila ym. 2007). Mahdollisuudet levittää kaikki lanta välittömästi muokattavaan peltoon ovat vähäiset myös sen vuoksi, että nitraattiasetus rajoittaa vuodessa levitettävän lannan kokonaisuuden määrän 170 kg:aan hehtaaria kohden. Ympäristötuessa ei ollut vuosina 1995-2006 toimenpidettä, joka olisi vähentänyt lannan pintalevitystä.

Esimerkiksi maitotiloilla fosforin pintalevitys on käytäntö, joka tulee todennäköisesti jatkumaan nykyisessä laajuudessaan. Jos lannan levityskäytäntöjä onkin vaikea muuttaa, pyrkimys ravinnetaseiden tasapainottamiseen on sen sijaan sekä viljelijälle että ympäristölle hyödyksi. Arvioiden mukaan (P. Huhtanen, MTT) monilla maidontuotantotiloilla peltojen fosforitase voitaisiin puolittaa nykyisestä taloudellisen tuloksen kärsimättä, jos kivennäisfosforin syöttö ja tarpeeton väkilannoitefosforin käyttö lopetettaisiin. Tilalla tehtävä ruokintataseen laskenta auttaisi optimoimaan ruokintaa ja pienentäisi karjanlannan fosforisisältöä. Samalla lannoitus tarkentuisi, kun lannan fosforisisältö olisi tiedossa.

2.4 Muokkauksen keventäminen ja kasvipeitteisyys

Fosforikuormitus kasvaa myös maan eroosioherkkyyden kasvaessa, ja fosforia poistuu maa-aineksen mukana runsaasti vuosittain muokattavilta hienorakeisilta, kaltevilta pelloilta (Puustinen ym. 2005). Maatalouden ympäristöohjelmissa on tuettu muokkauksen keventämistä, ja täten pyritty eroosion vähentämiseen. Koska muokkauksen keventäminen johtaa usein fosforin kertymiseen maan pintakerrokseen, ei kevennetty muokkaus ole kuormitusnäkökohdasta katsoen täysin ongelmaton. Muokkauksen keventäminen voi myös muuttaa valuntasuhteita siten, että pintavalunnan määrä kasvaa suhteessa sa-

laojavaluntaan (Turtola ym. 2007). Koska pintavalunnassa on yleensä korkeampia fosforipitoisuuksia kuin salaojavalunnassa (Turtola & Paaianen 1995), pellolta kulkeutuvan fosforin määrä voi jopa lisääntyä muokkauksen kevennymisen seurauksena (Uusitalo ym. 2007c). Tällainen riski on suurin loivasti viettävillä savimailla (kaltevuus alle 1–2 %), joilla eroosio on vähäisempää kuin jyrkemmillä rinteillä. Sen sijaan kaltevimmilla pelloilla, missä salaojavalunnan merkitys jää joka tapauksessa pienemmäksi kuin tasaisilla mailla, kevennetty muokkaus todennäköisesti vähentää fosforin kokonaiskulkeumia (Puustinen ym. 2005).

Pysyvä monivuotinen kasvipeitteisyys, kuten nurmet, muodostaa maan pintaan kaikissa tapauksissa parhaan suojan eroosiota vastaan. Tällöinkään liuenneen fosforin huuhtoutuma ei välttämättä laske, mutta kasvipeitteisyys ja muokkauksen vähentyminen ehkäisevät eroosion lisäksi typen huuhtoutumista. Voidaan kuitenkin arvioida, että huolimatta laajasta toteutuksesta (MMM 2004) ympäristötuen kasvipeitteisyystoimenpide ei ole johtanut kovin suureen eroosion vähentymiseen, sillä toimenpide on lisännyt lähinnä kevennettyä muokkausta (ks. luku 5). Samalla tehoa on vähentänyt se, että toimenpidettä ei ole aktiivisesti ohjattu kaikkein jyrkimmille rinteille. Maan eroosioalttius eteläisessä Suomessa on ollut jopa vaarassa kasvaa, koska vuosi vuodelta yhä pienempi osa peltoalasta on ollut aidosti kasvipeitteellistä (monivuotisia nurmia, laitumia ja viherkesantoja). Eteläisen Suomen yksipuolinen viljely on alkanut näkyä maan rakenteen huononemisenä. Huonorakenteisessa maassa jää myös ravinteita käyttämättä ja riski niiden huuhtoutumiselle kasvaa. Etelä-Suomessa sijaitsevat myös kaikkein eroosioherkimmät alueet, jotka luokiteltiin alustavasti horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnan väliarvioinnin yhteydessä (MMM 2004).

Kun ravinteet ovat lienneet sadeveteen, on veden kulkureiteillä ratkaiseva merkitys pellon kuormittavuuden kannalta. Jos pellon pinta on tiivis, maan pinta voi olla lähes ainoa valumaveden kanssa kosketuksiin joutuva maakerros. Tällöin valumavesi ei pääse kontaktiin fosforia sitomaan kykenevän pohjamaan kanssa ja fosforin huuhtoumat kasvavat suuriksi. Päinvastaisessa tapauksessa – hyvärakenteisessa maassa – maan pintaan satava vesi suotautuu tasaisesti maan pinnan ja salaojaston välisen maakerroksen läpi, ja maan pintakerroksesta veteen lienneet aineet voivat pidäytyä syvempiin maakerroksiin ja samalla säilyä juuriston ulottuvilla. Jos runsasravinteiset valumavedet pääsevät pellolta ojastoihin, mahdollisuus ravinteiden talteenottamiselle vähenee. Maan hyvällä rakenteella ja toimivalla salaojituksella – tekijöillä, jotka edistävät veden imeytymistä maahan – on näin ollen tärkeä merkitys fosforipäästöjen rajoittamisessa.

Suojavyöhykkeiden merkitys kuormituksen alentajana perustuu siihen, että osa pellosta jää pysyvästi kasvipeitteiseksi, ja toisaalta suojavyöhyke toi-

mii osittain yläpuoliselta pellolta tulevan pintavalunnan suodattajana. Suojavyöhykkeen kokonaisvaikutus riippuu voimakkaasti pellon kaltevuudesta ja maankäyttömuodosta. Tasaisilla pelloilla suojavyöhykkeellä ei saada aikaiseksi sanottavaa vesiensuojeluhuotyä. Samoin suojavyöhyke ei yleensä kykene vähentämään liuenneen fosforin kuormitusta (Uusi-Kämpä & Palojärvi 2006). Kosteikkojen vaikutus riippuu puolestaan voimakkaasti kosteikon suhteellisesta koosta valuma-alueeseensa nähden ja kosteikkoon tulevista ainepitoisuuksista (Uusi-Kämpä ym. 2000, Koskiaho 2003, Koskiaho ym. 2003).

2.5 Maataloudesta peräisin olevan fosforin rehevöittävä vaikutus

Eroosiontorjunnan hyötyjä arvioitaessa on olennaista tuntea maa-ainekseen sitoutuneen fosforin käyttökelpoisuus vesistöissä (esim. Ekholm 1994, Uusitalo 2004). Maan fosforipitoisuus on yksi eroosioaineksen sisältämän fosforin käyttökelpoisuuteen vaikuttavista seikoista. Tämän lisäksi käyttökelpoisuuteen vaikuttavat myös muut maan ominaisuudet (esim. fosforia pidättävien yhdisteiden pitoisuudet maassa), sekä hyvin voimakkaasti ne olosuhteet, joihin pellolta kulkeutunut maa-aines lopulta joutuu. Eroosion vähentämiseen tähtääviin toimenpiteisiin liittyy yleensä liuenneen fosforin huuhtouman kasvua. Näiden ilmiöiden välinen tasapaino olisikin selvitettävä aluekohtaisesti.

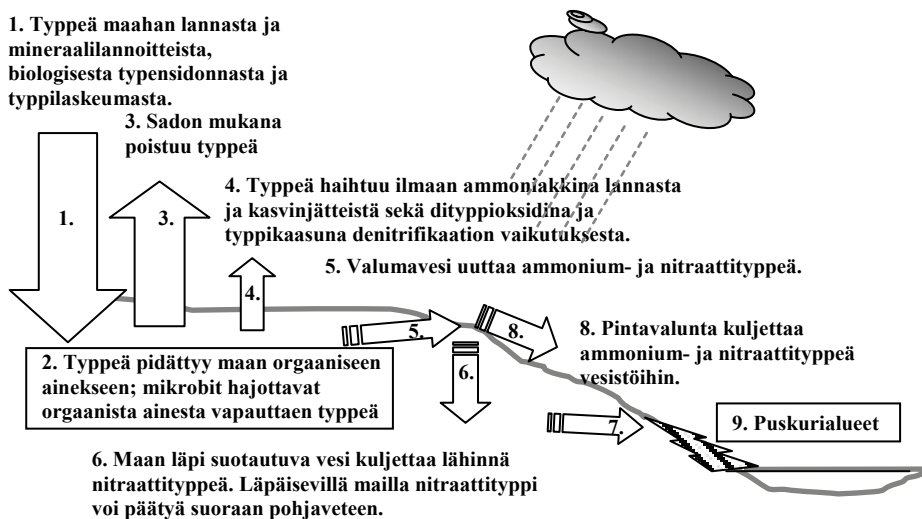
Eroosioaineksen mukana saattaa kulkeutua potentiaalisesti rehevöittävää fosforia jopa enemmän kuin liuenneessa muodossa olevaa fosforia. Levätesteillä ja kemiallisilla uutoilla määritetyn biologisesti käyttökelpoisen fosforin osuuden on arvioitu olevan noin kolmannes maatalouden kokonaisfosforikuormituksesta. Tästä kiintoainefosforin osuus on karkeasti puolet (Ekholm & Krogerus 1998, Uusitalo & Ekholm 2003, Uusitalo & Ekholm 2004).

Pohjasedimenttiin kerrostuvasta eroosioaineksesta voi liueta fosforia huokosveteen. Jos sedimentti ei kykene sitomaan fosforia, liuennutta fosforia vapautuu myös yläpuoliseen veteen. Kemiallisten uuttojen perusteella 34–58 % maatalousmaalta eroosioaineksen mukana poistuvasta fosforista voisi raudan täydellisen pelkistymisen seurauksena muuttua käyttökelpoiseksi (Uusitalo & Turtola 2003). Tämä arvio kuvanee maa-ainesfosforin käyttökelpoisuusmaksimia, koska vain osa sedimentissä vapautuvasta fosforista päätyy sedimentin yläpuoliseen veteen ja edelleen vesistön tuottavaan kerrokseen. Fosforia sitova rauta ei myöskään pelkisty täydellisesti muutoin kuin rehevissä sulfaattipitoisissa ympäristöissä, esim. rannikkovesissämme. Joissakin tapauksissa eroosioaines saattaa jopa jarruttaa rehevöitymiskehitystä, jos pohjalle laskeutuva aines vähentää fosforin vapautumista rannikkosedimenteistä vaikuttamalla pohjalla tapahtuvaan eloperäisen aineen mineralisaatioon (Lehtoranta ym. 2007).

3 Typpikuormitukseen vaikuttavien tekijöiden muutokset ympäristöohjelmakausien aikana

3.1 Maan tyyppi

Suhteellisen korkean humuspitoisuuden vuoksi suomalaiset viljelysmaat sisältävät runsaasti typpeä. Kivennäismaan pintakerros (0-60 cm) voi sisältää typpeä yli 10 tn/ha, josta yli 90 % on eloperäisessä (orgaanisessa) muodossa. Kasveille välittömästi käyttökelpoista typpeä mitataan yleensä uuttamalla maasta ammonium- ja nitraattityppi suolaliuoksella (esim. 2 M KCl). Negatiivisesti varautunut nitraattityppi huuhtoutuu helposti veden mukana, kun taas ammoniumtypen huuhtoutumista estää pidäytyminen kationinvaihtopinoille (Kuva 5.1). Ammonium- ja nitraattitypen määrään vaikuttavat maan orgaanisen aineksen määrä, typpilannoitus, kasvien typenotto, viljelykierto ja esikasvi sekä mikrobitoiminta, kuten biologinen typensidonta, orgaanisen typen mineralisaatio, nitrifikaatio ja denitrifikaatio. Typen mineralisaatiossa ammoniumtyppeä vapautuu maan orgaanisesta aineksestä. Mineralisaatiota säätelevät lähinnä maan kosteus ja lämpötila. Viljelymaissa ammoniumtyppi muuttuu nitrifikaation kautta yleensä nopeasti nitraattitypeksi, joten maatalousvaltaisten alueiden typpikuormitus muodostuu suurelta osin nitraattitypestä.



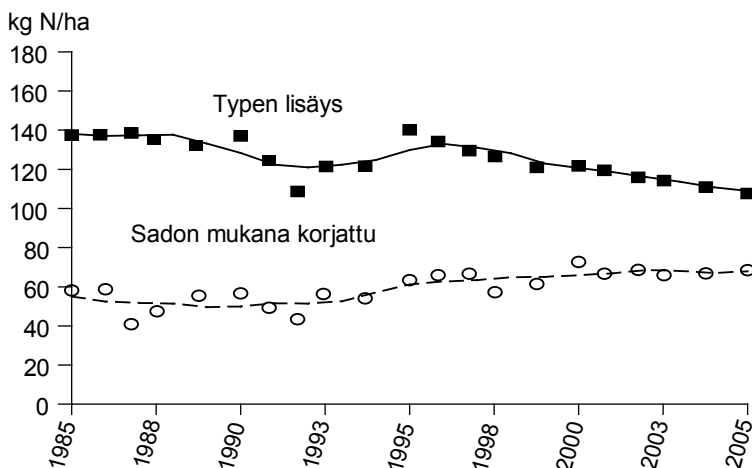
Kuva 3.1. Pelloilta vesistöön päätyvään typpikuormitukseen vaikuttavia tekijöitä.

3.2 Typpitaseiden kehitys

Väkilannoitetypen käyttö väheni Suomessa jo 1990-luvun alussa ennen ensimmäistä ympäristötukikautta (1995–1999) ja väheneminen on jatkunut myös toisen tukikauden (2000–2006) aikana (Salo ym. 2007). Kotieläinten lannassa peltoon tulevan kokonaistypen määrä on myös hieman laskenut, koska nautojen lukumäärä on vähentynyt huomattavasti 1990-luvun alkuun verrattuna. Sadon mukana pelloilta poistuva typpimäärä on säilynyt viime vuodet suunnilleen samalla tasolla (Kuva 3.2).

Typpitase voidaan laskea koko maatalousmaan pinta-alaa kohden tai vain viljeltyä peltopinta-alaa kohden, samoin typpitaseesta voidaan vähentää lannan ammoniakkin haihtuminen. Eri tavoilla laskettuna Suomen typpitase on alenut vähintään 40 kg/ha vuodesta 1990 vuoteen 2005. Alenemisesta kolme neljännestä on peräisin väkilannoitetypen käytön laskusta ja yksi neljäs lannan typpimäärän vähenemisestä. Keskimääräinen typpitase viljeltyä peltopinta-alaa kohti oli vuonna 2002 Suomessa 49 kg/ha (MMM 2004) ja vuonna 2005 hieman pienempi, 46 kg/ha.

Taloudellisesti optimaalinen typpilannoituksen määrä on vähentynyt EU-jäsenyyden aikana kasvinviljelytuotteiden ja lannoitteiden hintamuutosten seurauksena. Ympäristöministeriön tilaamassa selvityksessä ”Taloudellinen ohjaus maatalouden päästöjen rajoittamisessa” (Hilden ym. 2007) todettiin, että ympäristötuen typpilannoiterajoitteet eivät ole käytännössä rajoittaneet vilje-

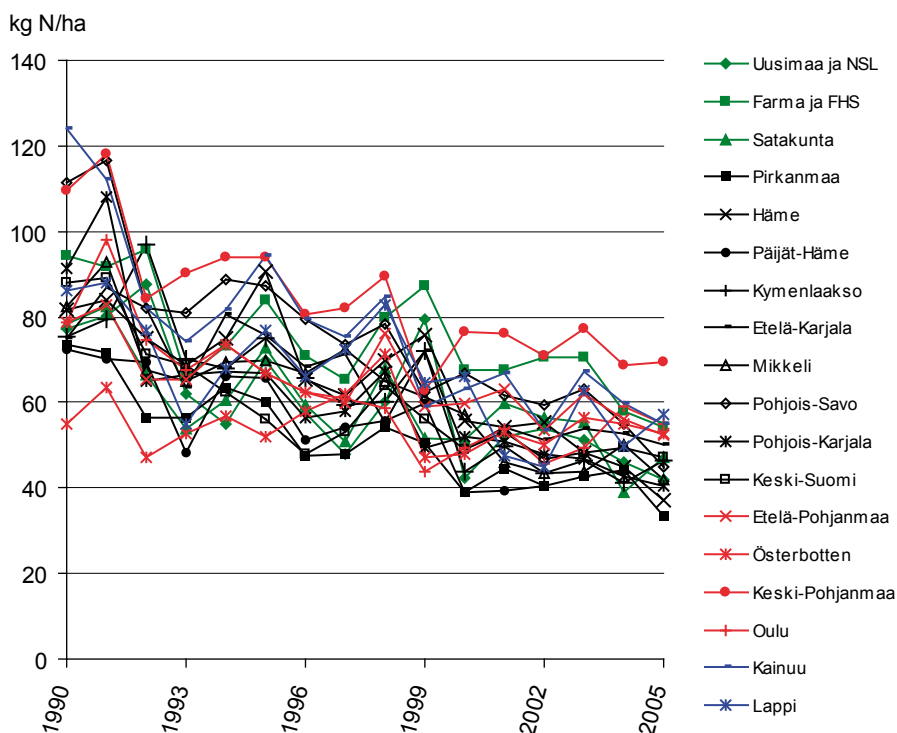


Kuva 3.2. Keskimäärin peltoon lisätyn (väkilannoite ja lanta, mustat neliöt) ja sadon mukana pellosta korjatun typen (valkoiset ympyrät) määrät 20 vuoden jaksolla 1985–2005 (trendiviivat liukuvia keskiarvoja). Tiedot OECD:n taselaskennasta viljeltyä peltopinta-alaa kohti. (Tapio Salo, MTT, henkilökohtainen tiedonanto).

lijän päätöksentekoa, sillä taloudellisesti optimaalinen typpilannoituksen määrä on ollut pienempi kuin rajoitteen sallima lannoitemäärä. Joissakin tapauksissa taloudellinen optimi on kuitenkin ollut suurempi kuin ympäristötuen rajoite.

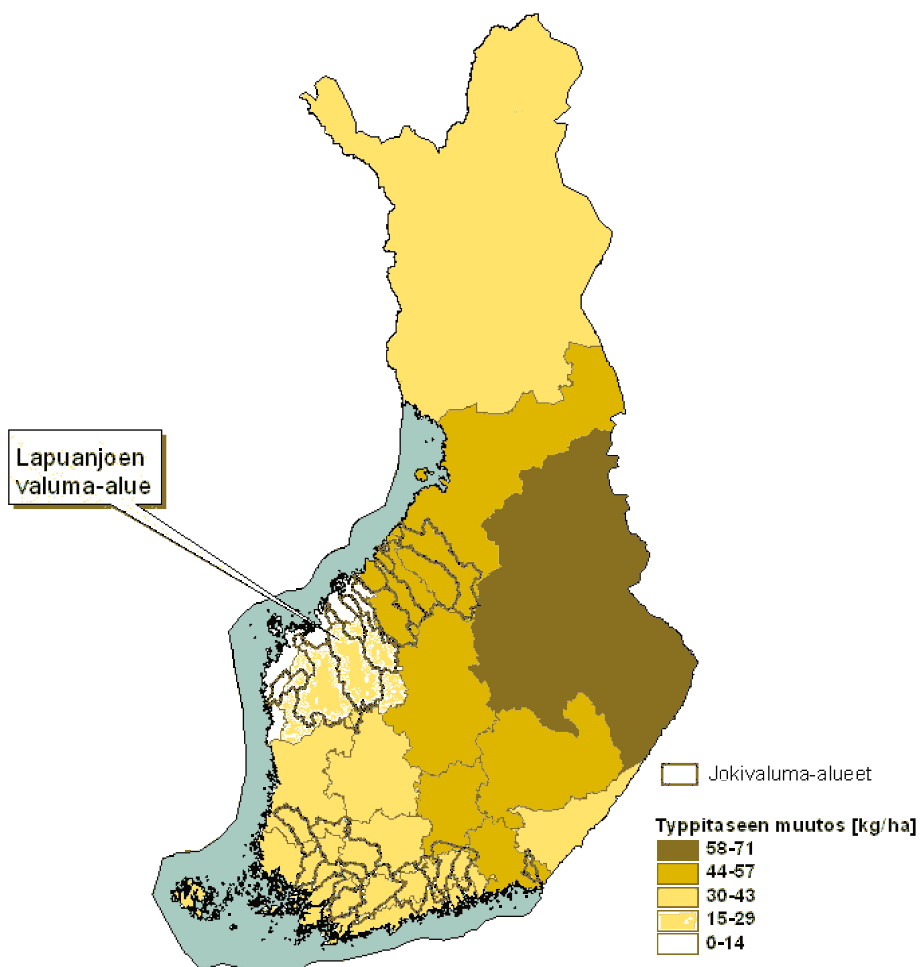
Koko valtakunnan typpitaseiden ohella on tärkeää tarkastella alueellisia typpitaseita, jotka laskettiin maaseutukeskusjaon perusteella vuosille 1990–2005 (Kuva 3.3). Alueelliset taseet laskivat yleensä samansuuntaisesti kuin koko valtakunnan tase. Eniten typpitaseet laskivat Kainuussa, Pohjois-Karjalassa ja Pohjois-Savossa, missä ne olivat olleet vuonna 1990 myös selvästi korkeammat kuin muualla Suomessa. Vähiten typpitaseet laskivat rannikkoseuduilla (Kuva 3.4).

Kotieläintuotannon alueellinen keskittyminen näkyi typpitaseiden arvoissa, esimerkiksi Keski-Pohjanmaalla tase oli vuonna 2005 edelleen lähes 70 kg/ha. Kaikilla niillä alueilla, joilla on runsaasti kotieläintuotantoa, typpitaseet olivat keskimäärin korkeampia kuin etupäässä viljanviljelyä sisältävillä alueilla (Kuva

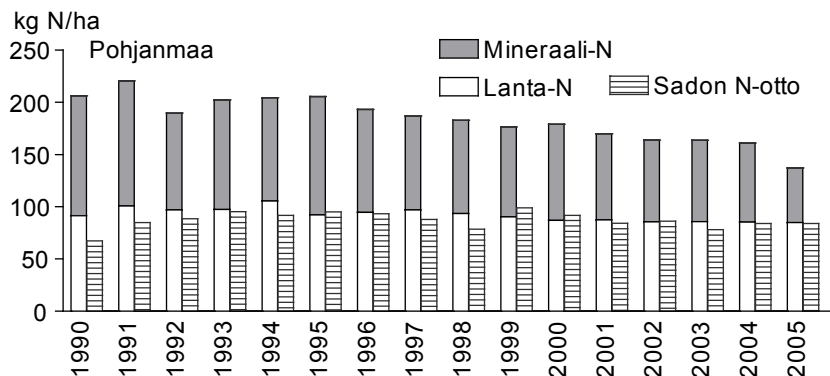
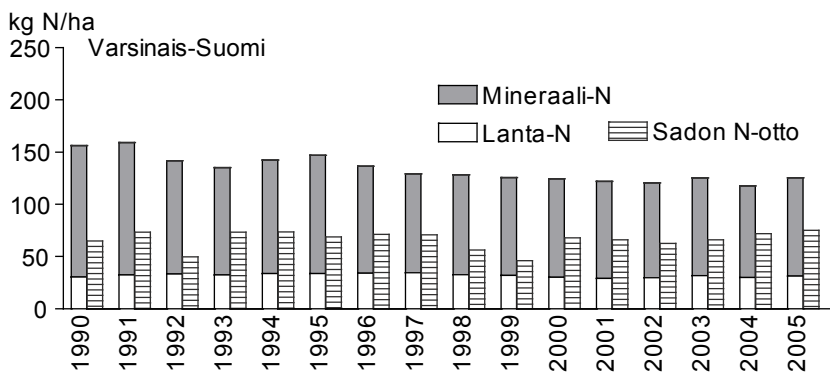
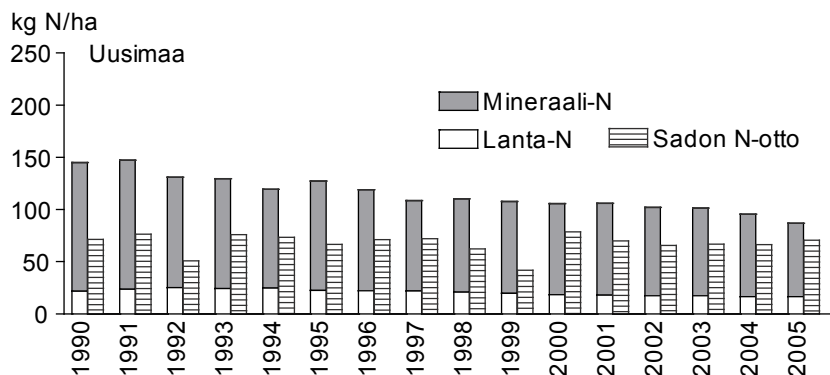


Kuva 3.3. Typpitaseiden kehitys maaseutukeskusten alueilla vuosina 1990–2005. NSL = Nylands Svenska Lantbrukssällskap, FHS = Finska Hushållningsällskapet.

3.5). Kuitenkin myös voimakkaiden kotieläintuotantoalueiden typpitaseet las-
kivat puoleen 1990 –luvun alusta tähän päivään tultaessa. Varsinais-Suomen
alueella lasku johtui väkilannoituksen vähenemisestä, muualla Suomessa las-
ki sekä väkilannoitteiden että lannan mukana tuleva typpimäärä. Tällä hetkel-
lä kotieläintuotantoalueiden typpitaseet ovat 10-20 kg/ha korkeampia kuin lä-
hinnä viljantuotantoon keskittyneiden alueiden taseet.



Kuva 3.4. Typpitaseen muutos vuosina 1990–2004 sekä ympäristöhallinnon seuranta-alueiden sijainti maaseutukeskuksittain. Kokonaistypen ja nitraattitypen virtaamakorjatut pitoisuudet nousivat tilastollisesti merkitsevästi Lapuanjoessa vuosina 1990–2004 (Ekholm ym. 2007).

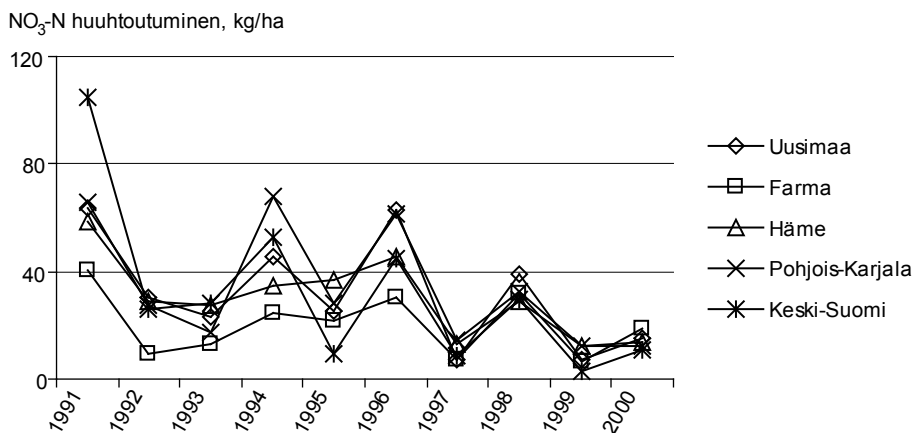


Kuva 3.5. Peltoon väkilannoitteissa ja lannassa lisätty ja sadon mukana poistunut typpimäärä kolmella eri alueella. Uusimaa edustaa viljantuotantoaluetta, Varsinais-Suomi edellistä voimakkaampaa kotieläintuotantoaluetta ja Pohjanmaa kotieläintuotannon keskittymäaluetta.

3.3 Lannoitustason vaikutus maatalousmaan typpi- pihuhtoumaan

Alentuneen typpilannoituksen aiheuttamaa potentiaalista typen huuhtouman vähenemistä arvioitiin mallintamalla juuristovyöhykkeestä tapahtuvaa huuhtoutumaa ICECREAM – huuhtoumamallilla (Tattari ym. 2001, Yli-Halla ym. 2005). Mallinnusten lähtöaineistona käytettiin ilmastohavaintoja viideltä eri ilmastoasemalta. Mallilla laskettiin typen huuhtouma ohrakasvustosta jaksolla 1991–2000 (1) vakiolannoitustasolla 90 kg/ha N ja (2) vuosittain tasaisesti alenevalla (110 – 90 kg/ha N) lannoitustasolla (Granlund ym. 2007). Käytettäessä vakiolannoitustasoa malli arvioi keskimääräiseksi typpihiuhtoumaksi 20 prosenttia käytetyn typpilannoitteen määrästä. Huuhtouman vaihtelu oli huomattavaa eri vuosien ja alueiden välillä molemmissa simulointitilanteissa. Laskevaa lannoitustasoa käyttäen huuhtouma väheni eri alueilla selvästi verrattuna lähtötilanteeseen, mutta väheneminen ei ollut tasaista, vaan vaihteli vuosittain (Kuva 3.6).

Mallinnustulosten mukaan typpilannoituksen väheneminen vähensi typpihiuhtoutumaa peltomaasta. Säätekijät vaikuttavat myös voimakkaasti typpihiuhtoumaan, mikä on tullut ilmi lukuisissa pohjoisissa oloissa tehdyissä kenttäkokeissa ja mallinnustutkimuksissa (Mander ym. 2000, Vuorenmaa ym. 2002, Vagstad ym. 2004). Lyhyellä aikavälillä lannoitustason aiheuttamat muutokset saattavat siten jäädä näkymättä valuma-alueiden vedenlaadun seurannassa.



Kuva 3.6. Mallinnettu juuristovyöhykkeen nitraattityppihiuhtoutuma ohrakasvustosta vuosina 1991–2000 viiden maaseutukeskuksen ilmastohavaintojen perusteella laskettuna, kun typpilannoitustaso laskee lineaarisesti vuosittain arvosta 110 arvoon 90 kg/ha N.

3.4 Lohkokohtainen typpitase ja typen huuhtouma eri tuotantosuuntia edustavilla tiloilla

Lohkokohtaisia muutoksia typen huuhtoutumassa vuosina 2000–2005 arvioitiin myös prosessipohjaisen COUP –mallin (Jansson & Karlberg 2001) avulla (Rankinen ym. 2007). Arviossa oli mukana kaksitoista peltolohkoa, jotka sijaittivat Lounais-Suomessa neljällä eri tuotantosuuntaa edustavalla tilalla. Tuotantosuunnat olivat tavanomainen viljanviljely, luonnonmukainen viljanviljely, sikatalous ja nautakarjatalous. Mallinnus perustui lohkoilta mitattuihin maan mineraalityppipitoisuuksiin ja tietoon viljelijöiden tekemistä viljelytoimenpiteistä näillä lohkoilla. Kasvillisuuden ottaman typen määrä perustui viljelijän ilmoittamiin satotietoihin.

Mineraalitypen mallinnettu huuhtouma oli pienin viljanviljelytilalla, jolla myös keskimääräinen typpitase oli alhainen (32 kg/ha). Sika- ja karjatilojen typpitase oli selvästi korkeampi (44 ja 62 kg/ha). Luomutilan peltolohkojen typpitaseet ja mineraalitypen arvioitu huuhtouma olivat samaa luokkaa kuin muilla tiloilla, vaikka luomutilan lannoitustasot olivat selvästi alhaisemmat. Vuositasolla typpitase ei selittänyt nitraattitypen mallinnettua huuhtoumaa lohkoilta, vaan yksittäisen vuoden huuhtouma riippui sadannasta ja lohkoilla tehdyistä viljelytoimenpiteistä. Korkea typpitase johti kuitenkin mineraalitypen kertymiseen maaperään, josta se huuhtoutui mallinnustulosten mukaan helposti sateiden mukana. Mineraalityppeä huuhtoutui mallinnusten mukaan erityisesti syksyllä viljelykasvin korjuun jälkeen lumipeitteen tuloon asti. Tällöin huuhtoutui maahan käyttämättä jääneen lannoitetypen lisäksi maan orgaanisesta aineksesta vapautunutta typpeä, sillä maan lämpötila ja kosteus olivat riittävät mineralisaation jatkumiselle.

Viljatilalle ja sikatilalle tehtiin skenaariotarkastelu, jossa vuosittaista typpilannoitusta lisättiin 20 % tai vähennettiin 20 %. Typpilannoituksen lisääminen nosti merkittävästi typpitasetta ja mallinnettua typen huuhtoumaa, kun taas typpilannoituksen vähentäminen laski typpitasetta ja typen huuhtoumaa. Viljatilalla typpitase laski 51 % (arvosta 35 kg/ha/v arvoon 17 kg/ha/v) ja keskimääräinen typen huuhtouma väheni 13 %. Sikatilalla vastaavasti typpitase laski 35 % (arvosta 67 kg/ha/v arvoon 43 kg/ha/v) ja keskimääräinen typen huuhtouma väheni 20 %. Mallilaskelmien mukaan lannoitustason pienentäminen 20 %:lla ei vähentänyt sadon typenottoa.

Vaikka vuosittainen yhteys typpitaseen ja typen huuhtouman välillä oli heikko, skenaariotyyppisessä tarkastelussa typpitaseen muutos vaikutti typen huuhtoumaan. Vuotuisen typpitaseen laskeminen 1 kg/ha vähensi typen huuhtoutumista 0,3 kg/ha, joten typpitase vaikutti olevan kohtuullisen hyvä indikaattori mineraalitypen huuhtoumalle useampien vuosien keskiarvona. Suomalaisilla huuhtoutumiskentillä tehdyissä typpitaseen ja typen huuhtoutumisen vertai-

luissa vuotuisen typpitaseen laskeminen 1 kg/ha vähensi typen huuhtoutumista 0,2–0,6 kg/ha (Salo & Turtola 2006).

Sikatilan peltolohkoilta tulevaa mineraalityypen huuhtoumaa voitiin vähentää myös siirtämällä lannan levitys syksystä kevääseen. Keväällä levitetyn lannan tyyppi oli mallinnusten mukaan paremmin kasvien käytettävissä kuin syksyllä levitetyn lannan tyyppi, josta osa huuhtoutui syysstateiden mukana. Lannan syyslevitysten siirtäminen kevääseen kasvatti lievästi sadon typenottoa, sillä keväällä ravinteet olivat paremmin kasvien käytössä. Toisaalta typen huuhtouma laski yhtä paljon kuin jos typpitasetta olisi laskettu 20 %. Lannan levittäminen syksyllä nostaa myös lohkon todellisen typpilannoituksen suuremmaksi kuin mikä on lohkon laskennallinen typpilannoitus, sillä ympäristötuen ehtojen (1995–2006) mukaisesti syksyllä levitetyn lannan liukoisesta tpeestä ainoastaan 50 % laskettiin mukaan vuosittaiseen typpilannoitusmäärään.

4 Maan rakenne ja vesitalous vesistökuormituksen taustatekijöinä

4.1 Maan rakenne ja ravinnehuuhtoumat

Maatalouden aiheuttaman ympäristökuormituksen vähentämisen kannalta hyvin vettä läpäisevä maaprofiili, kestävä muru- ja huokosrakenne sekä kasvukauden sääoloista riippumatta hyviä satoja tuottava kasvualusta ovat tärkeitä tavoitteita (Kuva 4.1). Kestävä mururakenne vähentää maan liettymistä, kuoretumista, lätäköitymistä ja eroosiota. Heikko mururakenne voi hajota sateen ja pinnalla virtaavan veden vaikutuksesta ja pellon pinnalle lätäköiksi jäävä vesi voi liettää edelleen maa-ainesta pinta- ja salaojavalunnan kuljetettavaksi pois pellolta. Etenkin pintamaan rakenteen kestävyys on tärkeää, sillä savimailla merkittävä osa myös salaojien kautta tulevasta eroosioaineksesta on peräisin pintamaasta (Uusitalo ym. 2001).

Eroosion ja ravinteiden huuhtoutumisen kannalta on olennaista se, miten maan suurin makrohuokosto (halkaisija yli 0,3 mm) toimii valunhuippujen aikaan ja maan ollessa märkää. Tähän vaikuttavat makrohuokosten määrä, jakautuminen ja jatkuvuus. Märissä oloissa sadevesi imeytyy ja varastoituu hetkellisesti suurimpiin makrohuokosiin. Kun maa on veden kyllästämää tai lähellä sitä, jatkuvat makrohuokokset ovat tärkeitä kulkureittejä, joista maan vedenläpäisevyys ja salaojaston toiminta riippuvat. Jos maa ei pysty varastoimaan hetkellisesti kymmeniä millimetrejä sadevettä tai se läpäisee vettä hitaasti, vesi kerääntyy maan pinnalle.

Pitkään pellon pinnalla viipyvä vesi heikentää juuriston hapensaantia ja lisää mm. typen kaasumaisia tappioita. Samalla kasvien kasvu ja ravinteiden hyväksikäyttö kärsivät. Pinnalla viipyvä vesi myös vapauttaa maahan sitoutunutta fosforia liukoiseen muotoon. Veden hidas imeytyminen viivyttää maan kuivumista, mikä vaikeuttaa peltotöiden tekemistä ajallaan. Jos taas peltotyöt tehdään maan ollessa märkää, maa tiivistyy helposti.

4.2 Kasvipeitteisyys ja vesitalous

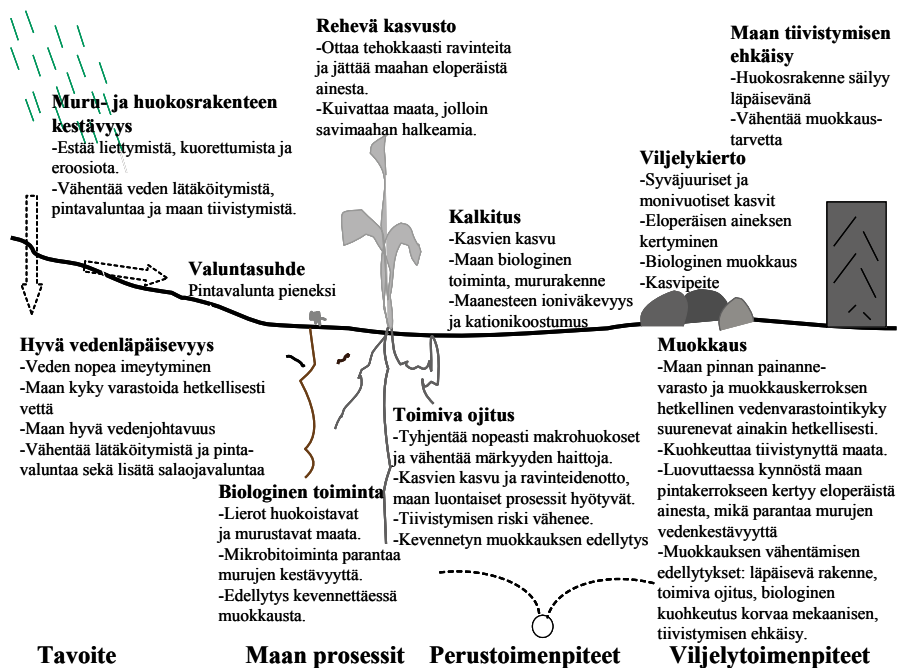
Maatalouden ympäristötukijärjestelmässä muokkauksen keventämisen tavoitteena on parantaa maan pintakerroksen kykyä kestää sade-, sulamis- ja valumavesien aiheuttamaa kulutusta ja estää eroosiota sekä maa-ainekseen sitoutuneen fosforin ja veteen liunneen typen huuhtoumista vesistöihin ja pohjaveteen. Tukikaudella 2000–2006 ”peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus” oli suosituin lisätoimenpide. Toimenpiteen valintojen tilojen peltopinta-alan arvioitiin vuonna 2004 olleen 940 000 ha (Grönroos ym. 2007). Alasta 45 % oli Varsinais-Suomen, Uudenmaan ja Hämeen TE-keskusten alueilla. A- ja B-tukialueella toimenpide toteutettiin pääasiassa siirtymällä kynnöstä sänkimuokkaukseen tai jättämällä alue talven ajaksi sängelle (MMM 2004). Em. lähteiden perusteella arvioiden vähintään 400 000 ha kokonaispeltoalasta oli kevennetysti muokattua. Kevennetty muokkaus toteutettiin yleisimmin sänkimuokkaamalla kultivaattorilla (MMM 2004, Mattila ym. 2007). MYTVAS-kyselytutkimuksen mukaan sängelle jättäminen lisääntyi tukikauden 2000–2006 loppuvuosina Etelä-Suomen tutkimusalueilla (Mattila ym. 2007). Samaan aikaan suorakylvöala kasvoi nopeasti vuosituhannen alusta vuoteen 2006 mennessä noin 5 000–10 000 ha:sta 119 000 ha:iin (Tike 2007). Suorakylvössä muokkaus jää pois ja kasvusto perustetaan suoraan esikasvin sänkeen.

MYTVAS 2 -seurantatutkimuksessa selvitettiin kasvipeitteisyyden ja vesitalouden välisiä yhteyksiä eteläsuomalaisilla maatiloilla. Tutkimuksessa seurattiin pintaveden kertymistä muokkausta kevennettäessä tai viljeltäessä nurmea viljelykierrossa 13 seuranta-alueella vuosina 2001–2005. Pintaveden esiintyminen on oire maan huonosta vedenläpäisevyydestä, ja sen kertyminen lisää pintavalunnan riskiä. Seurannassa määritettiin pintaveden peittämän alueen osuus lohkon pinta-alasta keväällä ennen kylvöä ja syysmuokkauksen jälkeen. Kesäisin määritettiin liikamärkytyksestä kärsineiden alueiden osuus lohkon pinta-alasta. Tavoitteena oli arvioida, miten maatalouden ympäristötuen lisätoimenpide peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus vaikuttaa pintaveden esiintymiseen Etelä-Suomen savi- ja hiesumailta, jotka on luokiteltu eroosioherkimmiksi maalajeiksi (MMM 2004).

Aineisto jaettiin kahteen osaan siten, että vuodet 2001–2003 ja 2004–2005 käsiteltiin erikseen. Vuosina 2001–2003 seurannassa oli kyntö- ja sänkimuokkaus-

lohkoja sekä lohkoja, joilla käytettiin nurmea viljelykierrossa. Näinä vuosina seurattavien lohkojen muokkaukset toteutettiin yleensä alkuperäisen suunnitelman mukaan ja nurmiviljelykiertojen lohkot olivat pääosin nurmella. Ensimmäisellä seurantajaksolla pintavettä oli yleensä hyvin vähän (taulukko 4.1), koska etenkin syksy 2002 ja alkuvuosi 2003 olivat kuivia (Eskelinen ja Alakukku 2004). Pintavettä tai kasvustoa kellastuttavia märkyysoongelmia oli sänkimuokatuilla lohkoilla keskimäärin enemmän kuin kynnetyillä lohkoilla (Taulukko 4.1). Erot olivat kuitenkin pieniä ja ne eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (Eskelinen & Alakukku 2004). Usein pintavettä tai märkyysoongelmia esiintyi vain muutamalla loholla, jolloin yhden lohkon vaikutus korostui keskiarvotarkastelussa. Lisäksi osaa kevennetyn muokkauksen lohkoista oli sänkimuokattu vasta muutaman vuoden ajan.

Suorakylvö yleistyi koejakson aikana, ja vuosina 2004–2005 seurantaan liitettiin muutamilla alueilla suorakylvöön siirrettyjä lohkoja (Taulukko 4.1). Lisäksi ko. vuosina alkuperäisten lohkojen muokkaus muuttui, kun muutamalla kyntölohkolla siirryttiin suorakylvöön ja sateisen kesän 2004 jälkeen puolestaan sänkimuokattuja lohkoja kynnettiin. Kahden viimeisen vuoden aineistot päätettiin yhdistää siten, että tarkasteluun otettiin ne lohkot, joiden muokkaus oli molem-



Kuva 4.1. Viljelymaan rakenteen hoidon tavoitteet sekä rakenteen muodostumiseen ja ylläpitoon vaikuttavat maan omat prosessit, perustoimenpiteet ja viljelytoimenpiteet (mukaeltu Eskelinen & Alakukku 2004).

Taulukko 4.1. Pintaveden peittämän tai kellastuneen kasvuston pinta-alaosuus lohkon pinta-alasta (%) seuranta-alueilla Etelä-Suomen hienojakoisilla mail-la vuosina 2001–2005. Vuosina 2001–2003 muokkaukset ja nurmi olivat koko ajan samoilla lohkoilla. Vuosina 2004 ja 2005 tulokset laskettiin lohkoilta, joiden muokkaus oli molempina vuosina sama. Nurmikierrossa otettiin mukaan lohkot, joilla viljeltiin kyseisinä vuosina nurmea. Suluissa pintavedellisten lohkojen määrä/kaikkien havaintolohkojen määrä.

Vuosi	Kyntö	Sänki- muokkaus	Nurmi kierrossa	Suorakylvö	
					Kevät, alalla havaittu pintavettä suhteessa pellon alaan (%)
2001, huhti–touko	2,4 (7/11)	1,6 (8/11)	0,4 (3/11)		
2002, huhtikuu	0,3 (2/10)	0,5 (3/10)	0,0 (2/10)		
2003, huhti–touko	0,2 (2/10)	1,1 (2/10)	0,2 (3/10)		
2004, huhtikuu	0,0 (1/12)	0,0 (1/5)	0,0 (0/7)		0,0 (3/6)
2005, huhti–touko	0,2 (6/12)	3,2 (3/5)	2,7 (4/6)		0,1 (2/6)
Kesä, kellastuneen kasvuston ala suhteessa pellon alaan (%)					
2001, heinäkuu	0,9 (2/5)	1,2 (2/5)	3,0 (1/5)		
2002, kesä–heinä	0	0	0		
2003, kesä–heinä	0,01 (1/9)	1,2 (2/9)	0 (0/9)		
2004, syyskuu	1,5 (9/12)	3,9 (4/4)	1,3 (5/6)		2,6 (5/5)
2005, kesä–heinä	0,2 (3/11)	0,1 (2/5)	0,0 (1/6)		0,4 (2/6)
Syksy, alalla havaittu pintavettä suhteessa pellon alaan (%)					
2001, syyskuu	0,0 (2/11)	0,5 (4/11)	0,1 (2/11)		
2002	-a	-	-		
2003, marras–joul	0,0 (0/11)	0,0 (1/11)	0,1 (3/11)		
2004, marraskuu	1,0 (9/11)	1,9 (4/5)	0,05 (2/3)		0,8 (3/5)
2005, loka–marras	0,1 (5/12)	1,0 (3/5)	0,0 (0/6)		1,7 (5/6)

a = havaintoja ei tehty poikkeuksellisen kuivien olosuhteiden vuoksi

pina vuosina sama tai niillä viljeltiin nurmea ko. vuosina. Tästä syystä seurantalohkojen määrä vaihteli alueittain ja koetekijöittäin.

Seurannan alusta poiketen vuosien 2004 ja 2005 kasvukaudet olivat keskimääräistä sateisempia. Vuonna 2004 koko kasvukausi oli monin paikoin hyvin sateinen, kun taas vuonna 2005 sateet painottuivat elokuuhun. Kuten aiempinakin vuosina pintavettä esiintyi pienellä osalla lohkon pinta-alasta (Taulukko 4.1), mutta kesällä 2004 ja keväällä 2005 kasvuston kellastumista tai pintavettä havaittiin muita mittauskertoja enemmän. Keväällä 2005 pintaveden osuus lohkon pinta-alasta oli sänkimuokatuilla ($p=0,07$) ja nurmella ($p=0,09$) olleilla lohkoilla suurempi kuin kynnettäessä. Muuten koetekijöiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja. Sänkimuokatuilla ja suorakylvetyillä lohkoilla oli kuitenkin keskimäärin muita enemmän pintavettä tai kasvuston kellastumista (Taulukko 4.1). Suorakylvön osalta tulokset ovat vain suuntaa-antavia,

koska lohkot olivat yleensä siirtymävaiheessa (suorakylvetty alle viisi vuotta). Tuloksen tukivat aiempien vuosien tuloksia ko. alueilta (Eskelinen & Alakukku 2004). Tulos oli myös samansuuntainen kuin Kotkanojan huuhtoutumiskentältä on mitattu. Turtolan ym:n (2007) mukaan savimaan huuhtoutumiskentällä pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli sänkimuokattaessa (5–8 cm syvyyteen) 36–66 % ja maan ollessa sänkenä talvikauden 26–82 %, kun se syyskynnettäessä oli 8–42 %.

Hankkeessa ei määritetty veden kertymistä kyntökerroksen ja jankon rajapintaan, jonka seurauksena vesi voi liikkua sivuttaissuunnassa kyntöviilun sisällä imeytymättä syvemmälle maahan. Myöskään lohkojen maan rakennetta ei arvioitu mittauksin seuranta-aikana. Rakenteen määrittäminen esimerkiksi nykyisin käytettävissä olevalla ”Peltomaan laatutestillä” olisi mahdollistanut kvantitatiivisen, lohko-kohtaisen tarkastelun maan rakenteen ja lätäköitymisen välillä.

4.3 Muokkauksen keventämisen vaikutus maan rakenteeseen

Vesieroosion torjunnassa tärkeitä tavoitteita ovat pintavalunnan estäminen ja hyvin vettä kestävä pintamaan mururakenne. Siirryttäessä kynnöstä kevenettyyn muokkaukseen tai suorakylvöön maan pintakerrokseen kertyy vähitellen eloperäistä ainesta (mm. Pitkänen 1988, Stenberg ym. 2000, Alakukku ym. 2004), kun kasvustotähde mullataan kyntösyvyyttä matalampaan maakerrokseen. Tämän voidaan olettaa parantavan maan pintakerroksen murujen vedenkestävyyttä, kuten on todettu korvattaessa kyntö sänkimuokkauksella (Pitkänen 1988, Stenberg ym. 2000).

Pintamaan vedenläpäisevyydelle suurin uhka on maan tiivistyminen. Pelto liikenteen ohella pintamaa tiivistyy myös luontaisesti. Tätä voidaan osaltaan korjata muokkauksilla, jotka muuttavat monia pintavalunnan muodostumiseen vaikuttavia maan hydrologisia ominaisuuksia (Kuva 4.1). Vaikka rankat sateet ovat Suomessa harvinaisia, jatkuvat sateet ylittävät usein pintamaan imentäkyyvyn, jolloin vettä alkaa kerääntyä maan pinnalle. Kun sateen intensiteetti ylittää maan imentäkyyvyn, vettä alkaa kertyä maan pinnalle, jossa se varastoituu hetkellisesti painannevarastoon. Tämä viivästyttää pintavalunnan alkamista ja antaa siten vedelle aikaa imeytyä maahan pintavirtailun sijasta, jolloin voimakkaan eroosion riski pienenee. Siirtyminen kynnöstä kevenettyyn muokkaukseen vähentää muokkauksen jälkeistä maan pinnan epätasaisuutta ja hetkellistä veden painannevarastoa. Pitkäsen (1999) tutkimuksessa kynnetyn savimaan painannevarasto oli ennen talven tuloa yli 4 mm ja tavanomaisesti syyskultivoitun (10–15 cm syvyyteen) n. 3 mm, mutta nurmen ja sängin vastaava luku oli alle 1 mm.

Kyntö lisää muokkauskerroksen hetkellistä veden varastointikykyä muodostaessaan maahan suuria makrohuokosia. Savimaissa hetkellinen varastointitila säilyy kohtalaisen hyvin syysmuokkauksesta kevääseen, mutta hiesuilla ja karkeilla mailla muokkauksen vaikutus pienenee merkittävästi kevääseen mennessä. Siirtyminen kynnöstä sänkimuokkaukseen (Alakukku 1998, Turtola ym. 2007) tai suorakylvöön (mm. Alakukku ym. 2004) vähensi ruokamultakerroksen keskimääräistä makrohuokostilavuutta, mikä puolestaan pienentää määrän maan hetkellistä vedenvarastointitilaa. Tästä syystä perusparannukset ovat välttämättömiä ennen muokkauksen keventämistä sellaisilla mailla, joilla esiintyy pintavesiongelmia jo silloinkin, kun perusmuokkausmenetelmänä on kyntö.

Veden hetkellisen varastoinnin lisäksi makrohuokosten tilavuus ja jatkuvuus ratkaisevat sen, kuinka nopeasti vesi liikkuu määrässä maassa syvemmälle (Pitkänen 1997). Ristolaisen ym:n (2006) tutkimuksessa kahden lajitekoostumukseltaan suhteellisen samanlaisen savimaan erot toiminnallisissa ominaisuuksissa ja satotasossa kytkeytyivät mitä todennäköisimmin erilaiseen huokosrakenteeseen ja lierokäytävien määrään sekä näistä johtuviin eroihin maan vedenjohtavuudessa. Savimaa, jossa oli paljon lierokäytäviä ja hyvä vedenjohtavuus, tuotti vertailulohkoa suuremman sadon sääoloista riippumatta. Satotasot puolestaan ovat yhteydessä ravinnetaseiden ylijäämien suuruuteen ja ravinnekuormitusriskeihin.

Muokkauksen keventäminen voi lisätä ajan myötä huokoston jatkuvuutta siksi, että huokostoa häiritään muokkauksella entistä vähemmän. Parhaimmillaan lierokäytävistä, juurikanavista, hiukkasten ja murujen välisistä pinnoista sekä savimaiden pienistä halkeamista vähitellen muodostuva makrohuokosten verkosto voi korvata koneellisesti tuotetun huokoston. Pitkäsen (1997) mukaan kevät-sänkimuokatusta (5 cm) hiuesavimaassa oli enemmän jatkuvia makrohuokosia 0-30 cm:ssa kuin syysmuokatusta maassa (kyntö tai kultivointi). Myös muissa tutkimuksissa on todettu muokkauksen keventämisen parantavan huokosten jatkuvuutta etenkin jankon yläosassa (Comia ym. 1994, Pitkänen & Nuutinen 1998, Alakukku ym. 2004). Pitkäsen ja Nuutisen (1998) mukaan sänkimuokatun maan huokosten jatkuvuus myös paransi merkittävästi maaprofilin (0-55 cm) kyllästetyn maan vedenjohtavuutta kyntöön verrattuna. Alakukun ym. (2004) tutkimuksessa suorakylvö ei kuitenkaan parantanut kyllästetyn maan vedenjohtavuutta kyntöön verrattuna (0-50 cm), vaikka suorakylvetyssä maassa oli jankossa yleensä kyntöä enemmän jatkuvia lierokäytäviä.

Maan viljely sekä kemialliset, fysikaaliset ja biologiset toiminnot muovaavat yhdessä lopullisen maan muru- ja huokosrakenteen. Viljely vaikuttaa maan rakenteeseen sekä suoraan (mm. muokkaus ja tiivistäminen) että välillisesti muuttamalla em. luonnonprosessien toimintaedellytyksiä (esim. ojitus, viljelykierto, kalkitus). Peltoliikenteen aiheuttama tiivistyminen on esimerkki nopeasta maan

rakenteen muutoksesta, jonka vaikutukset voivat olla hyvin pitkäaikaisia. Suomalaisessa savimaassa pohjamaan tiivistymä on säilynyt mitattavana vähintään 17 vuotta peltoajon aiheuttaman tiivistymisen jälkeen (Alakukku 2000). Tätä taustaa vasten tarkasteltuna maatalouden ympäristöohjelman ravinteiden hyväksikäytön tehostamiseen tähtäävä ohjeistus lannan levityksen keskittämisestä kevääseen ennen kylvö sisältää riskejä maan rakenteen kannalta. Keväällä roudan sulettua etenkin savimaa on kuivan pinnan alla märkää, jolloin se tiivistyy herkästi.

4.4 Ojitus ja kalkitus maan rakenteen hoitajina

Hyvin toimiva perus- ja paikalliskuivatus on maan rakenteen hoidon perusta (Kuva 4.1). Ojituksen toiminnan merkitys kasvaa entisestään tilakoon kasvaessa, koska hyvin toimiva ojitus pienentää todennäköisyyttä, että peltotöitä joudutaan tekemään maan ollessa märkää. Ojituksen toimiessa maa kuivuu syvemmältä ja kuivemmaksi ja kuivumis-kostumis –syklejä on enemmän kuin veden vaivaamassa maassa. Märässä maassa luonnon omat rakennetta muodostavat prosessit eivät toimi kunnolla ja savimaa halkeilee ja murustuu heikosti. Aura (1990) havaitsi selkeän yhteyden savimaan huonon rakenteen ja jatkuvasti korkealla pysyttelevän pohjaveden pinnan välillä. Mokma ym. (2000) pitivät puolestaan todennäköisenä, että salaojitus oli merkittävästi edistänyt luontaisesti märkien, viljeltyjen savimaiden rakenteen kehitystä kuivattamalla niitä luonnontilaista syvemmältä.

MTT:n Kotkanojan huuhtoutumiskenttä salaojitettiin ensimmäisen kerran v. 1962 ja huonosti toimiva ojitus uusittiin v. 1991 (Turtola & Paajanen 1995). Mitataustulosten mukaan kentän pohjamaan kyllästetyn maan vedenjohtavuus oli 10 vuotta ojituksen uusimisen jälkeen selvästi parempi kuin ennen sitä. Ojituksen jälkeen pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli keskimäärin 35 %, kun se ennen uusintaojitusta oli 67 %. Ohrasato on ollut keskimäärin 18 % suurempi. Typpitaseen ylijäämä on laskenut tasolta 45 kg/ha (ennen ojitusta) tasolle 23 kg/ha (ojituksen jälkeen). Fosforitaseen kohdalla vastaavat taseylijäämät ovat 33 ja 6 kg/ha sisältäen fosforilannoitustason alenemisen vaikutuksen (Turtola ym. julkaisematon aineisto).

Vuonna 2005 Suomen pelloista oli salaojitettu 58 % (Tike 2006). Suomen EU-jäsenyyden aikana salaojitus on kuitenkin vähentynyt merkittävästi sitä edeltäneeseen aikaan verrattuna. Nykytilanteessa ojitukseen myönnettävä investointituki ei ole ollut riittävä kannustin tehdä kallista kertainvestointia, jonka hyödyt kotiutuvat vasta pitkällä aikavälillä. Vuosittain on ensi- tai uusintaojitettu n. 10 000 ha, mikä on liian vähän ylläpitämään peltojen kuivatustilaa. Vuonna 2002 julkaistussa Salaojituksen tavoiteohjelmassa asetettiin tavoitteeksi ojittaa 50 % tuolloin avo-ojitetusta peltoalasta (300 000 ha) vuoteen 2020 mennessä (Salaojakeskus 2002). Uusinta- ja täydennysojituksen tarpeen ennustettiin kas-

vavan edelleen viljelyn tehostuessa, ojitusten ikääntyessä ja maan tiivistymisen vuoksi. Riittämättömän tai toimimattoman ojituksen vuoksi toimintahäiriöistä kärsiviä peltoja arvioidaan olevan 250 000 ha eli yli kymmenen prosenttia peltoalasta.

Pääosa Suomen maaperästä on luonnostaan hapanta, minkä vuoksi kalkitus on viljelyn perustoimenpide. Kalkitus vähentää happamuutta ja muuttaa myös maan kationikoostumusta lisäämällä kaksiarvoisen kalsiumin pitoisuutta. Lisääntynyt kalsiumpitoisuus ja maanesteen suolaväkevyyden nousu luovat edellytyksiä savimaan mururakenteen muodostumiselle ja sen lujittumiselle (mm. Aura ym. 2006). Happamuus heikentää kasvien fosforinsaantia kun taas pH-tasolla 6-6,5 fosforilannoitepanokset ja maan fosforivarat tulevat tehokkaimmin hyödynnetyiksi. Kalkitus edistää myös välillisesti maan rakenteen ylläpitoa. Kasvien kasvuedellytykset ja maan kannalta hyödyllisten mikrobien ja lierojen elinolot paranevat pH:n noustessa. Kalkin käyttö väheni 49 % vuodesta 1994 vuoteen 2004, vaikka viljelyala samaan aikaan kasvoi hieman (Myyrä ym. 2007). Tämä on näkynyt mm. Viljavuuspalvelu Oy:n tilastoiman happamuuden kasvuna (Yli-Halla ym. 2001). Kalkituksen sisällyttäminen ympäristöohjelmaan olisikin Suomen oloissa erittäin perusteltua sekä ohjelman vaikuttavuuden että satotasojen ylläpitämisen kannalta.

Vuosina 1995–2006 maatilojen määrä väheni 28 % ja keskikoko kasvoi 10 ha (Niemi & Ahlstedt 2007). Maatalouden rakennekehityksen tuloksena alle 20 ha:n tilojen lukumäärän pienentyi ja yli 50 ha:n tilojen määrän kasvoi. Tilakoon kasvusta noin 66 % on tapahtunut peltoa vuokraamalla. Vuonna 2006 viljelyksessä olleesta 2,28 miljoonasta hehtaarista noin 30 % oli vuokrapeltoa (Niemi & Ahlstedt 2007). Vuokraviljelyn yleistyessä maan hoidon perustoimenpiteisiin, ojitukseen ja kalkitukseen, on investoitu aiempaa vähemmän. Vuokramaiden kasvukunnan todettiin olevan jäämässä jälkeen viljelijäin itsensä omistamien peltujen kasvukunnosta, kun arvioitiin maan happamuuden muutosta (Myyrä ym. 2005). Vuokraviljelyyn liittyvä lyhyt suunnittelujänne ja pellon hallinta-oikeuteen kuuluva epävarmuus (vuokrasopimuksen pituus ja vuokrasopimuksen uusiutumisen todennäköisyys) vähentävät halukkuutta maan kasvukunnan kannalta tärkeisiin pitkäaikaisiin investointeihin, kuten kalkitukseen (Myyrä ym. 2007). Suomessa maanvuokrauslaki rajoittaa vuokrasopimuksen maksimipituuden kymmeneen vuoteen, ja tällä hetkellä vuokrasopimukset ovat keskimäärin kuuden vuoden mittaisia (Myyrä ym. 2007). Muissa EU-maissa käytäntö on päinvastainen, niissä pyritään rajoittamaan vuokrasopimuksen lyhyyttä. Myyrän ym. (2007) mallilaskelman mukaan vuokrasopimuksen keskimääräisen keston nostaminen lisää maanvuokraajan halukkuutta kalkitukseen.

MYTVAS -hankkeessa tehdyn pintavesikartoituksen ja muun edellä esitetyn tutkimustiedon perusteella tarkasteltuna A- ja B - alueella pysyvän kasvipeitteen lisääminen sänkeen painottamalla sisältää osittain riskejä, sillä toimenpi-

de kohdistuu myös huonorakenteisille maille. Samalla pintavalunnan tai ainakin pintavesien esiintymisen todennäköisyys kasvaa. Lisäksi etenkin tasaisilla mailla riski märkyyden aiheuttamista haitoista kasvustolle kasvaa, ellei maan ojitus ole kunnossa. Kevennettyä muokkausta ja suorakylvöä onkin kehitettävä edelleen sekä ympäristö- että viljelylliset näkökohdat entistä paremmin huomioiden.

5 Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormituksen kehitys MYTVAS-haastattelualueilla

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arviointiin ovat kuuluneet ensimmäisestä ohjelmakaudesta lähtien tilahaastattelut, joiden avulla on selvitetty ympäristötuen vaikutuksia käytännön viljelytoimenpiteisiin. Haastattelutietojen pohjalta on tehty arvioita ravinnekuormituksen muutoksista. Viimeisimmän tilahaastattelukerran tulokset vuosilta 2003-2005 on yksityiskohtaisesti raportoitu Mattilan ym. (2007) julkaisussa. Tässä yhteydessä pyritään luomaan yleiskuva ravinnekuormituksen kannalta tärkeimmistä viljelytoimenpiteistä ja niissä tapahtuneista muutoksista ympäristötukitiloilla toisen ohjelmakauden vuosina 2000-2005. Samoin esitetään toimenpidemuutosten vaikutukset potentiaalisiin ravinnehuuhtoumiin. Tilahaastatteluaineiston torjunta-aineiden käyttöä koskevia tuloksia esitetään luvussa 7 yhdessä vesistöistä mitattujen torjunta-ainepitoisuuksien kanssa.

Suurimmat muutoksen tutkimustilojen viljelykäytännöissä tapahtuivat jo ensimmäisellä ympäristöohjelmakaudella. Toisella ohjelmakaudella suorakylvö yleistyivät viljanviljelyalueilla ja nurmiala väheni karjatalousalueilla. Fosforilannoitusmäärät vaihtelivat saman kasvin eri lohkojen välillä enemmän kuin typpilannoitusmäärät. Tämä johtuu peltojen erilaisista fosforiluvuista, fosforilannoituksen tasausmahdollisuudesta ja tähän osittain liittyvästä karjanlantafosforin suurista kertalevitysmääristä.

Peltojen fosforikuormituksen suuruuteen suoraan vaikuttava liukoisen fosforin pitoisuus aleni hyvin hitaasti. Yllättävintä on tuloksissa se, että huolimatta lannoituksen säättämisestä viljavuusluokan mukaan korkeiden viljavuusluokkien osuus on tietyillä tutkimusalueilla jopa kasvanut. Toisaalta ympäristöohjelmaan on sisällynyt ns. peruslannoitustaso, 15-40 kg/ha suuruinen fosforilannoitus viljavuusluokasta riippumatta. Myös ns. tarkennetussa lannoituksessa on ollut mahdollista käyttää karjanlantafosforia enemmän kuin viljavuusluokan mukaan on arvioitu tarpeelliseksi, mikä on vaikuttanut siihen, että korkeat fosforipitoisuudet eivät ole aina lähteneet laskemaan.

Lantavarastot ovat pääosin edellytysten mukaiset. Lantaa patteroidaan kuitenkin yhä useammin muista syistä kuin riittämättömän lantavarastotilan vuoksi.

si. Lannasta 50-80 % levitettiin keväällä. Hehtaarikohtaiset levitysmäärät olivat kevät- ja kesälevityksessä suunnilleen samat, mutta syyslevityksessä selvästi näitä pienempiä.

Perusmuokkausmenetelmistä kyntö oli edelleen suosituin, mutta sen osuus kuitenkin pienentyi kevennettyjen muokkausmenetelmien ja suorakylvön yleistyessä. Joillakin tutkimusalueilla yhteenlaskettu kasvipeitteinen ja kevennetysti muokattu ala kasvoi vuodesta 2002 vuoteen 2005, mutta toisilla alueilla muu-
tosta ei tapahtunut tai osuus pienentyi. Vuonna 2005 kasvipeitteisen ja kevennetysti muokatun alan osuus oli pienin Löytäneenojan ja Kinarehenojan alueilla.

Merkittäviä kuormituslähteitä olivat edelleen säilörehun aumavarastoinnista purkautuvat puristenesteet ja hoitamattomat ja lähelle vesistöjä sijoitetut jaloittelualueet. Maito- ja eläinhuonejätevedet kuuluvat hajajätevesiasetuksen piiriin, ja vesien käsittely ja lantavarastoon johtaminen yleistyivät.

5.1 Tilojen ja peltojen perustiedot

Tilahaastattelut on toteutettu haastattelukerrasta toiseen samoina pysyneillä tutkimusalueilla, jotka sijaitsevat seuraavien jokien/uomien valuma-alueilla (suluissa vuodet, joilta tietoa on kerätty): Yläneenjoki (1994-2005), Savijoki (1999-2005), Löytäneenoja (1999-2005), Lepsämänjoki (1994-2005), Lestijoki (1994-2005), Kinarehenoja (1994-2005) ja Taipaleenjoki (1994-2005) (Kuva 5.1). Tuloksia ovat aikaisemmin raportoineet Grönroos ym. (1997), Grönroos ym. (1998), Palva ym. (2001) ja Pyykkönen ym. (2004). Vuoden 2003-2005 aineisto koostui yhteensä 366 tilan ja lähes 18 000 hehtaarin otoksesta. Haastattelujen tilojen määrä on vähentynyt haastattelukerrasta toiseen, mutta tutkimuksen kattama peltoala on pysynyt suunnilleen samana johtuen tilojen koon kasvamisesta.

Lepsämänjoen ja Savijoen alueilla savimaat ovat vallitsevia maalajeja. Yläneenjoellakin ne kattavat yli puolet peltoalasta. Löytäneenojalla hietamaiden osuus on yli puolet peltoalasta, Lestijoella noin 2/3 ja Kinarehenojalla yli 90 %. Taipaleenjoella hiesumaat muodostavat suurimman maalajiryhmän kattaen noin puolet peltoalasta.

Vuonna 2005 Etelä-Suomessa sijaitsevilla Lepsämänjoen, Yläneenjoen, Savijoen ja Löytäneenojan tutkimusalueilla päätuotantosuuntana oli kasvinviljely. Näistä alueista Yläneenjoella oli eniten kotieläintiloja, erityisesti sikatiloja. Lepsämänjoen alueella Uudellamaalla hevosten määrä on noussut tukikauden aikana. Lestijoen alueella Keski-Pohjanmaalla ja Taipaleenjoen alueella Pohjois-Karjalassa oli kotieläintiloja enemmän kuin kasvinviljelytiloja, ja selvästi suurin osa kotieläintiloista oli suuntautunut maidontuotantoon. Suurimmalla osalla tiloista tuotantosuuntana oli tavanomainen tuotanto. Luomutilojen osuus

oli suurin Yläneenjoen alueella, missä niitä oli noin neljäsosa kaikista haastatelluista tiloista, ja Taipaleenjoen alueella, missä luomutilojen osuus oli noin viides. Lepsämänjoen, Yläneenjoen, Savijoen ja Löytäneenojan valuma-alueilla viljeltiin pääasiassa kevätiljoja, jotka kattoivat vuonna 2005 noin 50–70 % peltoalasta. Löytäneenojan alueella sokerijuurikasta ja perunaa viljeltiin yhteensä yli viidenneksellä peltoalasta ja Lepsämänjoen alueella avomaan vihannekset kattoivat lähes 3 % pelloista. Lestijoen ja Taipaleenjoen alueilla noin puolet peltoalasta oli vuonna 2005 nurmella. Nurmen osuus on näillä alueilla pienentynyt 2000-luvulla kevätiljojen viljelyn lisääntymisen myötä. Kinarehenojan alueella yli kolmanneksella peltoalasta viljeltiin perunaa, jonka ala kasvoi nurmien pinta-alan kustannuksella. Nurmen osuus nousi myös Lepsämänjoella, mikä saattaa liittyä hevosten määrän kasvuun.

Jos alueen päätuotantosuunta oli viljanviljely, ympäristötuen suosituin lisätoimenpide oli ohjelmakaudella 2000–2006 peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus (Lepsämänjoki, Yläneenjoki, Savijoki, Löytäneenoja).

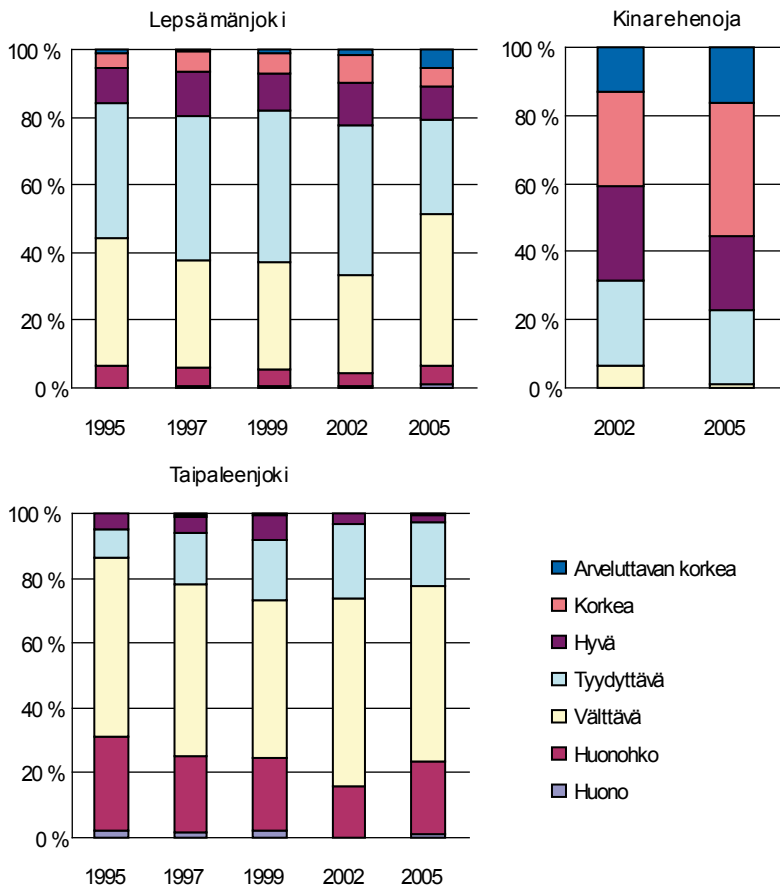


Kuva 5.1. MYTVAS-haastattelualueiden sijainti.

Lestijoen ja Kinarehenojan alueilla puolestaan tarkennettu lannoitus ja Taipaleenjoen alueella maitohuoneen jätevesien käsitteleminen olivat suosituimmat lisätoimenpiteet.

Tutkimusaineistossa suurimmat peltojen helppoliukoisen fosforin (viljavuusfosforin) pitoisuudet olivat perunan ja juurikkaan viljelyyn erikoistuneilla Löytäneenojan ja Kinarehenojan alueilla ja pienimmät Taipaleenjoen alueella. Tämä näkyi myös peltomaan jakautumisessa eri viljavuusluokkiin (Kuva 5.2). Fosforipitoisuus pysyi samana tai hieman laski, kun verrataan kaudella 1995-2002 ja kaudella 2003-2005 otettuja viljavuusanalyysituloksia keskenään. Maiden happamuutta kuvaava pH-arvo pysytteli samalla tasolla tai nousi hieman.

Sadot vaihtelivat ennen kaikkea sääolojen vaihtelun vuoksi. Mitään selviä trendejä ei havaittu usean vuoden aikajänteellä satotavoitteissa tai toteutuneissa



Kuva 5.2. Haastateltujen tilojen valuma-alueella sijaitsevan peltoalan jakautuminen viljavuusluokkiin peltomaan fosforipitoisuuden perusteella Lepsämänjoen ja Taipaleenjoen alueilla vuosina 1995, 1997, 1999, 2002 ja 2005 ja Kinarehenojan alueella vuosina 2002 ja 2005.

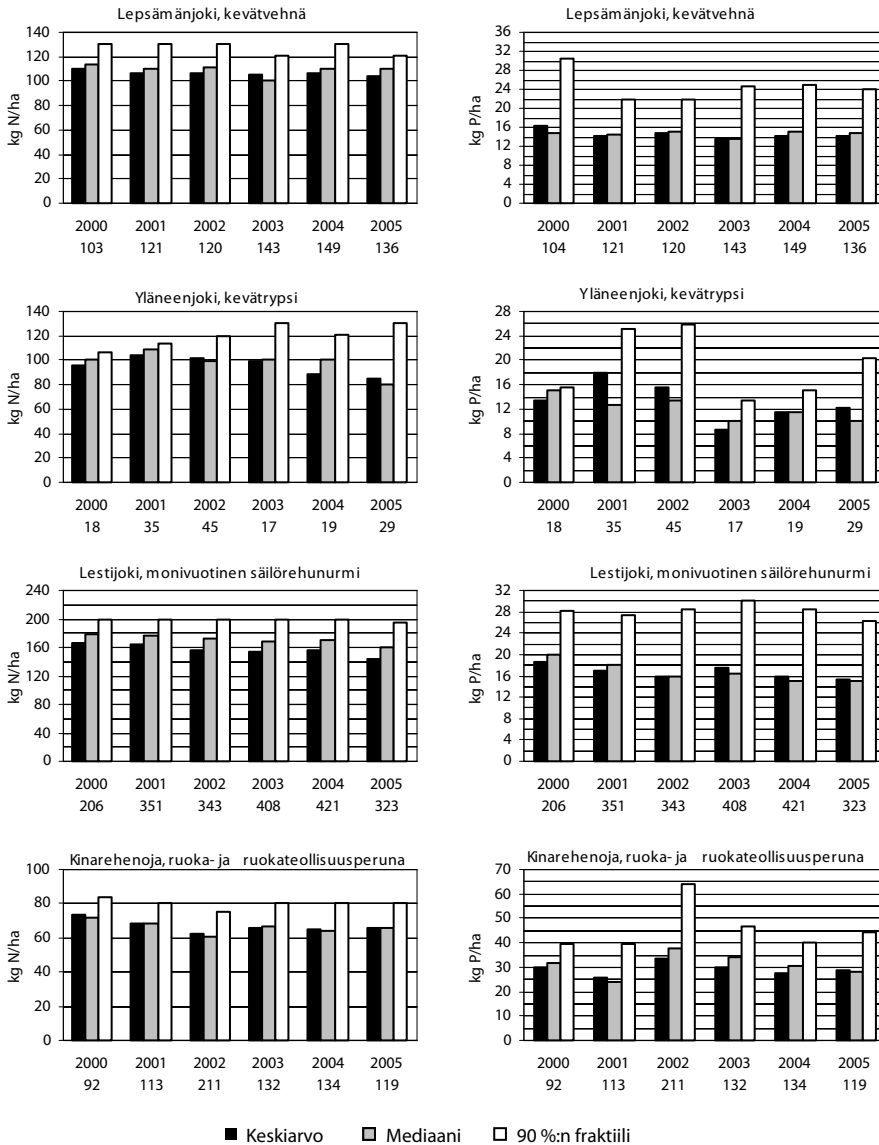
sadoissa. Yläneenjoen kevätiljalohkoilla tehtyjen lannoituksen tarkentamistarkastelujen mukaan lannoitusta osattiin säätää maalajin mukaan, mutta sato-odotuksen ja typpilannoitustason kohdalla ei näkynyt selkeää riippuvuutta, kuten ei aikaisemmissakaan vastaavanlaisissa tarkasteluissa (esim. Palva 2001). Satotavoitteen mukainen lannoitus näyttäisi osuneen kohdalleen hieman paremmin fosfori- kuin typpilannoituksessa.

5.2 Lannoitus

Sekä typpi- että fosforilannoitustasot pysyivät toisella ympäristöohjelmakaudella melko muuttumattomina (Kuva 5.3) suurimpien, ohjelmakausien aikaisten, muutosten tapahduttua heti ensimmäisen ympäristöohjelmakauden alussa. Eteläisillä tutkimusalueilla (Lepsämänjoki, Löytäneenoja, Savijoki, Yläneenjoki) ohran ja kauran keskimääräinen typpilannoitus on viime vuosina ollut lähellä 90 kg/ha tasoa. Pohjoisilla alueilla (Kinarehenoja, Lestijoki, Taipaleenjoki) kauran ja ohran hehtaarikohtainen typpilannoitus on ollut yleensä 10–20 kg tätä pienempää. Kevätvehnän typpilannoitus on Lepsämänjoella ja Savijoella ollut keskimäärin 100–110 kg/ha, mutta Yläneenjoella hieman alempi, 90–100 kg/ha. Syysvehnän keskimääräinen typpilannoitus oli enimmillään Lepsämänjoella lähes 140 kg/ha ja rukiin 120 kg/ha. Kevättrypsi sai Lepsämänjoella, Savijoella ja Yläneenjoella tyypeä keskimäärin 80–120 kg/ha.

Säilörehunurmien typpilannoitus oli runsainta Kinarehenojalla ja Lestijoella, missä keskimääräinen lannoitustaso oli noin 160 kg/ha. Lepsämänjoella säilörehunurmien typpilannoitus vaihteli välillä 120–160 kg/ha, kun se Taipaleenjoella oli noin 120 kg/ha. Yläneenjoella säilörehunurmien typpilannoitus oli vain noin 70–110 kg/ha, mihin vaikuttaa luomutilojen muita alueita suurempi osuus tutkimusaineistossa. Laidunnurmille annettiin tyypeä Kinarehenojalla ja Lestijoella noin 130–150 kg/ha. Taipaleenjoella vuosina 2000–2003 laidunten typpilannoitus oli noin 110–120 kg/ha, mutta vuosina 2003–2005 hieman alempi, noin 90–100 kg/ha. Monivuotisten kuivaheinä-, säilörehu- ja tuorerehunurmien typpilannoitus Kinarehenojalla, Lestijoella ja Yläneenjoella vaihteli melko paljon ollen 80–170 kg/ha vuodessa. Perunan keskimääräinen typpilannoitus Kinarehenojalla ja Lestijoella oli 60–80 kg/ha ja sokerijuurikkaan Löytäneenojalla 100–125 kg/ha.

Rehuohran keskimääräinen fosforilannoitus oli runsainta karjatalousvaltaisilla Lestijoella ja Taipaleenjoella sekä Savijoella vaihteluvälin ollessa 14–19 kg/ha. Muilla alueilla ohran fosforilannoitus oli välillä 8–16 kg/ha. Kauralle annettiin fosforia keskimäärin 10–16 kg/ha paitsi Kinarehenojalla ja Löytäneenojalla, joilla kaura sai fosforia vain 5–13 kg/ha ja ohrankin fosforilannoitus oli muita alueita niukempaa. Kevätvehnän lannoituksessa fosforia käytettiin keskimäärin 12–21 kg/ha.



Kuva 5.3. Esimerkkejä typpi- (vas.) ja fosforilannoituksesta (oik.) eri tutkimusalueiden viljelykasveilla vuosina 2000–2005. Vuosiluvun alla on kasvulohkojen lukumäärä. Keskiarvot on painotettu typpi- ja fosforilannoituksen pinta-aloilla, painottamattomista lohkotiedoista on laskettu mediaani ja 90 %:n fraktiili.

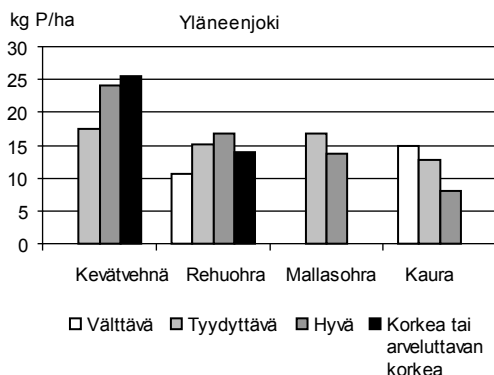
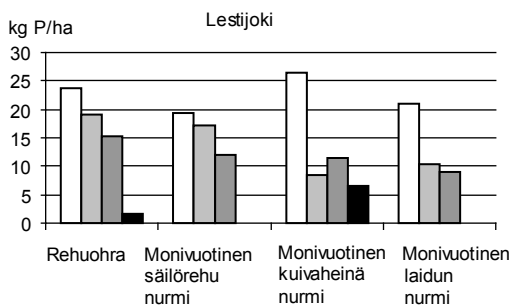
Monivuotisten säilörehunurmien fosforilannoitus oli runsainta Lestijoella, 15–19 kg/ha, mutta Lestijoen alueeseen sisältyvällä Kinarehenojalla tätä huomattavasti pienempi, noin 7–13 kg/ha. Lepsämänjoella ja Taipaleenjoella säilörehunurmet saivat fosforia hieman Lestijokea vähemmän, noin 13–17 kg/ha. Yläneenjoella säilörehunurmien keskimääräinen fosforilannoitus vuosina 2000

ja 2001 oli 12–14 kg/ha, mutta sen jälkeen vain 6–10 kg/ha. Laidunten fosforilannoituksessa näyttää olevan laskeva suuntaus Lestijoella ja Kinarehenojalla. Tarkastelujakson loppupuolella laitumet saivat fosforia Lestijoella keskimäärin noin 8 kg/ha ja Kinarehenojalla noin 6 kg/ha. Taipaleenjoella laitumille levitettiin fosforia noin 10–14 kg/ha. Monivuotiset kuivaheinä-, säilörehu- ja tuorerehunurmet saivat Lestijoella fosforia 14–16 kg/ha (vuotta 2002 lukuun ottamatta), mutta Kinarehenojalla ja Yläneenjoella vain noin 7–13 kg/ha. Nämä fosforimäärät ovat kuivaheinänurmien perustason 15 kg/ha lähellä tai sen alla.

Perunan keskimääräinen fosforilannoitus Lestijoella ja Kinarehenojalla oli 23–37 kg/ha. Sokerijuurikas sai Löytäneenjoella fosforia keskimäärin 9–14 kg/ha.

Suurimmat fosforin vuosittaiset levitysmäärät olivat keskiarvoihin verrattuna moninkertaisia. Kuitenkin näissäkin tapauksissa lannoitus on voinut olla ympäristötuen ehtojen mukaista, koska fosforilannoitus oli mahdollista tasata neljän vuoden aikana ja tarkennetusti lannoitettaessa fosforia sai antaa perustasoa enemmän maan fosforipitoisuuden ollessa matala.

Fosforilannoitus oli mahdollista toteuttaa ohjelmakaudella 2000–2006 ns. perustason mukaisesti (viljoilla 15 kg P/ha viljavuusluokasta riippumatta), tai tarkennettujen lannoitustasojen mukaisesti. Tarkennetussa fosforilannoituksessa



Kuva 5.4. Yleisimpien viljelykasvien keskimääräinen fosforilannoitus maan fosforipitoisuuden mukaisissa viljavuusluokissa Lestijoen ja Yläneenjoen alueilla vuonna 2005. Mukana ovat sekä perustasojen mukaan että tarkennetusti lannoitetut lohkot.

maan viljavuusluokka tuli huomioida. Kuvasta 5.4 nähdään, kuinka viljavuusluokka otettiin fosforilannoituksessa huomioon Lestijoen ja Yläneenjoen alueilla vuonna 2005. Lestijoella fosforilannoituksen säätö viljavuusluokan mukaan on selvästi nähtävissä, vaikka tarkastelussa ovat mukana sekä perustasojen että tarkennettujen tasojen mukaan lannoitetut lohkot. Yläneenjoella tulos on kevätiljojen osalta päinvastainen. Tämä tarkoittaa sitä, että niitä lohkoja, joita on aiemmin lannoitettu runsaasti fosforilla ja joiden viljavuusluokka on sitä kautta kohonnut, lannoitettiin edelleen samalla periaatteella. Tilanne Lounais-Suomen kevätilviljelyksillä oli samantyyppinen edellisen haastattelukerran yhteydessä vuonna 2002 (ks. Pyykkönen ym. 2004).

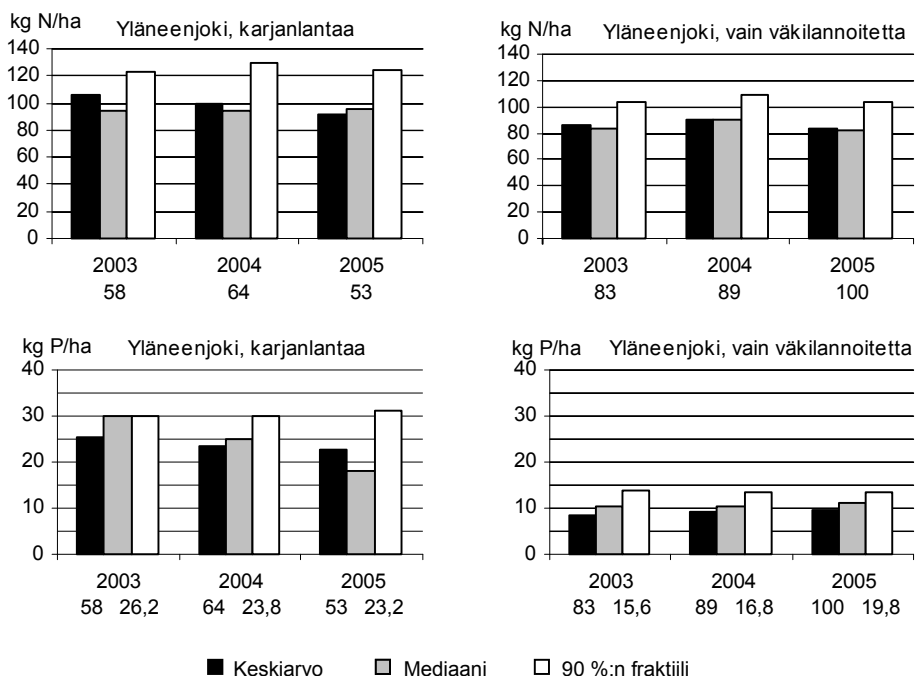
5.3 Karjanlanta

Kuvassa 5.5 on esitetty karjanlannan käytön vaikutus lannoitustasoihin Yläneenjoen alueen rehuohralohkoilla. Lantaa saaneet lohkot saivat liukoista tyypeä ja varsinkin fosforia selvästi enemmän kuin pelkästään väkilannoitteilla lannoitetut lohkot. Yksittäisen vuoden tarkasteluun voi kuitenkin muodostua harhaa fosforintasauksen vuoksi, erityisesti karjanlantaa saaneilla lohkoilla.

Haastatteluun osallistuneiden tilojen lannan varastointitilat alkoivat olla nykyvaatimusten mukaisia: jos eläimiä ei laidunnetta, tulee tiivispohjaista lantalatila olla 12 kuukauden lantamäärää vastaavasti. Lantaa patteroivillakin tiloilla lantalat olivat pääasiassa vaatimusten mukaiset.

Alueesta riippuen lannasta levitettiin keväällä noin 50-80 % tarkastelujaksolla 2003-2005. Taipaleenjoen aluetta lukuun ottamatta kevätlevityksen osuus kasvoi kyseisellä jaksolla, ja samalla pienentyi kesä- ja syyslevityksen osuus. Vuonna 2005 lantaa levitettiin kesällä enemmän ja suuremmalle peltoalalle kuin syksyllä muilla alueilla paitsi Yläneenjoella. Keväällä lantaa levitettiin tutkimusalueiden pelloille enimmillään lähes 40 % (Lestijoki 2005) ja pienimmillään noin 15 % (Taipaleenjoki 2003) peltoalasta, keskiarvon ollessa noin 20 % alasta. Levitysmäärät olivat kevät- ja kesälevityksissä suunnilleen samat, mutta syksyllä hehtaarikohtaiset levitysmäärät olivat selvästi näitä pienempiä. Lannan levitystekniikoista hajalevitys oli edelleen yleisin. Lähes kaikki hajalevitetty lanta mullattiin vuorokauden sisällä levityksestä. Letkulevitys oli yleistä varsinkin levitettäessä lantaa kesällä kasvustoon. Sijoituslevityksen osuus oli pieni, vaikkakin sae kasvatti suosiotaan.

Vuoteen 2005 mennessä tutkimusalueiden 135 karjatilasta noin 90 % oli teettänyt lanta-analyysin. Enintään viisi vuotta vanha analyysi oli runsaalla 70 %:lla kaikista haastatelluista kotieläintiloista. Ruokinnan ravinnetaselaskelman oli tehnyt kolmasosa tiloista, mutta taselaskelmia ei käytetty päätettäessä lannan levitysmäärien suuruudesta.



Kuva 5.5. Karjanlantaa saaneiden (vasemmalla) ja vain väkilannoitteilla lannoitettujen (oikealla) rehuohralohkojen typpi- ja fosforilannoituksen pinta-alalla painotetut keskiarvot sekä painottamattomista lohkotiedoista laskettu mediaani ja 90 %:n fraktiili Yläneenjoen alueella vuosina 2003–2005. Vuosiluvun alla on kasvulohkojen lukumäärä ja fosforikuivissa lisäksi lohkojen maan fosforipitoisuuden pinta-alalla painotettu keskiarvo.

5.4 Kasvipeitteisyys ja muokkaustavat

”Talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus” oli vuosien 2000–2006 lisätoimenpiteistä selvästi suosituin Etelä-Suomen vilja-alueella. Yläneenjoen, Lepsämänjoen ja Taipaleenjoen alueilla kasvipeitteisen tai kevyesti muokatun alan osuus lisääntyi vuodesta 2002 vuoteen 2005. Yläneenjoella kasvipeitteisen alan kasvu johtui lähes kokonaan kevytmuokkausmenetelmien yleistymisestä. Siellä myös muokkaamattomuus oli yleistä suorakylvön suosion lisääntymisen myötä. Ilmeisesti kevytmuokkaus ja suorakylvö kasvattivat suosioitaan muista syistä kuin ympäristötuen toimenpiteiden vuoksi. Lepsämänjoen alueella puolestaan kevennetty muokkaus vähentyi mutta sänkipeitteisen alan ja nurmien osuus lisääntyi. Muilla alueilla muutosta ei tapahtunut tai se oli päinvastainen (Taulukot 5.1 ja 5.2).

Taulukko 5.1. Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus-toimenpiteen piirissä oleva peltoala Lepsämänjoen, Yläneenjoen, Taipaleenjoen ja Lestijoen valuma-alueilla vuosina 2000–2005.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Lepsämänjoki						
Kasvipeitteisyystoimenpiteen valin- neiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta, %	27	31	32	47	37	45
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvi- peitteisyysalasta)						
- kevyesti muokattu	61	61	61	33	23	29
- sänki	2	2	3	16	30	28
- nurmi	8	9	8	17	28	23
- monivuotinen viherkesanto	14	14	13	16	17	15
- syysvilja	15	13	14	17	< 0,5	4
- suojavyöhyke	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	1
- suojakaistat	1	1	1	1	1	1
- muut monivuotiset kasvit	< 0,5	< 0,5	< 0,1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Yläneenjoki						
Kasvipeitteisyystoimenpiteen valin- neiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta, %	30	34	43	55	51	60
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvi- peitteisyysalasta)						
- kevyesti muokattu	37	34	33	44	46	48
- sänki	20	27	29	20	29	26
- nurmi	17	14	13	12	13	8
- monivuotinen viherkesanto	9	9	5	8	6	6
- syysvilja	16	14	19	15	4	10
- suojavyöhyke	< 0,5	< 0,5	1	1	1	1
- suojakaistat	1	1	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
- muut monivuotiset kasvit	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Lestijoki						
Kasvipeitteisyystoimenpiteen valin- neiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta, %	9	6	7	7	6	5
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvipeitteisyysalasta)						
- kevyesti muokattu	-	-	-	-	-	-
- sänki	-	-	-	-	-	-
- nurmi	94	99	88	97	88	87
- monivuotinen viherkesanto	2	-	9	3	12	12
- syysvilja	3	-	2	-	-	-
- suojavyöhyke	-	-	-	-	-	-
- suojakaistat	1	1	1	1	1	1
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-	-	-	-

jatkuu

Taipaleenjoki						
Kasvipeitteisyystoimenpiteen valin- neiden tilojen kasvipeitteisen alan osuus alueen peltoalasta, %	6	10	9	11	18	16
Kasvipeitteisyyden toteutus (% kasvipeitteisyysalasta)						
- kevyesti muokattu	-	-	21	9	6	19
- säнки	-	-	-	9	26	26
- nurmi	85	77	63	60	45	28
- monivuotinen viherkesanto	14	23	16	9	18	18
- syysvilja	-	-	-	12	4	7
- suojavyöhyke	-	-	-	-	-	-
- suojakaistat	1	1	1	1	< 0,5	1
- muut monivuotiset kasvit	-	-	-	2	1	1

Löytäneenojalla kasvipeitteisen tai kevyesti muokatun alan kokonaismäärässä ei tapahtunut muutosta, vaikka kevytmuokatun alan osuus kasvoi. Savijoella, jossa kasvipeitteisen alan osuus kokonaisuudessaan vähentyi, kevytmuokkauksen osuus kasvoi syysviljojen osuuden kustannuksella. Lestijoella nurmi oli selvästi yleisin kasvipeitteisyyden täyttävä, kun taas Taipaleenjoella muokkaamattoman ja kevytmuokatun alan yhteenlaskettu osuus nousi nurmea suuremmaksi (Taulukko 5.1). Vuonna 2005 kasvipeitteisen alan osuus oli pienin Löytäneenojan ja Kinarehenojan alueilla, joissa vain noin kolmasosa alasta oli lisätoimenpiteen ehtojen mukaan määritellysti kasvipeitteistä tai kevyesti muokattua.

Syksyllä perusmuokatun pellon osuus alueen kokonaispeltoalasta pienentyi 2000-luvun alkuvuosina Lepsämänjoen ja Yläneenjoen alueilla. Muokkaamattomuuden lisääntyminen viittaa suorakylvön yleistymiseen kyseisillä alueilla. Perusmuokkausmenetelmistä kylvö oli edelleen tärkein, mutta sen osuus aleni varsinkin Lounais-Suomessa kevytmuokkauksen edelleen yleistyessä. Pohjoisemmilla alueilla kylvö oli edelleen lähes yksinomainen perusmuokkausmenetelmä, tosin Taipaleenjoella kevytmuokkaus alkoi yleistyä vuodesta 2003 lähtien. Perusmuokatun alan osuus oli vuonna 2005 Lestijoella ja Taipaleenjoella noin kolmannes, eikä siinä ole tapahtunut ajan mittaan merkittävää muutosta. Kinarehenojalla yleistyivät sekä perusmuokatun alan osuus että muokkaamattomuus yksivuotisten kasvien jälkeen, mikä näkyy myös nurmialan osuuden vähenemisenä taulukossa 5.1. Kaiken kaikkiaan suorakylvön suosio lisääntyi 2000-luvun alkuvuosina voimakkaasti (Taulukko 5.3), ja sen osuus on nykyisin merkittävä erityisesti syysviljojen viljelyssä.

Taulukko 5.2. Kasvipeitteisen tai kevennetysti muokatun peltoalan osuus kokonaispeltoalasta (%) niillä valuma-alueen tiloilla, joilta on tiedot vuosilta 2002 ja 2005.

Alue	Tilojen lukumäärä	Kasvipeitteinen tai kevennetysti muokattu peltoala, %	
		2002	2005
Lepsämänjoki	54	53	59
Yläneenjoki	88	55	63
Savijoki	28	57	53
Löytäneenoja	17	33	34
Lestijoki	71	62	55
Kinarehenoja	37	43	33
Taipaleenjoki	23	55	71

Taulukko 5.3. Suorakylvön osuus kevätiljojen ja syysviljojen kylvöalasta (%) MYTVAS-haastattelualueilla vuosina 2000–2005.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Kevätviljat						
Lepsämänjoki	-	-	-	8	9	18
Yläneenjoki	-	<0,5	4	6	9	8
Savijoki	-	-	-	-	1	-
Löytäneenoja	4	5	5	4	-	3
Lestijoki	-	-	-	-	-	-
Kinarehenoja	-	-	-	-	-	-
Taipaleenjoki	-	-	-	-	-	5
Syysviljat						
Lepsämänjoki	-	3	39	63	-	62
Yläneenjoki	6	4	28	23	-	40
Savijoki	-	-	-	24	-	79
Löytäneenoja	-	-	-	71	-	-
Lestijoki	-	-	-	-	-	-
Kinarehenoja	-	-	-	-	-	-
Taipaleenjoki	-	-	-	-	-	14

5.5 Muut kuormituslähteet

Säilörehujen erilaisia varastointitapoja selvitettiin Lestijoen, Kinarehenojan ja Taipaleenjoen alueilla. Vuosina 2003-2005 Lestijoella varastoitiin 46-55 % rehusta pyöröpaaleissa, n. 40 % siiloissa ja 13-17 % aumoissa. Kinarehenojalla vastaavasti siiloissa varastoitiin n. 50 % rehumäärästä, pyöröpaaleissa 31-38 % ja aumoissa 14-17 %. Taipaleenjoella 47-51 % rehumäärästä varastoitiin siiloissa, 28-35 % pyöröpaaleissa ja 12-16 % aumoissa. Osuuksissa oli pientä vuosittaista vaihtelua. Tarkastelluilla alueilla kaikilla haastatelluilla tiloilla rehusiiloista valuva puristeneste otettiin talteen. Tilanne oli lähes yhtä hyvä jo edellisen haastattelun perusteella (Pyykkönen ym. 2004). Sen sijaan suurin osa rehuauomoista oli vuonna 2005 ilman puristenesteen talteenottoa: vain 6 % Lestijoen ja 40 % Taipaleenjoen alueiden aumavarastointia käyttävistä tiloista ottivat talteen aumoista tulevan puristenesteen. Kinarehenojan alueella puristenesteen talteenottoa ei ollut yhdessäkään aumassa. Puristenesteen talteenoton tarvetta on vähentänyt nurmirehun esikuivauksen yleistymisen. Tutkimustilojen alue- ja vuosikohtaisesta nurmisäilörehumäärästä 90–100 % korjattiin esikuivattuna, jolloin puristenestettä tulee vain vähän tai ei lainkaan.

Maito huoneiden jätevesien käsittelyssä suuntaus oli kohti vesien johtamista lantavarastoihin. Samanaikaisesti muiden menetelmien, varsinkin suoraan tai saostuskaivon kautta ojaan johtamisen osuus väheni selvästi, mikä on myönteistä, koska saostuskaivo pystyy erottamaan vain vähäisen osan pesuvesien ravinteista ja eloperäisestä aineksesta. Vielä vuonna 2005 kyseinen menetelmä oli kuitenkin käytössä lähes 40 %:lla tiloista. (Taulukko 5.4) Lypsylaitteiden pesemisessä syntyvät jätevedet sisältävät paljon ravinteita ja eloperäistä ainesta. Tämän vuoksi maito huoneen pesuvesien käsitteleminen haitallisten päästöjen estämiseksi oli yksi kotieläintilan lisätoimenpidevaihtoehto vuoteen 2004 asti, ja se olikin kotieläintilojen suosituimpia lisätoimenpiteitä. Toimenpide poistettiin valikoimasta vuonna 2004 voimaan tulleen ns. hajajätevesi-asetuksen (VNa 542/2003) takia.

Kotieläinten jaloittelutarhoihin kertyvästä lannasta voi kulkeutua ravinteita ja mikrobeja ympäristöön, minkä vuoksi lantaan olisi syytä lisätä kuivikkeita tai tarhasta tulevat valumavedet tulisi ottaa talteen tai käsitellä niin, että haitallisia päästöjä ei synny. Jaloittelutarhasta oli tietoja 39 tilalta. Tarhan pinta-ala vaihteli välillä 50–20 000 m² ja oli keskimäärin 3 100 m². Vain runsaat puolet tarhoja koskeneista vastauksista sisälsi tiedon tarhaa käyttävistä eläimistä. Näistä tarhoista suurin osa oli nautakarjalle, muutama hevosille ja yksi lampaalle. Kaksi kolmasosaa tarhoista oli käytössä myös talvella. Tarhan etäisyys lähimmästä vesistöstä oli 50–2 000 m (keskiarvo 519 m) ja etäisyys lähimmästä valtaojasta 30–550 m (keskiarvo 212 m).

Taulukko 5.4. Maitohuoneen jätevesien käsittely tutkimusalueiden lypsykarjaloilla vuosina 1999, 2002 ja 2005.

Maitohuoneen jätevedet johdetaan	1999		2002		2005	
	lkm.	%	lkm.	%	lkm.	%
Liete- tai virtsasäiliöön	36	32	46	45	63	50
Panospuhdistamokäsittelyyn	-	-	-	-	-	-
Saostuskaivosta maasuodattimeen	7	6	3	3	3	2
Saostuskaivosta imeytyskenttään	9	8	5	5	7	5
Saostuskaivosta juurakkopuhdistamoon	-	-	-	-	-	-
Saostuskaivosta ojaan	52	46	44	42	46	37
Suoraan ojaan tai maastoon	6	6	3	3	2	2
Kunnalliseen viemärijärjestelmään	1	1	2	2	2	2
Muu käsittely	1	1	-	-	2	2
Yhteensä	112	100	103	100	125	100

Tarhoihin kertyvä lanta kerättiin pois 60 %:ssa tarhoista. Jaloittelutarhasta tulevat valumavedet otettiin talteen vain kahdeksalla tilalla, joista valumavedet imeytettiin kuivikkeisiin neljällä tilalla, johdettiin virtsa- tai lietelantasäiliöön kahdella tilalla ja johdettiin erilliseen umpisäiliöön kahdella tilalla. Ruokintapaikka oli 61 %:ssa tarhoista. Kotieläimet oleskelevat ja ulostavat paljon ruokintapaikkojen luona, minkä vuoksi näihin kohtiin voi kertyä paljon ravinteita. Ruokintapaikan sijaintia olisikin hyvä muuttaa säännöllisesti tai ruokintapaikka tulisi rakentaa sellaiseksi, että sille kertyvä lanta voidaan ottaa talteen (Uusi-Kämpä ym. 2003).

5.6 MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä lasketut muutokset fosforin potentiaalisessa ominaiskuormituksessa

Edellä kuvattuja lohko-kohtaisia viljelytietoja käytettiin lähtötietoina ICEC-REAM-malliin (Tattari ym. 2001) perustuvassa asiantuntijajärjestelmässä, jolla voidaan arvioida peltoalueilta tulevaa potentiaalista ravinteiden ominaiskuormitusta (Grönroos ym. 1998). Asiantuntijajärjestelmän antamat tulokset eivät ole suoria arvioita kuormitukselle tiettyinä vuosina, vaan kuvaavat tilannetta, jossa viljelyä on jatkettu kauan samanlaisena (liite 1). Järjestelmä on kehitetty nimenomaan eri viljelykäytäntöjen tuottaman kuormituksen vertaamiseksi, mutta se ei ota huomioon lohkojen viljelykiertoa. Sadannan ja vallan vuosittaisen vaihtelun vaikutus ravinnekulkeumiin on suodatettu pois.

Niillä on suuri merkitys ravinteiden kulkeutumiseen pelloilta ja siten todellisessa ravinnekuormituksessa on suurta vaihtelua vuosien välillä.

Asiantuntijajärjestelmällä arvioitiin peltoalueilta tulevan eroosioainesfosforin ja liuenneen fosforin potentiaalinen ominaiskuormitus MYTVAS-haastatteleuaineiston perusteella Lepsämänjoen, Yläneenjoen ja Lestijoen valuma-alueilla. Muilta MYTVAS-alueilta ei ollut riittävästi aineistoa. Tutkimusalueet edustavat maalajeiltaan, viljelykasveiltaan ja kaltevuussuhteiltaan tyypillisiä suomalaisia viljelyalueita: Lepsämänjoki ja Yläneenjoki eteläsuomalaista viljanviljelyaluetta ja Lestijoki pohjoista nurmivaltaista aluetta. Lepsämänjoen valuma-alueella savimaat ovat yleisiä (71 % haastateltujen tilojen peltoalasta). Yläneenjoen valuma-alueella on savimaiden (57 % peltoalasta) lisäksi hietamaita (25 % peltoalasta). Lestijoen valuma-alueella on lähinnä hietamaita (74 % peltoalasta). Lepsämänjoen valuma-alueen peltolohkojen keskikaltevuus (3 %) on suurempi kuin Yläneenjoen valuma-alueen peltolohkojen (1 %). Lestijoen valuma-alueella pellot ovat lähes tasaisia.

Muutoksia arvioitiin vertaamalla vuosien 1999, 2002 ja 2005 viljelykäytäntöjen mukaista tilannetta vuoden 1995 viljelykäytäntöjen mukaiseen tilanteeseen. Lestijoelta kuitenkin puuttuivat vuoden 1995 tiedot. Lisäksi tutkimusalueille laadittiin ravinnekuormituksen riskikartat vuosien 1995 ja 2005 viljelytilanteista. Kartoissa osavaluma-alueet on jaettu kolmeen riskiluokkaan (1 pienin riski ja 3 suurin riski ravinnekuormalle). Riskiluokat perustuvat kunkin tutkimusalueen mallinnetun potentiaalisen ravinnekuormituksen kertymäfunktion kvanttileihin. Näin saadaan alueen sisäinen vaihtelu hyvin esiin, mutta toisaalta eri valuma-alueiden riskikartat eivät ole keskenään vertailukelpoisia.

Kaikilla mallinnetuilla valuma-alueilla fosforilannoitus on laskenut selvästi vuoden 1995 tasosta (Taulukko 5.5). Fosforilannoituksen väheneminen ei mallinnusjärjestelmässä vaikuta välittömästi fosforin kulkeutumiseen, sillä lannoitefosforin oletetaan sitoutuvan maahiukkasiin. Maahan sitoutunutta fosforia kuvataan välillisesti helppoliukoisen fosforin pitoisuuden avulla eli P-luvulla. Kun fosforilannoitus vähenee, laskee vähitellen myös maan P-luku ja alueelta huuhtoutuvan fosforin määrä vähenee. Vuoden 1995 ja 1999 mallilaskelmissa käytettiin kullekin lohkolle P-lukua, joka oli mitattu ennen vuotta 2000. Vuoden 2002 laskelmissa käytettiin puolestaan P-lukua, joka oli mitattu vuonna 2000–2002, ja vuoden 2005 laskelmissa edelleen lukua, joka oli mitattu vuonna 2003 tai sen jälkeen. Menetelmä on sama, jota Uusitalo ja Ekholm (2004) käyttivät arvioidessaan P-lukujen muuttumista MYTVAS-alueilla. Keskimääräinen P-luku on laskenut (parittainen t-testi) vuodesta 1995 vuoteen 2005 sekä Lepsämänjoen että Lestijoen valuma-alueilla, mutta se ei ole laskenut Yläneenjoen valuma-alueella (Taulukko 5.6).

Taulukko 5.5. Pinta-alapainotetut fosforilannoitusmäärät mallinnetuilla alueilla.

Alue	1995	1999	2002	2005
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Lepsämänjoki	18,7	17,5	11,7	9,8
Yläneenjoki	16,7	15,1	10,8	13,0
Lestijoki		18,6	11,5	12,8

Taulukko 5.6. Helppoliukoisen fosforin (P-luku) muutos MYTVAS-haastattelu-aineiston perusteella (parittainen t-testi).

Valuma-alue	P-luku		Merkitsevyys
	mg/l		
	1995–1999	2000–2005	
Lepsämänjoki	13,94	12,34	***
Yläneenjoki	14,78	14,83	
Lestijoki	14,67	13,70	***

*** Riski < 0,001 %.

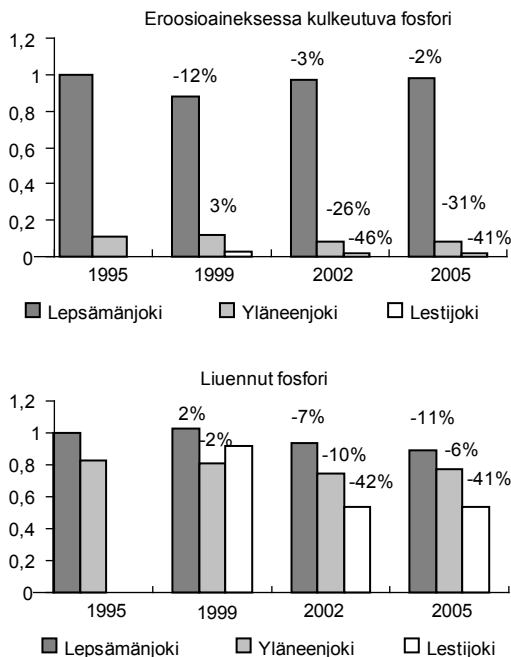
Vuosittaiset potentiaaliset ravinnekuormitukset on esitetty suhteellisina arvoina vuoden 1995, 1999, 2002 ja 2005 viljelykäytäntöjen mukaisissa tilanteissa kuvassa 5.6. Eroosioainekseen sitoutuneen fosforin potentiaalinen kulkeuma oli suurin Lepsämänjoella ja pienin Lestijoella. Eroosioainekseen sitoutuneen fosforin kulkeutumiseen vaikuttavat mallinnsjärjestelmässä samat tekijät kuin eroosioon: maalaji, lohkon kaltevuus, kasvi ja käytetty muokkausmenetelmä (Grönroos ym. 1998). Lepsämänjoen valuma-alueella vallitseva maalaji on helposti erodoituva hiesusavi. Lisäksi peltolohkojen keskikaltevuus on suurempi kuin muilla alueilla, mikä edelleen lisää eroosiota. Lestijoen valuma-alueella maalaajat eivät ole helposti erodoituvia ja pellot ovat lähes tasaisia ja usein nurmipeitteisiä, joten eroosio on vähäistä samoin kuin eroosioainekseen sitoutuneen fosforin kulkeutuminen.

Lepsämänjoella eroosioainekseen sitoutuneen fosforin potentiaalinen kuormitus väheni asiantuntijajärjestelmän arvion mukaan 12 % vuoden 1999 viljelykäytäntöjen mukaisessa tilanteessa, jolloin kevätkyynnön ja suorakylvön osuus alueella oli suurempi kuin muina vuosina, mutta vuonna 2002 palattiin perinteisiin muokkausmenetelmiin kuivan kevään vuoksi. Asiantuntijajärjestelmällä laskettu eroosioainekseen sitoutuneen fosforin potentiaalinen kuormitus vuonna 2005 on todennäköisesti yliarvio, sillä mallinnetuilla lohkoilla on suorakylvön osuus selvästi pienempi kuin koko haastatteluaineistossa (Mattila ym. 2007). Lisäksi Lepsämänjoen valuma-alueella on tehty erityistukisopimuksia suojavyöhykkeistä, kosteikoista ja laskeutusaltaista (Mattila ym. 2007), jotka

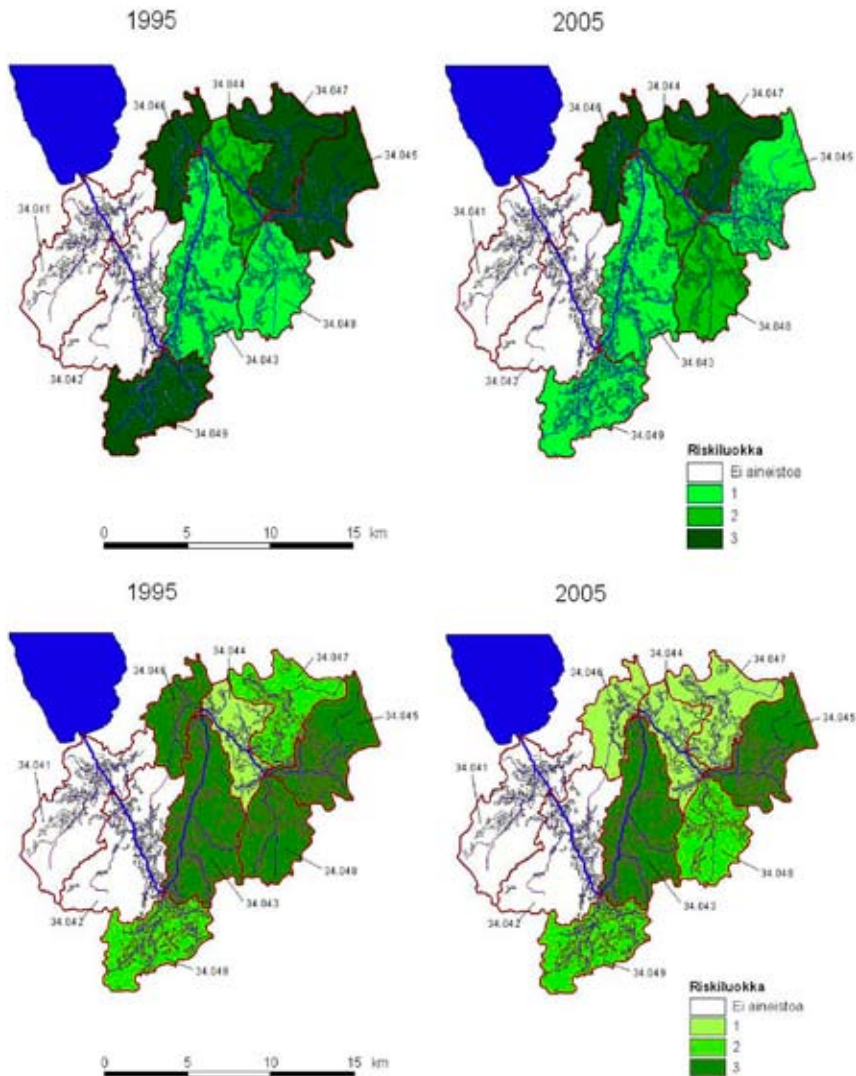
eivät sisälly asiantuntijajärjestelmään. Liuenneen fosforin potentiaalinen kuormitus on vähentynyt järjestelmän arvion mukaan Lepsämänjoella 11 % vuoden 2005 viljelykäytäntöjen mukaisessa tilanteessa, lähinnä laskeneesta P-luvusta johtuen.

Yläneenjoella maalajiin ja kaltevuuteen perustuva “luontainen” eroosioriski on pienempi kuin Lepsämänjoella. Myös eroosiofosforin kulkeutuminen on merkittävästi pienempää (Kuva 5.6). Yläneenjoella arvioitu eroosiofosforin potentiaalinen kuormitus väheni, niin että vuoden 2005 tilanteessa se oli lähes kolmanneksen pienempi kuin vuoden 1995 tilanteessa. Vastaavasti myös eroosioaineksen potentiaalinen kulkeutuminen laski 30 %. Eroosioainekseen sitoutuneen fosforikuormituksen riskikartassa (Kuva 5.7) näkyy myös tasoero vuosien 1995 ja 2005 tilanteiden välillä. Yläneenjoen valuma-alueella on kasvanut kevätkynnön ja suorakylvön osuus, mikä vähentää eroosiota. Toisaalta nurmiala on vähentynyt vuodesta 1995.

Koko Yläneenjoen valuma-alueella liuenneen fosforin potentiaalinen kuormitus ei muuttunut merkittävästi, mutta kuormituksen riski kasvoi Peräsuonojan valuma-alueella (34.048) (Kuva 5.7). Tämä on Yläneenjoen ainoa osavaluma-alue, jolla fosforitase kasvoi vuodesta 1995. Osavaluma-alueella sijaitsee useita sika- ja siipikarjatiloja. Lisäksi tällä osavaluma-alueella on siirrytty syyskynnöstä kevennettyihin muokkausmenetelmiin. Ympäristöhallinnon seuranta-aineistojen mukaan Yläneenjoen kuljettama kiintoainekuorma on vähentynyt mutta liuenneen fosforin kuorma kasvanut vuosina 1990–2004.



Kuva 5.6. MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä arvioitu fosforin potentiaalinen kuormitus suhteellisin arvoina eri vuosien viljelykäytäntöjen mukaisissa tilanteissa. Vuosittaiset ominaiskuormitukset on suhteutettu vuoden 1995 suurimpaan arvoon. Prosenttiluvut kertovat, kuinka paljon ominaiskuormitus on muuttunut Yläneenjoella ja Lepsämänjoella vuodesta 1995 ja Lestijoenjoella vuodesta 1999. Asiantuntijajärjestelmän luonteesta johtuen alle 10 %:n muutoksia ei voi pitää merkittävänä.



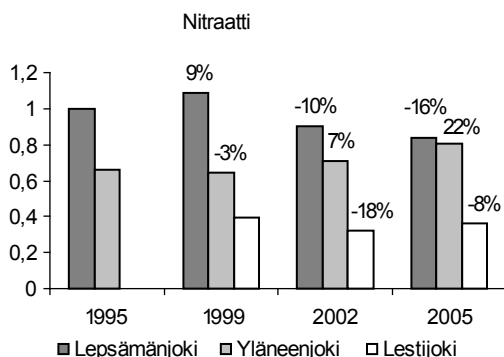
Kuva 5.7. MYTVAS-asiintuntijärjestelmällä arvioidut liuenneen fosforin (yllä) ja eroosioainekseen sitoutuneen fosforin (alla) ominaiskuormituksen riskialueet Yläneenjoen valuma-alueella. Riskiluokat: 1 = pienin riski, 3 = suurin riski.

Lestijoen valuma-alueella, missä nurmiala on suuri, asiintuntijärjestelmä laskee, että eroosioainekseen sitoutuneen fosforin potentiaalinen kuormitus olisi vähentynyt noin 40 %. Mallinnettu eroosio oli selvästi pienempi kuin muilla tutkimusalueilla. Mallilaskelmien mukaan potentiaalinen eroosio ei muuttunut, joten arvioitu muutos liittyisi laskeneeseen P-lukuun. Kaiken kaikkiaan mallinnusjärjestelmä laskee nurmelta tulevan liuenneen fosforikuorman suuremmaksi ja eroosiofosforikuorman pienemmäksi kuin kevätilviljoilta.

Ennustettu 40 prosentin alenema saattaa kuitenkin olla yliarvio, sillä malli olettaa nurmien saavan vain pintalannoitusta ja nurmipeitteen olevan pysyvän kun taas kevätiljoille oletus on sijoituslannoitus. Tämän vuoksi myös mallinnettu liuenneen fosforin huuhtouma laskee mallin mukaan nopeammin nurmilla kuin kevätiljoilla (Palva ym. 2004). Mallinnettuun aineistoon ei osunut peltolohkoja, joita olisi lannoitettu turkiseläinten lannalla. Nämä lohkot saattavat muodostaa paikallisia korkean huuhtoutumisriskin alueita, jos turkiseläinlannan käyttö on ollut pitkäaikaista (Uusitalo ym. 2007d).

5.7 MYTVAS -asiantuntijajärjestelmällä lasketut muutokset nitraattitypen potentiaalisessa ominaiskuormituksessa

MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä arvioitu nitraattitypen potentiaalinen ominaiskuormitus pienentyi Lepsämäjoella 16 % verrattaessa vuosien 1995 ja 2005 viljelykäytäntöjä (Kuva 5.8). ICECREAM-mallissa typen huuhtouma riippuu lähinnä viljelykasvista, lannoitustasosta ja maalajista. Alueella, jolla typpilannoitus on vähentynyt, voidaan odottaa myös nitraattitypen huuhtoutumisen vähentymistä. Lepsämäjoen mallinnettujen lohkojen typpilannoitus on vähentynyt noin 15 kg/ha vuodesta 1995 vuoteen 2005 (Taulukko 5.7), ja potentiaalinen nitraattitypen huuhtouma on vähentynyt yli puolella lohkoista. Erityisesti ovat laskeneet Lepsämäjoen valuma-alueen pääviljelykasvien kevävehnän ja mallasohran typpitaseet (Mattila ym. 2007). Vuonna 2005 kevävehnällä ja mallasohralla oli 36 % Lepsämäjoen valuma-alueen peltoalasta. Mallinnsjärjestelmästä puuttuvat kuitenkin alueella viljeltävät yleiset erikoiskasvit, joilla on korkea typpitase ja jotka saattavat muodostaa paikallisia korkean huuhtoumariskin alueita. Erikoiskasvien, lähinnä kaalien, pinta-ala oli 7 % koko Lepsämäjoen valuma-alueen peltoalasta.



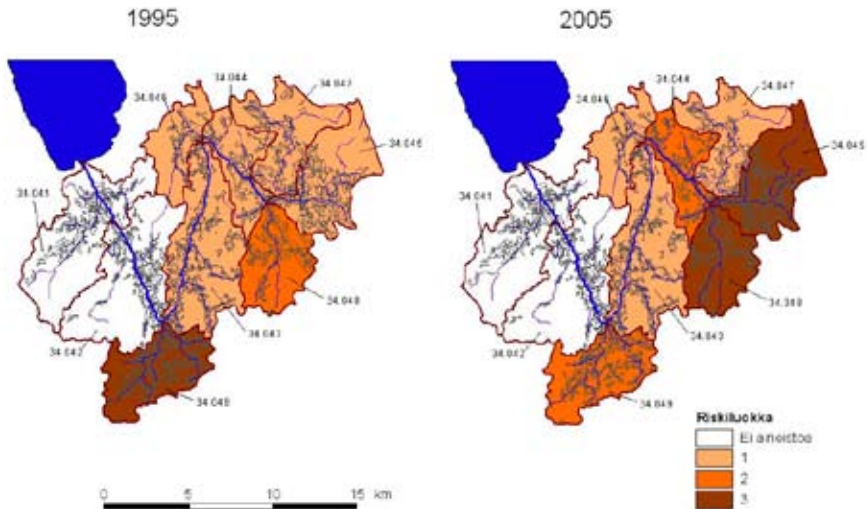
Kuva 5.8. MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä arvioitu nitraatin potentiaalinen huuhtoutuminen suhteellisina arvoina eri vuosien viljelykäytäntöjen mukaisissa tilanteissa. Vuosittaiset ominaiskuormitukset on suhteutettu vuoden 1995 suurimpaan arvoon. Prosenttilukujen tulkinta kuten kuvassa 5.6.

Taulukko 5.7. Pinta-alapainotetut typpilannoitusmäärät mallinnetuilla lohkoilla eri vuosina.

Alue	1995	1999	2002	2005
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Lepsämänjoki	93,0	103,0	90,5	78,3
Yläneenjoki	88,5	90,5	97,6	99,0
Lestijoki		81,5	80,4	86,4

Yläneenjoella nitraattitypen arvioitu potentiaalinen kuormitus kasvoi yli viidenneksen seuraten vuosittaisia typpilannoituksen tason muutoksia (Kuva 5.8). Haastatteluaineiston mukaan keskimääräinen typpilannoitus ei kasvanut, mutta sen sijaan kohosivat sekä kevätvehnän (15 % peltoalasta) että mallasohran (11 % peltoalasta) typpilannoituksen 90 % fraktiilit (Mattila ym. 2007). Tämä viittaa siihen, että korkea typpilannoitus on keskittynyt muutamalle peltolohkolle. Nitraattitypen potentiaalisen huuhtouman arvioitiin kasvaneen erityisesti sika- ja yhdistelmätiloilla; niille kuului 60 % lohkoista, joilla huuhtouma lisääntyi. Nautakarjatiloiilla keskimääräisen huuhtoutumiseen arvioitiin pysyneen samana vuodesta 1995. Ravinnekuormituksen riskikartalla (Kuva 5.9) nitraattitypen potentiaalisen huuhtouman riski vuonna 2005 keskittynyt muutamalle osavaluma-alueelle (Latvanjoen osavaluma-alue 34.045, Peräsuonojan osavaluma-alue 34.048 ja Rannanmäenpuron osavaluma-alue 34.049) ja näyttäisi liittyvän eläintiheyden kasvuun (Mattila ym. 2007). Yläneenjoen siipikarjatilat ovat keskittyneet Latvanjoen osavaluma-alueelle. Latvanjoella on lisäksi sikatiloja ja Rannanmäenpuron osavaluma-alueella on sekä sika- että nautatiloja.

Ympäristöhallinnon seuranta-aineistojen mukaan Yläneenjoen kokonaistyyppi-kuormassa ei ole havaittavissa muutosta vuosina 1990–2004 (ks. luku 6). Nitraattityppikuorma on lievästi laskenut, mutta muutos ei ole tilastollisesti merkitsevä. Toisaalta asiantuntijajärjestelmällä laskettu potentiaalinen ominaiskuormitus ei ole suoraan verrattavissa havainnoista laskettuun kuormitukseen joessa, johon vaikuttavat sekä valuma-alueella sijaitsevat muut kuormituslähteet että erilaiset ravinteiden pidättymisprosessit. Valuma-alueella tapahtuvilla pidättymisprosesseilla on suuri merkitys erityisesti typen kuormitusta laskettaessa. Esimerkiksi Deelstra ym. (2004) laskivat noin 30 % pienempiä kokonaistypen ominaiskuormituksia pienellä valuma-alueella (9 km², peltoa 60-70 %) tehtyjen mittausten perusteella kuin peltolohkoilla tehtyjen mittausten perusteella. Samoin maatalousvaltaisilta jokivaluma-alueilta mitattu typpihuuhtouman kymmenen vuoden keskiarvo oli 70 % siitä, mitä oli mitattu pieneltä valuma-alueelta (Rekolainen ym. 1995).



Kuva 5.9. Nitraattitypen ominaiskuormituksen riskialueet Yläneenjoen valuma-alueella. Riskiluokat: 1 = pienin riski, 3 = suurin riski.

Vaikka asiantuntijajärjestelmä arvioi potentiaalisen nitraattitypen huuhtouman laskeneen Lestijoella vuoden 2002 mukaisessa tilanteessa, muutos ei ollut vuonna 2005 yhtä selvä. Myöskään lannoitustasoissa ei ollut juuri eroja vuosien 1999 ja 2005 välillä. Erityisesti karjatilat ovat kuitenkin todennäköisesti kyenneet vähentämään nitraattitypen potentiaalista huuhtoumaa.

6 Vesistökuormitus ja vesien tilan kehitys vesistöseurantojen perusteella

Maatalouden aiheuttaman vesistökuormituksen muutoksia aikavälillä 1990–2004 tarkastellaan tässä luvussa maatalousvaltaisilta valuma-alueilta (kuva 3.3) mitattujen ainekulkeumien ja -pitoisuuksien avulla. Samoin esitetään yhteenveto maatalouden kuormittamien vesien tilasta ja tilan muutoksista ympäristöohjelmia edeltäneen kauden (1990–1994) ja ensimmäisen ja toisen tukikauden välillä (tarkastelujaksot 1995–1999 ja 2000–2005). Mukana selvitetyksessä oli jokia, järviä ja rannikkovesien jokiedustoja.

6.1 Fosforikuormitus

Ympäristöhallinnon seuranta-aineistot osoittivat, ettei maatalousvaltaisilla valuma-alueilla ole havaittavissa yksiselitteisiä muutoksia fosforin kulkeutumi-

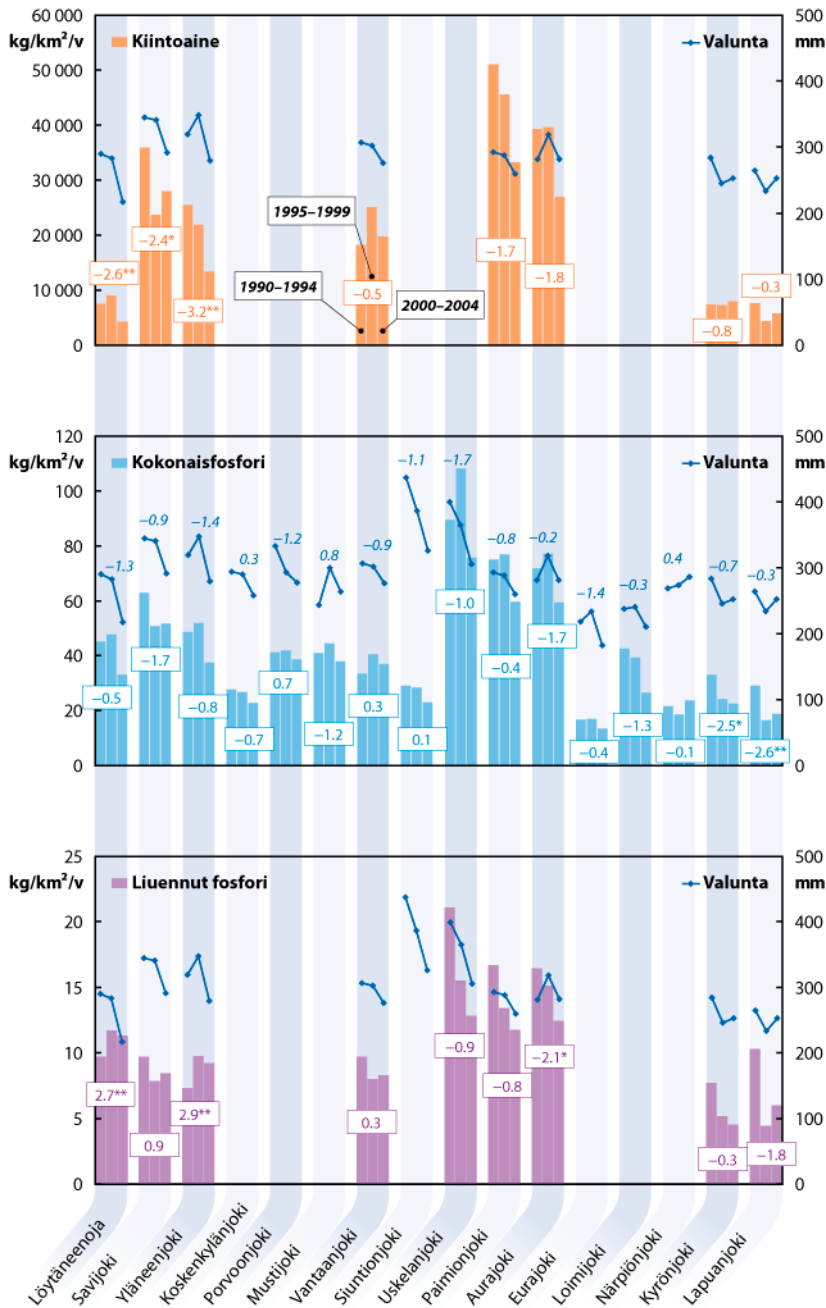
nessa vuosina 1990–2004 (Ekholm ym. 2007). Valuntaolojen vaihtelut – joita arvioitiin vuosittaisen keskivirtaaman ja kuukausivalunnan trendeinä ja jotka vaikuttavat ratkaisevasti kulkeumien suuruuteen – eivät olleet selkeästi erilaisia ennen ympäristöohjelmakausia ja niiden aikana. Yleisesti valunnat ja niiden myötä kiintoaineksen ja fosforin kulkeumat kuitenkin kasvoivat ensimmäisen ohjelmakauden aikana verrattuna edeltävään jaksoon, mutta laskivat jälleen toisella kaudella (Kuva 6.1).

Koska ravinnekulkeumat kasvavat valuman lisääntyessä, kulkeumien lisäksi tarkasteltiin ns. virtaamakorjattuja pitoisuuksia. Näille tehdyssä trendianalyyssissä pyrittiin suodattamaan pitoisuusvaihteluista virtaaman aiheuttamaa vaihtelua pois (ks. Libiseller ja Grimwall 2002). Kahdella ensimmäisellä ympäristöohjelmakaudella panostettiin eroosion ehkäisyyn mm. perustamalla suojakaistoja ja –vyöhykkeitä sekä lisäämällä kevennetysti muokatun peltoalan osuutta. Näiden toimenpiteiden odotettiin vaikuttavan fosforikuormaan sellaisilla alueilla, joilla maat ovat hienorakeisia, esimerkiksi lounaisen ja eteläisen Suomen savialueilla. Virtaamakorjattu kiintoainepitoisuus laskikin tilastollisesti merkittävästi Löytäneenojan ja Savijoen pienillä valuma-alueilla sekä Yläneenjoessa (kuva 6.1). Niissä viidessä muussa maatalousjoessa, joista oli tarpeeksi aineistoa trenditarkasteluun, kiintoainepitoisuuksien kehitys oli myös laskeva, tosin ei tilastollisesti merkittävästi.

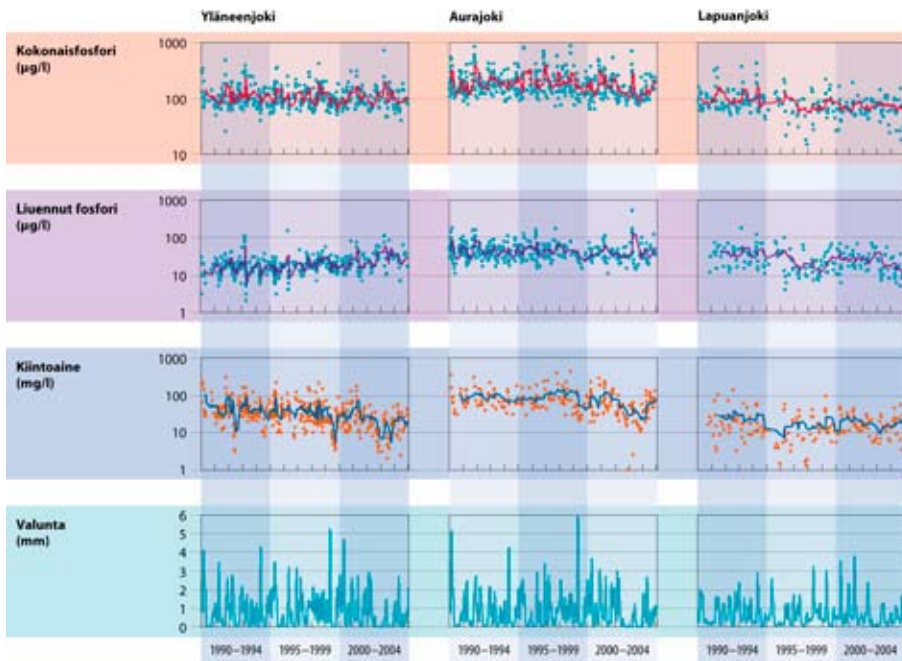
Kokonaisfosforin kulkeumat ja pitoisuudet seurailivat karkeasti kiintoaineen kulkeumia (Kuvat 6.1 ja 6.2). Tilastollisesti merkittävää laskua kokonaisfosforin virtaamakorjatuissa pitoisuuksissa havaittiin kuitenkin vain Kyrönjoessa ja Lapuanjoessa. Trendi oli useissa muissakin joissa varovaisen laskeva, tosin ei tilastollisesti merkittävästi.

Ilmastollisten olojen vaihtelu, esimerkiksi ns. NAO-indeksin (North Atlantic Oscillation) kehitys ja suhde vuotuisen keskivirtaamaan ja mitoitusvirtaamaan (tietyllä todennäköisyydellä tapahtuvan tulvan toistuvuus), ei myöskään ollut selkeästi erilainen ympäristöohjelmien aikana ja niitä edeltävänä jaksolla 1985–1994. Kuitenkin, kun valunta, kiintoainekuorma ja kokonaisfosforikuorma pääosin laskivat toisella ohjelmakaudella, saattaa osa tästä laskusta johtua ilmastollisista tekijöistä. Leutoja talvia ja lounaasta käyviä ilmavirtauksia esiintyi ohjelmakausien aikana (1995–2004) jonkin verran vähemmän kuin vertailujaksolla (1985–1994), ja leutoina talvina eroosio on yleensä voimakkaampaa kuin kylminä talvina (Puustinen ym. 2007). Toisaalta kevättulvat olivat ympäristöohjelmakausien aikana (tarkastelujakso 1995–2004) voimakkaampia Länsi-Suomessa ja kesätulvat vähäisempiä Lounais-Suomessa kuin ne olivat edeltävällä kaudella (1985–1995).

Liuenneen fosforin pitoisuuksissa havaittiin tilastollisesti merkittävää laskua vain Aurajoessa. Sen sijaan Löytäneenojalla ja Yläneenjoella liuenneen fosfo-



Kuva 6.1. Kiintoaineen, kokonaisfosforin ja liuenneen fosforin keskimääräiset kulkeumat ja keskimääräinen valunta jaksoilla 1990–1994 (ennen ympäristötukea), 1995–1999 (ensimmäinen tukikausi) ja 2000–2004 (toisen tukikauden alkupuoli) 16:lla maatalouden kuormittamalla valuma-alueella. Kursiivilla esitetyt luvut kertovat valuman (ylhäällä) ja kehystetyt luvut virtaamakorjatun pitoisuuden (alhaalla) trendin (ei-parametrinen osittainen Mann-Kendall-testi, Libiseller & Grimwall 2002).



Kuva 6.2. Kiintoaineen, kokonaisfosforin ja liuenneen fosforin pitoisuudet ja valunta vuosina 1990–2004 Yläneenjoessa, Aurajoessa ja Lapuanjoessa. Trendiviivat kuvaavat liukuvia keskiarvoja. Yläneenjoella liuenneen fosforin pitoisuudet kasvavat ja kiintoaineen pitoisuudet laskevat. Aurajoella ja Lapuanjoelle on havaittavissa kokonaisfosforin, liuenneen fosforin ja kiintoaineen pitoisuuksien vähäistä laskua.

rin virtaamakorjatut pitoisuudet kasvoivat tilastollisesti merkitsevästi. Suuria muutoksia liuenneen fosforin pitoisuuksissa ei voitu odottaakaan, sillä helppliukoisesta fosforin pitoisuus maassa alkoi laskea todennäköisesti vasta toisella tukikaudella (vrt. luku 2, kuva 2.3).

Löytäneenojalla ja Yläneenjoella havaittu liuenneen fosforin pitoisuuksien kasvu ja kiintoaineen lasku saattaisivat osin selittyä kevennettyjen muokkausmenetelmien ja suorakylvön yleistymisellä (ks. Pyykkönen ym. 2004, Muukkonen ym. 2007). Yläneenjoella liuenneen fosforin pitoisuuksia ovat voineet lisätä myös muutokset karjataloudessa, sillä eläintiheys on kasvanut (Mattila ym. 2007).

Tässä arvioinnissa oli mukana vain niukasti vesistöjä, joiden valuma-alueella on intensiivistä kotieläintuotantoa. Vuonna 2007 perustetaan uusi pieni tutkimusvaluma-alue tällaiselle karjatalousalueelle, ja tältä alueelta kertyvä tieto on seuraavan tukikauden käytettävissä. Ympäristöhallinnon tutkimusvaluma-alueilla pyritään lisäämään jatkuvatoimista vedenlaadun seuranta, mikä tulee parantamaan tulosten luotettavuutta.

6.2 Typpikuormitus

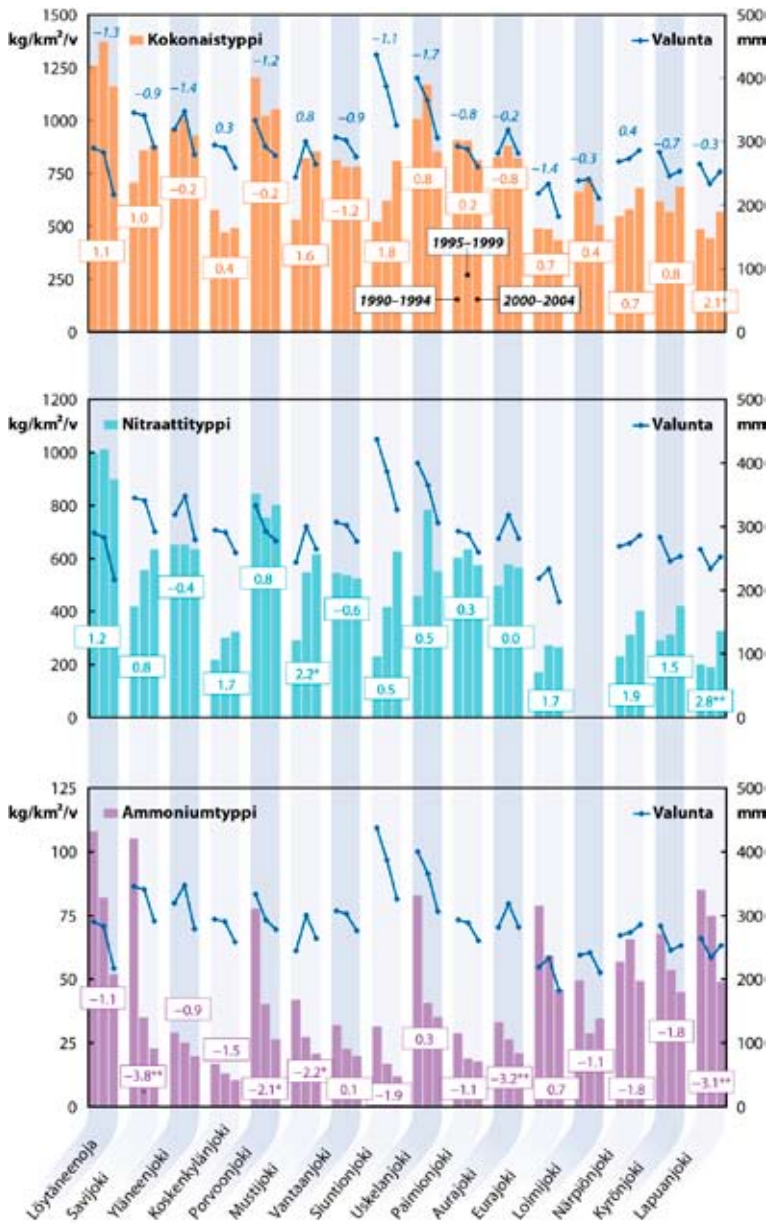
Typen kulkeuman ja virtaamakorjattujen pitoisuuksien muutoksia vuosina 1990–2004 tarkasteltiin ympäristöhallinnon seuranta-aineistojen perusteella (Ekholm ym. 2007). Kokonaistypen kulkeumat nousivat monessa kohteessa, tosin virtaamakorjatut pitoisuudet nousivat tilastollisesti merkitsevästi vain Lapuanjoessa. Nitraattitypen osalta pitoisuudet nousivat merkitsevästi myös Mustijoessa. Ammoniumtypen kulkeuma ja pitoisuudet laskivat yleisesti (Kuvat 6.3 ja 6.4).

On yllättävää, että typen kulkeumassa havaittiin pikemminkin nousua kuin laskua, vaikka peltomaahan keskimäärin tuleva typpimäärä lannoitteissa, laskeumassa, yms. laski vuosina 1990–2004 tasolta 160 kg/ha tasolle 120 kg/ha (Salo ym. 2007). Toisaalta ympäristöhallinnon seurannassa olevat valuma-alueet sijaitsevat etelä- ja länsirannikoilla, joilla alueellinen typpitase ei ole laskeutunut niin paljon kuin Järvi-Suomessa (luku 3, kuva 3.3). Vähiten alueelliset typpitaset ovat laskeneet Etelä-Pohjanmaalla, missä mm. Lapuanjoki sijaitsee.

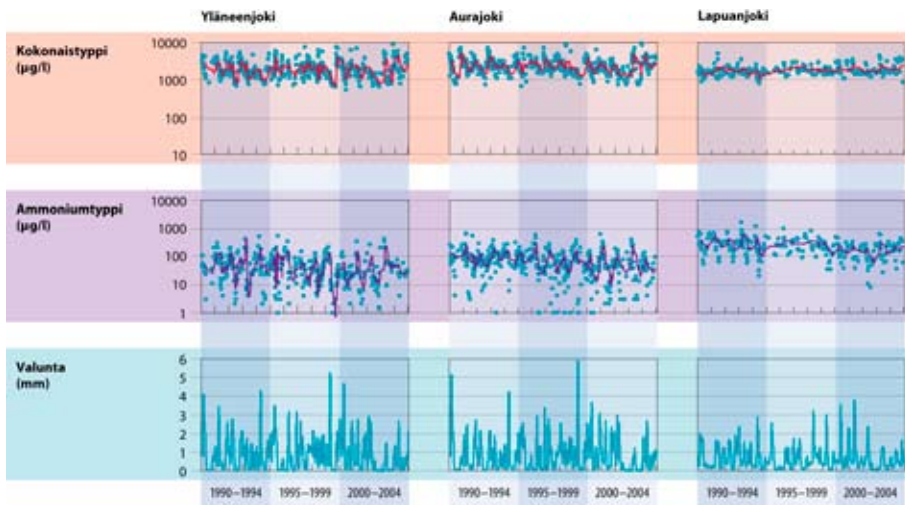
Kuten luvussa 3 todettiin, hydrologiset trendit tutkimusjaksolla tuskin selittävät muutoksia ravinnekulkeumissa seuranta-alueilla. Lämpötilan kehitystä tässä työssä ei tutkittu; typen mineralisaatio ja huuhtoutuminen lisääntyvät lämpötilan kasvaessa (Rankinen ym. 2004). Koska typpitaset ovat korkeimmillaan alueilla, joilla on runsaasti karjatiloja (Salo ym. 2007b), on mahdollista, että maatalouden tehostuminen ja alueellinen keskittyminen ovat lisänneet typen huuhtoutumista, mm. lisäämällä painetta levittää lantaa syksyllä.

Ammoniumtyypeä huuhtoutuu erityisesti lannan talvilevitysten seurauksena (Niinioja 1993, Turtola & Kempainen 1998). Talvilevityksistä lienee kuitenkin pitkälti luovuttu jo ennen tutkimuskautemme alkua. Toisaalta ammoniumtyppipitoisuuksien lasku voi osin liittyä kesannoinnin vähenemiseen; kesantopellolta voi huuhtoutua kasveista vapautunutta ammoniumtyypeä. Ennen ympäristötukikautta kesantoalamme oli noin 500 000 ha, kun EU:iin liittymisen myötä se laski tasolle 200 000 ha.. Kesantojen kyntö ensimmäisen ympäristöohjelmakauden alussa on toisaalta voinut lisätä typen mineralisaatiota ja huuhtoutumista.

Lapuanjoen virtaamakorjatut kokonaistypen pitoisuudet nousivat merkitsevästi huhti-, touko- ja lokakuussa. Vaikka Lapuanjoen virtaamassa ei havaittu trendiä, kevään mitoitusvirtaama oli suurempi ympäristötukikaudella (1995-2004) kuin vertailukaudella (1985-1994), joten äärevämmän kevätvalunnan mukana huhti-toukokuussa on voinut huuhtoutua enemmän maahan kertynyttä mineraalityppeä. Tuomenvirta (2004) havaitsi, että Suomessa kevään (maalis-, huhti- ja toukokuu) keskilämpötilat ovat kohonneet merkitsevästi, joten lämpötilan kohoaminen on voinut lisätä typen mineralisaatiota maan orgaanisesta ainek-



Kuva 6.3. Kokonaistypen, nitraattitypen ja ammoniumtypen keskimääräiset kulkeumat ja keskimääräinen valunta jaksoilla 1990–1994 (ennen ympäristötukea), 1995–1999 (ensimmäinen tukikausi) ja 2000–2004 (toinen tukikausi) 16:lla maatalouden kuormittamallasuusalueella. Luvut kertovat valuman (ylhäällä) ja virtaamakorjatun pitoisuuden (alhaalla) trendin (ei-parametrinen osittainen Mann-Kendall-testi, Libiseller & Grimwall 2002).



Kuva 6.4. Kokonaistypen ja ammoniumtypen pitoisuudet ja valunta vuosina 1990–2004 Yläneenjoessa, Aurajoessa ja Lapuanjoessa. Trendiviivat kuvaavat liukuvia keskiarvoja. Lapuanjoessa virtaamakorjatut kokonaistyyppipitoisuudet kasvoivat tilastollisesti merkitsevästi. Kaikissa kolmessa joessa virtaamakorjatut ammoniumtyppipitoisuudet laskivat, tosin Yläneenjoessa lasku ei ollut merkitsevää.

sesta. Kokonaistypen pitoisuuden kohoaminen lokakuussa voi viitata lisääntyneen mineralisaation lisäksi myös lannan syyslevitysten lisääntymiseen. Nitraattidirektiivin mukainen sallittu lannanlevitysaika päättyy syksyllä 15. lokakuuta. Jos maa on sula ja kuiva, lannanlevitystä voidaan jatkaa 15. marraskuuta asti. Nämä tekijät ovat voineet lisätä Lapuanjoella typpihuuhtoumaa, vaikka laskenut typpitase on sitä osaltaan vähentänyt.

Alentuneen lannoitustason merkitystä vesistömittakaavan typpikulkeumaan on vaikea arvioida myös siksi, että maaperässä ja pohjavedessä olevien typpivarastojen muutokset eivät ole tiedossa. Lannoituksen, eläinsuojien, turkistarhojen ja avomaan puutarhakasvien viljelyn tiedetään aiheuttaneen nitraattipitoisuuden nousua joillakin pohjavesialueilla (Gustafsson ym. 2006). Vedenottamoiden raakavesiä koskevassa selvityksessä todettiin pääasiallisesti maataloudesta johtuvia kohonneita nitraattipitoisuuksia (yli 25 mg NO₃-/l) noin kahdella prosentilla tutkituista vedenottamoista (Lehtikangas 1995). Nitraattipitoisuuksien nousua esiintyy myös esimerkiksi haja-asutusalueiden kaivoissa (Korkkaniemi 2001). Vedenhankintaa varten tärkeiden ja soveltuvien pohjavesialueiden (luokat I ja II) pinta-alasta on luokiteltu pelloksi noin 7 %. Nämä pellot muodostavat noin 3 % Suomen peltojen kokonaispinta-alasta (mm. Leivonen 2005).

Maataloudesta peräisin olevan typpihuuhtouman suuruutta ja sen lähteitä tulisi selvittää erityisesti suhteessa muuttuvaan ilmastoomme. Ilmastonmuutoksen vaikutusta arvioitaessa pitäisi ottaa huomioon pitkäaikaisten trendien lisäksi

myös ääriarvojen, esim. lisääntyneiden tai pidentyneiden kuivuuskausien vaikutus typen huuhtoutumiseen. Samoin tulisi arvioida tarkemmin karjatalouden ja maatalouden alueellisen keskittymisen vaikutuksia.

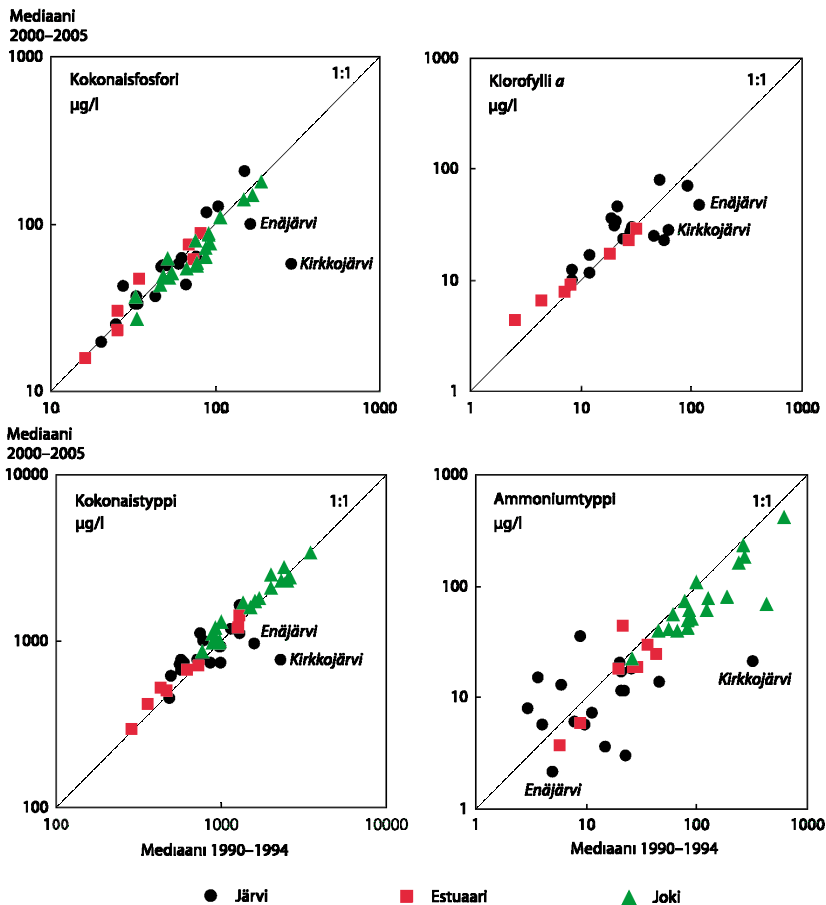
Typen huuhtoutumista tulisi ennustaa jatkossa tarkennettuihin lohkokohdaisiin mittausaineistoihin perustuvilla prosessimalleilla. Valuma-aluemittakaavassa voidaan arvioida typen kulkeutumista sellaisilla uusilla mallinnustyökaluilla, kuten INCA-N -mallilla (Whitehead ym. 1998, Wade ym. 2002, Wade 2004, Rankinen ym. 2006), jotka hyödyntävät Suomen ympäristökeskuksen pitkäaikaisia hydrologisia ja vedenlaadun aikasarjoja. Lisäksi olisi kuitenkin välttämätöntä saada ainakin joitakin tutkimusvaluma-alueilta tarkennettua mitausaineistoa.

6.3 Vesien tilan kehitys

Ympäristöhallinnon seuranta-aineistojen perusteella selvitettiin, onko maatalouden kuormittamien vesien tila muuttunut ympäristötukea edeltäneestä kaudesta (1990–1994) siirryttäessä ensimmäiselle ja toiselle tukikaudelle (tarkastelujaksot 1995–1999 ja 2000–2005). Mukana selvityksessä oli 20 jokea, 20 järveä ja 12 estuaaria (jokien edustoja rannikkovesissämme). Lisäksi selvitettiin levähaittojen yleisyyttä ja voimakkuutta maatalouden kuormittamisissa (57 kpl) ja muissa (88 kpl) järvissä vuosien 1998–2005 leväseuranta-aineistosta. Samoin koottiin tietoa 15 maatalousjärven pohjasedimenttikerrosten piilevistä, jotta voitaisiin arvioida pitkän ajan muutoksia järvien rehevyystasossa. Aineiston, menetelmät ja tulokset ovat tarkemmin raportoineet Ekholm ym. (2007).

Yleisesti ottaen maatalouden kuormittamien vesien tila pysyi tutkimusjaksolla ennallaan (Kuva 6.5). Jokivesissä selkein havaittu muutos oli ammoniumtyppipitoisuuden aleneminen ja kokonaistyyppipitoisuuksien lievä nousu. Vain Vihdin Enäjärvässä ja Rymättylän Kirkkojärvässä havaittiin toipumista rehevöitymisestä. Näissäkin järvissä myönteiseen kehitykseen on vaikuttanut järvien kunnostus, johon on sisältynyt mm. ilmastusta sekä rauta- ja alumiinilisäyksiä. Kokonaistyyppipitoisuuden kasvua havaittiin myös järviaineistossa: pitoisuus kasvoi tilastollisesti merkitsevästi neljässä järvessä (Lappajärvi, Pusulanjärvi, Sotkamojärvi, Ullavanjärvi) eikä laskenut yhdessäkään tutkituista 20 järvestä. Yleinen kehityssuunta oli myös järvien samentuminen ja ammoniumtyppipitoisuuksien lasku. Levähaittoja oli maatalousjärvissä muita järviä useammin ja ne olivat myös voimakkaampia. Pohjasedimentin piilevälajiston mukaan maatalouden kuormittamat järvet ovat olleet pitkään runsasravinteisiä, mutta rehevyys on lisääntynyt noin sadan viimeisen vuoden aikana.

Estuaarien vedenlaadussa ei havaittu selkeitä muutoksia, tosin ammoniumtypen pitoisuuksien alentuminen näkyi myös tässä aineistossa. Sen sijaan estuaareissa ei havaittu vastaavanlaista kokonaistyyppipitoisuuksien nousua ja sa-



Kuva 6.5. Kokonaisfosforin, kokonaistypen, ammoniumtypen ja klorofylli a:n mediaanipitoisuudet kausina 1990–1994 (vertailujakso) ja 2000–2005 (Ekholm ym. 2007).

mentumista kuin järvissä. Paimionlahdella kokonaisfosforin ja kokonaistypen pitoisuus sekä sameus kasvoivat ja näkösyvyys aleni.

Koska maataloudesta peräisin olevien rehevöittävien ravinteiden kuormituksessa ei juurikaan havaittu pienentymistä (ks. myös luvut 2 ja 3), on selvää, ettei kuormitusta vastaanottavien vesien tilakaan ole voinut parantua. Kuten aiemmin on todettu, vuosittain suuresti vaihtelevat sää- ja hydrologiset olot vaikuttavat ravinnekuormitukseen. Nämä tekijät vaikuttavat myös siihen, millaisina ongelmina ravinnekuormitus vesissä realisoituu. Esimerkiksi riski sinilevien massaesiintymisiin on tunnetusti suurin helteisinä ja vähätuulisina kesinä. Näin säätekijät vaikeuttavat myös vesistövaikutusten arviointia. Jos maatalouden kuormitusta saadaan tulevaisuudessa vähennettyä, fosforin vapautuminen vesien pohjalta hidastaa rehevöitymisestä toipumista (Ekholm & Mitik-

ka 2006). Pahoin rehevöityneen järven tilan palauttaminen vaatii suuria kuormitusleikkauksia, ja mahdollisesti myös järvessä tehtäviä kunnostustoimia.

Aineistomme antanee suhteellisen hyvän kuvan peltoviljelyn kuormittamien jokien, järvien ja estuaarien tilan muutoksista. Koska näytteenottotiheydet jäivät monessa vesistössä vaatimattomiksi, tulokset ovat yksittäisen kohteen osalta epävarmoja. Yhteensä 20 joen, 20 järven ja 12 estuaarin tarkastelusta saatu johtopäätös, että maatalouden kuormittamien vesien rehevöityminen ei ole yleisesti alentunut, lienee kuitenkin oikea. Vaikka useassa kohteessa ravinteita tuli peltoviljelyn lisäksi myös karjataloudesta, aineistossa ei ollut riittävästi pääosin vain karjatalouden kuormittamia vesistöjä. Vuonna 2007 EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin toimeenpanon yhteydessä perustettu ns. hajakuormitettujen vesien toiminnallisen seurannan verkko laajentaa maatalouden kuormittamien järvien, jokien ja estuaarien seurantaa. Pääpaino seurannassa on biologisissa muuttujissa. Uudistettu verkko antanee paremman mahdollisuuden seurata uuden tukikauden (2007–2013) aikana maatalouden kuormittamien vesien tilaa ja siinä tapahtuvia muutoksia.

7 Torjunta-aineiden käyttö ympäristöohjelmakausien aikana

Torjunta-aineiden vuosittainen käyttö Suomen maataloudessa on vaihdellut tehoainemäärillä mitattuna viimeisten kahdenkymmenen vuoden aikana noin tuhannen ja kahden tuhannen tonnin välillä. Näiden kahtenäkymmenenä vuotena käyttömäärät olivat alhaisimmillaan 1990-luvun puolivälissä.

Useat torjunta-aineet ovat ympäristölle ja ihmisen terveydelle vaarallisia kemikaaleja. Suuri osa torjunta-aineista myös päätyy muualle kuin torjuttavaan kohteeseen. Lisäksi aineita päätyy maahan kasveista huuhtoutumalla, juuriston kautta tai kasvin maatuessa. Pohjoisissa kylmissä oloissa torjunta-aineiden hajoaminen on hidasta. Aineen ja maaperän ominaisuuksista riippuu, kuinka hyvin aine sitoutuu maaperään ja kulkeutuu maassa.

Maatalouden ympäristötukijärjestelmässä (2000–2006) torjunta-aineista aiheutuvia haittoja on pyritty vähentämään tarkentamalla aineiden käyttöä koulutuksen avulla ja ruiskujen testauksen kautta. Myös ympäristötuen muut toimenpiteet ovat vaikuttaneet välillisesti torjunta-aineiden käyttöön. Esimerkiksi kevennetyt muokkausmenetelmät muuttivat torjuntakäytäntöjä ja lisäsivät rikkakasvien torjuntatarvetta (MMM 2004, s. 117).

Tässä yhteydessä oli tarkoituksena muodostaa MYTVAS-viljelijähaastatteluaineiston kautta käsitys torjunta-aineiden käytöstä vuosina 2003–2005 ja mahdollisuuksien mukaan verrata sitä aikaisempien vuosien (1998–2002) tor-

juntakäytäntöihin. Vedenlaatuaineistojen avulla oli mahdollista arvioida sitä, millä tavalla torjunta-aineiden käyttö on näkynyt pitoisuuksina pintavesissä.

7.1 Tutkimusalueet

Aineistona käytettiin Yläneenjoen, Lepsämänjoen, Löytäneenojan ja Kinarehenojan tutkimusalueilta kerättyä viljelijähaastatteluaineistoa vuosilta 2003–2005 (ks. Mattila ym. 2007). Vuosien 1998–2002 torjunta-aineiden käyttötietoja MYTVAS-tutkimusalueilla on esitetty toisen ympäristöohjelmakauden väliarviointiraportissa (MMM 2004). Luotettavimmin uusia tuloksia voidaan verrata näihin vanhempiin tietoihin Kinarehenojan, Yläneenjoen ja Löytäneenojan alueilla, koska näillä alueilla samat haastattelijat ovat keränneet aineiston eri haastattelukerroilla.

Torjunta-ainetarkasteluissa mukana olleiden vesistöjen (Yläneenjoen aluetta lukuun ottamatta) torjunta-ainepitoisuuksia vuosina 2004 ja 2005 on analysoitu Suomen ympäristökeskuksen Torjunta-aineiden kartoitus pintavesistä (VESKA) –hankkeessa, jonka tuloksia tässä yhteydessä lyhyesti esitellään. VESKA –hankkeeseen liittyvät aineisto- ja menetelmäkuvaukset ja tarkemmat tulokset esitetään omissa loppuraportissaan

7.2 Torjunta-aineiden käyttö

Kinarehenojan alueelta oli käytettävissä viljelytoimenpidetietoja vuosilta 2003–2005 yhteensä 49 tilalta kattaen noin 500 lohkoa ja 900 hehtaaria. Tästä alasta käsiteltiin torjunta-aineilla (pl. kylvösiemenen peittäys) noin 60 % käyttäen 43 eri tehoainetta. Kymmenen eniten käytettyä ainetta muodostivat yli 95 % kokonaiskäytöstä. Torjunta-aineiden vuotuinen kokonaiskäyttö oli noin 1,8 tehoainetonnia (Taulukko 7.1). Valtaosa (70-75 %) valuma-alueella käytetyistä tehoaineista oli tarkoitettu perunaruton torjuntaan. MCPA:n osuus valuma-alueella käytetyistä tehoaineista oli 6 % vuonna 2004 ja 8 % vuonna 2005. Verrattuna vuosien 1999-2002 torjunta-aineiden käyttöön suurimmat erot olivat fungisidien käytössä: käsitellyn alan osuus koko peltoalasta oli suunnilleen sama tai hieman pienempi kuin v. 1999-2002, mutta käyttömäärät olivat käsiteltyä alaa kohti kaksin-kolminkertaisia verrattuna vuosiin 1999-2002. Varsinkin mankotsebin käyttö oli vuosina 2003-2005 selvästi suurempaa edelliseen tarkastelujaksoon verrattuna. Poikkeuksellinen tulos saattaa johtua virheestä aineistoissa tai niiden käsittelyssä, ja tulokseen on suhtauduttava varauksin.

Taulukko 7.1. Torjunta-aineilla käsitellyn ja peitatulla kylvösiemenellä kylvetyn pinta-alan osuudet viljelyalasta (%) sekä keskimääräiset käyttömäärät käsitellyä alaa kohti (kg tehoainetta/ha) neljällä MYTVAS-tutkimusalueella vuosina 2003–2005.

	Kinarehenoja		Löytäneenoja		Yläneenjoki		Lepsämänjoki	
Torjunta-aineilla käsitelty ala (%) viljelyalasta								
2003	57,4		88,1		70,1		69,4	
2004	64,5		83,8		70,3		67,0	
2004	61,7		79,8		73,7		60,2	
Torjunta-aineiden käyttö keskimäärin (kg tehoainetta/käsitelty ha)								
2003	3,45		1,19		0,70		0,78	
2004	3,39		1,59		0,70		0,73	
2004	3,19		1,16		0,80		0,74	
Torjunta-aineiden käyttö ainetyypeittäin (% viljelyalasta ja kg tehoainetta/käsitelty ha)								
Herbisidit	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha
2003	56,8	0,99	88,1	1,06	70,6	0,63	68,9	0,63
2004	64,3	0,84	83,8	1,37	69,3	0,64	64,5	0,59
2005	61,7	0,85	89,8	1,02	72,9	0,74	58,5	0,62
Insektisidit	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha
2003	1,3	0,57	17,2	0,03	3,6	0,04	4,5	0,05
2004	1,1	0,57	16,4	0,02	3,2	0,04	6,4	0,03
2005	0,6	0,57	9,8	0,01	2,3	0,04	5,0	0,04
Fungisidit	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha
2003	32,3	4,37	9,2	1,09	8,6	0,34	27,6	0,23
2004	32,5	5,03	13,3	0,93	9,7	0,32	27,2	0,23
2005	35,6	4,02	12,9	0,93	12,3	0,27	26,5	0,23
Kasvun- sääteet	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha
2003	2,3	0,26	4,1	0,31	3,4	0,70	9,9	0,41
2004	1,2	0,64	9,6	0,58	1,9	0,64	14,2	0,32
2005	3,2	0,29	5,9	0,05	5,6	0,25	11,6	0,19
Peitattu siemen (% viljelyalasta)								
2003	38		35		29		40	
2004	43		42		35		37	
2005	45		36		41		35	

Lepsämänjoen alueella torjunta-aineiden käyttötiedot perustuivat vuosien 2003–2005 viljelytoimenpidetietoihin noin tuhannelta peltolohkolta kattaen vuosittain noin 2500 hehtaaria. Vuosittain torjunta-aineilla käsiteltiin 60–70 % haastatellusta peltoalasta käyttäen yhteensä 53 eri tehoainetta ja yhteensä 1,2–1,3 tehoainetonna. Käsitellyillä pelloilla käytettiin herbisidejä keskimäärin 0,6 kg/ha, fungisidejä 0,23 kg/ha (ei sisällä peittausaineita) ja insektisidejä 0,03–0,05 kg/ha. Lisäksi kasvunsaäteitä käytettiin 0,2–0,4 kg/ha (Taulukko 7.1). Vuosien 1998–2002 tietoihin verrattuna vuosien 2003–2005 käsitellyn

peltoalan osuus oli vähentynyt kaikilla torjunta-aineryhmillä, mutta aineiden käyttö käsiteltäviä hehtaaria kohti näytti hieman kasvaneen varsinkin herbisidien mutta jonkin verran myös fungisidien osalta. Määrällisesti eniten käytettiin fenoksihappoherbisidejä (MCPA, diklorproppi, mekopropi) ja näistä eniten MCPA:ta. Suuri osa alueen peltoalasta käsiteltiin kuitenkin pienannosherbisideillä. Yhteensä käytettiin 11 eri pienannosherbisidiä, joista eniten tribenuronimetyyliä ja toiseksi eniten tifensulfuronimetyyliä. Lepsämänjoen alueella yleisimmin käytetyt fungisidit olivat prokloratsi ja propikonatsoli.

Haastattelututkimuksessa Löytäneenojan alueelta kerättiin vuosilta 2003-2005 viljelytoimenpidetietoja noin 140 lohkolta edustaen noin 340 hehtaaria. Tästä alasta valtaosa (84–90 %) käsiteltiin torjunta-aineilla (Taulukko 7.1). Lisäksi lähes puolella alasta käytettiin peitattuja siemeniä. Yhteensä näillä pelloilla käytettiin 42 eri tehoainetta ja vuotuinen tehoaineiden käyttömäärä oli 371–450 kg. Vuosien 1999–2002 torjuntakäytäntötietoihin verrattuna vuosina 2003–2005 aineita käytettiin suhteellisesti pienemmällä alalla mutta herbisidien ja fungisidien käyttömäärät hehtaaria kohti olivat 1,5–2 -kertaistuneet. Löytäneenojalla käytettiin eniten fenoksihappoherbisidejä sekä määrällisesti että käsitellyn pinta-alan suhteen.

Kevätviljavaltaiselta Yläneenjoen alueelta haastattelututkimuksessa saatiin vuosilta 2003-2005 torjunta-aineiden käyttötietoja keskimäärin 870 lohkolta kattaen noin 2000 hehtaarin alan. Noin 70 % alasta käsiteltiin vuosittain torjunta-aineilla (Taulukko 7.1). Alueella levitettiin vuosina 2003–2005 yhteensä 46 eri tehoainetta. Noin 30–40 % peltoalasta kylvettiin vuosittain peitattulla siemenellä. Määrällisesti ja käsitellyn pinta-alan suhteen eniten käytetty tehoaine oli MCPA. Myös muita fenoksihappoherbisidejä (diklorproppi, mekopropi) käytettiin suhteellisesti paljon, kuten myös glyfosaattia. Pienannosaineista pinta-alallisesti laajimmin levitettiin tribenuronimetyyliä, 20–25 %:lle tutkittuista pinta-alasta, kun kaikkein laajimmin käytetyllä MCPA:lla osuus oli vajaa 40 %. Pienannosaineista ruiskutettiin määrällisesti eniten bentatsonia, joka oli vuosina 2003 ja 2004 fenoksihappojen jälkeen seuraavaksi eniten käytetty tehoaine alueella. Vuosien 1998–2002 torjuntakäytäntötietoihin verrattuna vuosina 2003–2005 aineita levitettiin samalle osuudelle peltoalasta. Myös käyttömäärät hehtaaria kohti olivat pysyneet samalla tasolla.

7.3 Pitoisuudet pintavesinäytteissä

Kinarehenojalla MCPA:ta esiintyi vesinäytteissä torjunta-aineiden kokonaispitoisuuteen verrattuna moninkertaisesti käyttömääriin verrattuna. Tätä saattaa selittää se, että kymmenen eniten käytetyn torjunta-aineen joukossa MCPA on ainoa aine, jolla ei ole vesistörajoituksia. Loppukesän 2004 näytteissä MCPA:n osuudet olivat 11 ja 21 % ja vuoden 2005 näytteissä valtaosa havaituista tehoaineista oli MCPA:ta (88–100 %). Lisäksi vesistä havaittiin suurehkoja pitoi-

suuksia MCPA:n epäpuhtautena esiintyvää 4-kloori-2-metyylifenolia. Vesistä ei löydetty pienannosherbisidejä. Eniten käytettyä perunaruon torjunta-ainetta, mankotsebia, ei analysoitu lainkaan, ja muista rutontorjunta-aineista löydettiin vain dimetomorfia.

Myös Lepsämänjoella havaittiin kaikkein yleisimmin MCPA:ta ja muita fenoksihappoherbisidejä. Glyfosaatin käyttömäärät olivat valuma-alueella toiseksi suurimmat, mutta sen pitoisuuksista ei ole tietoa. Eniten käytettyä pienannosherbisidiä tribenuroni-metyyliä havaittiin keskikesän näytteistä kolmannekselta näytteitä, mutta pitoisuudet eivät ylittäneet kansallista EQS-arvoa (Environmental Quality Standard, ympäristölaatonormi vesipolitiikan puitedirektiivin alaisissa säädöksissä). Tifensulfuroni-metyyliä käytettiin toiseksi laajimmalla peltoalueella, mutta sitä havaittiin vain kerran. Aineen maksimipitoisuus (0,095 µg/l) oli kertaluokkaa suurempi kuin EQS:a vastaava pitoisuus (0,007 µg/l). Triflusaluroni-metyylin maksimipitoisuus (0,06 µg/l) oli kaksi kertaa suurempi kuin Ruotsissa asetettu raja-arvo (0,03 µg/l). Vesinäytteistä ei löytynyt fungisidejä. Vesinäytteistä havaittiin myös sellaisia aineita, joiden käyttömäärät olivat hyvin pieniä tai joita ei alueella oltu käytetty lainkaan. Näiden pitoisuudet eivät kuitenkaan ylittäneet arvioituja haitallisten pitoisuuksien raja-arvoja.

Löytäneenjoen alueella havaittiin eniten ja myös melko korkeina pitoisuuksina fenoksihappoherbisidejä. Sokerijuurikkaan rikkakasvien torjunta-aineista etofumesaattia löytyi metamitronia useammin, toisin kuin käyttömäärät antaisivat odottaa. Etofumesaattia havaittiin vesistä yleisesti myös talviaikaan, mutta pitoisuudet eivät kuitenkaan ylittäneet Ruotsin raja-arvoa. Pienannosherbisidistä tribenuroni-metyyliä ja tifensulfuroni-metyyliä käytettiin suuremmalla peltoalalla kuin triflusaluroni-metyyliä, mutta näiden kolmen aineen käytetyt tehoainemäärät valuma-alueella olivat samaa suuruusluokkaa. Näistä yleisimmin havaittiin sokerijuurikasviljelyksillä käytettävää triflusaluroni-metyyliä (noin neljäsosassa näytteistä), vaikka sen määritysraja oli korkein. Sen pitoisuudet (ja määritysraja) ylittivät Ruotsin raja-arvon (0,03 µg/l) ja EQS:sää vastaavan arvon (0,009 µg/l). Yläneenjoen alueelta ei ole käytettävissä mittaustietoja tehoaineiden pitoisuuksista pintavesissä.

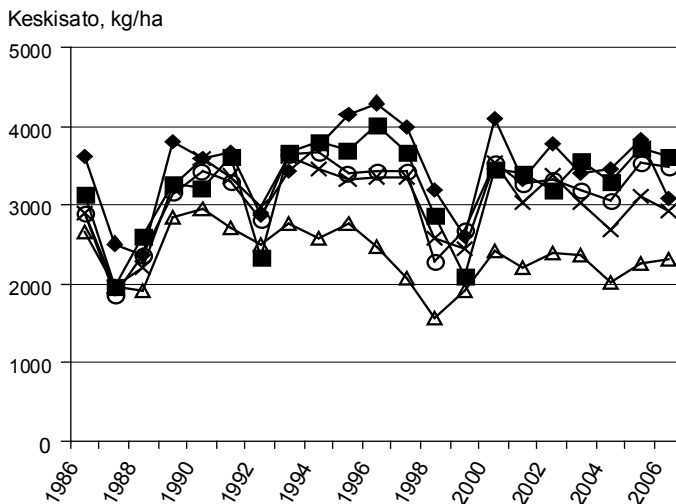
8 Viljasadon määrä ja laatu ympäristöohjelmakausien aikana

Typpi- ja fosforilannoituksen alentaminen ja tarkentaminen vastaamaan kasvien todellista tarvetta on ollut yksi keskeisistä maatalouden ympäristötuen tavoitteista. Typpi- ja fosforilannoitustasot ovatkin laskeneet selvästi vuosien 1990-1994 tasosta (luvut 2, 3 ja 5, Salo ym. 2007a, Salo ym. 2007b). Lannoitustasojen alentuessa on kuitenkin oltu myös huolestuneita sadon määrän ja varsinkin

kin laadun heikkenemisestä. Tämän vuoksi MYTVAS 2 –seurantatutkimuksessa edellytettiin seurattavan sadon laadun kehitystä ympäristötuen aikana.

8.1 Sadon määrä

Viljojen vuosittaiset keskisadot vaihtelevat voimakkaasti kasvukauden sääolosuhteista riippuen. Vuosina 1986–2006 keskisadot ovat olleet heikoimpia sato vuosia 1987, 1988, 1992, 1998 ja 1999 (Kuva 8.1). Keskisadot eivät näytä nousseen huolimatta jatkuvasta kasvinjalostuksesta ja viljelytekniikan kehityksestä. Toisaalta yksipuoliset viljelykierrrot, perusparannusten laiminlyönti ja maan rakenteen kehitys (vrt. luku 4) ovat voineet heikentää viime vuosien satopotentiaalia.



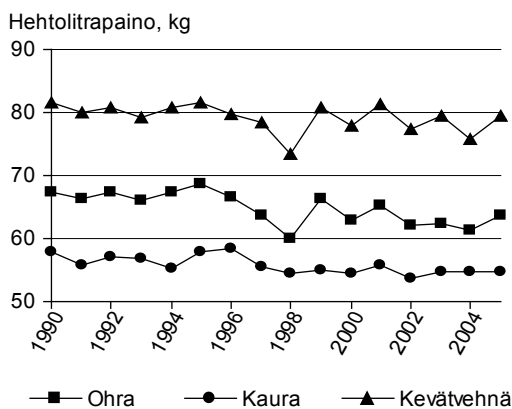
Kuva 8.1. Syys- ja kevätvehnän, rukiin, ohran ja kauran keskisadot 1986–2006 Maatilatilastollisen vuosikirjan (Tike 1996 ja 2006) mukaan.

8.2 Sadon laatu

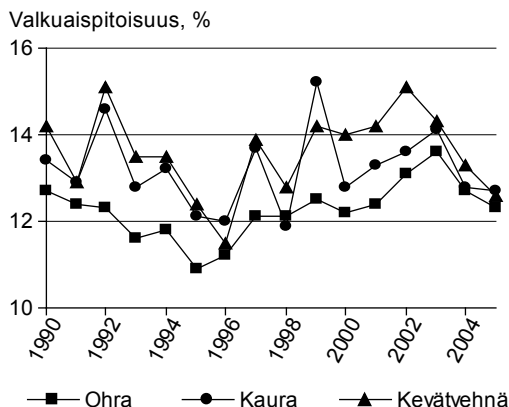
Sadon laadun kehityksen arviointia varten verrattiin Elintarviketurvallisuusviraston Viljantarkastuksen (entinen KTTK:n Viljalaboratorio) analysoimien viljanäytteiden laatua ja taustatietoja vuosilta 1990–2005. Tilastolliseen analyysiin otettiin laatutekijöistä hehtolitrin ja tuhannen siemenen paino sekä valkuaispitoisuus. Taustatiedoista otettiin huomioon tyyppi- ja fosforilannoitustasojen lisäksi lajike, maaseutukeskus, maalaji ja vuosi. Ensin tutkittiin lannoitustasojen ja laatutekijöiden muutosta kolmen eri ajanjakson, 1990–1994, 1995–1999

ja 2000–2005 välillä. Tilastolliset analyysit tehtiin SAS:n sekamallilla, jossa lajike ja maaseutukeskus olivat satunnaisvaikutteisia tekijöitä ja ajanjaksot kiinteitä tekijöitä. Sen jälkeen analysoitiin typpi- ja fosforilannoitustasojen vaikutusta laatutekijöihin. Satunnaiskertoimisessa regressiomallissa annettiin jokaiselle maaseutukeskuksen ja vuoden kombinaatiolle estimoitu oma lannoituksen vaikutus kuhunkin laatutekijään. Lajike otettiin analyysiin mukaan kovariaattina, ja analysoitaessa typpilannoituksen vaikutusta laatutekijöihin otettiin myös maalaji kovariaatiksi.

Valtakunnallisen kehityksen mukaisesti typpi- ja fosforilannoitus ovat vähentyneet selvästi myös tässä aineistossa (Salo ym. 2007b). Typpilannoitus on laskenut 1990-luvun alkupuoliskon määristä etenkin kivennäismailla, 10–36 kg ha-1 viljelykasvista riippuen. Fosforilannoitus on vähentynyt 25–40 % verrattuna ajanjaksoon 1990–1994. Myös hehtolitrain paino (Kuva 8.2) ja tuhannen siemenen paino ovat laskeneet selvästi tarkasteluaikana ($p < 0,001$). Valkuaispitoisuus ei sitä vastoin ole laskenut vuosina 1990–2005 (Kuva 8.3).



Kuva 8.2. Ohran, kauran ja kevätvehnän hehtolitrainpainon kehitys 1990–2005.



Kuva 8.3. Ohran, kauran ja kevätvehnän valkuaispitoisuuden kehitys 1990–2005.

Viljaotanta-aineistossa alhainen typpilannoitus liittyi hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden pienenemiseen. Typpilannoituksen aleneminen laski hehtolitrinpainoa kevätvehnällä, kauralla ja ohralla (Taulukko 8.1). Tuhannen siemenen paino aleni vähentyneen typpilannoituksen myötä kevätvehnällä ja ohralla. Typpilannoituksen vaikutus valkuaispitoisuuteen oli selkeä ruista lukuun ottamatta. Fosforilannoituksen väheneminen liittyi tuhannen siemenen painon alenemiseen kevätvehnällä. Fosforilannoituksella oli lisäksi valkuaispitoisuutta kohottava vaikutus kauralla, ohralla ja syysvehnällä. Näille lannoituksen aiheuttamille laatumuutoksille arvioitujen kertoimien olivat kuitenkin alhaisia (Taulukko 8.1), vaikkakin usein tilastollisesti merkitseviä. Esimerkiksi 10 kg/ha lisäys typpilannoituksessa lisäsi hehtolitrinpainoa 0,1–0,2 kg, tuhannen siemenen painoa 0,1 g ja valkuaispitoisuutta 0,03–0,06 %. Lannoituksen muutokset selittivät siten hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon osalta vain alle 10 % havaituista painojen vähenemisestä.

Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutus hehtolitrin ja tuhannen siemenen painoon sekä valkuaispitoisuuteen riippuu viljalajin ja lajikkeen ominaisuuksien lisäksi vahvasti kasvukauden säästä. Kontrolloiduissa kenttäkokeissakin saadaan usein hyvin vaihtelevia tuloksia typpi- ja fosforilannoituksen vaikutuksesta laatuun. Typpilannoituksen määrä ja ajoitus vaikuttavat voimakkaasti viljan satokomponentteihin (jyvän keskipaino, jyvien lukumäärä tähkässä ja tähkien lukumäärä neliometrillä). Jyvän täyttymisvaiheen olosuhteet vaikuttavat typpilannoituksen määrittämän satopotentialin toteutumiseen. Epäedullisissa jyvän täyttymisvaiheen olosuhteissa hehtolitrinpaino ja tuhannen siemenen paino jäävät alhaiseksi, jos jyvien lukumäärä on suuri. Fosforilannoitus on puolestaan parantanut viljan laatua kenttäkokeissa vain, kun maan fosforiluku on ollut hyvin alhainen (Saarela ym. 1995).

Taulukko 8.1. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutus ohran, kauran ja kevätvehnän laatuun.

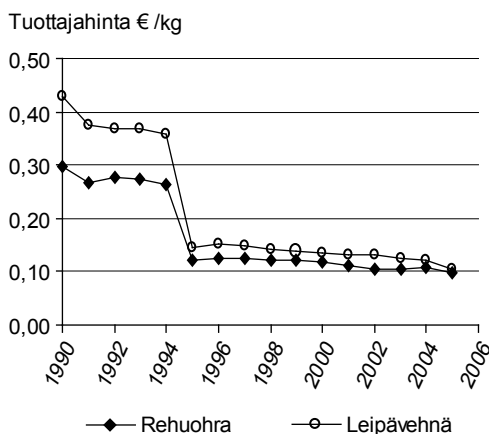
	Hehtolitrinpaino		Tuhannen siemenen paino		Valkuaispitoisuus	
	kg/10 kg N tai P	p	g/10 kg N tai P	p	%/10 kg N tai P	p
Typpi						
Ohra	0,18	<0,001	0,10	<0,001	0,04	<0,001
Kaura	0,07	<0,001	-	-	0,03	<0,001
Kevätvehnä	0,09	<0,01	0,06	0,02	0,06	<0,001
Fosfori						
Ohra	-	-	-	-	0,03	0,02
Kaura	-	-	-	-	0,04	<0,001
Kevätvehnä	-	-	0,07	0,03	-	-

p = tilastollinen merkitsevyys

Viljaotanta-aineiston perusteella ei siten voitu osoittaa yhteyttä alentuneiden lannoitustasojen ja viljan laadun heikkenemisen välille. Laadun heikentymiseen voi olla myös muita syitä, esimerkiksi kasvitaudit. Kasvitaudit vähentävät yhteyttävää lehtipinta-alaa ja yhteyttämistuotteiden valmistusta etenkin sellaisina kasvukausina, jolloin sääolosuhteet ovat niille edulliset. Kasvitautien torjunta-aineiden käyttö väheni vuosina 1995–1999, mutta palautui ajanjaksolla 2000–2005 samalle tasolle kuin 1990–1994 MMM 2004, Tike 2006). Kasvitauteja vastaan tehdyt torjunta-aineruiskutukset ovat lisänneet hehtolitrainpainoa vuoden tautiriskistä riippuen 0,2–4,0 kg (Salopelto 2004, Salopelto 2005). Kevennetyn maanmuokkauksen osuus perusmuokkauksesta on myös lisääntynyt ympäristötukikausien aikana (MMM 2004). Kevennetty muokkaus näyttäisi kuitenkin vaikuttavan lähinnä satotasoihin eikä niinkään sadon laatuun (Salopelto 2005). Viljan hinnan kehitys (Kuva 8.4) Euroopan unioniin liittymisen ja ympäristötukijärjestelmään siirtymisen myötä on myös todennäköisesti vaikuttanut viljelijöiden panostukseen viljantuotantoon. Kun lopputuotteiden määrän ja laadun vaikutus tulon muodostumiseen on vähentynyt, osa viljelijöistä on kohdistanut resurssejaan muuhun kuin viljan laadun ja määrän optimointiin.

Peltojen kasvukunnon ylläpito, kuten riittävä kalkitseminen ja salaojituksen kunnossapito, vaikuttaa keskeisesti edellytyksiin tuottaa laadultaan ja määrältään hyviä satoja (luku 4). Ravinteiden hyväksikäyttö on suurin, kun maan rakenne, vesitalous ja viljavuus myös mikroravinteiden osalta ovat kunnossa. Kun lannoitustasot ovat alentuneet ja huonoja kasvuoloja ei enää voida kompensoida runsaalla lannoituksella, peltojen kasvukunnon merkitys on lisääntynyt.

Viljaotanta-aineiston etuja ovat pitkäaikaisuus ja laajuus, mutta puutteita esiintyy taustatiedoissa ja niiden kohdentumisessa tutkittuun viljanäyttee-



Kuva 8.4. Rehuohran ja leipävehnän tuottajahinnan kehitys 1990–2005 Maatilatilastollisen vuosikirjan (Tike 1996, 2002 ja 2006) mukaan.

seen. Viljaotannasta voidaan luotettavimmin seurata erilaisten laatutekijöiden kehitystä ja vuosittaista vaihtelua. Myös typpilannoitustasojen vertailu laatu-tietoihin onnistuu suhteellisen hyvin, koska maalaji ja alue saadaan taustatietoista varsin luotettavasti. Fosforilannoitustasojen vertailu laatu-tietoihin on sen sijaan epätarkempi, koska näytelohkon fosforitilasta ei ole tietoa.

Viljaotannan rinnalla olisikin seuraavissa ympäristötuen seurantatutkimuk-sissa hyödynnettävä myös muiden toimijoiden keräämiä aineistoja (mm. Suomen Rehu Oy:n ISOVILJA-hanke, ProAgrian laatu-tietopankki). Yhdessä nämä aineistot täydentäisivät toisiaan ja antaisivat varsin kattavan kuvan vil-jasadon laadusta ja määrästä. Lisäksi seuranta tulisi ulottaa mahdollisuuksi-en mukaan myös muihin tärkeisiin viljelykasveihin.

9 Ympäristötuen taloudelliset vaikutukset ja ympäristöohjauskeinojen tehokkuus

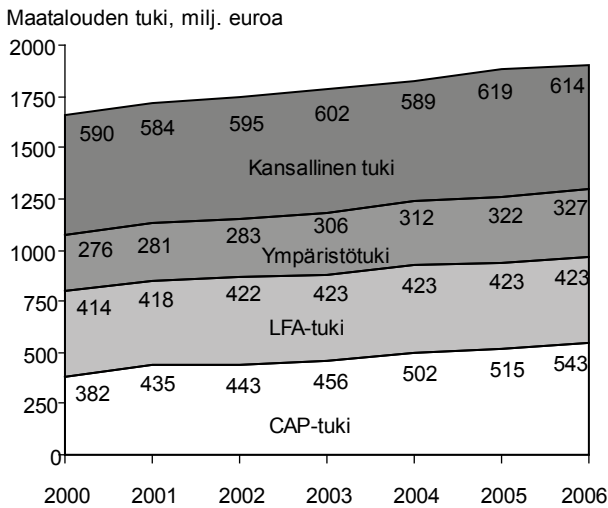
Ympäristötuki koostuu perus- ja lisätoimenpiteiden tuesta sekä erityistukiso-pimusten perusteella maksettavasta tuesta. Ympäristötuelle korvataan viljeli-jälle ympäristönsuojelu- ja maisemanhoitotoimenpiteistä aiheutuvia, mallilas-kelmien perusteella määritettyjä kustannuksia ja tulonmenetyksiä, sekä mak-setaan enintään 20 % kannustinta ohjelmaan liittymiseksi. Tukea maksetaan em. tavalla laskettujen keskimääräisten kustannusten mukaan, sillä toteutu-neista todellisista tila- ja aluekohtaisista kustannuksista ja tulonmenetyksis-tä ei ole olemassa aineistoa. Ympäristötuen kokonaismäärä on ollut vuosita-solla noin 320 milj. euroa, josta noin 260 milj. euroa maksetaan perus- ja li-sätoimenpiteiden toteuttamisesta ja noin 60 milj. euroa erityistoimenpiteistä. EU:n maksuosuus ympäristötuesta on ollut keskimäärin 55 %.

9.1 Ympäristötuen osuus maatalouden kokonais-tuesta, kokonaistuotosta ja maataloustulosta

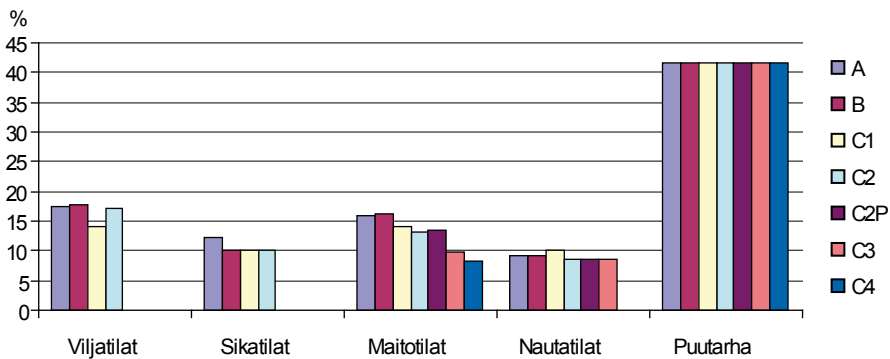
Suomessa maataloustuen merkitys maatalouden tuloista on epäsuotuisista luonnonoloista johtuen selvästi suurempi kuin muissa EU-maissa. Vuonna 2006 tukien kokonaismäärä oli yli 1,9 mrd. euroa, mikä on niukasti yli puo-let maa- ja puutarhatalouden kokonaistuotosta. Osa tuesta oli EU:n yhteisen maatalouspolitiikan säännösten perusteella maksettavaa tukea ja osa kansal-lisista varoista maksettavaa tukea. Kuvasta 9.1 voidaan todeta maatalouden saaman kokonaistuen kehitys viime vuosina. Ympäristötuen määrä myös li-sääntyi viime vuosina kokonaistuen suhteessa. Ympäristötuen osuus oli noin 17 % kokonaistuesta.

Tuotantosuunnittain tarkasteltuna ympäristötuen perustuki muodosti puutarhatiloilla merkittävimmän osan kokonaistuesta, 35 %. Seuraavaksi merkittävimpin ympäristötuen suhteellinen osuus kokonaistuesta oli viljatililla sekä A- ja B-tukialueen maitotiloilla. Sika-, nautakarja ja C-alueen maitotiloilla ympäristötuen perustuki oli noin 10 % kokonaistuesta (Kuva 9.2).

Maatalouden kokonaistuotto on maataloudessa tilivuoden aikana tuotettujen lopputuotteiden ja etuuskien arvo. Kokonaistuotto sisältää myyntitulot, viljelijäperheen maataloustuotteiden oman käytön arvon sekä investointitukia lukuun ottamatta maatalouden kaikki tuet. Maatalouden kokonaistuotosta ympäristötuen perustuki oli viljatililla noin 10 %, puutarhatiloilla 7 %, maito- ja naudanlihatiloilla 5 % ja sikatiloilla alle 4 % (Kuva 9.3).

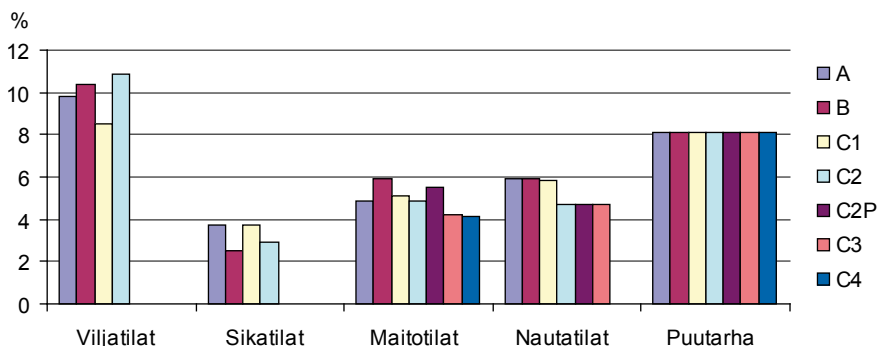


Kuva 9.1. Maatalouden tuki vuosina 2000–2006 (Niemi & Ahlstedt 2006).

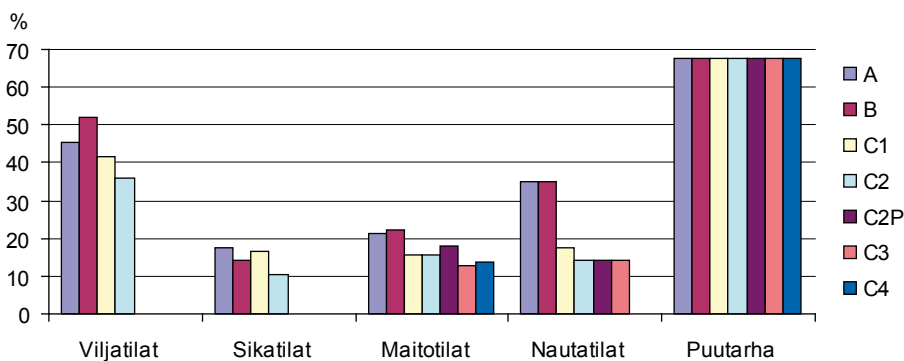


Kuva 9.2. Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuesta vuonna 2001 eri tuotantosuunnissa ja tukialueilla.

Ympäristötuen taloudellinen merkitys maataloille riippuu paitsi sen osuudesta kokonaistuotosta, myös toimenpiteen aiheuttamista kustannuksista. Siksi ympäristötuen vaikutus viljelijöiden talouteen oli eräissä tuotantosuunnissa selvästi suurempi kuin sen osuus kokonaistuotosta osoittaa. Maataloustulo eli maatalouden yrittäjätulo jää yrittäjäperheen palkaksi ja oman pääoman koroksi. Verrattaessa ympäristötuen perustukea maataloustuloon havaitaan, että vilja- ja puutarhatiloilla ympäristötuen perustuki oli jopa yli 50 % maataloustulosta. Sika- ja maitotiloilla samoin kuin C-tukialueen nautatiloilla ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta oli alle 20 %. A- ja B-tukialueen nautakarjatiljoilla ja C-tukialueen viljatiljoilla ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta oli 30–40 % (Kuva 9.4). Mitä pienemmäksi maataloustulo jää (esim. huonosta satovuodesta johtuen) niin sitä suurempi osuus kiinteällä ympäristötuelle on. Tämä näkyy esimerkiksi taulukossa 9.1, missä puutarha- ja viljatiljoilla ympäristötuen %-osuus maataloustulosta vaihteli enemmän kuin kotieläintiloilla.



Kuva 9.3. Ympäristötuen perustuen osuus kokonaistuotosta vuonna 2001 eri tuotantosuunnissa ja tukialueilla.



Kuva 9.4. Ympäristötuen perustuen osuus maataloustulosta vuonna 2001 eri tuotantosuunnissa ja tukialueilla.

Taulukko 9.1. Ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteiden osuus maatalouden kokonaistuotosta, kokonaistuesta ja maataloustulosta tukialueittain ja tuotanto-suunnittain vuosina 2000 ja 2001.

Tuotanto- suunta	Osuus kokonaistuotosta %		Osuus kokonaistuesta %		Osuus maataloustu- lostasta %	
	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Viljatilat						
A	10,2	9,8	19,2	17,3	52,6	45,6
B	9,9	10,4	17,8	17,8	36,3	52,2
C1	8,1	8,5	16,0	14,0	34,5	41,7
C2	10,2	10,9	17,2	17,1	27,0	35,8
Sikatilat						
A	3,7	3,7	11,5	12,1	17,7	17,6
B	2,8	2,5	10,1	10,2	13,1	14,4
C1	3,8	3,7	9,9	10,0	17,5	16,7
C2	3,8	2,9	10,6	10,2	14,8	10,2
Maitotilat						
A	5,0	4,9	16,3	16,0	20,6	21,2
B	5,8	5,9	17,2	16,2	18,3	22,0
C1	5,2	5,1	14,7	14,2	15,1	15,5
C2	5,1	4,9	13,8	13,2	15,6	15,5
C2P	5,6	5,5	13,8	13,4	18,8	17,8
C3	4,5	4,2	10,6	9,7	13,0	12,6
C4	4,3	4,1	8,5	8,2	15,1	13,9
Nautakarja						
A,B	5,7	5,9	10,9	9,3	32,1	34,9
C1	5,1	5,8	10,9	10,0	15,5	17,7
C2, C2P, C3	5,8	4,7	11,2	8,7	18,7	14,2
Puutarha	7,4	8,1	38,2	41,5	36,9	67,5

Maatalouden ympäristötuen erityistuista koostui 1–5 % maatalouden kokonaistuotosta tuotantosunnasta ja tukialueesta riippuen. Merkittävimpiä erityistuet näyttäisivät olevan nautakarjatilaille. Sikatilojen ja puutarhatilojen kokonais-

tuotosta vain yksi prosentti muodostui maatalouden ympäristötuen erityistuesta. Tärkein yksittäinen erityistuki oli luomutuki.

Maatalouden kokonaistuesta ympäristötuen erityistukien osuus oli 2–8 % tuotantosuunnasta ja tukialueesta riippuen. Erityistukien osuus oli suurin nautakarjatiljoilla ja A- ja B- tukialueen maitotiloilla ja pienin A-alueen viljatiljoilla, sikatiloilla ja C-alueen maitotiloilla.

Maataloustuloon suhteutettuna ympäristötuen erityistukien osuus oli 5–23 %. Suhteellinen osuus oli suurin nautakarjatiljoilla ja pienin sika- ja puutarhatiloilla sekä C-alueen maitotiloilla. Uudessa ympäristötukijärjestelmässä (2007–2013) asetelma säilyy melko muuttumattomana. Tuen rakenne on entisenlainen, eli perustukea maksetaan eriytettynä kasvinviljelytiloille 93 euroa/ha ja kotieläintiloille 107 euroa/ha. Lisätoimenpiteitä voi valita A- ja B –tukialueella 1–4 kpl ja C-tukialueella 0–2 kpl, kun aiemmissa ohjelmissa lisätoimenpiteitä saattoi valita vain yhden. A- ja B –tukialueella ympäristötuen merkitys tulonmuodotuksessa kasvaa jatkossa, koska osa ennen maksetusta kansallisesta tuesta kohdennetaan lisätoimenpiteiden kautta.

Ympäristötuen pinta-alaperusteisesti maksettua tukea olisi ollut vaikea kompensoida muilla maatalouden tuilla, kuten kansallisilla tuilla. Siksi ympäristötuelle oli merkittävä tuotantoa ylläpitävä vaikutus. Ilman ympäristötukea tai muuta vastaavansuuruista tuotantopinta-alalle maksettua tukea viljantuotanto ja AB-tukialueiden naudanlihantuotanto olisi jäänyt selvästi pienemmäksi kuin toteutui vuosina 1995–2005. Ilman ympäristötukea kotieläintuotanto olisi ollut intensiivisempää koska ympäristötuki on kannustanut lisäämään lannanlevitysalaa ja pitämään pellot viljelyksessä. Lisäksi kesantoala olisi ollut selvästi toteutunutta suurempi viljanviljelyn huonon kannattavuuden takia. Jos lisäkesanto olisi ollut monivuotista viherkesantoa, se olisi vähentänyt vesistökuormitusta.

Voidaan arvioida, että ympäristötuen kasvikohtaiset lannoitusrajat eivät olleet keskimäärin kasvituotantoa rajoittavia, koska tuotehintojen lasku ja lannoitteiden hintojen nousu alensivat taloudellisesti optimaalista lannoitustasoa. Todenäköisesti ympäristötuen lannoitusrajat kuitenkin alensivat korkeimpia lannoitustasoja parhaan tuottavuuden alueilla, varsinkin ennen hintasuhteiden heikkenemistä. Tällöin ympäristötuki vähensi maatalouden vesistökuormitusta erityisesti näillä korkean tuottavuuden alueilla, varsinkin jos ne olivat samalla ympäristöherkkiä alueita kuten vesistöihin rajoittuvia kaltevia peltolohkoja. Tätä vaikutusta on kuitenkin vaikea osoittaa keskimääräistarkasteluun perustuvilla malleilla. MTT:n sektoritason taloudelliseen Dremfia -malliin (Lehtonen ym. 2005, 2006) perustuvan analyysin mukaan viljelyn alan typpitase olisi ollut 16 % ja fosforitase 25 % korkeampi ilman ympäristötukea. Samalla kesantoala olisi kasvanut kaksinkertaiseksi. Maataloustulo olisi jäänyt puolestaan 1995-2005 noin 30 % pienemmäksi.

9.2 Arvio maatalous- ja ympäristöpolitiikan ohjauskeinojen vaikuttavuudesta ja tehokkuudesta ravinnetaseiden alentamiseksi koko maatalouden tasolla

Tuotehintojen aleneminen johtaa teoriassa laajaperäisempään tuotantotapaan. Esimerkiksi optimaalinen lannoitustaso alenee, jos kasvituotteen hinta alenee tai lannoitteen hinta nousee. Vastaavasti esimerkiksi maidon hinnan aleneminen (mm. EU:n 2003 sovitun CAP –reformin vaikutuksesta) vaikuttaa lypsylehmän ruokintaan siten, että kalleimpien ja tuotosvaikutuksiltaan parhaiden väkirehujen käyttöä vähennetään ja niitä korvataan edullisemmalla rehulla (esim. karkearehu tai halpa ostovilja). Tästä voi seurata tuotostason aleneminen ja eläinlannoituksen typpi- tai fosforiylijäämän väheneminen. Koska tilakoko kasvaa ja kotieläintuotanto keskittyy alueellisesti (Lehtonen & Pyykkönen 2005), lohko-kohtaiset ravinneyljäämät ja maatalouden vesistökuormitus voivat nousta tuotehintojen alenemisesta huolimatta. Tuotannon alueellista keskittymistä edistävät jatkossakin tuotantosidonnaiset maataloustuet sekä tuotannon erikoistumisen hyödyt ja mittakaavaedut. Seuraavassa arvioimme, millaisia vaikutuksia ravinnetaseisiin olisi kansallisen tuen irrottamisella tuotannosta kokonaan (NDEC1) tai osittain (NDEC2), ravinneyljäämän vähentämisellä (BAL) ja keinolannoitteiden typpiverolla (FTAX) nykyiseen maatalous- ja ympäristöpolitiikan kokonaisuuteen verrattuna.

BASE: perusvaihtoehto, jossa ympäristötuki ja muu maatalouspolitiikka vastaa vuoden 2006 tilannetta.

NDEC1: kaikki kansallinen tuki, ml. pohjoinen tuki ja ns. 141-tuki eläimille ja kasveille, irrotetaan tuotannosta ja maksetaan peltohehtaarien perusteella samaan tapaan kuin CAP-tilatuki.

NDEC2: 141-eläintuki irrotetaan kokonaan tuotannosta, pohjoisesta tuesta irrotetaan vastaavan 141-tuen verran, ja kansallisista hehtaarikohtaisista tuista irrotetaan 50 % tuotannosta. Irrotus kohdistuu kaikkiin kansallisesti maksettaviin hehtaaritukiin yhtäläisesti, ei kuitenkaan kansallisesti maksettavaan LFA-lisäosaan.

BAL: vuoden 2005 ympäristötuen maksatusta vastaava summa maksetaan tilakohtaisten typpi- ja fosforitaseiden perusteella. Viitetasona vuoden 1995 ylijäämät: tukea maksetaan 1 euro per hehtaari jokaista ylijäämän prosentin alenemaa kohti. Esimerkiksi jos typpi- ja fosforiyljäämät alenevat molemmat 50 %, maksetaan 100 euroa hehtaaria kohti.

FTAX: typpilannoitteille asetaan vero. Veron suuruus on 0,21 euroa typpikiloa kohti eli typpilannoitteille keskimäärin noin 20 %, ts. kullekin lannoitetuotteelle 7-40 % vero typpisisällön perusteella.

Näiden politiikkaskenaarioiden vaikutuksia maatalouteen tutkittiin DREMFIASEKTORIMALLIN avulla, joka ottaa huomioon paitsi tuotekohtaisen tuotantointensiteetin muuttumisen, myös tuotannon alueellisen rakenteen muuttumisen (Lehtonen ym. 2005, 2006, Bärlund ym. 2005). Tähän yhteyteen on koottu päätulokset, jotka on esitetty tarkemmin artikkelissa Lehtonen ym. (2007). Perusvaihtoehdossa eli ilman politiikkamuutoksia vuoden 2006 jälkeen maidontuotanto ja naudanlihan tuotanto alenisivat lievästi (Taulukko 9.2), tosin maidontuotanto palautuisi vähitellen ennalleen. CAP-tuen irrotus vuonna 2006 alentaa viljan tuotannon kannattavuutta ja vähitellen kaksinkertaistaa kesantoalan, joka nousisi 0,5 milj. hehtaariin, mistä suurin osa olisi viherkesantoa. Vaikka tällä olisi-kin tiettyjä ympäristöhyötyjä, hehtaarikohtainen typpitase laskisi enintään 10 % ja fosforitase noin 15 % keskimäärin, mutta aktiivisesti viljellyllä alalla taseet eivät laskisi lainkaan. Jos kuitenkin koko kansallinen tuki irrotettaisiin tuotannosta (NDEC1), maidontuotanto vähenisi jopa kolmanneksen ja tuotannossa olisivat pian yli kaksi kertaa nykyistä suuremmat maitotilat. Näin tapahtuisi siksi, että pääosalla maitotiloja maidon hinnasta muuttuvien kustannusten jälkeen jäävä kate jäisi hyvin pieneksi, ja sillä ei rahoitettaisi tuotannon jatkamiseen tarvittavia investointeja. Tuen irrottaminen alentaishi myös naudanlihan tuotantoa ja vähäisessä määrin sianlihan tuotantoa, josta tosin merkittävä osa jo tuotetaan suurilla tiloilla. Jos koko kansallinen tuki irrotettaisiin tuotannosta, kesantoala kasvaisi vielä selvästi suuremmaksi kuin perusvaihtoehdossa. Kansallisen tuen osittainen irrotus lieventäishi tuotantovaikutuksia, mutta tällöin myös ravinneylijäämien alenema jäishi pieneksi (Taulukot 9.3 ja 9.4).

Yksinomaan ravinnetaseen alentamiseen tähtäävä ympäristöpolitiikka (ts. kaikki ympäristötuki jaettaishiin vain ravinnetaseita alentaneille tiloille) alentaishi typpitasetta eniten ja fosforitasetta toiseksi eniten tarkastelluista vaihtoehdoista. Typpivero kuitenkin johtaisi varsinkin kotieläintiloilla lyhyellä aikavälillä merkittäviin tulonmenetyksiin, jotka kuitenkin lievenisivät noin 5 vuoden jälkeen.

Taulukko 9.2. Maidon ja lihan tuotanto eri politiikkavaihtoehdoilla vuoteen 2020. BASE = vuoden 2006 tuet; NDEC1 = kansallisen tuen täysi irroitus tuotannosta; NDEC2 = kansallisen tuen osittainen irroitus tuotannosta; BAL = maksut alentuneille ravinnetaseille; FTAX = vero typpilannoitteille.

	Tuotanto 2005	Tuotanto eri politiikkavaihtoehdoilla vuoteen 2020				
		BASE	NDEC1	NDEC2	BAL	FTAX
Maito, milj. l	2293	2316	1518	1986	2360	2257
Naudanliha, milj. kg	84	77	59	71	68	76
Sianliha, milj. kg	203	179	160	160	158	165
Siipikarjanliha, milj. kg	87	86	85	85	85	86

Taulukko 9.3. Typpi- ja fosforitaseet laskettuna maatalouden koko pinta-alalle ja viljellylle pinta-alalle (poislukien kesanto) eri politiikkaskenaarioissa vuonna 2010 ja 2020.

Tase 2005	Taseet eri politiikkavaihtoehdoilla vuosina 2010 ja 2020					
	Vuosi	BASE	NDEC1	NDEC2	BAL	FTAX
Typpitase koko pinta-alalle, kg/ha						
39,0	2010	33,7	32,0	32,1	29,5	25,5
	2020	35,2	27,2	32,0	21,6	26,2
Fosforitase koko pinta-alalle, kg/ha						
4,3	2010	3,5	3,0	3,2	3,1	2,7
	2020	3,6	2,5	3,1	2,7	2,8
Typpitase viljellylle pinta-alalle, kg/ha						
48,0	2010	47,0	45,4	45,6	42,1	36,6
	2020	49,1	50,8	50,5	43,1	38,2
Fosforitase viljellylle pinta-alalle, kg/ha						
6,3	2010	6,0	5,2	5,5	5,5	4,9
	2020	6,0	5,7	6,0	6,8	5,0

Taulukko 9.4. Diskontattu maataloustulo yhteensä vuosina 2008–2020, tulonmuutos verrattuna perusskenaarioon ja budjettimeno yhteensä 2008–2020 (diskonttokorko = 1,8 %) sekä suhteelliset muutokset typpi (N) ja fosforitaseissa (P) vuodesta 2005 vuoteen 2020.

	Politiikkavaihtoehdot				
	BASE	NDEC1	NDEC2	BAL	FTAX
Maataloustulo, milj. €	10781	11210	10816	9987	10441
Tulonmenetys, milj. €		-429	-35	794	340
Budjettimeno ympäristötukeen, milj. €	2931	2607	2721	2409	2260
Budjettimeno maataloustukeen, milj. €	19102	18949	18810	18256	18373
Muutos typpitaseessa, %	-9,8	-30,3	-18,0	-44,4	-32,0
Muutos fosforitaseessa, %	-16,8	-42,3	-27,6	-35,9	-35,2
Ympäristötuki/N-taseen %-muutos, €/%	300	86	151	54	81
Ympäristötuki/P-taseen %-muutos, €/%	175	62	99	67	74
Tulonmenetys (verrattuna BASE)/ N-taseen %-muutos, €/%		-14,2	-1,9	17,9	10,6
Tulonmenetys (verrattuna BASE)/ P-taseen %-muutos, €/%		-10,1	-1,3	22,1	9,7

Ravinneylijäämien alentamisesta palkitseminen nykyisellä ympäristötuen määrällä ei olisi varsinkaan kotieläintiloilla riittävä kannustin ravinneylijäämien vähentämiseen, jolloin maksettavan ympäristötuen kokonaissumma jäisi pysyvästi hieman viime vuosina maksettua alhaisemmaksi. Naudanlihantuotanto kuitenkin vähenisi, koska ravinneylijäämien alentaminen tulisi kalliiksi varsinkin suurilla intensiivisillä nautatiloilla, mikä hidastaisi tuotannon tehostamista. Maidontuotannon kokonaismäärä pysyisi kuitenkin tasaisena. Sianlihantuotanto vähenisi 10-20 %, eli ravinnetasepolitiikka rankkaisi tuotannon laajentamista ja keskittämistä. Vilja-ala vähenisi ja kesantoala kasvaisi voimakkaasti, jos viljelijöitä ohjattaisiin ravinnetasepolitiikan keinoin.

Typpivero keinolannoitteille alentaisi typpitasetta vajaan kolmanneksen, toiseksi eniten tarkastelluista vaihtoehdoista. Lannoiteveron vaikutukset tuotantoon olisivat kuitenkin pieniä. Kotieläintilat voivat vähentää kallistuvaa ostolannoitetyyppeä ja korvata sitä eläinten lannalla suhteellisen vähäisin kustannuksin. Merkittävä osa lannoiteverosta koituisi viljatilojen maksettavaksi, mutta vaikutus kotieläintilojen keskittymiseen ja tehostumiseen olisi vähäinen. Kokonaisuutena typpiveron taloudellinen tehokkuus typpiylijäämien alentajana olisi varsin hyvä. Fosforitaseen osalta typpilannoiteveron tehokkuus tosin arvioitiin todellisuutta paremmaksi. Tämä johtuu oletuksesta, jonka mukaan viljelijät käyttäisivät edelleen yhdistelmälannoitteita, eli typpivero alentaisi väkilannoitetypen myös väkilannoitefosforin käyttöä. Typpilannoitevero alentaisi maataloustuloa noin 30-50 milj. euroa vuodessa ja yhteensä 340 milj. euroa aikavälillä 2008-2020.

Taulukossa 9.4 esitetään tiivistetysti eri politiikkavaihtoehtojen sekä ympäristöllistä että taloudellista tehokkuutta kuvaavat tunnusluvut. Muutos typpi- ja fosforitaseessa kertoo suoraan ympäristöllisen tehokkuuden. Mikään vaihtoehtoista ei ole yksiselitteisesti paras, sillä ravinnetasepolitiikka on ympäristöllisesti tehokkain tapa vähentää typpiylijäämiä ja kansallisen tuen täydellinen irrottaminen tuotannosta taas vähentää fosforiylijäämiä eniten. Poliitiikkavaihtoehtojen taloudellista tehokkuutta voidaan tarkastella käyttäen kriteerinä viljelijän tulomenetystä typpi- tai fosforitaseessa tapahtuvaa prosenttimuutosta kohden. Tällöin molemmat kansallisen tuen irrottamisen vaihtoehdot ovat selvästi tehokkaampia vaihtoehtoja kuin varsinaiset ympäristöpolitiikan ohjauskeinot eli ravinnetaseen vähentämisen tuki tai typpilannoitevero. Tätä tulosta selittää se, että kansallisen tuen irrottaminen tuotannosta lisää maataloustuloa peruskenaarioon verrattuna, jolloin tulonmenetys on negatiivinen. Kun tulonmenetys suhteutetaan taseen alentumiseen, ravinnetaseeseen perustuva tuki aiheuttaa viljelijälle suuremman tulonmenetyksen kuin typpilannoitevero.

Lisäksi voimme tarkastella ympäristötukeen käytetyn budjetin vaikuttavuutta. Tulosten mukaan kohdennetut ympäristöpolitiikan ohjauskeinot eivät tässä mielessä ole selvästi parempia. Kansallisen tuen täysi irrottaminen tuo-

tannosta tuottaa ympäristötukibudjetin näkökulmasta tehokkaimman ratkaisun fosforitaseen alentamiselle, joskin typpitaseen suhteen ravinnetasepolitiikka on vaikuttavin.

9.3 Osatutkimuksen johtopäätökset

Maatalouden ympäristötuella oli suuri taloudellinen merkitys Suomen maataloudessa, varsinkin viljaa, puutarhakasveja ja naudanlihaa tuottavilla tiloilla. Ilman ympäristötukea tai muuta vastaavaa korvausta maatalouden harjoittaminen olisi näissä tuotantosuunnissa ollut taloudellisesti mielekästä vain osalla tiloista. Kotieläintiloilla ympäristötuen osuus kokonaistuotosta oli pieni (2,5 - 5,9 %), mutta viljatililla likimain 10 %. Ympäristötuen osuus maataloustulosta oli viljatililla 35-52 %, sikatiloilla 10-17 %, maitotiloilla 12-22 % ja muilla nautakarjatililla 14-35 %. Ilman ympäristötukea tai muuta vastaavansuuruista tuotantopinta-alalle maksettua tukea viljantuotanto ja AB-tukialueiden naudanlihantuotanto olisi jäänyt selvästi pienemmäksi kuin on toteutunut 1995 - 2005. Lopputuloksena maataloustulo olisi jäänyt keskimäärin 30 % toteutunutta alhaisemmaksi. Ilman ympäristötukea kotieläintuotanto olisi ollut nykyistä intensiivisempää ja viljellyn alan ravinnetaseet korkeampia, koska ympäristötuki kannusti lisäämään lannanlevitysalaa ja pitämään pellot viljelyksessä.

Pinta-alaperusteisen ympäristötuen osuus kotieläintilojen kokonaistuotosta ja tuloista väheni etelästä pohjoiseen, kun taas kansallisen tuen suuruus nousi. Etelä-Suomen nurmituen merkitys nautatilojen tuloista oli jopa 35 % vuonna 2001, ja oli edelleenkin samaa suuruusluokkaa vuonna 2006. C-tukialueilla ympäristötuen osuus tuloista jäi alle puoleen tästä. Tämä tarkoittaa sitä, että tukijärjestelmä kokonaisuutena ohjasi C-alueilla voimakkaammin suurempaan eläintiheyteen kuin A- ja B-tukialueilla. Tämä asetelma korostui erityisesti suurilla ja kasvavilla tiloilla, jos kohtuuhintaista viljelysmaata ei ollut tarjolla lähietäisyydeltä. Nykyisen ympäristötuen edellytykset kannustaa entistä laajaperäisempään tuotantotapaan ovat heikot varsinkin C-tukialueilla. Kuten kansainvälisessä kirjallisuudessa on toistuvasti todettu, tuotantosidonnaiset tuet pitävät yllä tuotannon määrää ja intensiteettiä, mikä heikentää vesiensuojelutoimenpiteiden tehokkuutta.

Kansallisen tuen täysi irrottaminen tuotannosta on monella tapaa tehokas väline vähentää alueellisia fosforiylijäämiä, joilla on suuri merkitys maatalouden vesistökuormituksen kannalta Suomessa. Tuen täysi irrottaminen tuotannosta todennäköisesti kasvattaisi maataloustuloa, mutta samanaikaisesti tuotantomäärät alenisivat merkittävästi. Kansallisen tuen osittainen irrottaminen tuotannosta olisi sekä tuotanto- että ravinnetaseiden alentamisvaikutuksiltaan selvästi lievempi vaihtoehto. Ravinnetaseiden alentamiseen tähtäävä politiikka sekä typpilannoitevero olisivat myös tehokkaita ravinneylijäämien alentajina. Niillä olisi kuitenkin vain vähäinen vaikutus tuotannon kokonaismäärään.

Nämä ohjauskeinot johtasivat lyhyellä aikavälillä kuitenkin 5-10 % maataloustulon menetyksiin, jotka lievenisivät myöhemmin tuotannon sopeutuessa. Lopulta vuotuinen maataloustulo olisi lähes samaa luokkaa kuin perusvaihtoehdossa. Merkille pantavaa on kuitenkin se, että kaikki muut tarkastellut keinot ovat selvästi taloudellisesti tehottomampia tapoja (kriteerinä viljelijän tulonmenetyks / %-muutos ravinnetaseissa) alentaa ravinneylijäämiä kuin kansallisen tuen täysi irrotus tuotannosta, jossa maataloustulo kasvaisi tuotannon alenemisesta huolimatta.

Keinolannoitteen hinnassa maksettava typpivero vähentäisi merkittävästi typpiylijäämää (-32 %) samalla, kun sen vaikutukset tuotantomääriin olisivat vähäiset. Jos kuitenkin otetaan huomioon se, että typpiveron tuotto jää tuloksi valtiolle, typpiveron taloudellinen tehokkuus ohjauskeinona kasvaa merkittävästi, typpiylijäämien suhteen jopa lähelle samaa tehokkuutta kuin kansallisen tuen irrotus tuotannosta. Typpiveron fosforitasetta alentava vaikutus on ehdollinen sille, että viljelijät käyttävät edelleen pääosin yhdistelmälannoitteita eivätkä lisää muuta fosforilannoitusta. Tämä oletus on kuitenkin hataralla pohjalla. Fosforitase alenisi tehokkaimmin irrottamalla kotieläintukea tuotannosta tai kannustamalla ravinnetaseiden alentamiseen.

Mikäli lannoiteveron tai ravinnetasepolitiikan aiheuttamaa maataloustulon menetystä kompensoitaisiin viljelijöille, se tulisi tehdä muuten kuin tuotantoperusteisesti. Muuten aikaansaatu ravinneylijäämien aleneminen voisi kumoutua. Lannoitevero tai ravinnetasepolitiikka johtaisi väistämättä tulojen muuttumiseen tilojen välillä. Tukien irrotus tuotannosta puolestaan ei muuttaisi tulojen katoamista tai alentaisi maataloustuloa lyhyellä aikavälillä, mutta se johtaisi tuotantomotivaation katoamiseen osalla tiloista ja tuotannon selvään vähenemiseen. (Irrotuksessa eläin- tai kasvikohtainen tuki siirrettäisiin kokonaan tai osittain peltoaluetueksi irrotetun CAP-tuen tapaan.) Näiden tulosten pohjalta voidaan todeta, että kansallisten tukien irrottaminen tuotannosta – joko kokonaan tai osittain - paitsi edesauttaisi ravinneylijäämien alenemistä, myös lieventäisi tuotantopanoksiin tai ravinnetaseisiin kohdistuvien ohjauskeinojen aiheuttamia tulonmenetyksiä.

Edellä esitetty taloudellisia vaikutuksia koskeva analyysi jäi melko yleisluonteiseksi. Tutkimuksen yhteydessä ei pystytty tuottamaan sellaista tietoa, mistä olisi voitu määrittää ympäristötuen aiheuttamat tilakohtaiset kustannukset ja tulonmenetykset. Ympäristötuen kompensatio perustuu keskimääräisiin kustannuksiin ja tulonmenetyksiin. Koska tilojen väliset erot panoskäytössä, kustannuksissa ja kannattavuudessa ovat suuria, myös ympäristötukijärjestelmään liittymisen kannattavuus vaihtelee merkittävästi tilojen välillä. Jotta tukijärjestelmän kustannustehokkuutta voitaisiin yksityiskohtaisesti arvioida ja parantaa, tarvittaisiin tietoa sekä kustannusten että ympäristöhyötyjen vaihtelusta. Nykyisen järjestelmän puitteissa tilakohtaisen kustannus/hyöty -infor-

maation hankkimista on vaikea perustella viljelijöille, koska itse tukijärjestelmä perustuu kaikille osallistujille samantasoisena maksettavaan tukeen riippumatta siitä mitkä ovat tilakohtaiset kustannukset, tulonmenetykset tai saavutetut ympäristöhyödyt. MYTVAS -seuranta-alueilta on kyllä kerätty muuta aineistoa tilakohtaisilla haastatteluilla, mutta tarvittavan taloustiedon hankinta olisi ollut mahdollista ainoastaan tarkemman tilakohtaisen talouskirjanpidon kautta. Siinä ympäristötukijärjestelmän aiheuttamat kustannukset tulisi yhteismittallisesti erottaa muista maatalouden kustannuksista. Koska tämä ei ole yksikäsitteistä, tätä varten tarvittaisiin ainakin tuotantosuuntakohtaiset ohjeistukset. Riittävän laajan tilakohtaisen talousaineiston kerääminen tuotantosuunnitain olisi vaatinut selvästi enemmän resursseja ja koko hankkeen suuntaamisen uudelleen alusta alkaen.

Taloudellisten vaikutusten arviointi ja siinä onnistuminen riippuu koko ympäristötukijärjestelmän tavoitteista ja kannustimista. Hyödyntämällä esimerkiksi huutokauppateoriaan pohjautuvia tarjouskilpailuja luotaisiin kannustimet optimoida tilakohtaiset tulonmenetykset ja ympäristöhyödyt esim. lohko-kohtaisesti laskettavan ympäristöhyötyindeksin pohjalta. Samalla nämä menetykset ja hyödyt tuolisivat näkyviin ja tukijärjestelmä tuottaisi itse tämän oleellisen informaation.

Suomessa on useissa eri tutkimushankkeissa tuotettu arvioita maatalouden tuotannon ja ravinnekuormituksen kehityksestä maatalouspolitiikan eri vaihtoehtoilla niin tilojen, alueiden kuin tuotantosuuntienkin tasolla. Eri tutkimuksissa luotuja malleja ja arviointimenetelmiä olisi mahdollista soveltaa ympäristötuen eri vaihtoehtojen arviointiin. Erityisesti olisi tarvetta arvioida ympäristötukijärjestelmän kustannuksia, ympäristöhyötyjä ja tarvittavaa tuen uudelleensuuntaamista intensiivisesti tuottavilla kotieläin- ja kasvintuotantotiloilla.

10 MYTVAS 2 -tutkimuksen johtopäätökset

Vaikka maatalousmaan osuus on vain 7 % Suomen pinta-alasta, maatalous vaikuttaa monien järvien, jokien ja Itämeren rannikon läheisten vesien tilaan. Maatalouden ympäristövaikutusten syntymisessä on perimmältään kysymys maaekosysteemin toiminnasta, erityisesti kyvystä puskuroida sellaisia maahan kohdistuvia toimenpiteitä, jotka lisäävät eroosiota ja ravinnepestäjä. Kuormitukseen vaikuttavat lisäksi ratkaisevasti ravinteiden käyttö suhteessa viljelykasvien tarpeeseen sekä tilalle tuotavien ja sieltä lähtevien ravinne- ja lähtevien välinen tasapaino.

Maatalouden ympäristötuen toimenpiteillä on tähän mennessä voitu taittaa osa maatalousmaan kuormituspotentiaalin pitkään jatkuneesta kasvusta. Kuormitukseen vaikuttavat voimakkaasti myös ilmasto ja hydrologia, mikä hankaloit-

taa ympäristöohjelmien aikana tapahtuneiden vaikutusten arviointia. Pienentyneiden typpitaseiden seurauksena lannoittamiseen liittyvä typen huuhtoutumispotentiaali mitä todennäköisimmin laski. Typpitaseet pienentyivät kuitenkin vähiten Itämeren rannikkovyöhykkeellä, jonne sijoittuvilla jokivesistöjen seuranta-alueilla ei havaittu merkittävää typpikuormituksen laskua, päinvastoin typpikuormitus lisääntyi monilla alueilla.

Peltomaiden fosforitaseiden kehitys johti toisen ohjelmakauden loppupuolella pellon helppoliukoisuuden varovaiseen laskuun ja sen myötä kuormituspotentiaalin hitaaseen vähenemiseen. Tässä tutkimuksessa tehty arvio fosforin kulkeutumisesta vesiin perustui vedenlaadun osalta melko laajaan ja peltojen fosforitaseiden ja fosforitilan osalta erittäin kattavaan aineistoon. Siten tulosta voidaan pitää melko luotettava. Ympäristöohjelmien kasvipeitteisyystoimenpide vähensi jonkin verran eroosiopotentiaalia. Parempia tuloksia voidaan odottaa, jos toimenpiteen sisältö muuttuu pysyvän kasvipeitteen suuntaan ja se kohdennetaan eroosioherkimmille lohkoille. Pitempiaikaisen kasvipeitteen, kuten suojavyöhykkeiden ja nurmien, määrän lisäämisellä voidaan edelleen tehostaa eroosiontorjuntaa.

Ympäristöohjelmat tarkensivat torjunta-aineiden käyttöä, mutta torjunta-aineilla käsitelty ala pysyi entisellä tasollaan. Torjunta-aineita havaittiin pieninä määrinä myös vesistöissä, mutta tässä yhteydessä ei voitu tehdä päätelmiä ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksista päästöjen suuruuteen.

Vaikka ympäristötuen myötä viljelykäytännöt kehittyivät typen ja fosforin osalta parempaan suuntaan, maataloudessa tapahtui myös sellaisia muutoksia, jotka lisäsivät kuormituspainetta. Kotieläintuotannon alueellinen keskittyminen johdatti ravinnevirtojen suuntautumiseen eläintuotantoalueille, mistä aiheutui alueellista ja paikallista lannan ylituotantoa ja ravinnetaseiden nousua. Ravinnetaseiden pysyminen korkeina joillakin alueilla muodostaakin hitaasti kuormitusta lisäävän taustatekijän, kun ostorehujen mukana kotieläinten lantaan päätyvät ravinteet levitetään liian pienelle peltoalalle. Ympäristötukikausien toimenpide lannan käytön tehostamisesta oli todennäköisesti erittäin kustannustehokas, vaikka senkin vaikutukset kuormitukseen näkyvät vasta viiveellä. Lantaa tulisi jatkossa levittää entistä selvästi suuremmalle pinta-alalle. Kotieläintiloilla tulisi myös tarkastella yhä kriittisemmin fosforipitoisten ostolannoitteiden ja kivennäislisien käyttöä.

Kotieläintalouden keskittymiskehityksen aiheuttamat ongelmat on tiedostettava nykyistä paremmin ja ne on otettava huomioon päätöksenteossa. Maatalouspolitiikan muutokset yksinään eivät käänne tuotannon alueellisen keskittymisen trendiä, vaan voivat päinvastoin kiihdyttää sitä. Maatalouspolitiikasta kuitenkin riippuu tuottajien motivaatio pellon kasvukunnon ylläpitämiseen ja parantamiseen. Lyhyet vuokra-ajat eivät nykyisellään kannusta pellon kasvukunnon

parantamiseen. Lisäksi osa vuokrapelloista sijaitsee kaukana, jolloin viljelytoimenpiteitä ei saada tehtyä optimaalisissa kosteusoloissa.

Maan hyvä rakenne, pellon toimiva vesitalous ja riittävä kalkitus ovat avainasemassa vähennettäessä maatalouden vesistökuormitusta. Em. tekijät vaikuttavat myös voimakkaasti sadonmuodostukseen. Viime vuosina peltojen kalkitusmäärät ovat jääneet tavoitteistaan ja monilla peltoalueilla vesitalouden kunnossapito ei ole riittävällä tasolla. Viljelyssä tapahtuneet muutokset ovat voineet vaikuttaa vaihtelevien sääolojen lisäksi myös sadon määrään ja laatuun, kun sen sijaan ympäristöohjelmien lannoitusrajoitukset voivat selittää niissä tapahtuneita muutoksia vain poikkeustapauksissa.

Maatalousperäisen kuormituksen vähentämiseksi varsinaisia ympäristöpoliittisia toimia tehokkaampia menetelmiä voisivat olla muuhun maatalouspolitiikkaan liittyvät tukitoimenpiteiden muutokset, kuten kansallisen tuen maksupurusteiden muuttaminen tuotannosta riippumattomaksi sekä typpilannoitteiden käytön verotus. Näillä olisi kuitenkin ainakin tuotannon sopeutumisen alkuvaiheessa merkittäviä kokonaistuotantoa alentavia vaikutuksia. Tulovaikutukset sen sijaan eivät olisi yhtä merkittäviä, mikäli tukimäärä säilyisi ennallaan.

Ympäristöpoliittisten toimien resurssit tulisi kohdentaa nykyistä enemmän alueellisesti riskialttiisiin kohteisiin, kuten Saaristomeren valuma-alueelle ja pelloille, joiden kuormituspotentiaali on korkea. Tällaisia ovat mm. kaltevat pellot ja pellot, joiden fosforiluku on korkea. Lisäksi maataloudessa tulisi ottaa käyttöön nopeasti vaikuttavia toimia liittyen valumavesien puhdistamiseen. Samalla tulee maatalouspolitiikan ja lainsäädännön keinoin huolehtia siitä, että viljelijöiden motivaatio hyvään kuormitusta vähentävään viljelytapaan paranee. Ellei maatalouden yleinen toimintaympäristö, ml. maatalouspolitiikka, kannusta hyvään viljelytapaan ja vesistökuormituksen vähentämiseen, maatalouden ympäristötoimilla voidaan vain osittain lieventää syntyviä haittoja. Uhkien torjumisen lisäksi tulisi hyödyntää muuttuneen maatalouspolitiikan tarjoamia mahdollisuuksia maatalouden ravinnekuormituksen vähentämiseen.

Alkaneella kolmannella ympäristöohjelmakaudella (2007–2013) maatalouden tukipolitiikka, investointituet, ympäristölupien myöntöperusteet sekä tuotteiden ja tuotantopanosten hintakehitys näyttäisivät edelleen ohjaavan ympäristötukea vahvemmin kotieläintuotannon keskittymistä ja kotieläinten ruokinnan intensiivisyyttä. Kotieläintalouden keskittymisen osalta maatalouden ympäristötuki ei voi yksin kääntää suuntaa, mutta se voi osaltaan hidastaa nykykehitystä, joka on johtamassa vielä nykyistäkin suurempaan keskittymiseen.

Keskeinen seikka on lannan ravinnepitoisuuksien laskentatapa ympäristötuen sa. Kolmannella ympäristötukikaudella (2007–2013) syksyllä levitettävän lannan mukana maahan tulevasta liukoisesta tyypeistä huomioidaan laskennallises-

ti entistä suurempi osuus, 75 % (50 % vuosina 1995–2006), ja lannan sisältämän fosforin laskennallinen käyttökelpoisuus nousi tasolle 85 % (75 % vuosina 1995–2006). Kun lannan levityksessä on otettava ympäristöseikat paremmin huomioon, tiloilla investoidaan enemmän sellaisiin toimenpiteisiin ja uusimpiin teknologioihin, jotka tähtäävät lannan ravinteiden aiempaa tarkempaan käyttöön. Ympäristön asettamien reunaehtojen tulisi myös kannustaa tarkentamaan kotieläinten ruokintakäytäntöjä, vähentämään ostolannoitteiden käyttöä ja kehittämään tuotantoon liittyvää ympäristöteknologiaa.

Kun aikaisempien ympäristöohjelmakausien aikana on laadittu tilakohtaiset ympäristösuunnitelmat ja ohjelmiin on kuulunut viljelijöiden koulutusta, kolmanteen ympäristöohjelmaan sisältyy vain niukasti koulutusta tai tilakohtaista neuvontaa. Koulutukselle ja tilakohtaiselle suunnittelulle olisi kuitenkin selkeä tarve. Esimerkiksi toimenpiteiden valintaa ja niiden toteutusta olisi hyödyllistä säätää suhteessa tilan olosuhteisiin ja viljelykäytäntöihin.

Kolmannella ympäristötukikauden alkaessa myös fosforilannoitusrajat laskevat jonkin verran suhteessa edellisiin tukikausiin. Muutosten seurauksena fosforilukujen odotetaan pienenevän nopeammin korkeissa viljavuusluokissa, samalla kun matalien luokkien fosforipitoisuus nousee hitaammin kuin edellisten ohjelmakausien tukeen oikeuttavien lannoitusrajojen mukaan lannoitettaessa. Peltojen kasvipeitteisyyden osalta toimenpiteet tähtäävät kasvipeitteisen peltoalan lisäämiseen eteläisessä Suomessa, missä toimenpiteen tarve on suurin. Ympärivuotisen kasvipeitteen lisääntyminen ja syysmuokkauksen vähentyminen pienentävät typpikuormitusta. Yllä mainitut muutokset ympäristötuen toimenpiteissä tehostavat tuen vaikutuksia kaikkein keskeisimmissä ravinnekuormitukseen vaikuttavissa seikoissa, maan fosforitilan kehityksessä ja kasvipeitteisyydessä.

Voidaan arvioida, että maatalouden kuormituspotentiaali kasvoi 1990-luvun alkuun asti. Kahden toteutuneen ympäristöohjelmakauden aikana maatalouden kuormituspotentiaalinen kasvu saatiin pysähtymään ja seuraavien ohjelmakausien aikana alamme luultavasti nähdä yhä selvemmin muutoksia myös varsinaisissa kuormitusmäärissä.

Suotuista kehitystä saattavat kuitenkin jarruttaa sellaiset maaperän toimintaan vaikuttavat tekijät, jotka eivät sisälly suoraan maatalouden ympäristötuen toimenpiteisiin, kuten esimerkiksi peltojen vesitalouden kunnossapito. Salaojitus tuetaan investointituella, mikä kattaa vain pienen osan (20 %) kustannuksista. Vuosittaiset salaojitusmäärät eivät vastaa tarvetta, mistä aiheutuu maan rakenteen huononemista, eroosiota ja ravinnepestäjä ympäristöön. Myöskään yksipuolinen viljely ei todennäköisesti vähene kolmannen ympäristöohjelman aikana. Samoin epävarmuus tuotannon jatkumisesta, pellonvuokrauksen yleistyminen ja näistä aiheutuva haluttomuus peltojen perusparannuksiin eivät tule

muuttumaan ympäristötuen vaikutuksesta. Näitä ympäristökuormituksen taustalla vaikuttavia asioita ohjaa muu maatalouspolitiikka. Samalla ilmaston muuttuminen aiheuttaa uusia ennakoimattomia haasteita/mahdollisuuksia suomalaiselle maataloudelle ja ympäristöhaittojen torjunnalle.

11 MYTVAS 2 -tutkimuksen arviointi

MYTVAS 2 –tutkimus oli edeltäjänsä laajempi ja monipuolisempi, mm. pelto- maan kuormituspotentiaalın arvioinnin suhteen. Tutkimuksessa tehtiin tarkko- ja alueellisia taselaskelmia, joiden taustatiedot päivitettiin uusinta tutkimustie- toa vastaaviksi. Samoin fosforikuormituspotentiaalın arvioimiseksi kehitettiin uusia menetelmiä erityisesti eroosioainesfosforin rehevöittäväen vaikutuksen selvittämiseksi. Maan rakenteen ja pintavaluntariskien seurantaan varten oli oma osatutkimuksensa, kuten myös sadon laadun ja talousvaikutusten tutkimiseksi. Seurantatutkimus kesti koko ympäristötukikauden ajan, mikä toi tutkimukseen siitä nykyään usein puuttuvaa jatkuvuutta ja antoi mahdollisuuden myös tutki- musten painopisteiden muuttumiselle seurantakauden aikana.

MYTVAS 2 –seurantatutkimuksen pääpaino oli maaperän kuormituspotenti- aalın kehityksen seurannassa, koska aikaisemmat toimenpiteet olivat vähentä- neet varsin tehokkaasti maataloudesta aiheutuvia suorıa päästöjä. Peltomaiden kuormituspotentiaalın kehitystä arvioitiin kattavien maa-analyysitietojen, ra- vinnetaselaskelmien ja kuormitusmallien avulla. Yksittäisten ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuutta arvioitiin em. tietojen valossa. Tutkimuksen tu- loksia hyödynnettiin horisontaalisen maaseudun kehittämisohjelman väliarvi- oinnissa (MMM 2004), mikä tuotti puolestaan hyödyllistä tietoa MYTVAS 2 –tutkimukseen. Tutkijaryhmä oli myös keskeisessä asemassa laadittaessa maa- ja metsätalousministeriön pyytämää selvitystä maatalouden merkityksestä Itä- meren tilaan (Uusitalo ym. 2007a). Alkuperäisen tavoitteen mukaisesti MYT- VAS2 –tulokset olivat vaikuttamassa kolmannen ympäristöohjelmakauden toi- menpiteiden sisältöön. Monien ympäristötuen yksittäisten toimenpiteiden tar- kempi analyysi ja tuen kehittämiseen tähtäävä asiantuntijatyö edellyttivät kui- tenkin paljon myös muun tutkimustiedon hyödyntämistä.

Seurantatutkimuksen laajuudesta huolimatta siitä jäi puuttumaan monia tärkei- tä seikkoja. Esimerkiksi maan rakenteen ja pintavaluntariskien arvioinnissa re- surssit eivät riittäneet seurattavien peltolohkojen maan rakenteen määrittämi- seen pintaa syvemältä. Määritykset olisi voitu toteuttaa esimerkiksi äskettäin kehitetyn ”Peltomaan laatutestin” mukaan, mikä olisi antanut valmiuksia tar- kastella kvantitatiivisesti ja lohkoakohtaisesti maan rakenteen ja lätäköitymisen välistä suhdetta. Fosforikuormituksen osalta tutkimuksessa ei tehty kokonais- valtaista arviointia erityyppisten toimenpiteiden, kuten lannoituksen alentami- sen, muokkauksen keventämisen, kasvipeitteisyyden, suojavyöhykkeiden, sala-

ojituksen ja kosteikkojen mahdollisuuksista kuormituksen alentajina. Maa-ainekseen sitoutuneen fosforin merkitys vesien rehevöitymisessä on erittäin kriittinen tekijä arvioitaessa erilaisten eroosiontorjuntamenetelmien tehoa. Asian näitä puolia täydensivät osittain muut käynnissä olleet hankkeet, mm. Suomen ympäristökeskuksessa toteutetut SEGUE- ja VIHMA –hankkeet, joista jälkimmäisessä hyödynnettiin myös Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen tutkimusaineistoja. Maataloudesta peräisin olevan typpihuuhtouman suuruutta ja sen lähteitä ei myöskään pystytty tutkimaan riittävästi suhteessa ilmaston lämpenemiseen ja sateisuuden muutoksiin. Parempia ennusteita olisi saatavissa lohko-kohtaisella mallinnuksella, etenkin jos mallien kalibrointiin olisi käytävissä tutkimusvaluma-alueilta nykyistä tarkempaa mittausaineistoa. Tulevien ympäristöohjelmien suunnittelun pohjaksi tarvittaisiin ennen muuta kokonaisvaltaisia, aluekohtaisia arvioita typpi- ja fosforikuormituksen realistisista minimitasoista, joihin erilaisilla toimenpiteillä ja niiden yhdistelmillä on mahdollista päästä. Tässä yhteydessä olisi erittäin tärkeää pystyä määrittämään myös viljelyalueiden ns. luonnonhuuhtouman suuruus.

Torjunta-aineiden aiheuttaman riskin osalta viljelijähaastatteluista saatu aineisto oli työläästi käsiteltävää ja aineistoa jouduttiin perkaamaan huolellisesti tulosten luotettavuuden varmistamiseksi. Muutenkin haastattelututkimuksen (Mattila ym. 2007) ongelmana oli tiedonkeruun raskaus, sen suuret kustannukset ja aineiston vaihteleva laatu. Maatiloja on myös jatkuvasti vaikeampi saada osallistumaan tutkimukseen, minkä vuoksi aineistomäärä uhkaa vähentyä vuosi vuodelta. Samoin tulosten käsittely on erittäin vaativa ja suurta asiantuntemusta edellyttävä prosessi. Jatkossa tuleekin harkita haastattelututkimuksen laajuutta ja myös muiden tiedonkeruumenetelmien sekä aineistojen käyttöä.

Nyt tehdyssä vesien laadun arvioinnissa oli mukana riittämättömästi karjatalouden kuormittamia vesistöjä. Samoin jatkuvatoimisen valuma-alue-seurannan puuttuminen heikentää kuormitustietojen luotettavuutta yksittäisten vesialueiden tasolla. Vuonna 2007 perustettava seuranta karjatalousvaltaiselle valuma-alueelle voi tuottaa tietoa kolmannen ympäristötukikauden seurantaan, ja kuormituksen arviointi tarkentuu muutenkin jatkuvan seurannan yleistyessä pienillä valuma-alueilla. Aineistomme antanee kuitenkin suhteellisen hyvän yleiskuvan peltoviljelyn kuormittamien jokien, järvien ja estuaarien tilan muutoksista. Vuonna 2007 EU:n vesipolitiikan puitteiden direktiivin toimeenpanon yhteydessä perustettu hajakuormitettujen vesien toiminnallisen seurannan verkko laajentaa maatalouden kuormittamien järvien, jokien ja estuaarien seuranta. Uudistettu verkko antanee paremman mahdollisuuden seurata uuden ohjelmakauden (2007–2013) aikana maatalouden kuormittamien vesien tilaa ja siinä tapahtuvia muutoksia.

Sadon laadun arvioinnissa käytettiin viljaotanta-aineistoja, joiden etuina ovat pitkäaikaisuus ja laajuus, mutta puutteina riittämättömät taustatiedot ja epätark-

kuus tietojen kohdentumisessa tutkittuun viljanäytteeseen. Viljaotannasta voidaan luotettavimmin seurata vain erilaisten laatutekijöiden kehitystä ja niiden vuosittaista vaihtelua. Viljaotannan rinnalla olisikin seuraavissa ympäristötuen seurantatutkimuksissa hyödynnettävä myös muiden toimijoiden keräämiä aineistoja (mm. Suomen Rehu Oy:n ISOVILJA-hanke, ProAgrian laatutietopankki). Erityisesti tarvitaan luotettavia lohkokohtaisia tietoja sadon määrästä, jotta sadon määrän ja laadun muutoksia voidaan arvioida suhteessa lohkokohtaiseen lannoitukseen ja muihin kasvuun vaikuttaviin tekijöihin.

Taloudellisia vaikutuksia koskeva analyysi jäi melko yleisluonteiseksi eikä tutkimuksessa pystytty hankkimaan aineistoa, mistä olisi voitu määrittää todelliset ympäristötuen aiheuttamat tilakohtaiset kustannukset ja tulonmenetykset. Tätä varten olisi tarvittu mm. lannoituskoeaineistojen kokoaminen ja niiden kattava analysointi. Jotta tukijärjestelmän kustannustehokkuutta voitaisiin yksityiskohtaisesti arvioida, tarvittaisiin tietoa sekä kustannusten että ympäristöhyötyjen vaihtelusta. Vaikka MYTVAS -seuranta-alueilta on kerätty paljon tila- ja lohkokohtaista tietoa, tarvittavan taloustiedon hankinta olisi ollut mahdollista ainoastaan tarkan tilakohtaisen talouskirjanpidon kautta. Riittävän laajan tilakohtaisen talousaineiston kerääminen tuotantosuunnittain olisi vaatinut selvästi enemmän resursseja ja koko hankkeen suuntaamisen uudelleen alusta alkaen. Jatkossa olisi erityisesti tarpeen arvioida koko ympäristötukijärjestelmän kustannuksia, ympäristöhyötyjä ja tarvittavaa tuen uudelleensuuntaamista intensiivisesti tuottavilla kotieläin- ja kasvintuotantotiloilla.

12 Kirjallisuus

- Alakukku, L. 1998. Properties of compacted fine-textured soils as affected by crop rotation and reduced tillage. *Soil & Tillage Research* 47: 83–89.
- Alakukku, L. 2000. Response of annual crops to subsoil compaction in a field experiment on clay soil lasting 17 years. *Advances in Geoecology* 32: 205–208.
- Alakukku, L., Turtola, E., Ventelä, A.-M., Nuutinen, V., Aura, E. & Uusitalo, R. 2004. Suorakylvön soveltuvuus vesiensuojelutyöhön – esiselvitys. Pyhäjärvi-Instituutin julkaisuja Sarja A nro 28. Eura: Pyhäjärvi-instituutti. 92 s. ISBN 952-9682-33-6. ISSN 0789-922x.
- Aura, E. 1990. Salaojien toimivuus savimaassa. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 10/90. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 93 s.
- Aura, E., Saarela, K. & Rätty, M. 2006. Savimaiden eroosio. MTT:n selvityksiä 118. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. 32 s.
- Bärlund, I., Lehtonen, H. & Tattari, S. 2005. Assessment of environmental impacts following alternative agricultural policy scenarios. *Water Science and Technology* 51(3–4): 117-125

- Comia, R.A., Stenberg, M., Nelson, P., Rydberg, T. & Håkansson, I. 1994. Soil and crop responses to different tillage systems. *Soil Tillage Research* 29: 335–355.
- Deelstra, J., Abramenko, K., Vagstad, N., Jansons, V., Sudars, R. & Dzalbe, I. 2004. Hydrological pathways, scale issues and nitrogen runoff: a case study in Latvian catchment, in XXIII Nordic Hydrological Conference, Tallinn, Estonia 8-12 August 2004. s. 219–229.
- Ekholm, P. 1994. Bioavailability of phosphorus in agriculturally loaded rivers in southern Finland. *Hydrobiologia* 287: 179–194.
- Ekholm, P., Granlund, K., Kauppila, P., Mitikka, S., Niemi, J., Rankinen, K., Räike, A. & Räsänen, J. 2007. Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*.
- Ekholm, P. & Krogerus, K. 1998. Bioavailability of phosphorus in purified municipal wastewaters. *Water Research* 32: 343–351.
- Ekholm, P. & Mitikka, S. 2006. Agricultural lakes in Finland – Current water quality and trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 111–135.
- Ekholm, P., Turtola, E., Grönroos, J., Seuri, P. & Ylivainio, K. 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110: 266–278.
- Eskelinen, J. & Alakukku, L. 2004. Maan rakenteen ja pintavaluntariskien arviointi. Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.). *Maatalouden ympäristötutenseuranta MYTVAS 2 Osahankkeiden 2–7 väliraportit 2000–2003. Maa- ja elintarviketalous* 59. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. s. 33–64. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met59.pdf>
- Granlund, K., Salo, T., Esala, M. & Bärlund, I. 2007. The effect of decreasing fertilization on agricultural nitrogen leaching – a model study. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Grönroos, J., Hietala-Koivu, R., Kuussaari, M., Laitinen, P., Lankoski, J., Lemola, R., Miettinen, A., Perälä, P., Puustinen, M., Schulman, A., Salo, T., Siimes, K. & Turtola, E. 2007. Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006. *Suomen ympäristö* 19/2007. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 168 s.
- Grönroos, J., Rekolainen, S. & Nikander, A. 1997. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen vuonna 1995. *Suomen ympäristö* 81. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 88 s.
- Grönroos, J., Rekolainen, S., Palva, R., Granlund, K., Bärlund, I., Nikander, A. & Laine, Y. 1998. Maatalouden ympäristötuki. Toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset v. 1995–1997. *Suomen ympäristö* 239. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 77 s.

- Hildén, M., Huhtala, A., Koikkalainen, K., Ojanen, M., Grönroos, J., Helin, J., Isolahti, M., Kaljonen, M., Kangas, A., Känkänen, H., Puustinen, M., Salo, T., Turtola, E., Uusitalo, R. 2007. Verotukseen perustuva ohjaus maatalouden ravinnepäästöjen rajoittamisessa. Ympäristöministeriön raportteja 15/2007. 75 s. Saatavissa internetistä: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=245780&lan=fi>
- Jansson, P.-E. & Karlberg, L. 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Trita-Ami report 30 87. Stockholm: Royal Institute of Technology, Division of land and water resources, department of civil and environmental engineering. 321 s.
- Korkka-Niemi, K. 2001. Cumulative geological, regional and site-specific factors affecting groundwater quality in domestic wells in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research 20. Helsinki: Finnish Environment Institute. 98 s.
- Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering* 19: 325–337.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20: 89–103.
- Lehtikangas, S., Sandqvist, H. & Lakso, E. 1995. Nitraatin esiintyminen pohjavesissä ja sen poistomahdollisuudet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 622. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 84 s. ISBN 951-53-0048-7. ISSN 0783-3288.
- Leivonen, J. (toim.) 2005. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005 – toteutumisen arviointi vuoteen 2003 asti. Suomen ympäristö 811. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 82 s.
- Lehtonen, H., Aakkula, J. & Rikkinen, P. 2005. Alternative policy scenarios, sector modelling and indicators: A sustainability assessment. *Journal of Sustainable Agriculture* 26(4): 63–93.
- Lehtonen, H., Lankoski, J. & Koikkalainen, K. 2007. Economic and environmental performance of alternative policy measures to reduce nutrient surpluses in Finnish agriculture. *Agricultural and Food Science*. Käsikirjoitus
- Lehtonen, H., Lankoski, J. & Niemi, J. 2006. Evaluating impacts of alternative agricultural policy scenarios on multifunctionality: a case study of Finland. Teoksessa: Kaditi, E. & Swinnen, J. (toim.). Trade agreements, multifunctionality and EU agriculture. Brussels: Centre for European Policy Studies. s. 203–235.
- Lehtonen, H. & Pyykkönen, P. 2005. Maatalouden rakennekehitys-näkymät vuoteen 2013. MTT:n selvityksiä 100. Helsinki: MTT. 40 s. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts100.pdf>
- Lehtoranta, J., Ekholm, P. & Pitkänen, H. 2007. Role of estuaries in retaining external phosphorus load. Teoksessa: Pitkänen, H. & Tallberg, P. (toim.).

Searching efficient protection strategies for the eutrophied Gulf of Finland: the integrated use of experimental and modeling tools (SEGUE). *Finnish Environment* 15: 25–28.

Libiseller, C. & Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13: 71–84.

Mander, Ü., Kull, A., Kuusemets, V. & Tamm, T. 2000. Nutrient runoff dynamics in a rural catchment: Influence of land-use changes, climatic fluctuations and ecotechnological measures. *Ecological Engineering* 14: 405–417.

Mattila, P., Rankinen, K., Grönroos, J., Siimes, K., Karhu, E., Laitinen, P., Granlund, K., Ekholm, P. & Antikainen, R. 2007. Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormitus ympäristötukitiloilla v. 2003–2005. *Suomen ympäristö 40/2007*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 102 s.

MMM 2000. Horisontaalinen maaseudun kehittämissuunnitelma. EU:n yhteisen maatalouspolitiikan liitännäistoimenpiteet. Manner-Suomi. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 229 s.

MMM 2004. Horisontaalisen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. MMM:n julkaisu 1/2004. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 272 s.

Mokma, D.L., Yli-Halla, M. & Hartikainen, H. 2000. Soils in a young landscape on the coast of southern Finland. *Agricultural and Food Science in Finland* 9: 291-302.

Muukkonen, P., Hartikainen, H., Lahti, K., Sarkela, A., Puustinen, M. & Alakukku, L. 2007. Influence of no-tillage on the distribution and lability of phosphorus in Finnish clay soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 299–306.

Myyrä, S., Ketoja, E., Yli-Halla, M. & Pietola, K. 2005. Land improvements under land tenure insecurity – the case of pH and phosphate in Finland. *Land Economics* 81: 557–569.

Myyrä, S., Pietola, K. & Yli-Halla, M. 2007. Exploring long-term land improvements under land tenure insecurity. *Agricultural Systems* 92: 63–75.

Mäkelä-Kurtto, R. & Sippola, J. 2002. Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. *Agricultural and food science in Finland* 11(4): 273–284.

Mäntylahti, V. 2002. Peltojen ravinnetilan kehitys 50 vuoden aikana. Teoksessa: Uusitalo, R. & Salo, R. (toim.). *Tutkittu maa turvalliset elintarvikkeet: Viljavuustutkimus 50 vuotta juhlaseminaari, Jokioinen 24.9.2002*. Maa- ja elintarviketalous 13. Jokioinen: MTT. s. 5-13. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met13.pdf>

Niemi, J. & Ahlstedt, J. (toim.). 2006. Suomen maatalous ja maaseutuelinkeinot 2006. MTT Taloustutkimus. Julkaisu 106. Helsinki: MTT. 94 s.

- Niemi, J. & Ahlsted, J. (toim.). 2007. Suomen maatalous ja maaseutuelinkeinot 2007. MTT Taloustutkimus. Julkaisuja 107. Helsinki: MTT. 96 s.
- Niinioja, R. 1993. Lietelannan levitys ja ravinteiden huuhtoutuminen. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 150. Joensuu: Vesi- ja ympäristöhallitus, Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri. 90 s.
- Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K. & Grönroos, J. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. MYTVAS-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 478. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 92 s.
- Pitkänen, J. 1988. Aurattoman viljelyn vaikutukset maan fysikaalisiin ominaisuuksiin ja maan viljavuuteen. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 21/88. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 62–162.
- Pitkänen, J. 1997. Water movement through ploughed and shallow tilled soil blocks. Proceedings 14th ISTRO Conference, Pulawy, Poland, July 27–August 1 1997. Bibliotheca Fragmenta Agronomica 2B/97. Pulawy. s. 535-538. PL ISSN 0860-4088.
- Pitkänen, J. 1999. Viljelytekniikan vaikutus pintavirtailuun peltoalueella. Teoksessa: Salo, R. & Yli-Halla, M. (toim.) Maataloustieteen päivät 2000. Kasvintuotanto ja maaperä, puutarhatuotanto, Helsinki, 10.–11.1.2000. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 67. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 22–33.
- Pitkänen, J. & Nuutinen, V. 1998. Earthworm contribution to infiltration and surface runoff after 15 years of different soil management. *Applied Soil Ecology* 9: 411–415.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. & Peltonen, K. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 565–579.
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. 2007. Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil and Tillage Research* 93: 44–55.
- Pyykkönen, S., Grönroos, J., Rankinen, K., Laitinen, P., Karhu, E. & Granlund, K. 2004. Ympäristötuen mukaiset viljelytoimenpiteet ja niiden vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 2000–2002. Suomen ympäristö 711. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 119 s.
- Rankinen, K., Granlund, K. & Bärlund, I. 2004. Modelling of seasonal effects of soil processes on N leaching in northern latitudes. *Nordic Hydrology* 35: 347–357.
- Rankinen, K., Kenttämies, K., Lehtonen, H. & Nenonen, S. 2006. Nitrogen load predictions under land management scenarios for a boreal river basin in northern Finland. *Boreal Environment Research* 11: 213–228.

- Rankinen, K., Salo, T. & Granlund, K. 2007. Simulated nitrogen leaching, nitrogen mass field balances and their correlation on four farms in south-western Finland during the period 2000–2005. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Rekolainen, S., Pitkänen, H. Bleeker, A. & Sietske, F. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes from Finnish agricultural areas to the Baltic Sea. *Nordic Hydrology* 26(1): 55–72.
- Ristolainen, A., Nuutinen, V. & Alakukku, L. 2006. Comparison of some soil physical properties of two clay fields. Proceedings of ISTRO 17th triennial conference 'Sustainability – its impact on soil management and environment', Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Germany, 28 August–3 September 2006. s. 747–751. Saatavissa cd-romina. ISBN 3-9811134-0-3.
- Saarela, I. 2002. Phosphorus in Finnish soils in the 1900s with particular reference to the ammonium acetate soil test. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 257–271.
- Saarela, I., Huhta, H. & Virkajärvi, P. 2006a. Effects of repeated phosphorus fertilisation on field crops in Finland. 2. Sufficient phosphorus application rates on silty and sandy soils. *Agricultural and Food Science* 15: 423–443.
- Saarela, I., Järvi, A., Hakkola, H. & Rinne, K. 1995. Fosforilannoituksen porraskokeet 1977–1994. Vuosittain annetun fosforimäärän vaikutus maan viljavuuteen ja peltokasvien satoon monivuotisissa kenttäkokeissa. Maatalouden tutkimuskeskus, Tiedote 16/95. Jokioinen, Maatalouden tutkimuskeskus. 94 s.
- Saarela, I., Salo, Y. & Vuorinen, M. 2006b. Effects of repeated phosphorus fertilisation on field crops in Finland. I. Yield responses on clay and loam soils in relation to soil test P values. *Agricultural and Food Science* 15: 106–123.
- Salaojakeskus 2002. Salaojituksen tavoiteohjelma 2020. Helsinki: Salaojakeskus ry. 40 s. Saatavissa internetistä: <http://www.salaojakeskus.fi/pdf/tavoiteohjelma.pdf>
- Salo, T., Eskelinen, J., Jauhiainen, L. & Kartio, M. 2007a. Reduced fertilizer use and changes in cereal grain weight, test weight and protein content in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Salo, T., Lemola, R. & Esala, M. 2007b. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2004. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Salo, T. & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 98–107.
- Salopelto, J. 2004. ISO-VILJA®. Viljatutkimus 2004. Suomen Rehu Oy. 26 s. Viitattu 22.5.2007. Saatavissa internetistä: http://www.farmit.net/farmit/fi/03_kasvinviljely/10_viljanlaatu/01_ISO-VILJA-teknologia/03_viljatutkimuksen_raportit/Viljatutkimus_2004.pdf

- Salopelto, J. 2005. ISO-VILJA®. Viljatutkimus 2005. Suomen Rehu Oy. 36 s. Viitattu 22.5.2007. Saatavissa internetistä: http://www.farmit.net/farmit/fi/03_kasvinviljely/10_viljanlaatu/01_ISO-VILJA-teknologia/03_viljatutkimusen_raportit/Viljatutkimus_2005.pdf
- Stenberg, M., Stenberg, B. & Rydberg, T. 2000. Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weak-structured soil. *Applied Soil Ecology* 14: 135–145.
- Suomen Vesiensuojeluyhdistysten Liitto r.y. 1978. Maatalouden vesiensuojeluhjeet. Ympäristö ja Terveys 1/1978. s. 49-63.
- Tattari, S., Bärlund, I., Rekolainen S., Posch, M., Siimes, K., Tuhkanen, H-R & Yli-Halla, M. 2001. Modeling sediment yield and phosphorus transport in Finnish clayey soils. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 44: 297–307.
- Tike 1996. Maatilatilastollinen vuosikirja 1996. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 249 s.
- Tike 2002. Maatilatilastollinen vuosikirja 2002. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 266 s.
- Tike 2005. Maatilatilastollinen vuosikirja 2005. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 268 s.
- Tike 2006. Maatilatilastollinen vuosikirja 2006. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. 267 s.
- Tike 2007. Matilda-tietokanta. Saatavissa internetistä: <http://www.matilda.fi>
- Tuomenvirta, H. 2004. Reliable estimation of climatic variations in Finland. Finnish Meteorological Institute Contributions No. 43. Helsinki: Finnish Meteorological Institute. 79 s.
- Turtola, E., Alakukku, L., Uusitalo, R. & Kaseva, A. 2007. Surface runoff, subsurface drainflow and soil erosion as affected by tillage in a clayey Finnish soil. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Turtola, E. & Jaakkola, A. 1995. Loss of phosphorus by surface runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica Sect. B, Soil and Plant Science* 45: 159–165.
- Turtola, E. & Kemppainen, E. 1998. Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science in Finland* 7: 569–581.
- Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) 2004. Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS 2. Osahankkeiden 2–7 väliraportit 2000–2003. Maa- ja elintarviketalous 59. Jokioinen: MTT. 176 s.
- Turtola, E. & Paajanen, M. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management* 28: 295–310.

- Turtola, E. & Yli-Halla, M. 1999. Fate of phosphorus applied in slurry and mineral fertilizer: accumulation in soil and release into surface runoff water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55: 165–174.
- Uusi-Kämppe, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N. & Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29: 151–158.
- Uusi-Kämppe, J. & Palojarvi, A. 2006. Suojakaistojen tehokkuus kevätiljamaalla ja laitimella. *Maa- ja elintarviketalous* 76. Jokioinen: MTT. s. 101–137.
- Uusi-Kämppe, J., Puumala, M., Nykänen, A., Huuskonen, A., Heinonen-Tanski, H. & Yli-Halla, M. 2003. Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus. Teoksessa: Uusi-Kämppe, J., Yli-Halla, M. & Grék, K. (toim.). *Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen*. *Maa- ja elintarviketalous* 25. Jokioinen: MTT. s. 48–93. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met25.pdf>
- Uusitalo, R. 2004. Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. Väitöskirja, Helsingin yliopisto. *Agrifood Research Reports* 53. Jokioinen: MTT. 99 s.
- Uusitalo, R. & Aura, E. 2005. A runoff simulation study on the relationships between soil test P versus dissolved and potentially bioavailable particulate phosphorus in runoff. *Agricultural and Food Science* 14: 335–345.
- Uusitalo, R. & Ekholm, P. 2003. Phosphorus in runoff assessed by anion exchange resin extraction and an algal assay. *Journal of Environmental Quality* 32: 633–641.
- Uusitalo, R. & Ekholm, P. 2004. Käyttökelpoisen fosforin arviointi pintamaasta ja valumavedestä. Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS2: Osahankkeiden 2–7 väliraportit 2000–2003*. *Maa- ja elintarviketalous* 59. Jokioinen: MTT. s. 7–32.
- Uusitalo, R., Ekholm, P., Turtola, E., Pitkänen, H., Lehtonen, H., Granlund, K., Bäck, S., Puustinen, M., Räike, A., Lehtoranta, J., Rekolainen, S., Walls, M. & Kauppila, P. 2007a. *Maatalous Itämeren rehevöittäjänä*. *Maa- ja elintarviketalous* 96. Jokioinen: MTT. 34 s.
- Uusitalo, R. & Jansson, H. 2002. Dissolved reactive phosphorus in runoff assessed by soil extraction with an acetate buffer. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 343–353.
- Uusitalo, R. & Turtola, E. 2003. Determination of redox-sensitive phosphorus in field runoff without sediment preconcentration. *Journal of Environmental Quality* 32: 70–77.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Grönroos, J., Kivistö, J., Mäntylahti, V., Turtola, A., Lemola, R. & Salo, T. 2007b. Finnish trends in phosphorus balances and soil test phosphorus. *Agricultural and Food Science*. Käsikirjoitus

- Uusitalo, R., Turtola, E., Kauppila, T. & Lilja, T. 2001. Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soil. *Journal of Environmental Quality* 30: 589–595.
- Uusitalo, R., Turtola, E. & Lemola, R. 2007c. Phosphorus losses from a sub-drained clayey soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Uusitalo, R., Ylivainio, K., Turtola, E. & Kangas, A. 2007d. Accumulation and translocation of sparingly soluble manure phosphorus in different types of soils after long-term excessive inputs. *Agricultural and Food Science. Käsikirjoitus*
- Vagstad, N., Stålnacke, P., Andersen, H.-E., Deelstra, J., Jansons, V., Kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen, S. & Tumas, R. 2004. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions. *Hydrology and Earth System Sciences* 8: 651–662.
- Virtanen, H. & Nousiainen, J. 2006. Nitrogen and phosphorus balances on Finnish dairy farms. *Agricultural and Food Science* 15: 166–180.
- Vuoremaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment* 76 2: 213–248.
- Wade, A., Durand, P., Beaujoan, V., Wessels, W., Raat, K., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepistö, A. 2002. Towards a generic nitrogen model of European ecosystems: New model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 559–582.
- Wade, A.J. 2004. Errata in INCA-N equations to simulate nitrogen storage and transport in river systems. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 858–859.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J. & Butterfield, D. 1998. A semidistributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I – model structure and process equations. *the Science of the Total Environment* 210/211: 547–558.
- Yli-Halla, M., Nykänen, A., Siimes, K. & Tuhkanen, H.-R. 2001. Ympäristötuen ehdot ja maan helppoliukoinen fosfori. MTT:n julkaisuja. Sarja A77. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 45 s.
- Yli-Halla, M., Tattari, S., Bärlund, I., Tuhkanen, H.-R., Posch, M., Siimes, K. & Rekolainen S. 2005. Simulating processes of soil phosphorus in geologically young acidic soils in Finland. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 48: 101–108.

Liite 1. MYTVAS-asiantuntijajärjestelmä

MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä yhdistettiin haastatteluaineistosta saadut lohkokohdaiset viljelytoimenpiteet ICECREAM-mallilla (Tattari ym. 2001) laskettuihin ravinnehuhtoumiin. ICECREAM-mallilla laskettiin eroosiofosforin ja liuenneen fosforin kulkeutuminen kustakin maalajin, maan fosforiluvun, pellon kaltevuuden, kasvin, muokkausmenetelmän ja lannoitustason yhdistelmästä sekä nitraattityypen huuhtoutuminen kustakin maalajin, pellon kaltevuuden, kasvin, muokkausmenetelmän ja lannoitustason yhdistelmästä. Liuenneista ravinteista otettiin huomioon sekä pintavalunnan että salaojien mukana kulkeutuva osuus. Mallinnetut maalajit olivat Lj, HsS, HeS, HtS, Hs, He, HHT, KHt, HHk ja HkMr, ja mallinnetut kasvit olivat kaura, ohra, kevätvehnä, syysvehnä, ruis, sokerijuurikas, peruna, nurmi, viherkesanto ja avokesanto. Luomu-tilat jätettiin laskuista pois, sillä järjestelmä on kehitetty perinteisen viljelyn toimenpiteiden vaikutusten arviointiin, eikä ota huomioon esim. viljelykiertoa. Lisäksi MYTVAS-aineistossa ei huomioida biologista tybensidontaa, joka on merkittävä typenlähde luonnonmukaisessa viljelyssä.

Mallinnuksessa käytettiin kutakin tutkimusaluetta lähimmän Ilmatieteen laitoksen havaintopisteen meteorologisia havaintoja vuosilta 1991–2000. Mallinnetut muokkausmenetelmät olivat kevennetty muokkaus (kultivointi), suora-kylvö, syyskylvö siipiauralla ja kevätkylvö siipiauralla. Lannoitusmenetelmissä ei erikseen huomioitu väkilannoitteita ja karjanlantaa. Ympäristötuen ehdoissa käytetyn laskutavan mukaisesti karjanlannan fosforista otettiin huomioon 75 %, ja karjanlannan tyypestä laskettiin mukaan vain liukoinen tyyppi, joka on kasveille välittömästi käyttökelpoista ja peltomaassa nitraatiksi muututtuaan helposti huuhtoutuvaa. Asiantuntijajärjestelmässä ICECREAM-mallilla laskettu ravinnehuhtouma on sovitettu niihin kasvi-, lannoitustaso- ja maalajiyhdistelmiin, joista tutkimustietoa on ollut saatavilla. Muut yhdistelmät on suhteutettu näihin asiantuntija-arvioita käyttäen.

Lepsämänjoelle ja Yläneenjoelle MYTVAS-asiantuntijajärjestelmällä lasketut kokonaisfosforin ja –typen ravinnekuormitukset olivat samalla tasolla mitatun virtaaman ja vedenlaatuhavaintojen perusteella laskettujen ravinnekuormitusten kanssa. Kokemus on osoittanut, että vuosittaiset viljelykasvien pinta-alojen muutokset ja vastaavat normaaleihin viljelykäytäntöihin liittyvät vuosittaiset muutokset aiheuttavat noin 5 % vaihtelua asiantuntijajärjestelmällä arvioituun ravinnehuhtoumaan. Vasta noin 10 % muutosta voi pitää merkittävänä, eli voidaan olettaa, että se aiheutuu systemaattisesta muutoksesta esimerkiksi viljelykäytännöissä.

