



Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta- tutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti



Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3) – Väliraportti

Jyrki Aakkula, Tarja Manninen ja Minna Nurro (toim.)

Helsinki 2010
Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja

Maa- ja metsätalousministeriön julkaisu

Kannen kuva: MMM/Mavi Martina Motzbäuchel ja Yrjö Tuunanen

ISBN 978-952-453-579-0 (Painettu)

ISBN 978-952-453-571-7 (Verkkajulkaisu)

ISSN 1238-2531 (Painettu)

ISSN 1797-397X (Verkkajulkaisu)

Vammalan Kirjapaino Oy, 2010

MYTVAS 3 -väliraportin kirjoittajat

Jyrki Aakkula, MTT, jyrki.aakkula@mtt.fi

Laura Alakukku, Helsingin yliopisto, laura.alakukku@helsinki.fi

Eeva-Liisa Alanen, SYKE, eeva-liisa.alanen@ymparisto.fi

Petri Ekholm, SYKE, petri.ekholm@ymparisto.fi

Juha Grönroos, SYKE, juha.gronroos@ymparisto.fi

Sini Heikkilä, Helsingin yliopisto, sini.heikkila@helsinki.fi

Tapio Heikkilä, ympäristöministeriö, tapio.heikkila@ymparisto.fi

Juha Helenius, Helsingin yliopisto, juha.helenius@helsinki.fi

Janne Heliölä, SYKE, janne.heliola@ymparisto.fi

Irina Herzon, Helsingin yliopisto, irina.herzon@helsinki.fi

Erja Huusela-Veistola, MTT, erja.huusela-veistola@mtt.fi

Terho Hyvönen, MTT, terho.hyvonen@mtt.fi

Lauri Jauhiainen, MTT, lauri.jauhiainen@mtt.fi

Miia Jauni, Helsingin yliopisto, miia.jauni@helsinki.fi

Kauko Koikkalainen, MTT, kauko.koikkalainen@mtt.fi

Mikko Kuussaari, SYKE, mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Heikki Lehtonen, MTT, heikki.lehtonen@mtt.fi

Riitta Lemola, MTT, riitta.lemola@mtt.fi

Iina Ollikainen, Helsingin yliopisto, iina.ollikainen@helsinki.fi

Ansa Palojarvi, MTT, ansa.palojarvi@mtt.fi

Pirjo Peltonen-Sainio, MTT, pirjo.peltonen-sainio@mtt.fi

Janne Pitkänen, maa- ja metsätalousministeriö, janne.pitkanen@mmm.fi

Katri Rankinen, SYKE, katri.rankinen@ymparisto.fi

Jukka Rintala, RKTL, jukka.rintala@rktl.fi

Hannu Rita, SYKE, hannu.rita@ymparisto.fi

Tapio Salo, MTT, tapio.salo@mtt.fi

Jukka Salonen, MTT, jukka.salonen@mtt.fi

Laura Sandholm, SYKE, laura.sandholm@ymparisto.fi

Tuomas Seimola, RKTL, tuomas.seimola@rktl.fi

Heidi Sjöblom, SYKE, heidi.sjoblom@ymparisto.fi

Juha Tiainen, RKTL, juha.tiainen@rktl.fi

Eila Turtola, MTT, eila.turtola@mtt.fi

Risto Uusitalo, MTT, risto.uusitalo@mtt.fi

Ljudmila Vesikko, SYKE, ljudmila.vesikko@ymparisto.fi

Laura Virtanen, SYKE, laura.virtanen@ymparisto.fi

Lisäksi kiitokset kommentoinnista seuraaville MTT:n tutkijoille: Seppo Ahvenjärvi, Marjo Keskitalo, Teija Paavola, Kirsi Partanen, Kirsi Saarijärvi, Pentti Seuri, Jaana Uusi-Kämpä ja Perttu Virkajärvi (sähköpostiosoitteet etunimi.sukunimi@mtt.fi).

Sisältö

| | | |
|---|---|-----|
| 1 | Ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan tausta | 13 |
| 2 | Ympäristötukijärjestelmän tavoitteet, toimenpiteet, korvaustasot ja toteutuslaajuus sekä toimenpiteiden ominaisvaikuttavuus | 16 |
| | 2.1 Ympäristötuen tavoitteet | 16 |
| | 2.2 Ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toimenpiteet | 16 |
| | 2.3 Ympäristötukitoimenpiteiden ominaisvaikuttavuusarvioinnin tarkoitus ja toteutus | 17 |
| 3 | Perus- ja lisätoimenpiteiden vaikutukset | 21 |
| | 3.1 Tilatason viljelytoimenpidemuutokset ja niiden vaikutukset potentiaaliseen ravinnekuormitukseen | 21 |
| | 3.2 Maan eroosio ja fosforikuormitus | 22 |
| | 3.3 Typpi- ja fosforitaseet | 30 |
| | 3.4 Maan rakenne ja viljavuus | 42 |
| | 3.5 Sadon määrä ja laatu | 45 |
| | 3.6 Rikkakasvillisuuden monimuotoisuus kevätiljapelloilla | 51 |
| | 3.7 Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla | 57 |
| | 3.8 Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle | 75 |
| 4 | Erytistoimenpiteiden vaikutukset | 79 |
| | 4.1 Erytistuella perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille | 79 |
| | 4.2 Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle | 90 |
| | 4.3 Suojavyöhykkeiden merkitys putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuudelle | 94 |
| | 4.4 Viherkesantojen luontovaikutukset | 105 |
| 5 | Vaikutusten mallintaminen ja selittäminen | 115 |
| | 5.1 Rakenteellisten muutosten vaikutus ravinnekuormitukseen ja biodiversiteettiin | 115 |
| | 5.2 Pientareiden ja suojakaistojen siirto osaksi täydentäviä ehtoja ja ravinnetasetoimenpiteen siirto perustukeen | 119 |
| | 5.3 Ainevirtaamat valuma-alueilla ja niihin vaikuttavat tekijät | 122 |
| 6 | Ympäristötukijärjestelmän ominaisvaikuttavuus ja kokonaisvaikutuspotentiaali | 132 |
| | 6.1 Yhteenveto toimenpiteiden ominaisvaikuttavuudesta | 132 |
| | 6.2 Arvio kokonaisvaikutuspotentiaalista suhteessa järjestelmälle asetettuihin tavoitteisiin | 135 |
| 7 | Yhteenveto, keskustelua ja suositukset toimenpiteiksi | 138 |
| | 7.1 Ravinnekuormituksen muutos | 138 |
| | 7.2 Luonnon monimuotoisuuden kehitys | 141 |
| | 7.3 Ilmastonmuutoksen hillintä | 143 |
| | 7.4 Vaikutukset maatalouden harjoittamisen edellytyksiin | 144 |
| | 7.5 Yleisiä havaintoja ja suosituksia | 144 |

MAATALOUDEN YMPÄRISTÖTUEN VAIKUTTAVUUDEN SEURANTATUTKIMUS (MYTVAS 3) – Väli­raportti

Jyrki Aakkula, Tarja Manninen ja
Minna Nurro (toim.)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Tiivistelmä

Maatalouden ympäristöpolitiikan ytimessä on vuodesta 1995 saakka ollut EU:n osittain rahoittama ympäristötuki. Sen toimenpiteiden voimin on monin tavoin vaikutettu maatalouden ja ympäristön väliseen suhteeseen. Nykyinen ympäristötuki kuuluu yhtenä toimenpidekokonaisuutena Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelmaan (2007–2013), joka sekä itsessään että taustalla olevien EU-säädösten kautta edellyttää toteutettavien toimenpiteiden vaikutusten seuranta. Osa tätä seuranta on maa- ja metsätalousministeriön rahoittama Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), jota toteutetaan vuosina 2008–2013. Seurantatutkimuksen tekemisestä vastaa yhteenliittymä, jota koordinoi Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja johon kuuluvat myös Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsingin yliopisto (HY) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL).

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena on selvittää, miten ympäristötuella ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuella on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranta keskittyy erityisesti ympäristötuen vaikutuksiin maatalouden vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen.

Esitettyjä tuloksia ja toimenpidesuosituksia arvioitaessa on muistettava, että seuranta-aineisto osoittaa jotakin tapahtuneen, mutta ei välttämättä selitä, mikä tapahtuneen on aiheuttanut. Aina ei ole mahdollista osoittaa, että tietyt kehityskulut ovat seurausta nimenomaan nykyisestä ympäristötukijärjestelmästä ja sen toimenpiteiden soveltamisesta. Viive toimenpiteen ja havaitun vaikutuksen välillä on usein pitkä ja syy-seuraussuhteet monimutkaisia sekä osin tuntemattomia. Lisäksi muu maatalouspolitiikka sekä markkinoilla tapahtuvat muutokset vaikuttavat maatalousympäristön tilaan joko suorasti tai epäsuorasti.

Ominaisvaikutukseltaan vesistöjen ravinnekuormituksen vähentämisen potentiaalisimmat toimenpiteet ovat peltokasvien lannoitus ja luonnonhoitopellot -perustoimenpiteet sekä kasvipeitteisyyteen ja lannoitukseen liittyvät lisätoimenpiteet. Maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta ominaisvaikuttavuudeltaan parhaimmat toimenpiteet löytyvät erityistukisopimusten joukosta (perinnebiotooppien hoito, luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen, luonnonmukainen tuotanto, alkuperäisrotujen kasvattaminen, alkuperäiskasvien viljely) sekä ei-tuotannollisista investoinneista (kosteikkojen perustaminen, perinnebiotooppien peruskunnostus). Luonnon monimuotoisuuden osalta perus- ja lisätoimenpiteiden ominaisvaikuttavuus on vaatimatonta, mitä jonkin verran paikkaa niiden laaja-alainen toteutus. Maiseman kannalta pelkkä viljelyn jatkuminen on ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävä tekijä.

Seurantatulokset osoittavat, että maatalouden ravinnekuormituspotentiaali ravinnetaseilla mitattuna on jatkuvasti vähentynyt sekä typen että erityisesti fosforin osalta. Ravinnekuormituspotentiaalin väheneminen on ennen kaikkea keinolannoitteiden käytön alenemisen ansiota. Sen sijaan on viitteitä siitä, että kotieläintuotantokeskityksissä lannasta huuhtoutuvat ravinteet ovat muodostumassa aiempaa suuremmaksi ongelmaksi. Maatalouden ravinnekuormituksen perusongelma onkin kotieläintuotannon ja kasvintuotannon eriytyminen toisistaan, mikä on heikentänyt ravinteiden käytön tarkoituksenmukaisuutta. Erityisesti nurmiviljelyn ravinnetalous toimii heikosti. Siksi on keskityttävä sellaisiin toimenpiteisiin, jotka sekä lisäävät lannan sisältämien ravinteiden hyväksikäyttöä että vähentävät lantaan päätyvien ravinteiden määrää.

Suurin uhka luonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen kehityksestä, jonka tyypillisin piirre on varsinaisen viljelykäytön ulkopuolella olevien avoimien tai puoliavoimien alueiden väheneminen. Peltosaarekkeiden ja erilaisten reuna-alueiden raivaaminen sekä viljelyalan lisäämiseen tähtäävät ojitustoimenpiteet ja kaikkinaisen peltokuvioiden rationalisointi pienentävät juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta. Seurantatutkimuksen toimenpidekohtaiset tulokset kuitenkin osoittavat, että monimuotoisuushyötyjä on kyetty paikallisesti saavuttaa.

maan siellä, missä toimenpiteitä on toteutettu riittävässä laajuudessa (perinnebiotoopit, kosteikot, suojavyöhykkeet, viherkesannot/luonnonhoitopellot). Siksi olisi huolehdittava erityisesti siitä, että kaikilla viljelyalueilla säilyisi peltoaukeamittakaavassa riittävä suhteellinen osuus varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisia alueita, ovat ne sitten luonnonlaitumia, luonnonhoitopeltoja, monimuotoisuuskaistoja, suojavyöhykkeitä, suojakaistoja, pientareita, peltoaarekkeitä tai muita vastaavia alueita.

Ympäristötuki ei ole vaikuttanut haitallisesti maatalouden harjoittamisen edellytyksiin. Rikkakasvit tai niiden torjuntaan käytettävät torjunta-aineet eivät kummatkaan aiheuta rikkakasvien lievistä runsastumisesta huolimatta sellaisia ongelmia, joiden takia tarvittaisiin muutoksia ympäristötuen toimenpiteiden sisältöön. Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olleen juuri vaikutusta sadon laatuun. Hehtolitran ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden vaihtelut ovat vuosina 2006–2008 olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Myöskään sadon määrään ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei ole ollut sanottavaa vaikutusta. Vuosina 1986–2009 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla eikä 2000-luvulla ole ollut havaittavissa sätotasoiltaan selvästi poikkeavia vuosia. On tosin mahdollista, että alentuneet lannoitustasot olisivat 2000-luvun aikana leikanneet sääolosuhteiltaan edullisimpina vuosina sadontuotantopotentiaalia.

Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, että ympäristötuen tavoitteet, toimenpiteet ja tukitasot pitää enenevässä määrin sovittaa ja räätälöidä alueellisesti, tuotantosuunta- ja tilakohtaisesti, koska maatalousympäristön tila ja yhteiskunnan tarpeet vaihtelevat huomattavasti alueittain. Jotta tähän päästään, pitää kaikille ympäristötuen mukana oleville tiloille laatia tilakohtainen ympäristöhoitosuunnitelma, jossa kartoitetaan tilan luontoarvot sekä merkittävimmät ympäristöriskit ja jossa lisäksi arvioidaan, mitkä ympäristötuen toimenpiteet parhaiten edistäisivät kyseisellä tilalla luontoarvojen säilymistä ja ympäristöriskien hallintaa.

Myös ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta on kehitettävä. On huolehdittava siitä, että ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmiksi arvioidut toimenpiteet saadaan tämänhetkistä kattavammin seurannan piiriin. Lisäksi huomiota on kiinnitettävä seurantaan tukevien tietoaineistojen kehittämiseen. Kaikki alan toimijat on veloitettava toimittamaan sekä myytyjen lannoitevalmisteiden sisältämät ravinnemäärät että maaperäanalyysien tulokset yhteiseen tietokantaan, jota hallinnoi erikseen sovittava viiranomaistaho.

Asiasanat: Biodiversiteetti, eroosio, fosfori, lannoitus, lanta, luonnon monimuotoisuus, maatalous, ravinnehuuhtoumat, ravinteet, ravinnetase, typpi, vesiensuojelu, vaikutusten seuranta, ympäristönsuojelu, ympäristötuki.

UPPFÖLJNINGSSUNDERSÖKNING AV EFFEKTERNA AV MILJÖSTÖDET FÖR JORDBRUK (MYTVAS 3) – Halvtidsrapport

Jyrki Aakkula, Tarja Manninen och
Minna Nurro (red.)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Sammanfattning

Sedan år 1995 har kärnan i jordbrukets miljöpolitik varit miljöstödet för jordbruk som delfinansieras av EU. Genom miljöstödet åtgärder har man på många sätt påverkat förhållandet mellan jordbruket och miljön. Det nuvarande miljöstödet, som är en sammanhängande uppsättning åtgärder, ingår i programmet för utveckling av landsbygden i Fastlandsfinland (2007–2013) som i sig och på grund av bakomliggande EU-rättsakter förutsätter en uppföljning av åtgärdernas effekter. Uppföljningsundersökningen av effekterna av miljöstödet för jordbruk (MYTVAS 3), som finansieras av jord- och skogsbruksministeriet och genomförs åren 2008–2013, är ett led i denna uppföljning. För utförande av undersökningen svarar en sammanslutning som samordnas av Forskningscentralen för jordbruk och livsmedelsekonomi (MTT) och i vilken även ingår Finlands miljöcentral (SYKE), Helsingfors universitet (HU) och Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet (VFFI).

Syftet med MYTVAS 3 är att utreda hur man med hjälp av miljöstödet och dess olika åtgärder har lyckats påverka jordbruksmiljöns tillstånd, hurdana verkningar miljöstödet har haft på förutsättningarna för att idka jordbruk och hur man borde utveckla miljöstödet för att öka dess genomslagskraft. Vid uppföljningen koncentrerar man sig särskilt på att utreda hur miljöstödet inverkar på jordbrukets belastning på vattendrag och den biologiska mångfalden.

Vid bedömning av resultaten och åtgärdsrekommendationerna måste man komma ihåg att uppföljningsmaterialet visar att någonting har skett men inte nödvändigtvis vad som är orsaken till det skedda. Det är inte alltid möjligt att bevisa att vissa utvecklingsförlopp är en följd av just det nuvarande miljöstödsystemet och tillämpningen av dess åtgärder. Tiden mellan en åtgärd och dess effekter är ofta lång och orsaksförhållandena komplicerade och delvis okända. På jordbruksmiljöns tillstånd inverkar även, direkt eller indirekt, den övriga jordbrukspolitiken och förändringarna på marknaden.

De mest potentiella åtgärderna med tanke på minskad näringsbelastning på vattendrag är basåtgärderna Gödsling av åkergrödor och Naturvårdsåkrar samt de tilläggsåtgärder som anknyter till växttäckning och gödsling. När det gäller den biologiska mångfalden finns de viktigaste åtgärderna bland specialstödsavtalen (skötsel av vårdbiotoper, främjande av naturens och landskapets mångfald, ekologisk produktion, uppfödning av lantraser, odling av ursprungssorter) och stöden för icke-produktiva investeringar (anläggning av en våtmark, restaurering av vårdbiotoper). Bas- och tilläggsåtgärderna medför endast små effekter för den biologiska mångfalden, vilket till en viss grad dock kompenseras av att de genomförs på en så stor areal. Redan det att odlingen fortsätter oavbrutet är i sig en betydande faktor med tanke på landskapet.

Resultaten visar att jordbrukets näringsbelastningspotential mätt i näringsbalanser har minskat kontinuerligt både för kväve och för fosfor. Den minskade näringsbelastningspotentialen beror framför allt på mindre användning av konstgödsel. Däremot verkar det som om näringsämnen i stallgödseln från koncentrerad husdjursproduktion bildar ett allt större problem. Ett grundproblem när det gäller näringsbelastningen från jordbruket är just att husdjursproduktionen och växtproduktionen har separerats, vilket har försvärat en ändamålsenlig användning av näringsämnen. I synnerhet är det näringshushållningen inom vallodling som fungerar dåligt. Därför ska man koncentrera sig på sådana åtgärder som såväl ökar nyttjandet av näringsämnen som reducerar mängden näringsämnen i stallgödseln.

Det största hotet mot den biologiska mångfalden är landskapsstrukturens utveckling. Dess mest typiska drag är att öppna och halvöppna områden utanför odlingarna minskar. Just de här för jordbruksnaturens mångfald viktigaste områdena krymper till följd av röjning av åkerholmar och olika kantområden, dikningsåtgärder för att öka odlingsarealen samt av all annan rationalisering av åkerfigurer. Uppföljningsundersökningens åtgärdsspecifika resultat visar dock att man lyckats främja den biologiska mångfalden lokalt på ställen där åtgärder genomförts i tillräckligt stor utsträckning (vårdbiotoper, våtmarker, skyddszoner, gröntåkrar/naturvårdsåkrar). Därför ska man se till att det på alla odlingsområden bevaras en tillräck-

ligt stor relativ andel områden som inte ingår i den egentliga åkerodlingen, må det vara fråga om naturbeten, naturvårdsåkrar, remsor för mångfalden, skyddszoner, skyddsremsor, ren, åkerholmar eller andra motsvarande områden.

Miljöstödet har inte inverkat menligt på förutsättningarna för att idka jordbruk. Trots att ogräs blivit något rikligare har varken ogräsen eller ogräsbekämpningsmedlen medfört så stora problem att man borde ändra på åtgärderna i miljöstödet. Att man följt miljöstödets gödslingsgränser har inte haft just någon verkan på skördens kvalitet. Vikten av en hektoliter och tusen frön samt variationerna i proteinhalten var åren 2006–2008 av samma storlek som åren 1995–2005. Miljöstödets gödslingsgränser hade inte heller någon nämnvärd effekt på skördens storlek. Medelskördarna var under åren 1986–2009 rätt jämna, och inte heller under 2000-talet har det förekommit tydligt avvikande år. Det är dock möjligt att de mindre gödslingsnivåerna under 2000-talet kan ha reducerat skördeproduktionspotentialen under år med gynnsammare väder.

En allmän slutsats är att miljöstödets mål, åtgärder och stödnivåer i allt större utsträckning ska anpassas och jus-

teras enligt region, produktionsinriktning och gård, eftersom jordbruksmiljöns tillstånd och samhällets behov varierar betydligt enligt område. För att detta ska lyckas, måste man göra upp en gårdsspecifik miljövårdsplan för varje gård som får miljöstöd. I planen redogörs för gårdens naturvärden och viktigaste miljörisiker samt bedöms vilka av miljöstödets åtgärder bäst skulle främja naturvärdernas fortbestånd och hanteringen av miljöriskerna.

Även uppföljningen av miljöstödets effekter måste utvecklas. Man ska se till att de åtgärder som bedöms ha de största effekterna upptas i uppföljningen i större omfattning än i dag. Därtill bör man utveckla det informationsmaterial som stödjer uppföljningen. Alla aktörer inom området ska förpliktigas att sända uppgifter om näringsinnehållet i sålda gödslingsfabrikat och resultaten av markarteringarna till en gemensam databas som sköts av en överenskommen myndighet.

Referensord: Biodiversitet, erosion, fosfor, gödsling, stallgödsel, biologisk mångfald, jordbruk, urlakning av näringsämnen, näringsämnen, näringsbalans, kväve, vattenskydd, uppföljning av effekter, miljövård, miljöstöd

FOLLOW-UP STUDY ON THE IMPACTS OF AGRI-ENVIRONMENT MEASURES (MYTVAS 3) – Mid-term report

Jyrki Aakkula, Tarja Manninen and Minna Nurro (eds.)
jyrki.aakkula@mtt.fi

Abstract

Since 1995 the agri-environmental policy has centred around the agri-environment payments part-financed by the EU. Through the measure under this it has been possible to influence the relationship between agriculture and the environment. The present agri-environment scheme is included in the Rural Development Programme for Mainland Finland (2007–2013), which both as such and through the legislation it is based on requires the follow-up of the impacts of the measures. One element in this work is the follow-up study on the impacts of agri-environment measures (MYTVAS 3) implemented in 2008–2013, financed by the Ministry of Agriculture and Forestry. The study is conducted by a consortium that is coordinated by the Agrifood Research Finland (MTT) and, together with MTT, is comprised of the Finnish Environment Institute (SYKE), University of Helsinki (HY) and Finnish Game and Fisheries Research Institute (RKTL).

The aim of the MYTVAS 3 follow-up study is to find out how the agri-environment payments and various measures have influenced the state of agricultural environments, how the payments have influenced the preconditions for farming activities and how the agri-environment scheme should be developed in order to improve its effectiveness. Key focus in the follow-up is on the impacts of agri-environment payments on water loading and biological diversity.

When assessing the results presented and the recommendations for measures, it should be born in mind that the follow-up data may indicate that something has taken place but not necessarily the exact cause of the event. It is not always possible to show that certain trends would specifically be the outcome of the present agri-environment scheme and the application of measures under it. The time lag between a measure and observed impact is often long and the cause-effect relations are complex or partly unknown. In addition, the other aspects of agricultural policy and changes on the market influence the sta-

te of agricultural environments either directly or indirectly.

As regards their primary impacts, measures with the highest potential for reducing nutrient loading on waters are the basic measures concerning fertilisation of arable crops and nature management fields and additional measures concerning plant cover and fertilisation. The best measures to enhance biodiversity in agricultural environments are found among the contracts concerning special measures (management of traditional biotopes, promoting biological and landscape diversity, organic production, raising local breeds, cultivation of local crops) and non-productive investments (establishment of wetlands, restoration of traditional biotopes). The effectiveness of basic and additional measures in terms of biodiversity is quite modest, but this is to some extent compensated for by their extensive application. The continuation of farming as such is an important factor for landscape diversity.

The follow-up results show that, measured by nutrient balances, the nutrient loading potential of agriculture has been decreasing for the part of both nitrogen and, in particular, phosphorus. Primarily the reduction in nutrient loading potential has been due to the decrease in the use of artificial fertilisers. Instead, there are indications to the effect that leaching of nutrients of manure from centered animal production units is becoming a more serious problem. The basic problem in nutrient loading from agriculture is the separation of livestock and plant production from each other, which has made it more difficult to find appropriate uses for nutrients. The nutrient economy of especially grass cultivation works quite poorly. This is why focus should be on measures which increase the utilisation of nutrients contained in animal manure as well as reduce the amounts of nutrients that end up in the manure.

The greatest threat to biodiversity derives from the trend in the landscape structure, where the most typical feature is the decrease in open or semi-open areas excluded from agricultural use proper. Clearing of islets on arable land and varies kinds of margin areas, drainage measures to increase the cultivation area and all kinds of rationalisation of field structures decrease the very areas that are

the most important for the biodiversity of farming environments. The results of the follow-up study concerning specific measures show, however, that locally biodiversity benefits have been achieved in areas where the measures have been implemented to a sufficient extent (traditional biotopes, wetlands, riparian zones, green fallow/nature management fields). This is why it is particularly important to ensure that, on the scale of open arable areas, sufficient proportional shares of areas excluded from arable farming proper would be maintained in all farming areas, whether these are natural pastures, nature management fields, biodiversity strips, riparian zones, filter strips, field margins, islets on arable lands, etc.

The agri-environment scheme has had no negative impacts on the preconditions for agriculture. Despite the slight increase in the abundance of weeds, neither weeds nor substances used for their prevention have caused any problems that would call for changes to the content of the scheme. Compliance with the fertilisation restrictions under the scheme does not seem to have any significant impact on the quality of the crop. The variations in the weight of a hectolitre and a thousand seeds and protein content in 2006-2008 were about the same as in 1995-2005. Compliance with the fertilisation restrictions has not influenced the crop volumes very much, either. The average yields were about the same in 1986–2009 and during the 2000s no clear exceptions to the annual yield levels can be observed. However, it is also possible that the lower fertilisation levels during the 2000s have reduced the yield potential in years when the weather conditions have been the most favourable.

As a general conclusion we can say that, due to the considerable regional variation in the state of farming environments and needs of the society, there is a need to adjust and customise the objectives, measures and support levels of the agri-environment scheme more according to the regions, production sectors and individual farms. To achieve this, all farms included in the agri-environment scheme must have a farm-specific environmental management plan that specifies the nature values and most significant environmental risks of the farm and determines which of the measures would in the best possible way promote the preservation of nature values and management of environmental risks on the farm.

The follow-up of the impacts of the agri-environment scheme must be developed as well. We must make sure that measures with the greatest estimated potential are followed in a more comprehensive way than is the case at present. The development of datasets in support of the follow-up is an issue that needs to be addressed as well. All actors in the sector must be obligated to provide both the amounts of nutrients contained in the sold fertiliser products and the results of soil analyses to a common database, managed by an authority to be agreed on separately.

Key words: Biodiversity, erosion, phosphorus, fertilisation, manure, agriculture, nutrient leaching, nutrients, nutrient balance, nitrogen, water protection, follow-up of impacts, environmental protection, agri-environment scheme.

1 Ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan tausta

Jyrki Aakkula, MTT
jyrki.aakkula@mtt.fi

Maatalouden harjoittaminen heijastuu ympäristöön monella tavalla. Tuotannosta aiheutuu väistämättä päästöjä vesistöihin ja ilmakehään. Ravinteet ja kasvihuonekaasut vaikuttavat ympäristön tilaan sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä. Myös luonnon monimuotoisuus on kiinteässä vuorovaikutuksessa maatalouden harjoittamisen tapojen ja tekniikkojen kanssa. Siksi on olennaista, että maatalouden ja ympäristön välisen suhteen kehitystä seurataan tarkasti.

Maatalouden ympäristöpolitiikan ytimessä on vuodesta 1995 saakka ollut EU:n osittain rahoittama ympäristötuki. Sen toimenpiteillä on monin tavoin vaikutettu maatalouden ja ympäristön väliseen suhteeseen. Nykyinen ympäristötuki kuuluu yhtenä toimenpidetähtäkonaisuutena Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelman (2007–2013) toisen toimintalinjan eli ”ympäristön ja maaseudun tilan parantaminen” alle. Ympäristötuki kuten koko Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma pohjautuu EU-säädöksiin, joista tärkeimmät ovat neuvoston asetus (EY) N:o 1698/2005 ja komission asetus (EY) N:o 1974/2006.

Sekä Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma itsessään että sen pohjana olevat EU-säädökset edellyttävät toteutettavien toimenpiteiden vaikutusten seuraamista ja arviointia. Osa tätä seurantaa on maa- ja metsätalousministeriön rahoittama Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS 3), jota toteutetaan vuosina 2008–2013. Tämä julkaisu on MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen virallinen väliraportti. MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tekemisestä vastaa yhteenliittymä, jota koordinoi Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT) ja johon kuuluvat myös Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsingin yliopisto (HY) ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL).

Vaikuttavuuden seurannan tavoitteet

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena on selvittää, miten ympäristötuella ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuella on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranassa keskitytään tarkkailemaan erityisesti ympäristö-

tuen vaikutuksia maatalouden aiheuttamaan vesistöjen ravinnekuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen. Kyseessä on pitkäaikaisen ympäristötuen vaikutusten seurannan jatkumo, sillä MYTVAS 3 rakentuu aiempien seurantatutkimusten eli MYTVAS 1:n (Palva ym. 2001) ja MYTVAS 2:n (Kuussaari ym. 2008, Turtola & Lemola 2008) pohjalle. Ympäristötuen vaikutuksia on seurattu jo vuodesta 1995 lähtien.

Tässä väliraportissa esitetään ensimmäiset tulokset MYTVAS 3 -seurantatutkimuksesta. Ne eivät ole millään muotoa tyhjentäviä tai kaikenkattavia, vaikka seurantatutkimuksen tarkoituksena on arvioida sekä tiettyjen yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksia että ympäristötuen kokonaisvaikuttavuutta. Useimmat maatalousympäristössä mitatut ja havaitut muutokset ovat kuitenkin varsin monimutkaisten kehityskulkujen seurausta, joten yksittäisten toimenpiteiden vaikutusten osoittaminen suhteessa kokonaisuuteen on haastavaa. Lisäksi on huomattava, että maatalousympäristön tilaan vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin ympäristötuki. Muu maatalouspolitiikka ja markkinoilla tapahtuvat hintasuhteiden muutokset ohjaavat monella tapaa sitä, minkälaisia tuotanto- ja investointipäätöksiä viljelijät tekevät.

On muistettava, että MYTVAS 3 -seurantahanke käynnistyi vasta vuonna 2008 ja että siihen sisältyy useita uusia osahankkeita, jotka eivät ole olleet mukana aikaisemmissa MYTVAS-seurantatutkimuksissa. Monista näistä ei ole vielä käytettävissä varsinaisia tuloksia, joten niiltä osin raportointi jää tässä vaiheessa väkisin varsin suppeaksi. Mukana on myös jossain määrin sellaista aikaisemmin julkaisematonta seuranta-aineistoa, joka kohdistuu ajallisesti edelliseseen ympäristötukikauteen.

Aiempien seurantatutkimusten keskeisiä tuloksia

MYTVAS 3 -seurantatutkimus jatkaa aiempien seurantatutkimusten työtä, joten niiden keskeisimpien tulosten tarkastelu antaa hiukan perspektiiviä ja taustaa MYTVAS 3:lle. Ensimmäinen MYTVAS-seurantatutkimus (MYTVAS 1) käynnistyi vuonna 1995 toteuttajinaan SYKE ja MTT. MYTVAS 1:n tavoitteena oli selvittää, kuinka ympäristötukeen kuuluvat erilaiset toimenpiteet vaikuttavat maatalouden ympäristökuormitukseen ja ympäristön tilaan. MYTVAS 1 -seurantatutkimusta täydensi ympäristötuen

taloudellisten vaikutusten seuranta, josta vastasi silloinen Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL).

MYTVAS 1 -seurantatutkimuksen (1995–1999) loppuraportissa (Palva ym. 2001) muun muassa todettiin, että typpi- ja fosforilannoitteiden käyttö oli alentunut pääosin lähelle ympäristötuessa määriteltäviä (silloisia) perustasoja. Fosforilannoitusta ei kuitenkaan ollut vielä riittävästi tarkennettu vastaamaan maan viljavuustilaa. Arvio oli, että heikoimmissa viljavuusluokissa liian alhainen fosforilannoitus saattoi rajoittaa sadonmuodostusta, ja korkeissa viljavuusluokissa se puolestaan oli turhaa ja lannoituksen lopettaminen alentaisi peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuutta (P-luku) nopeasti. Nitraattitypen huuhtouman arvioitiin vähenneen eri alueilla 4–15 %, minkä katsottiin johtuvan pääasiassa typpilannoituksen ja karjanlannan levitysmäärien alenemisestä. Edelleen arvioitiin, että eroosiofosforin huuhtouma oli vähentynyt 5–13 %, mikä johtui suurimmaksi osaksi siirtymisestä kevytmuokkaukseen ja kevätkyntöön. Liukoisen fosforin osalta kuormitus pysyi sen sijaan ennallaan tai kasvoi vähän. Siihen keskeisen syyn todettiin olevan viherkesanoinnin väheneminen ja viljanviljelyn lisääntyminen kesannointivelvoitteen pienennyttyä vuonna 1994.

Tarkasteltaessa ensimmäistä ympäristötukijärjestelmää taloudellisesta näkökulmasta todettiin, että ympäristötuen perustuen merkitys suomalaisten viljelijöiden tulonmuodostuksessa oli huomattava lähes kaikilla tukialueilla, tuotantosuunnissa ja tilakokoluokissa. Ympäristötuen perustuesta arvioitiin kuluvan 62 % toimenpiteistä aiheutuvien kustannusten kattamiseen ja kannustimeksi jäävän 38 %. Johtopäätös oli, että ensimmäisen ympäristötukijärjestelmän päättyminen aiheuttaisi valtaosalle maataloista vakavia taloudellisia vaikeuksia, ellei vastaavaa uutta ohjelmaa toteutettaisi (Koikkalainen ym. 1999). Myös ympäristötukijärjestelmän toivottavasta kehittämissuunnasta esitettiin näkemyksiä. Vehkasalo ym. (1999) totesivat, että selkeä parannus järjestelmään olisi tuen parempi kohdentaminen potentiaalisten ympäristöhaittojen mukaan, jolloin kaukana vesistöistä sijaitsevilla pelto-lohkoilla tuki olisi pienempi ja ehdot lievemmat, ja päinvastoin.

MYTVAS 2 -seurantatutkimus (2000–2006) raportoitiin erikseen vesistövaikutusten ja luonnon monimuotoisuusvaikutusten osalta. Vesistövaikutuksia käsitelleessä loppuraportissa (nk. Vesi-MYTVAS, Turtola & Lemola 2008) todettiin, että ravinnetaseet jatkoivat laskuaan typen ja fosforin osalta vuosien 2000–2006 aikana. Maataloudesta peräisin olevan kokonaisfosforin kuormituksen arvioitiin vähentyneen, mutta typen tosiasiallisen vesistökuormituksen epäiltiin jopa lisääntyneen länsirannikon jokivesistöjen alueella. Lannoitusrajoitusten ei katsottu vaikut-

taneen olennaisesti satotasoihin tai sadon laatuun. Yleisenä johtopäätöksenä oli, että vesistökuormituksen tehokkaampi leikkaaminen edellyttäisi toimenpiteiden kohdentamista jatkossa eniten kuormittaville alueille, jolloin painopisteen pitäisi erityisesti olla maan lounais- ja länsiosien kotieläintuotantoalueiden kuormituksen vähentämisessä.

Monimuotoisuusvaikutuksia käsitelleessä loppuraportissa (nk. Luonto-MYTVAS, Kuussaari ym. 2008) päätulokset kiteytettiin seuraavasti: Ympäristötuelle oli ollut myönteinen vaikutus, vaikka se ei ollut kyennyt pysäyttämään maatalousluonnon köyhtymistä. Vapaaehtoisissa erityistuisissa oli hyviä monimuotoisuutta edistäviä toimenpiteitä, joista tärkeimmäksi katsottiin perinnebiotooppien hoidon tuki. Pakolliset perus- ja lisätoimenpiteet olivat tehotomia, vaikka niihin käytettiin pääosa ympäristötuen rahoituksesta. Johtopäätöksenä todettiin, että ympäristötuen rakennetta pitää uudistaa etenkin pakollisten perus- ja lisätoimenpiteiden osalta ja että ympäristötuen rinnalle tarvitaan uusia, tehokkaampia keinoja monimuotoisuuden säilyttämiseksi.

Aikaisempien MYTVAS-seurantatutkimusten tulokset ja johtopäätökset heijastelevat luonnollisesti ympäristötuen, maatalouden ympäristöpolitiikassa ja yleisessä maatalouspolitiikassa tapahtuneita muutoksia. Aluksi ympäristötuki oli myös väline viljelijöiden tulotason turvaamiseksi tilanteessa, jossa EU-jäsenyys vuoden 1995 alussa romutti yhdessä yössä kansallisen maatalouspolitiikan peruspilarin eli vahvaan rajasuojaan pohjautuneen hintatukijärjestelmän (Aakkula ym. 2006). Vähitellen ympäristötuen ympäristöllisiä vaikuttavuusvaatimuksia on kiristetty. Nyt ollaan jo tilanteessa, jossa ympäristötuelta ja yleensä maatalouden ympäristöpolitiikalta odotetaan merkittävää ympäristöllistä vaikuttavuutta. Esimerkiksi valtioneuvoston periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 (Ympäristöministeriö 2007) edellytetään, että maatalouden kuormitus vähenisi kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä verrattuna vuosien 2001–2005 kuormitukseen. Suuret odotukset heijastuvat luonnollisesti myös MYTVAS 3 -seurantatutkimukseen.

Väliraportin rakenne

Tämä väliraportti on koostettu siten, että toisessa luvussa kuvataan lyhyesti ympäristötuki ja sen tavoitteet, toimenpiteet, korvaustasot ja tämänhetkinen toteutuslaajuus. Lisäksi toisessa luvussa avataan toimenpiteiden ominaisvaikuttavuuden käsitettä, joka on tärkeässä roolissa arvioidessa ympäristötuen vaikutuksia kokonaistasolla. Kolmannessa luvussa käydään läpi perus- ja lisätoimenpiteiden vaikuttavuuden arviointia mahdollistavien seurantojen tuloksia tilojen viljelytoimenpidemuutosten, eroosion

ja fosforikuormituksen, typpi- ja fosforitaseiden, maan rakenteen ja viljavuuden, sadon laadun, rikkakasvien sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman osalta. On kuitenkin huomattava, että kaikista seurannoista ei ole vielä saatavilla uusia tuloksia, sillä osa seurannoista toteutetaan vasta MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen jälkipuoliskolla. Näiltä osin raportissa esitetään lyhyesti osatutkimusten suunnitelmat. Neljännessä luvussa painopiste on erityistukitoimenpiteiden vaikuttavuuden arvioinnin mahdollistavissa otostutkimuksissa. Tarkastelu keskittyy kosteikkojen, suojavyöhykkeiden ja viherkesantojen vaikutuksiin luonnon monimuotoisuuteen.

Väliraportin viidennessä luvussa analysoidaan ympäristötuen vaikutuksia mallien avulla. Tavoitteena on selittää, minkälaista kehitystä ja miksi on tapahtunut esimerkiksi Itämereen päätyvissä ravinnemäärissä. Lisäksi pyritään avaamaan sitä, minkälainen vaikutus ja rooli yleisellä rakennekehityksellä on ollut maatalouden ympäristöuolottuuteen. Kuudennessa luvussa esitetään ominaisvaikutavuuteen ja seurantatuloksiin perustuen lyhyt yhteenveto siitä, millä toimenpiteillä katsotaan tämänhetkisen tietämyksen valossa olevan merkittävin rooli ympäristötuelle asetettujen tavoitteiden saavuttamisessa. Seitsemännessä luvussa vedetään tulokset yhteen, käsitellään ympäristötuen vaikuttavuuden kannalta keskeisimpiä kysymyksiä sekä esitetään ehdotuksia ympäristötuen ja sen toimenpiteiden kehittämiseksi.

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen väliraporttia täydentää taustadokumentti, joka sisältää toimenpidekohtaisen ominaisvaikutavuusarvioinnin tulokset. Sitä päivitetään koko seurantatutkimuksen ajan. Taustadokumentin kullonkin versio on pyynnöstä saatavissa vanhempi tutkija Juha Grönroosilta (juha.gronroos@ymparisto.fi) Suomen ympäristökeskuksesta (SYKE).

Kirjallisuus

Aakkula, J., Jokinen, P., Kaljonen, M. & Kröger, L. 2006. Maatalouden ympäristöpolitiikan skaalat ja oppiminen. MTT:n selvityksiä 127. Helsinki: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT). 79 s.

Koikkalainen, K., Haataja, K. & Aakkula, J. 1999. Maatalouden ympäristötuen perustuen merkitys maatilojen taloudelle. Teoksessa: Maatalouden ympäristöohjelma 1995-1999:n taloudellinen analyysi. Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus -tutkimuksen loppuraportti. MTTL:n tutkimuksia 90. Helsinki: Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL). s. 7–41.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 208 s.

Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. MYTVAS-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 478. Helsinki: Suomen ympäristökeskus (SYKE). 92 s.

Turtola, E. & Lemola, R. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus (MTT). 103 s.

Vehkasalo, V., Pentinmäki, J. & Aakkula, J. 1999. Maatalouden ympäristövaikutusten ohjaaminen ympäristötuen avulla. Teoksessa: Maatalouden ympäristöohjelma 1995–1999:n taloudellinen analyysi. Ympäristötukijärjestelmä ja tulevaisuus -tutkimuksen loppuraportti. MTTL tutkimuksia No 90. Helsinki: Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL). s. 78–132.

Ympäristöministeriö 2007. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007. Helsinki: Ympäristöministeriö. 93 s.

2 Ympäristötukijärjestelmän tavoitteet, toimenpiteet, korvaustasot ja toteutuslaajuus sekä toimenpiteiden ominaisvaikuttavuus

Juha Grönroos, SYKE ja
Kauko Koikkalainen, MTT
juha.gronroos@ymparisto.fi

2.1 Ympäristötuen tavoitteet

Ympäristötuen tavoitteena on maatalous- ja puutarhantuotannon harjoittaminen kestävästi niin, että tuotanto kuormittaa ympäristöä nykyistä vähemmän. Ympäristötuelle turvataan maatalouden luonnon monimuotoisuuden ja kulttuurimaisemien säilyminen sekä säilytetään tuotannon harjoittamisen edellytykset hyvinä myös pitkällä aikavälillä. Haitallisten ympäristövaikutusten vähentämisen lisäksi ympäristötuelle ohjataan tuotantomenetelmien käyttöä niin, että maatalouden ympäristönsuojelulle, luonnon monimuotoisuudelle ja maatalousmaiseman hoidolle asetetut yleiset tavoitteet saavutetaan ja samalla voidaan tuottaa puhtaita ja laadullisesti korkeatasoisia maataloustuotteita. Ympäristöön ja erityisesti pinta- ja pohjavesiin sekä ilmaan kohdistuvaa kuormitusta vähennetään kasviraivainten hyväksikäyttöä lisäämällä, torjunta-aineiden käytöstä aiheutuvia riskejä vähentämällä, maatalouden luonnon monimuotoisuudesta sekä eläin- ja kasvilajeista huolehtimalla sekä maatalousmaisemaa hoitamalla. Tavoitteena on myös vähentää peltomaan eroosiota, lisätä maaperäeliöiden monimuotoisuutta ja humuksen määrää maaperässä sekä säilyttää maan tuotto-kyky hyvänä tai parantaa sitä. Ympäristötukijärjestelmään tavoitellaan mukaan 93 % viljelijöistä ja järjestelmän piiriin 98 % peltoalasta. Kullakin ympäristötuen alatoimenpiteellä on toimenpidekohtaiset yksilöidymät tavoitteet siitä, mitä ympäristöhyötyjä kyseisellä toimenpiteellä tavoitellaan ja mitkä ovat odotetut vaikutukset sekä toimenpiteen mahdolliset rajaukset.

2.2 Ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toimenpiteet

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden arvioinnissa oleellista on tuntee ympäristötukijärjestelmän rakenne ja toteutettavien toimenpiteiden odotetut vaikutukset, ominaisuudet ja toteutuslaajuudet. Vuosina 2007–2013 toteutettavan ympäristötukijärjestelmän perusrakenne on

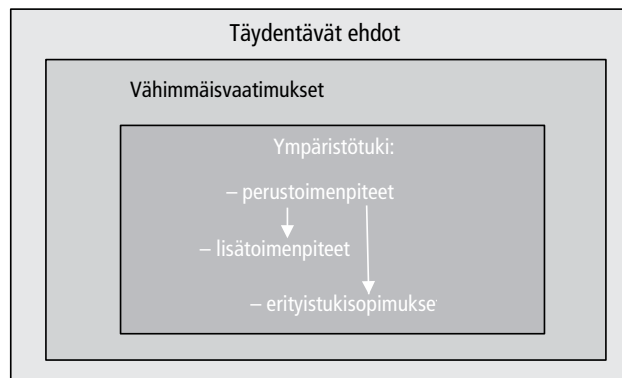
samanlainen kuin edellisellä ohjelmakaudella vuosina 2000–2006 toteutetun järjestelmän.

Ympäristötuki koostuu perustoimenpiteistä, lisätoimenpiteistä ja erityistukisopimuksista (taulukko 1). Perustoimenpiteiden tarkoituksena on suunnitelmallinen viljelyn ympäristönsuojelu ja seuranta, pelto- ja puutarhakasvien lannoittaminen maan viljavuuden ja kasvilajin tarpeiden mukaisesti, vesilain vaatimuksia leveämpien pientareiden ja suojakaistojen perustaminen vesiuomien varsille sekä luonnon monimuotoisuudesta ja maiseman ylläpidosta huolehtiminen. Perustoimenpiteet ovat kaikille ympäristötuesta mukana oleville viljelijöille pakollisia. Niiden lisäksi ympäristötukeen kuuluu joukko vaateliaampia lisätoimenpiteitä, jotka ovat viljelijöille tukialuekohtaisesti valinnaisia. Lisätoimenpiteitä on sekä tavanomaisille pelto- ja puutarhakasveille että puutarhakasveille. A- ja B-tukialueilla viljelijän on valittava vähintään 1 ja enintään 4 lisätoimenpidettä. Puutarhatiloilla ei ole velvoitetta lisätoimenpiteen valintaan. C-tukialueella viljelijä voi valita 0–2 lisätoimenpidettä. Jos puutarhatila valitsee lisätoimenpiteitä, niistä puutarhakasvien lisätoimenpiteitä voi valita A- ja B-tukialueilla 0–2 ja C-tukialueella 0–1. Kotieläintilan mukainen perustoimenpiteen tuki peltokasveille maksetaan viljelijälle, jonka maatilalla on tuotantoeläimiä vähintään 0,4 ey/ympäristötukikelpoinen peltohehtaari tai vähintään 25 ey ja joka on ilmoittanut täyttävänsä edellä mainitun ehdon. Lisätoimenpidettä ei pääsääntöisesti voi muuttaa. Perus- ja lisätoimenpiteiden tuki maksetaan tilan koko ympäristötukikelpoiselle peltopinta-alalle. Erityistukisopimukset ovat pääosin viisivuotisia, nimensä mukaisesti tietyistä erityisistä ympäristön hyväksi tehdyistä toimenpiteistä tehtäviä sopimuksia, joista maksetaan erityiskorvaus toteutetun pinta-alan mukaan tai eläinyksikköperusteisesti. Joihinkin erityistukisopimuksiin voidaan sisällyttää myös peltoalan ulkopuolisia alueita. Tuensaajana on pääsääntöisesti viljelijä. Perinnebiotooppien ja monivaikutteisen kosteikon hoitoa koskevissa erityistukisopimuksissa tuensaajana voi olla myös muu kuin viljelijä Leader-toimintatavan mukaisesti toimittaessa.

Tilatuen ja muiden EU:n kokonaan maksamien suorien tukien saamisen edellytyksenä on ns. täydentävien ehtojen noudattaminen. Vuodesta 2007 alkaen ne ovat toimineet myös ympäristötuen saamisen lähtötasona. Täydentävissä ehoissa on lakisäätteisiä hoitovaatimuksia ja hyvän maatalouden ja ympäristön vaatimuksia. Ympäristötuen lähtötasona toimivat myös ns. vähimmäisvaatimukset, joiden noudattamisesta ei makseta korvausta (kuva 1). Vähimmäisvaatimuksissa on määritelty typpi- ja fosforilannoittamisen enimmäismäärät ja kasvinsuojeluaineiden käyttöä koskevia ehtoja.

Ympäristötuen saajien ja valtio tekevät viisivuotisen ympäristötukisopimuksen. Siinä viljelijä sitoutuu noudattamaan tilallaan ympäristötuen ehtoja viiden vuoden ajan ja valtio maksaa siitä korvausta. Ympäristötuen korvausta viljelijöille toimenpiteistä aiheutuvat kustannukset ja tulonmenetykset. Lisäksi ympäristötuen tasoa määrittäessä vähennetään toimista saatavat yksityistaloudelliset hyödyt ja näin saatuun lukuun lisätään ns. transaktiokustannus. Kiinteitä kustannuksia ei EU-säännösten mukaan voida sisällyttää toimenpiteistä maksettaviin korvauksiin. Ympäristötuen tukitasolaskelmien referenssitasona ovat täydentävät ehdot sekä lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käyttöä koskevat lakisäätteiset vaatimukset. Ympäristötuen edellyttämien toimenpiteiden toteuttamiseen menevän työajan määrittämisessä on käytetty apuna ProAgria Keskusten Liiton kasvi- ja eläin-kohtaisia katetuottolaskelmia ja Työtehoseuran määrittämiä työnormilukuja. Tilakokona on käytetty keskimääräistä tilakokoa Suomessa (32 ha), joka on saatu Tike:n virallisista tilastoista. Perus- ja kasvulohkojen määrä tilaa kohti (14 ja 17 kpl) on laskettu tukihakemustietojen perusteella samoin kuin keskimääräinen lohkokoko (2,29 ha). Puutarhakasvien peruslaskelmissa osa toimenpiteistä kohdistuu tilan koko pinta-alaan ja osa vain puutarhakasvien viljelyssä olevaan alaan. Puutarhakasvien ympäristötuki maksetaan vain puutarhakasvien viljelyssä olevalle alalle.

Vuonna 2009 tilojen kokonaismäärä Suomessa oli noin 64 200 ja käytössä olevan maatalousmaan pinta-ala noin 2,296 miljoonaa hehtaaria. Maaliskuussa 2010 ohjelmakauden 2007–2013 mukaisesti maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteisiin oli sitoutunut noin 58 100 tilaa (noin 90 % tiloista), joista noin 70 % oli kasvinviljelytiloja ja 30 % kotieläintiloja. Näiden tilojen sitoumuspinta-ala oli yhteensä 2,112 miljoonaa hehtaaria (noin 92 % käytössä olevasta peltoalasta). Samaan aikaan voimassa oli myös edellisen ohjelmakauden ympäristötukisopimuksia noin 380 kpl sitoumusalan ollessa noin 5 300 hehtaaria.



Kuva 1. Maatalouden ympäristötuen perustoimenpiteiden toteuttaminen on perusedellytys lisätoimenpiteille ja erityistukisopimuksille. Ympäristötuen lähtötasona toimivat täydentävät ehdot ja lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käyttöä koskevat vähimmäisvaatimukset.

Erityistuesta on maksettu vuonna 2009 yhteensä tukea 48,2 milj. euroa. Taulukossa 1 ei ole lueteltu kaikkia aikaisemmilta tukikausilta vielä voimassa olevia, pääosin 20-vuotisia sopimuksia. Vuonna 2009 lisätoimenpiteistä on maksettu tukea yhteensä 71,7 milj. euroa. Perustoimenpiteiden tuki on vuonna 2009 ollut 220,4 milj. euroa.

2.3 Ympäristötukitoimenpiteiden ominaisvaikutusarvioinnin tarkoitus ja toteutus

Maatalouden ympäristötuen valtakunnalliseen vaikuttavuuteen vaikuttavat toteutettavien toimenpiteiden laajuudet ja ominaisuudet. Ominaisuuksilla tarkoitetaan toimenpiteen vaikutuksia esimerkiksi ravinnekuormitukseen vesiin, päästöihin ilmaan ja eläin- ja kasvilajien määriin. Arvioinnissa vertailukohtana eli referenssinä toimii tyypillisesti tilanne, jossa toimenpidettä ei toteutettaisi. Tästä toimenpiteen vaikuttavuudesta referenssiin verrattuna käytetään nimitystä ominaisvaikutavuus. Toimenpiteen valtakunnalliseen vaikuttavuuteen vaikuttaa ominaisvaikutavuuden lisäksi toteutuslaajuus ja toteutuksen laatu. Laajasti toteutetulla, mutta vaatimattoman ominaisvaikutavuuden omaavalla toimenpiteellä ei ole valtakunnan tasolla merkittävää vaikutusta tarkasteltavaan ympäristövaikutukseen.

MYTVAS 3 -hankkeessa kootaan tiedot nykyisen ympäristötukijärjestelmän toimenpiteistä sisältöineen ja tavoitteineen ja kuvataan niiden arvioitu ominaisvaikutavuus vesistökuormitukseen, luonnon monimuotoisuuteen, kasvihuonekaasu- ja ammoniakkipäästöihin, torjunta-aineiden käyttöön, maisemaan, satoihin ja maan rakentamiseen. Tarkastelun kohteena ovat kaikki ympäristötukeen vuonna 2009 sisältyneet toimenpiteet sekä ympäristö-

Taulukko 1. Ympäristötukitoimenpiteiden tukitasot, pinta-alat (ha), määrät ja maksetut tuet (EU+Suomi) vuonna 2009 (MMM 2007, MMM/Tike). Erityisympäristötuissa on mukana myös voimassa olevat vanhat, ennen vuotta 2007 tehdyt sopimukset. Tukitasot-sarakkeessa esitetään kuitenkin vain nykyiset tukitasot. Kahdessa viimeisessä sarakkeessa on kuvattu toteutuman ero Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelmassa asetettuihin toimenpidekohtaisiin kappalemäärä- ja pinta-alatavoitteisiin (0 = toteutuma suunnilleen sama kuin tavoite; + = toteutuma suurempi kuin tavoite; – = toteutuma pienempi kuin tavoite. Yksi merkki = ero 10–30 %, kaksi merkkiä = ero 30–100 %, kolme merkkiä = ero yli 100 %).

| Toimenpide | Tukitaso | Toteutuma (v. 2009) | | | Tavoite | |
|---|----------|---------------------|--------|----------|---------|-----|
| | | Ala, ha | Kpl | 1000 eur | Ala | Kpl |
| Peltokasvit (yht.) | | 2 112 143 | 58 083 | 219 931 | + | 0 |
| – kasvinviljelytilat | 93 €/ha | 1 248 982 | 40 283 | 125 567 | | |
| – kotieläintilat | 107 €/ha | 863 161 | 17 800 | 94 364 | | |
| Luonnonhoitopelto (yht.) | | 130 610 | 33 352 | | | |
| – monivuotiset nurmipellot | 170 €/ha | 107 822 | 25 078 | | | |
| – monimuotoisuuspellot | 300 €/ha | 22 788 | 8 274 | | | |
| Puutarhakasvit (yht.) | | 9 247 | 1 380 | | 0 | -- |
| – ryhmä 1 | 450 €/ha | | | | | |
| – ryhmä 2 | 438 €/ha | | | | | |
| – eräät siemenmaustekasvit | 181 €/ha | | | | | |
| Lisätoimenpiteet ja niistä maksettavat toimenpidekohtaiset tuet | | | | | | |
| Vähennetty lannoitus | 10 €/ha | 123 451 | 6 772 | 1 398 | – | ++ |
| Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla | 23 €/ha | 790 686 | 14 925 | 18 113 | + | 0 |
| Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus | 11 €/ha | 524 557 | 20 024 | 5 857 | ++ | ++ |
| Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla) | 30 €/ha | 240 945 | 6 092 | 7 204 | +++ | + |
| Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla) | 45 €/ha | 440 571 | 11 267 | 19 738 | + | 0 |
| Viljelyn monipuolistaminen (A- ja B-tukialueilla) | 24 €/ha | 193 073 | 2 895 | 4 474 | 0 | --- |
| Laajaperäinen nurmituotanto (A- ja B-tukialueilla) | 55 €/ha | 28 427 | 906 | 1 553 | --- | --- |
| Lannan levitys kasvukaudella | 27 €/ha | 170 068 | 3 255 | 4 541 | --- | --- |
| Ravinnetaseet | 18 €/ha | 231 053 | 5 386 | 4 147 | --- | --- |
| Kerääjäkasvien viljely (A- ja B-tukialueilla) | 13 €/ha | 23 315 | 333 | 302,2 | --- | --- |
| Puutarhatilan lisätoimenpiteet ja tukitasot | | | | | | |
| Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveilla | 90 €/ha | 1 615 | 137 | 129,9 | --- | --- |
| Katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla | 256 €/ha | 5 482 | 1 248 | 1 401 | 0 | --- |
| Tuhoeläinten tarkkailumenetelmien käyttö | 144 €/ha | 20 856 | 1 486 | 2 992 | ++ | --- |

| Toimenpide | Tukitaso | Toteutuma (v. 2009) | | | Tavoite | |
|--|--|---------------------|-------|----------|---------|-------|
| | | Ala, ha | Kpl | 1000 eur | Ala | Kpl |
| Erityistukisopimukset ja tukitasot | | | | | | |
| Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito | 450 €/ha (A- ja B-tukialue) 350 €/ha (C-tukialue) | 7050 | 2254 | 3 110 | -- | -- |
| Monivaikutteisen kosteikon hoito | enint. 450 €/ha | 91 | 66 | 28,3 | -- | -- |
| Pohjavesialueiden peltoviljely | enint. 156 €/ha | 1690 | 202 | 217,0 | + | + |
| Valumavesien käsitte-lymenetelmät | | | | | +++ | + |
| – säätösalaajitus | enint. 54 €/ha | 27340 | 1416 | 1 991 | | |
| – säätökastelu | enint. 108 €/ha | 2189 | 113 | 218,8 | | |
| – kuivatusvesien kierrätys | enint. 140 €/ha | 118 | 9 | 12,6 | | |
| Luonnonmukainen tuotanto | 141 €/ha | 149367 | 3734 | 23 032 | – | 0 |
| Luonnonmukainen kotieläintuotanto | 267 €/ha | | | | | |
| Perinnebiotooppien hoito | enint. 450 €/ha | 23967 | 2707 | 7 708 | - | 0 |
| – pienialaiset kohteet 5-30 aaria | kiinteä tuki 200 €/kohde | | | | | |
| Luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen | enint. 450 €/ha | 8513 | 2154 | 2 956 | – | – |
| Alkuperäisrotujen kasvattaminen | | 198 ey | 1421 | 1 850 | | + |
| – suomenlammas, ahvenanmaanlammas ja kainuunharmas | 270 €/ey | | | | | |
| – itäsuomen- ja pohjois-suomenkarja | 500 €/ey | | | | | |
| – länsisuomenkarja | 270 €/ey | | | | | |
| – suomenhevonen | 270 €/ey | | | | | |
| – suomenvuohi | 270 €/ey | | | | | |
| – maatiaiskanat ja -kukot | | | | | | |
| – 20–39 kanaa ja kukkoa | 100 €/tila | | | | | |
| – 40–59 kanaa ja kukkoa | 150 €/tila | | | | | |
| – vähintään 60 kanaa ja kukkoa | 250 €/tila | | | | | |
| Alkuperäiskasvien viljely | 450 €/ha | 6 | 6 | 2,0 | 0 | 0 |
| Ravinnekuormituksen tehostettu vähentäminen (A- ja B-tukialueilla) | enint. 347 €/ha | 257 | 27 | 68,5 | --(-) | --(-) |
| Lietelannan sijoittaminen peltoon | 56 €/ha | 50 330 | 2 263 | 2 235 | ++ | – |
| Turvelpeltojen pitkäaikainen nurmiviljely | | 2 601 | 272 | 219,7 | --(-) | --(-) |
| – kasvinviljelytilat | 114 €/ha | | | | | |
| – kotieläintilat | 68 €/ha | | | | | |

en ehtona olevat lannoituksen ja kasvinsuojelun vähimmäisvaatimukset. Tässä yhteydessä käsitellään myös eituotannolliset investoinnit (monivaikutteisen kosteikon perustaminen, arvokkaiden perinnebiotooppien alkuraivaus ja aitaaminen). Osa kauden 2007–2013 toimenpiteistä on samoja kuin edellisellä kaudella, ja niiden kohdalla voitiin hyödyntää nk. Mytvana-tutkimuksen (Grönroos ym. 2007) yhteydessä kerättyä aineistoa. Uusien tai muuttuneiden toimenpiteiden kohdalla tehtiin uudet asiantuntijapohjaiset arvioinnit perustuen viimeisimpään tutkimustietoon.

Varsinaisen toimenpidekohtaisen arvioinnin tulokset on koottu erilliseen taustadokumenttiin, jota täydennetään koko MYTVAS 3 -tutkimuksen ajan. Taustadokumentin viimeisin versio on saatavissa tämän luvun kirjoittajalta (juha.gronroos@ymparisto.fi).

Luvussa 6 esitetään lyhyt yhteenveto siitä, millä toimenpiteillä katsotaan nykytietämyksen valossa olevan eniten merkitystä arvioitaviin ympäristö- ja muihin vaikutuksiin. Yhteenvetoa täydentää luvussa 6.1 taulukko 1, johon on tiivistetty toimenpidekohtaiset arviointitulokset. Ominaisvaikuttavuusanalyysiä on hyödynnetty myös, kun on arvioitu järjestelmän kokonaisvaikutuspotentiaalia suhteessa sille asetettuihin vaatimuksiin (luku 6.2).

Kirjallisuus

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. Analyysi maatalouden ympäristötukijärjestelmästä 2000–2006. Suomen ympäristö; 2007, 19. Helsinki. 168 s.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007. Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009. Maa- ja metsätalousministeriö. 260 s. + liitteet.

3 Perus- ja lisätoimenpiteiden vaikutukset

3.1 Tilatason viljelytoimenpidemuutokset ja niiden vaikutukset potentiaaliseen ravintonekuormitukseen

Juha Grönroos, SYKE
juha.gronroos@ymparisto.fi

3.1.1 Tausta

Maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurantatutkimus (MYTVAS) aloitettiin vuonna 1995. Oleellinen osa tuolloin käynnistynyttä seurantaa oli ns. haastattelututkimus, jossa neljällä tutkimusalueella (Yläneenjoki, Taipaleenjoki, Lepsämäenjoki ja Lestijoki) kerättiin tietoja tilojen todellisista lohkohtaisista yksittäisistä viljelytapahtumista, joiden pohjalta tehtiin viljelytoimenpidemuutoksia koskevia yhteenvetoja sekä arvioita potentiaalisista kuormitusmuutoksista. Haastattelututkimusta jatkettiin seuraavalla ohjelmakaudella 2000–2006 suunnilleen samansisältöisenä. Hanke toimi myös muiden osahankkeiden tukena tuottamalla taustatietoa viljelytoimenpiteistä niiden käyttöön. Uutta edelliseen kauteen oli neljän uuden tutkimusalueen mukaan ottaminen (Kinarehenoja, Savijoki, Löytäneenoja ja Hovi). Ensimmäisellä ohjelmakaudella toteutettiin kolme haastattelukierrosta, toisella kaudella kaksi. Tutkimuksessa mukana olleiden tilojen määrä on vaihdellut 370 ja 450 välillä. Tähän mennessä on tietoja kerätty vuosilta 1994 – 2005, ja parhaimmillaan käytössä on katkeamaton aikasarja tilan tai lohkon toimenpiteistä koko kyseisenä aikana.

Tärkein huomio on ollut toimenpiteissä, jotka ovat suoraan ympäristötuen ehtoja. Haastattelukysymyksiä on siten muokattu tarpeen mukaan ympäristötuen tapahtumien muutosten mukaisesti. Tarvittaessa mukaan on liitetty kysymyksiä, joita on voitu hyödyntää muissakin yhteyksissä, kuten nitraattidirektiivin ja siihen liittyvän nitraattiasetuksen määräysten toteutumisen seurannassa. Tuloksia tähänastisista MYTVAS-tutkimuksista on raportoitu SYKE:n ja MTT:n julkaisusarjoissa. Tuloksia on käytetty hyväksi arvioitaessa ympäristötuen tavoitteisiin pääsemistä ja laadittaessa uusia ympäristötukiohjelmiä, arvioitaessa nitraattiasetuksen vaikutuksia (Mitikka ym. 2005) sekä arvioitaessa vesiensuojelun tavoiteohjelman vuoteen 2005 tavoitteiden toteutumista. Kansallisen tason seurannan lisäksi tuloksia on hyödynnetty EU:n komission edellyttämässä ympäristötukijärjestelmän arvioinneissa. Hankkeessa tuotettua yhteenvetotietoa todellisista viljelytoimenpiteistä tiloilla on hyödynnetty monissa muissakin tutkimushankkeissa.

3.1.2 Aikaisempia tuloksia

Viljelytoimenpidemuutoksia tarkastelevan MYTVAS-osion aikaisemmissa vaiheissa (Palva ym. 1999, Mattila ym. 2007) on havaittu, että suurimmat muutokset viljelykäytännöissä tapahtuivat jo ensimmäisellä ympäristötukikaudella. Lannoitustasot alenivat fosforilla merkittävästi, kasvilajista riippuen 15–45 % verrattuna 1990-luvun alun tilanteeseen. Tyypellään vähenemä oli kymmenen prosentin luokkaa. Lannan lannoitekäyttöön liittyvät epäkohdat nousivat esiin kun lannoitustarkastelut osoittivat millä tavalla lannalla lannoitettujen kasvien fosforilannoitus erosi väkilannoitteilla lannoitetuista: lannan korkea fosforipitoisuus suhteessa tyypeen aiheutti sen että lannalla lannoitettujen kasvien fosforiannos oli moninkertainen väkilannoitettuihin verrattuna. Peltojen kevennetty muokaus ja talviaikainen kasvipeitteisyys yleistyivät nopeasti ympäristötuen vaikutuksesta. Viljelytoimenpiteiden ja niiden vaikutusten seuranta ja muistiin merkitseminen yleistyivät ja ympäristötietoisuus lisääntyi. Toisen ohjelmakauden seurannassa 2000-luvun alussa havaittiin sama lannoitustasojen alenemisen hidastuminen ja vakiintuminen, mikä oli huomattu jo 1990-luvun lopulla. Samalla pantiin merkille peltojen viljavuusfosforipitoisuuksien hidas aleneminen. Jo edellisen kauden seurannassa oli kiinnitetty huomiota siihen, että fosforilannoituksessa ei riittävästi huomioida maan helppoliukoisen fosforin pitoisuutta. Vaikka toisen kauden ympäristötuen fosforilannoitusta tarkennettiin, eivät toimet olleet riittävän tehokkaita. Ensimmäisellä kaudella peltojen perusmuokkauksessa siirryttiin kynnöstä kohti kevennettyjä muokkausmenetelmiä. 2000-luvulla muokkaukset muuttuivat edelleen. Tarkemmin sanottuna muokkaamattomuus alkoi yleistyä varsinkin eteläisillä tutkimusalueilla suorakylvön suosion kasvamisen myötä, mihin epäilemättä syynä olivat ennen kaikkea tilojen keskikoon kasvu ja sen aiheuttama tarve tehostaa viljelyä, sekä viljelykustannusten säästötavoitteet.

Toimenpidemuutosten vaikutuksia vesistökuormitukseen arvioineen osion mukaan merkittävää kuormituspotentiaalin vähenemistä ei tapahtunut vuosien 1995 ja 2005 välillä lukuun ottamatta Lestijoella havaittua fosforikuormituspotentiaalin noin 40 prosentin alenemistä.

3.1.3 Tavoitteet

Osahankkeen tavoitteena on kerätä tietoa maataloilla toteutettavista viljelytoimenpiteistä ja muista maatalouden ympäristötuen vaikuttavuuden seurannan kannalta olennaisista seikoista, ja arvioida kerätyn aineiston avulla po-

tentiaalisia muutoksia ravinnekuormituksessa sekä tuottaa aineistoa muille osahankkeille.

3.1.4 Työsuunnitelma

Seuranta noudattaa kahdella ensimmäisellä ympäristötukikaudella toteutettua seuranta- ja tutkimusta jatketaan osittain samoilla tutkimusalueilla. Tiedonkeruu toteutetaan ohjelmakauden aikana kerran, talvella 2010/2011 toteutettavalla tilahaastattelukierroksella, jolloin kerätään tilakohtaisia ja lohko-kohtaisia viljelytoimenpide- ym. seurannan kannalta oleellisia tietoja vuosilta 2008–2010. Tilahaastattelut kattavat kolme tutkimusaluetta, Yläneenjoki, Lepsämänjoki ja Lestijoki, joilta on kerätty tila- ja viljelytietoja aikaisempien MYTVAS-tutkimusten yhteydessä vuosilta 1994–2005. Savijoen, Kinarehenojan, Löytäneenojan ja Taipaleenjoen alueet, jotka olivat mukana edellisessä haastattelututkimuksessa v. 2000–2006, eivät sisälly osatutkimukseen. Haastateltujen tilojen tavoitemäärä on 290 (Yläneenjoki 130, Lepsämänjoki 80, Lestijoki 80). Haastattelualueilta tuleva potentiaalinen ravinnekuormitus arvioidaan käyttämällä aikaisemmissa MYTVAS-haastattelututkimuksissa kehitettyä MYTVAS-asiantuntijajärjestelmää (ks. esim. Mattila ym. 2007).

Kirjallisuus

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

Mitikka, S., Britschgi, R., Granlund, K., Grönroos, J., Kauppila, P., Mäkinen, R., Niemi, J., Pyykkönen, S., Raateland, A., Silvo, K. 2005. Report on the implementation of the Nitrates Directive in Finland 2004. The FEI nro 741.

Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 1995–1999. Mytvas-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 478. Helsinki. 92 s.

3.2 Maan eroosio ja fosforikuormitus

Petri Ekholm & Katri Rankinen, SYKE, Risto Uusitalo, MTT, Ljudmila Vesikko, Hannu Rita & Heidi Sjöblom, SYKE
petri.ekholm@ymparisto.fi

3.2.1 Tausta

Fosforikuormitus pitää yllä vesien rehevöitymistä. Useimmissa järvissämme fosfori on levien kasvua rajoittava ravinne, samoin kuin rannikojokien edustoilla ja Perämerellä. Muilla merialueilla fosfori edistää tyypeä sitovien sinilevien kasvua (Pietiläinen & Räike 1999, Tamminen & Andersen 2007).

Maatalous on vesiemme suurin fosforikuormittaja (Kauppi 1984, Nyroos ym. 2006, Uusitalo ym. 2007d). Pelloilta kulkeutuu vesiin sekä maa-ainekseen sitoutunutta että liuenneessa muodossa olevaa fosforia. Maa-ainesfosforin kulkeutumista säätelee eroosio, liunneen fosforin huuhtoutumista puolestaan maan helppoliukoisien fosforin pitoisuus (Yli-Halla ym. 1995, Uusitalo & Jansson 2002) sekä lannoitus- ja lannanlevityskäytännöt (Turtola & Kempainen 1998).

Liunneen fosforin ajatellaan olevan täysin leville käyttökelpoista (Ekholm & Krogerus 2003). Karkeilta mailta, erityisesti kun ne ovat nurmina tai laitumina, liuenneutta fosforia kulkeutuu enemmän kuin maa-ainesfosforia (Saarijärvi ym. 2006). Sen sijaan herkästi erodoituvilla savimaila maahiukkasiin sitoutuneen fosforin osuus valumavesissä voi olla yli 80 % (Uusitalo 2004). Maa-ainesfosforin käyttökelpoisuuden on arvioitu olevan tuottavan vesikerroksen kesäaikaisia ominaisuuksia vastaavissa olosuhteissa noin 16 % (Uusitalo & Ekholm 2003, Uusitalo 2004). Rannikkovesien hapettomissa sedimenteissä sen käyttökelpoisuus voi nousta lähes 60 %:iin (Uusitalo ym. 2003), mutta tällaisissa oloissa vapautunut fosfori ei välttämättä päädy leväyhteisön käyttöön (Rekolainen ym. 2006, Lehtoranta ym. 2009).

Eroosiota pyritään torjumaan maatalouden ympäristö-
en avulla keventämällä peltojen muokkausta ja lisäämällä talviaikaista kasvipeitteisyyttä. Jo liikkeelle lähteneen maa-aineksen kulkeutumista vesiin yritetään vähentää rakentamalla kosteikkoja ja perustamalla suojavyöhykkeitä. Liunneen fosforin huuhtoutumista pyritään hillitsemään säättämällä lannoitusta siten, että maan sade- ja lumensulamavesien kanssa kontaktissa olevan kerroksen fosforipitoisuus alenee. Lisäksi kontrolloidaan lannan levitystapoja ja multausta. Pyrkimykset vähentää samaan aikaan maa-ainekseen sitoutuneen ja liunneen fosforin kuormitusta voivat johtaa ristiriitaan, sillä muokkauksen keventyessä liunneen fosforin huuhtoutuminen saattaa

kasvaa (Puustinen ym. 2005, Uusitalo ym. 2007a, Alakuku ym. 2009). Erityisesti tasaisilla mailla tämä on ongelma, sillä niillä eroosio on luonnostaan vähäisempää kuin kaltevilla mailla.

3.2.2 Tavoite

Tavoitteemme on arvioida maatalouden fosforikuormituspotentiaalin suuruutta eri ympäristötukikausilla sekä arvioida sitä, miten eri ympäristötuen toimenpiteet ovat tähän potentiaaliin vaikuttaneet. Lisäksi selvittämme, ovatko maatalouden fosforitaseet yhteydessä fosforikuormituspotentiaaliin.

Maan fosforitilan muutosta arvioidaan valtakunnallisesti ja alueellisesti kaupallisilta laboratorioilta, MTT:n maaperäseurannasta sekä MYTVAS-haastatteluista saatavien tietojen perusteella. Tarkoituksemme oli toistaa MYTVAS 2 -hankkeessa tehty vertailu, jossa selvitettiin peltojen P-luvun muutosta niillä noin 1600 peltolohkolla, joilta P-luku oli määritetty Viljavuuspalvelu Oy:ssä eri vuosina. Tämä ei kuitenkaan onnistunut tietojen hankinnan odottamattoman korkean hinnan vuoksi. Vaihtoehtoista aineistonhankintaa selvitetään vastaavanlaisen vertailun aikaan saamiseksi.

Eroosiossa ja hiukkasmaisen fosforin kulkeumassa tapahtuneita muutoksia tullaan arvioimaan mm. VIHMA-mallin avulla, kun talvella 2010–2011 tehtävän viljelijähaastattelun tulokset ovat valmiina. Tässä väliraportissa tarkastellaan kiintoainekuorman muutoksia kaudella 1990–2006 mereen laskevissa 22 joessa. Jokiaineiston käsittely on esitetty luvussa 5.2 (Rankinen ym.).

3.2.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

MYTVAS 2 -hankkeessa todettiin, että maatalouden valtakunnallinen fosforitase oli vähentyneen lannoituksen vuoksi laskenut 1980-luvun tasolta +35 kg/ha 2000-luvun puolivälin tasolle +8 kg/ha (Uusitalo ym. 2007c). Fosforitaseessa oli alueellisia eroja. Alhaisimmat fosforitaseet olivat 2000-luvun puolivälissä Uudenmaan viljanviljelyalueilla, joilla fosforia levitettiin maahan vain hieman enemmän kuin sitä sadon mukana poistui. Varsinais-Suomessa, jossa on runsaasti sika- ja siipikarjatiltoja sekä erikoiskasvien viljelyä, fosforitaseet olivat edelleen ylijäämäisiä. Suurin ylijäämä havaittiin Pohjanmaalla, mikä liittyi luultavimmin nautakarjatalouteen.

Alentuneiden fosforitaseiden vaikutusta peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen ei voitu suoraan päätellä kaupallisten laboratorioiden tuottamien valtakunnallisten keskiarvojen perusteella, sillä ympäristötuen myötä testattavaksi tuli lohkoja, joiden viljavuutta ei aiemmin juurikaan

ollut määritetty (Yli-Halla ym. 2001). Uusitalo ym. (2007c) vertailivat noin 1600 Viljavuuspalvelu Oy:ssä analysoitua tulosparia peltolohkoilta, joilta oli määritetty helppoliukoisen fosforin pitoisuus sekä vuonna 1997 että vuonna 2002. Vertailu osoitti, että vuonna 2002 peltojen helppoliukoisen fosforin pitoisuus oli tilastollisesti merkitsevästi alempi (keskiarvo 11,4 mg/l, mediaani 9 mg/l) kuin vuonna 1997 (keskiarvo 12,5 mg/l, mediaani 11 mg/l). Vertailu oli ensimmäinen, jossa todettiin helppoliukoisen fosforin pitkään jatkuneen nousun taittuneen. Vertailussa olleiden lohkojen viljelysuuntaa ei tunnettu, mutta aineiston jakaumasta pääteltiin, että ne olisivat edustaneet lähinnä viljanviljelytiloja. Vaikka helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat laskeneet, arvioitiin niiden edelleen olevan korkeampia kuin viljelyn kannalta olisi tarpeen (Uusitalo ym. 2007b, ks. myös Valkama ym. 2009).

Vuosia 1996–2002 koskeneiden MYTVAS-haastatteluiden perusteella saatiin tietoa helppoliukoisen fosforin pitoisuuden jakaumasta eri tuotantosuuntia edustavien lohkojen kesken (Uusitalo ym. 2007c). Tässä aineistossa helppoliukoisen fosforin keskipitoisuus oli 12,2 mg/l viljanviljelytiloilla, 15,3 mg/l nautakarjatiltoilla, 19,3 mg/l muilla eläintiloilla ja peräti 24,7 mg/l erikoiskasvutiloilla (Uusitalo ym. 2007c). Tulokset osoittavat selvästi ne ongelmat, jotka liittyvät yhtäältä lannan liialliseen määrään alueellisesti keskittyneessä karjataloudessa ja toisaalta erikoiskasviviljelyyn, jossa sallitut – ja käytetyt – lannoitemäärät ovat huomattavan suuria.

Eroosiopotentiaalin muutosta ei MYTVAS 2 -hankkeessa selvitetty valtakunnallisesti. Ympäristöhallinnon maatalousvaltaisten jokien ja pienten valuma-alueiden seurannan perusteella kiintoainekuorman havaittiin jonkin verran laskeneen vuosina 1990–2004 (Ekholm ym. 2007). Sen sijaan liunneen fosforin kulkeuma oli jopa noussut joillakin valuma-alueilla.

3.2.4 Uudet MYTVAS-tulokset

Maan helppoliukoinen fosfori

MYTVAS 3 -hankkeessa on alustavasti tarkasteltu maan helppoliukoisen fosforin pitoisuusmuutoksia ja alueellisia eroja vuosina 1985–2007, ja tulokset tulevat tarkentumaan myöhemmin uusien aineistojen myötä. Viljavuuspalvelu Oy:n internet-sivuilta (www.tuloslaari.fi) poimittiin fosforipitoisuuksien keskiarvot ja näyttöiden määrät maaseutukeskuksittain neljältä jaksolta, jotka olivat vuodet 1985–1989, 1990–1994, 1995–1999 ja 2000–2007. Maaseutukeskukset jaettiin päävesistöalueittain seuraavasti: Suomenlahden valuma-alue: Kymenlaakso, Uusimaa, Nylands Svenska, Päijät-Häme, Keski-Suomi
Saaristomeren valuma-alue: Farma, Finska Hushållningsläskäpet

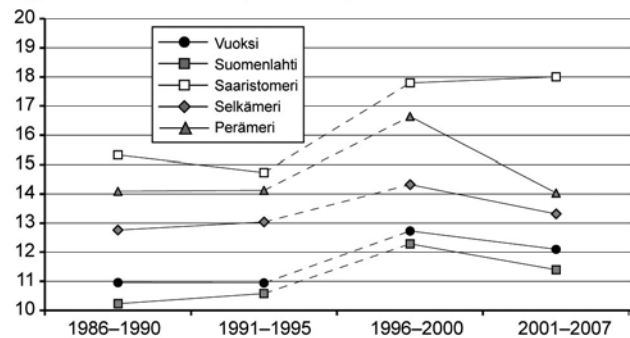
Selkämeren valuma-alue: Satakunta, Pirkanmaa, Häme, Etelä-Pohjanmaa, Österbottens Svenska
 Perämeren valuma-alue: Kainuu, Keski-Pohjanmaa, Oulu, Lappi

Vuoksen valuma-alue: Etelä-Karjala, Mikkeli, Pohjois-Karjala, Pohjois-Savo

Korkeimmat keskimääräiset helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat Saaristomeren valuma-alueella (kuva 1). Tällä alueella fosforipitoisuudet jopa hieman nousivat jaksolta 1996–2000 jaksolle 2001–2007, kun kaikilla muilla valuma-alueilla fosforipitoisuudet tänä aikana laskevat. Lasku oli voimakkainta Perämeren valuma-alueella. Matalimmat helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat Suomenlahden ja Vuoksen valuma-alueilla. Jaksolta 1991–1995 jaksolle 1996–2000 tapahtunut nousu kaikilla valuma-alueilla kuvanee aiemmin mainittua peltolohkpopulaation muutosta ympäristötuen myötä pakolliseksi tulleen viljavuusanalyysin seurauksena. Jaksolla 1996–2000 näytteitä oli keskimäärin 0,5 kpl peltohehtäaria kohti, kun muilla jaksoilla vastaava luku oli 0,27–0,38.

Kuva 1. Helppoliukoisen fosforin keskipitoisuuden kehitys viidellä päävaluma-alueella Viljavuuspalvelussa määritettyjen näytteiden mukaan.

Helppoliukoisen fosforin keskipitoisuus, mg l⁻¹



Uusitalon ja Janssonin (2002) mukaan valumaveden liuenneen fosforin pitoisuus kasvaa 15–20 µg/l, kun maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus kasvaa yhdellä yksiköllä. Tämän yhteyden mukaan valumaveden liuenneen fosforin pitoisuus olisi laskenut Perämeren valuma-alueella jaksolta 1996–2000 jaksolle 2001–2007 noin 16 %, kun se Saaristomeren valuma-alueella olisi noussut yhden prosenttiin.

Taulukko 1. Maan helppoliukoisen fosforin ja pellon käytön sekä eläinten lannan fosforin väliset yhteydet. Lihavoidut luvut tilastollisesti merkitseviä tasolla $p < 0.05$. Tarkastelutasona maaseutukeskukset.

| Malli | No. | R ² % | Jakso | | | Selittäjien kulmakerroin | | | | | | | | | | | |
|------------------|-----|---------------------|----------------------------|------------------------------|-----------|--------------------------|---------------|---------------|------------|-------|---------|----------|------|-------|--------|---------------------|------|
| | | | Taso jaksolla 1985–1989 | Muutos jaksolta 1985–1989 | | | Pellon käyttö | | | | | Lannan P | | | | | |
| | | | | 1990–1994 | 1995–1999 | 2000–2005 | Vilja | Erikoiskasvit | Öljykasvit | Nurmi | Kesanto | Nauta | Kana | Sika | Turkis | Kaikki ¹ | |
| | | | mg/l | | | % | | | | | kg/ha | | | | | | |
| 1.1 | 11 | | 12,9 | 0,06 | 2,22 | 0,90 | -0,01 | | | | | | | | | | |
| 1.2 | 56 | | 13,8 | -0,94 | 2,15 | 1,29 | -0,08 | 0,89 | | | | | | | | | |
| 1.3 | 57 | | 13,5 | -0,83 | 2,11 | 1,30 | -0,07 | 0,89 | -0,11 | | | | | | | | |
| 1.4 | 57 | | 11,6 | -0,59 | 2,13 | 1,36 | -0,05 | 0,91 | -0,09 | 0,02 | | | | | | | |
| 1.5 | 59 | | 14,3 | -0,51 | 2,24 | 1,58 | -0,06 | 0,87 | -0,14 | -0,01 | -0,11 | | | | | | |
| 2.1 | 11 | | 12,7 | 0,15 | 2,23 | 0,89 | | | | | | -0,05 | | | | | |
| 2.2 | 23 | | 10,7 | 0,33 | 2,20 | 0,99 | | | | | | 0,17 | 2,13 | | | | |
| 2.3 | 23 | | 10,4 | 0,35 | 2,26 | 1,05 | | | | | | 0,18 | 1,85 | 0,20 | | | |
| 2.4 | 33 | | 11,1 | 0,52 | 2,32 | 1,11 | | | | | | 0,07 | 1,73 | -0,14 | 0,43 | | |
| 3.1 ² | 72 | | 15,2 | -0,19 | 2,07 | 1,56 | -0,08 | 0,77 | -0,13 | 0,06 | -0,06 | -0,60 | 0,13 | 0,40 | 0,40 | | |
| 3.2 ² | 64 | | 13,1 | 0,15 | 2,47 | 1,66 | -0,08 | 0,82 | 0,02 | -0,02 | -0,07 | | | | | | 0,23 |
| 3.3 | 64 | | 11,0 | 0,12 | 2,45 | 1,65 | -0,06 | 0,84 | 0,05 | | -0,04 | | | | | | 0,22 |

¹ Sisältää myös lampaiden ja hevosten lannan

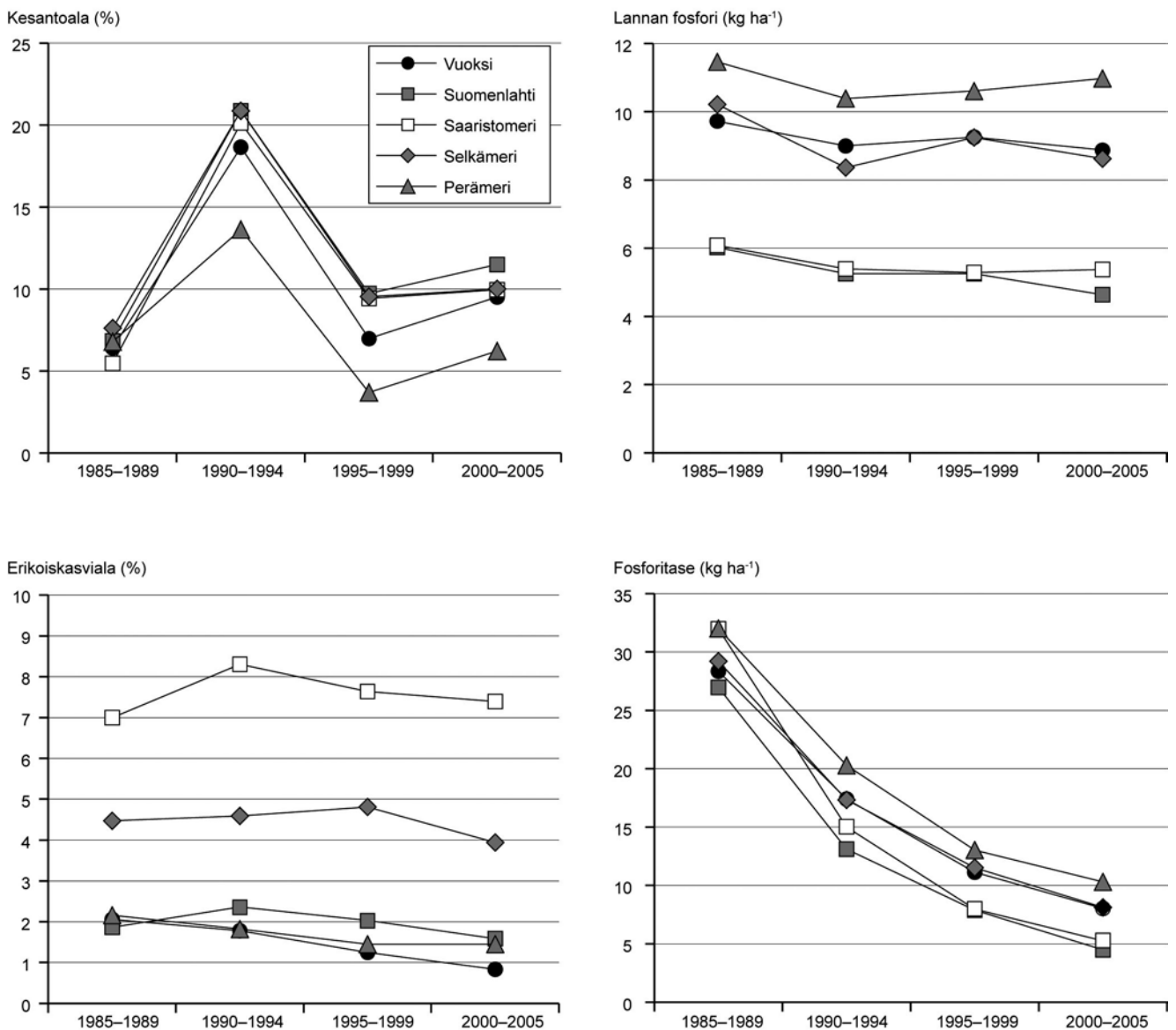
² Selittäjät korreloivat keskenään

Liuenneen fosforin muutoksia tarkasteltiin myös jokialueiden perusteella (22 Itämereen laskevaa jokea, ks. osio 5.2). Tulokset ovat vain suuntaa-antava, sillä jokien liuenneen fosforin kulkeumista ei voitu poistaa jätevesien ja muiden kuormittajien vaikutusta (kuormitus määritetään ja ilmoitetaan kokonaisravinteina). Lisäksi liuenneesta fosforista oli havaintoja vain kolmelta viimeiseltä kaudelta. Näiden aikana selvää alenemista havaittiin Perämereen laskevissa joissa sekä muutamassa Suomenlahteen laskevassa joessa. Alenemista ei selittänyt virtaamisen muutos. Kahdella viimeisellä kaudella, joilta maan heppoliukoisen fosforin pitoisuuksia voidaan pitää vertailukelpoisina, ei liuenneen fosforin kulkeumissa juuriakaan havaittu muutoksia.

Peltojen heppoliukoisen fosforin pitoisuutta ja sen muutosta vuosina 1985–2005 eri maatalouskeskuksissa tar-

kasteltiin tilastollisella mallilla, jossa selittävinä tekijöinä olivat fosforitase ja sen komponentit sekä pellon käyttö (viljojen, nurmien, öljykasvien, erikoiskasvien ja kesantojen osuus). Erikoiskasveiksi luettiin vain herne, peruna ja sokerijuurikas, sillä muista erikoiskasveista ei em. aikajaksolta ollut riittävän yksityiskohtaista tietoa. Analyysiä varten fosforitaseet laskettiin maaseutukeskuksittain (luvussa 3.3 esitetään taseet TE-keskuksittain). Tietoja kerättiin maatilatilastollisista vuosikirjoista, TiKestä, MTT:ltä ja Suomen Turkiseläinten Kasvattajain Liitto (STKL) ry:ltä. Nautojen, kanojen, sikojen ja hevosten fosforin erityis (ts. lantaan siirtyvä fosfori kiloina vuodessa) eri vuosina saatiin Jouni Nousiaiselta (MTT). Lampaiden ja turkiseläinten osalta ko. arvot saatiin OECD:n tiedoista. Tilastollisen analyysin (EFRA–Explanatory Framework for Regression Analysis, Penttilä ym. (2006)) periaate on kuvattu luvussa 5.2.

Kuva 2. Heppoliukoisen fosforin pitoisuutta tilastollisen mallin mukaan selittävien muuttujien vaihtelu viidellä päävesistöalueella.



Vertailtaessa maaseutukeskuksia toisiinsa havaittiin, että pellonkäyttömuodoista erikoiskasvien osuus oli positiivisesti yhteydessä maan helppoliukoisen fosforin muutoksiin: erikoiskasvialan osuuden kasvaessa yhdellä prosenttiyksiköllä helppoliukoisen fosforin pitoisuus nousi noin 0,9 mg/l (mallit 1.2–1.5, taulukko 1). Kesantojen, viljojen ja öljykasvien viljelyalalla oli negatiivinen yhteys helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen. Kesantoalalla vaikutus oli voimakkain (kulmakertoimen arvo suurin, taulukko 1).

Helppoliukoisen fosforin pitoisuus oli positiivisesti yhteydessä myös kotieläinten lannassa peltohehtaarille siirtyvän fosforin kanssa (taulukko 1, mallit 2.1–2.4). Voimakkain vaikutus oli kananlannalla. Kun selittäjiksi otettiin sekä pellon käyttö että lannan fosfori, kananlanta ei enää tilastollisesti merkitsevästi selittänyt helppoliukoisen fosforin pitoisuuksia. Tämä johtunee siitä, että alueilla, joilla on runsaasti kanaloita, on myös paljon erikoiskasvien viljelyä. Nyt tehdyn analyysin mukaan erikoiskasvien viljelyllä olisi siis merkitsevämpi vaikutus maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuteen kuin kananlannalla.

Regressioanalyysit, joissa on useita muuttujia selittäjinä, voivat antaa erheellisiä tuloksia selittäjien välisen korrelaation vuoksi. Tässä aineistossa em. korrelaatioita oli myös muiden muuttujien kuin erikoiskasvialan ja kananlannan fosforin välillä. Ilmiötä tutkittiin VIF-arvon perusteella (Variance Inflation Factor). Tässä suhteessa paras selittäjien kombinaatio on esitetty taulukon 1 mallissa 3.3, jossa tilastollisesti merkitsevinä selittäjinä olivat eri eläinten lannan yhteenlaskettu fosforimäärä ja viljojen, erikoiskasvien ja kesannon osuudet. Malli selitti 64 % maan helppoliukoisen fosforin alueellisesta vaihtelusta.

Kaikkien mallien mukaan maan helppoliukoisen fosforin keskimääräiset arvot kasvoivat tilastollisesti merkitsevästi jaksolta 1990–1994 jaksolle 1995–1999 (nousu noin 2 mg/l) ja laskivat taas viimeiselle jaksolle 2000–2005 (lasku noin 1 mg/l, taulukko 1).

Erikoiskasvien osuus peltoalasta on pysynyt kutakuinkin samalla tasolla vuosina 1985–2005 (kuva 29). Se oli selvästi suurin Saaristomeren valuma-alueella (noin 7 %), mikä osaltaan selittää alueen peltojen korkeata ja muuttumattomana pysynyttä helppoliukoisen fosforin pitoisuutta. Erikoiskasvien osuus oli pienin Vuoksen valuma-alueella (alle 2 %). Kesantojen osuus oli suurimmillaan jaksolla 1990–1994, noin 20 %:n kesannointivaihtoesta johtuen. Perämerellä kesantoala oli pienin (kuva 2).

Lannan fosforimäärä on pysynyt lähes muuttumattomana tarkastelujaksolla. Eniten peltoon päätyi lannan fosforia Perämeren valuma-alueella (noin 11 kg/ha). Pienimmät lannan fosforimäärät olivat Vuoksen ja Suomenlahden va-

luma-alueilla. Fosforitaseen huomattava lasku kaikilla alueilla (1980-luvun lopun noin 30 kg/ha:sta viime vuosien 5–10 kg/ha:een) johtuu ostolannoitteiden käytön vähenemisestä (kuva 2).

Eroosiopotentiaali

Valuma-alueen peltoisuus selitti 68 % kiintoainekulkeuman alueellisesta vaihtelusta 22:ssa Itämereen laskevassa joessa (malli 1, taulukko 2). Kun valuma-alueen järvisyys (jonka kasvaminen vähensi kiintoainekulkeumaa) ja valunta (jonka kasvaminen lisäsi kulkeumaa) otettiin peltoisuuden lisäksi huomioon, kiintoainekulkeuman vaihtelusta selittyi 74 % (malli 3, taulukko 2).

Kiintoainekulkeuma oli pienin kaudella 1990–1994. Tähän vaikutti luultavasti se, että tällä kaudella kesantojen osuus oli suurin. Kun malliin otettiin vielä kesannot selittäjäksi, ts. tulokset suhteutettiin vastaamaan tilannetta, jossa vakio-osuus valuma-alueen pelloista oli kesannolla, kiintoainekulkeumissa havaittiin laskua ympäristötukikausina (malli 4.2, taulukko 2). Lasku saattaa liittyä ympäristötuen myötä lisääntyneeseen talviaikaisen kasvi- peitteeseen ja osin tuesta riippumattomaan suorakylvöalan kasvuun. Keventämällä muokkausta voidaan tehokkaasti vähentää kaltevien maiden eroosiota (Puustinen ym. 2005). Se, että tilastollisen analyysin mukaan vilja- alan kasvu vähentää ja nurmialan kasvu lisää kiintoainekulkeumaa, on ns. artefakti, joka liittyy selittävien tekijöiden välisiin korrelaatioihin sekä siihen, että käytettävissämme ei ollut alueellista tietoa eroosioon ratkaisevasti vaikuttavasta muuttujasta eli pintamaan maalajista. On huomattava, että jokien kiintoainekulkeumasta ei voitu vähentää muiden kuormituslähteiden vaikutusta (ks. liuennut fosfori yllä), mikä vaikeuttaa tulosten tulkintaa.

Osiassa 5.2 kuvatussa tilastollisessa analyysissä havaittiin, että rannikkojokien kuljettama kokonaisfosforin hajakuormitus on vähentynyt vuosina 1985–2006 muilla alueilla paitsi Lounais-Suomessa. Tulos on sopusoinnussa kiintoainetarkastelun kanssa, sillä suuri osa jokien kuljettamasta fosforista oli hiukkamaista.

3.2.5 Suunnitelma vuosille 2010–2012

Viljavuuspalvelun aineiston ongelmana on, että tietyillä alueilla analysoitujen näytteiden määrä on laskenut viljelijöiden siirryttyä käyttämään muita laboratorioita. Aineistoa onkin tarkoitus täydentää Sokerijuurikkaan tutkimuslaitoksen ja Ympäristöpalvelun määrittämien näytteiden tuloksilla.

Vuosina 2010–2011 kerättävä MYTVAS-haastatteluai- neisto antaa mahdollisuuden tarkemmin tarkastella maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden muutoksia ja siihen

Taulukko 2. Jokien kiintoainepitoisuuden mallintaminen valuma-alueen ominaisuuksien avulla. Lihavoidut luvut tilastollisesti merkitseviä tasolla $p < 0.05$.

| Malli | | Peltoalan kulmakerroin | Taso jaksolla 1985–1989 | Muutos jaksolta 1985–1989 | | Selittäjien kulmakerroin | | | | |
|-------|------------|--------------------------|-------------------------|---------------------------|--------------|--------------------------|-------------|--------------|---------------|-------------|
| No. | R^2 % | | | 1995–1999 | 2000–2006 | Järvi-ala % | Valunta m | Vilja-ala % | Kesanto-ala % | Nurmi-ala % |
| | | $t/\text{km}^2/\text{a}$ | | | | | | | | |
| 1 | 68 | 1,18 | -10,5 | 1,61 | 0,19 | | | | | |
| 2 | 72 | 1,11 | -5,80 | 1,82 | 0,40 | -0,88 | | | | |
| 3 | 74 | 1,14 | -26,9 | 2,21 | 1,70 | -0,53 | 64,1 | | | |
| 4.1 | 78 | 1,68 | -25,3 | 5,60 | 8,18 | 0,27 | 107 | -0,56 | | |
| 4.2 | 81 | 1,43 | -0,51 | -16,6 | -17,1 | -0,17 | 88,0 | | -2,38 | |
| 4.3 | 78 | 1,72 | -68,0 | 1,67 | 4,41 | 0,38 | 107 | | | 0,48 |

vaikuttavia syitä, mm. yhteyttä eri viljelykäytäntöihin. Maan helppoliukoisen fosforin muutoksia tarkastellaan myös vuosina 2010–2011 tehtävän MTT:n maaperäseurannan tulosten valmistuttua.

MYTVAS-haastatteluaineisto antaa myös mahdollisuuden eroosiopotentiaalin muutosten arviointiin esimerkiksi VIHMA-mallin perusteella.

3.2.6 Tulosten tarkastelu

Maan helppoliukoisen fosforin osalta tulokset ovat sopu-soinnussa MYTVAS 2 -tutkimuksessa tehtyjen havaintojen kanssa (Uusitalo ym. 2007c). Fosforilannoituksen voimakkaan vähenemisen seurauksena (1990-luvun alusta lähtien) maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus on lähtenyt laskuun muualla paitsi Saaristomeren valuma-alueella. Koska Saaristomeren rannikkovesien kuormituksesta suurin osa on peräisin Suomen maataloudesta (Uusitalo ym. 2007d), olisi helppoliukoisen fosforin pitoisuuksia Saaristomeren valuma-alueella saatava nykyistä alemmaksi meren rehevöitymisen vähentämiseksi. Myös muilla valuma-alueilla olisi hyvä kiinnittää entistä enemmän huomiota maatalouden fosforivirtoihin. Varsinais-Suomen korkeita fosforipitoisuuksia voi osaltaan selittää se, että erikoiskasvitilat ottavat näytteitä useammin kuin muut tilat, jolloin ne ovat yliedustettuina keskiarvoissa. Nyt käytävissä olevan aineiston perusteella ei voitu arvioida eri viljelysuuntien edustavuutta helppoliukoisen fosforin maaseutukohtaisissa keskiarvoissa.

Nykyisen ympäristötuen fosforilannoitusrajat on asetettu niin, että fosfori ei rajoita maksimisatotason saavuttamista (Valkama ym. 2009). Lannoitusrajat ovat alhaisimpia viljavuusluokkia lukuun ottamatta hieman matalammat kuin edeltävällä kaudella (ks. luku 2, Grönroos). Tämän

pitäisi näkyä maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuksien laskuna myös tulevaisuudessa. Kehitystä tosin jarruttaa se, että viljavuudeltaan huonoille ja välttäville lohkoille sallitaan aiempaa korkeampi lannoitus.

Olisi tärkeää, että lannoitus perustuisi fosforin ja muiden kasvutekijöiden osalta tutkittuun tietoon. Mitä suurempi sato, sitä enemmän sadon mukana poistuu ravinteita, mikä on fosforitaseiden ja ympäristön kannalta luonnollisesti suotuisaa. Toisaalta, jos fosforilla ei ole vaikutusta sadon määrään eikä laatuun, sen käyttämistä tulisi välttää. Tämä koskee erityisesti erikoiskasveja, joiden lannoitusmäärät ovat huomattavasti suurempia ja taseet ylijäämäisempiä kuin viljanviljelyssä. Lannoitustasojen optimointiin viljelijän talouden kannalta tulee kiinnittää huomiota, koska maksimisatotasoon vaadittava lannoitus on taloudellisesti kannattamatonta. Sadon laatuun fosforilannoituksella on mitättömän vähän merkitystä (Valkama ym., käsikirjoitus), minkä vuoksi lannoituksen vähentämisen ei voida näyttää aiheuttavan viljelijälle taloudellista riskiä.

Avomaalla yleisimmin viljellyistä erikoiskasveista suurin fosforinotto on perunalla, sokerijuurikkaalla, porkkanalla, valkokaalilla ja avomaan kurkulla, jotka ottavat tilastoiduilla satotasolla fosforia noin 12–16 kg/ha. Fosforinotto on siten samaa suuruusluokkaa tai vain hieman suurempi kuin rehunurmilla ja viljoilla (8–16 kg/ha). Ympäristötuen sallittujen lannoitustasojen ero näiden kasvien välillä on kuitenkin huikea. Kun viljojen ja rehunurmien lannoituksessa voidaan käyttää pellon ”tydyttävässä” ja ”hyvässä” fosforiluokassa noin sadon ottamia fosforimääriä, perunalle ja sokerijuurikkaalle voidaan antaa ”tydyttävässä” luokassa noin kolme kertaa ja muille mainituille erikoiskasveille noin neljä kertaa keskimääräisen sadon ottama fosforimäärä. Viljavuusluokassa ”hyvä” erikoiskasveille sallitaan 2–3 kertaa korkeammat lisäykset kuin sa-

don mukana maasta poistuu. Viljoille ja nurmille ei sallita lainkaan fosforilisäyksiä "korkeassa" viljavuusluokassa (karjanlantapoikkeusta lukuun ottamatta), mutta erikoiskasveille voidaan antaa jopa kaksinkertainen fosforilisäys sadon ottaman fosforin määrään verrattuna. Vaikka erikoiskasvien todellisesta lannoitustarpeesta ei ole tehty kattavaa yhteenvetoa, on vaikea hahmottaa maan fosforipitoisuuden jatkuvan kasvattamisen hyötyjä korkeammissa viljavuusluokissa, joissa maassa on jo ennen vuotuista lannoitusta moninkertaisesti sadon fosforinottoa vastaavia määriä heppoliukoista fosforia. Näissä oloissa kasvien alkukehityksen varmistavaa pientä starttilannoitusta suuremmat lisäsmäärät lienevät selvästi ylimitoitettuja.

Maan heppoliukoisen fosforin pitoisuuteen vaikuttaa lannoitteiden lisäksi lannan mukana maahan levitettävä fosfori. Lannan fosforisisältöön vaikuttaa eläinten ruokinta, mikä olisi myös optimoitava ympäristö- ja tuotantonäkökulmien suhteen. Lannan aiheuttamiin ympäristöhaittoihin vaikuttaa niin ikään levitystapa. Lannan pintalevitys nostaa pintavalumavesien kanssa kontaktissa olevan ylimmän maakerroksen fosforitilaa ja lisää myös riskiä lannan suoraan huuhtoutumiseen (Turtola & Kempainen 1998).

Suojavyöhykkeiden määrästä ja erilaisten muokkausmenetelmien yleisyydestä ei tässä vaiheessa vielä ole päivitettyä tietoa, joten niiden vaikutusta fosforikuormitukseen ei arvioida tässä raportissa. Myöskään lannan levityksestä (levitystapa ja -aika) ei ole riittävästi tietoa fosforikuormituspotentiaalini arvioimista varten. Osiossa 5.2 esitettyssä tilastollisessa analyysissä havaittiin nurmialan kasvun lisäävän jokien mukana kulkeutuvan fosforin määrää. Tämä saattaa johtua mm. nurmien pintalannoituksesta. On huomattava, että fosforia saattaa huuhtoutua myös kasvustosta esim. suojavyöhykkeillä ja laitumilla.

Jokikulkeumien perusteella eroosio on jonkin verran vähentynyt, mikä johtunee talviaikaisen kasvipeitteisyyden kasvusta kevennetyn muokkauksen ja suorakylvön yleistyttä.

3.2.7 Toimenpide-ehdotukset

Maatalouden alueellisesta keskittymisestä johtuva epäsuhta lannan muodostumisen ja levitykseen soveltuvan peltoalan välillä olisi ratkaistava. Käynnissä on useita ko-

keiluja lannan ravinteiden fraktioimiseksi kemiallisin ja biologisin menetelmin siten, että ravinteita voitaisiin levittää laajemmalle peltoalalle ja kuljettaa kannattavasti pois eläintiloilta. Nämä menetelmät eivät kuitenkaan ole vielä yleisesti käytössä. Toinen keskittymiseen liittyvä ilmiö on erikoiskasvien viljelyn painottuminen Varsinais-Suomeen. Erikoiskasvien sallitut lannoitusmäärät ovat suuria, ja mahdollisesti paljon suurempia kuin tuotannollinen optimi vaatisi. Tuotannollinen optimi voi ylittyä myös muiden kasvien viljelyssä, vaikka ympäristötuen tulisi juuri kompensoida ympäristötoimista aiheutuvaa sadon alenemaa. Viljelyn ja ympäristön kannalta olisikin tärkeä tuntee lannoituksen satovasteet eri olosuhteissa. Fosforilannoitusaineistoista jalostetaan MTT:ssä parhaillaan satovastefunktioita ja lannoituksen optimitarkastelua, mutta aineistoa tilastolliseen analyysiin on riittävästi ainoastaan viljojen ja nurmien osalta.

Eroosiontorjunta ei välttämättä ole ollut kovin tehokasta. MYTVAS 2 -hankkeen loppuraportissa todettiin, että peltojen kasvukunnosta ja maan rakenteesta ei esimerkiksi kalkituksen ja salaojituksen avulla ole huolehdittu riittävästi (Turtola & Lemola 2008). Näiden hyvin perinteisten toimien rinnalle kaivattaisiin myös uusia menetelmiä. Viime vuosina on testattu esimerkiksi fosforikulkeumien pienentämistä paperiteollisuuden nollakuidun (Muukkonen ym. 2009) ja kipsin (www.yara.fi) levityksellä pelloille sekä fosforia saostavien yhdisteiden käyttöä mm. hevostarhoissa (Närvänen ym. 2008). Nämä menetelmät ovat toistaiseksi kehitys- ja tutkimusasteella.

Ympäristötuen toimia suunniteltaessa olisi hyvä tunnistaa ja ennustaa muun maatalouspolitiikan aiheuttamia muutoksia maataloustuotannossa. Alueellisen keskittymisen lisäksi nämä muutokset ovat vaikuttaneet esimerkiksi peltoalaa lisäävästi Suomessa. Teknologian kehitys ja energian hinnan nousu taas on lisännyt suorakylvön suosiota. Jotta maatalouden ravinnekuormitusta voitaisiin tehokkaasti vähentää, toimien olisi ohjattava koko maataloustuotantoa, ettei esim. kesannoinnin vähentyminen söisi sitä hyötyä, mitä muilla toimilla on saatu aikaan. Nykyisessä ympäristöohjelmassa kesantoalan vähentämistä pyritään kompensoidaan tukemalla luonnonhoitopeltojen perustamista.

Kirjallisuus

- Alakukku, L., Uusitalo, R., Särkelä, A., Lahti, K., Valkama, P., Valpasvuo-Jaatinen, P. & Ventelä, A.-M. 2009. Phosphorus stratification in the Ap horizon of ploughed and no-till soils and its effect on P forms in surface runoff. ISTRO 18th Triennial Conference Proceedings, June 15–19, 2009 Izmir-TURKEY.
- Ekholm, P. & Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29–42.
- 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* 16: 282–300.
- Kauppi, L. 1984. The contribution of agricultural loading to eutrophication in Finnish lakes. *Water Science & Technology* 17: 1133–1140.
- Lehtoranta, J., Ekholm, P. & Pitkänen, H. 2009. Coastal Eutrophication Thresholds: A Matter of Sediment Microbial Processes. *Ambio* 38: 303–308.
- Muukkonen, P., Hartikainen, H. & Alakukku, L. 2009. Boardmill sludge reduces phosphorus losses from conservation-tilled clay soil. *Soil & Tillage Research*.
- Nyroos, H., Partanen-Hertell, M., Silvo, K. & Kleemola, P. 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Suomen ympäristö 55. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 68 s.
- Närvänen, A., Jansson, H., Uusi-Kämpä, J. & Perälä, P. 2008. Phosphorus load from equine critical source areas and its reduction using ferric sulphate. *Boreal Environment Research* 13: 265–274.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for porous fungi at two spatial scales. *Oikos* 114: 225–240.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristö 313. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 64 s.
- Puustinen, M., Koskiahho, 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 & Environment* 105: 565–579.
- Rekolainen, S., Ekholm, P., Heathwaite, L., Lehtoranta, J. & Uusitalo, R. 2006. Off-site effects of erosion: Eutrophication as an example. Teoksessa: Boardman, J. & Poesen, J., (toim.). *Soil erosion in Europe*. Chichester: Wiley. s. 775–789
- Saarijärvi, K., Karppinen, M., Uusi-Kämpä, J., Turtola, E. & Virkajärvi, P. 2006. Laitumien fosforitalous ja vesistökuormituksen hallinta. Teoksessa: Alakukku, L., (toim.). *Maaperän prosessit - pellon kunnan ja ympäristöhoidon perusta: MMM:n maaperätutkimusohjelman loppuraportti*. s. 23–33
- Tamminen, T. & Andersen, T. 2007. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology-Progress Series* 340: 121–138.
- Turtola, E. & Kempainen, 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. 2008. Maatalouden ympäristöten vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: MTT. 103 s.
- Uusitalo, R. 2004. Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils. *Agrifood Research Reports* 53. Jokioinen: MTT. 62 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. & 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., Turtola, E. & Lemola, R. 2007a. Phosphorus losses from a subdrained clayey soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science* 16: 352–365.
- . 2007b. Phosphorus losses from a subdrained clayey soil as affected by cultivation practices. *Agricultural and Food Science* 16: 352–365.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekas, M. & Uusi-Kämpä, J. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32: 2007–2016.

Uusitalo, R., Turtola, E., Grönroos, J., Kivistö, J., Mäntylah-
ti, V., Turtola, A., Lemola, R. & Salo, T. 2007c. Finnish trends
in phosphorus balances and soil test phosphorus. *Agricultural and Food Science* 16: 301–316.

Uusitalo, R., Ekholm, P., Turtola, E., Pitkänen, H., Lehtonen,
H., Granlund, K., Bäck, S., Puustinen, M., Räike, A., Lehto-
ranta, J., Rekolainen, S., Walls, M. & Kauppila, P. 2007d.
Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. *Maa- ja elintarvike-
talous* 96. Jokioinen: MTT. 34 s.

Valkama, E., Uusitalo, R., Ylivainio, K., Virkajarvi, P. & Tur-
tola, E. 2009. Phosphorus fertilization: A meta-analysis of
80 years of research in Finland. *Agriculture, Ecosystems &
Environment* 130: 75–85.

Yli-Halla, M., Nykänen, A., Siimes, K. & Tuhkanen, H.R.
2001. Ympäristötuen ehdot ja maan helppoliukoinen fos-
fori. MTT:n julkaisuja. Sarja A 77: Jokioinen, MTT. 45 s.

Yli-Halla, M., Hartikainen, H., Ekholm, P., Turtola, E., Puus-
tinen, M. & Kallio, K. 1995. Assessment of soluble phospho-
rus load in surface runoff by soil analyses. *Agriculture,
Ecosystems & Environment* 56: 53–62.

3.3 Typpi- ja fosforitaseet

Tapio Salo & Riitta Lemola, MTT
tapio.salo@mtt.fi

3.3.1 Tausta

Lannoitus ja sadon ravinteiden otto ovat tärkeimmät ra-
vinnetaseisiin vaikuttavista tekijöistä. Maatalouden ympä-
ristötuen perustoimenpiteissä on säädetty korkeimmat
sallitut typpi- ja fosforilannoitusmäärät eri kasveille maa-
lajista, maantieteellisestä sijainnista ja maan ravinnetilas-
ta riippuen. Maatalouden ympäristötuessa on tapahtunut
monia muutoksia aikaisempaan ympäristötukikauteen
verrattuna. Perustoimenpiteisiin kuulunut ”Peltokasvien
peruslannoitus” on poistunut. Sen tilalle on tullut ”Pelto-
kasvien lannoitus” -perustoimenpide, joka vastaa aikai-
semman tukikauden ”Tarkennettu lannoitus” -lisätoimen-
pidettä. Sen fosforilannoitustasot ovat noin 10–20 % ai-
kaisempaa alhaisemmat ja myös typpilannoitustasot ovat
hieman alentuneet. Karjanlannan sisältämästä fosforista
85 % lasketaan kasveille käyttökelpoiseksi, kun aikai-
semmin käyttökelpoiseksi laskettiin 75 %. Uusi ympäristö-
tukikausi kiristi karjanlannan käyttöä myös niin, että ”Pel-
tokasvien peruslannoitus” -toimenpiteen poistuttua lop-
pui myös mahdollisuus levittää karjanlantaa sellaisille
maille, joiden fosforiluku on luokassa ”arveluttavan kor-
kea”.

Perustuen toimenpiteiden lisäksi nykyisen ympäristötuen
lisätoimenpiteisiin sisältyy valinnaisia lisätoimenpiteitä,
joilla pyritään lannoituksen vähentämiseen. ”Vähennetty
lannoitus” -lisätoimenpiteessä typpeä saa käyttää 80–90
% ”Peltokasvien lannoitus” -perustoimenpiteen mukai-
sista määristä. Sallitut fosforimäärät ovat 20–50 % pie-
nemmat kuin perustoimenpiteessä. Toimenpiteen vaiku-
tuksesta lannoitetypen hävikit vesiin ja ilmaan vähenevät.
Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus ei nouse mata-
lissa fosforiluokissa ja korkeissa luokissa pitoisuus laskee
nopeammin kuin perustoimenpiteen mukaan lannoitetta-
essa, mikä vähentää fosforikuormitusta vesiin (Manner-
Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013).
”Laajaperäinen nurmituotanto” -lisätoimenpide vähen-
tää typpilannoitusta 25 % ”Peltokasvien lannoitus” -pe-
rustoimenpiteen mukaisista määristä. Toimenpiteen voi-
vat valita A- ja B-tukialueilla sijaitsevat kotieläintilan eh-
toihin sitoutuneet tilat, joilla on nautoja, lampaita, vuohia
tai hevosia vähintään 0,4 eläinyksikköä tukikelpoista pel-
tohehtaaria kohti. Lisäksi toimenpiteen valinneiden tilo-
jen pelloista vähintään 50 % tulee olla joka vuosi nurmi-
kasvien viljelyssä (Manner-Suomen maaseudun kehittä-
missuunnitelma 2007–2013).

Ravinnetaseen laskeminen on uusi maatalouden ympäristötuen lisätoimenpide, jonka tavoitteena on vähentää ylimääräisten ravinteiden käyttöä lohkoilla, ja sitä kautta typpi- ja fosforihuuhtoumia vesistöihin ja dityppioksidipäästöjä ilmakehään. Toimenpiteen tavoitteena on luoda tilalle monivuotinen viljelytoimenpiteiden ja lannoitteiden käytön seurannan apuväline, joka antaa tietoa ravinteiden käytön tehokkuudesta ja ravinnepäästöjen riskikohdista. Toinen uusi ympäristötuen toimenpide on ”Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla”, joka tarkentaa typen käyttöä lannoituksessa lohkoitasolla. Sen tavoitteena on vähentää typen liikalannoitusta, mittaamalla liukoisen typen määrä peltomaassa keväällä. Tuloksen perusteella tiedetään, paljonko edelliseltä kasvukaudelta on jäänyt maahan liukoista typpeä ja onko tarpeen vähentää keväällä tai toisella levityskerralla annettavaa typpilannoitusta (Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013). ”Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveille” on vastaava lisätoimenpide puutarhailuille.

3.3.2 Tavoite

MYTVAS-tutkimuksen tavoitteena oli laskea typpi- ja fosforitaseet valtakunnallisesti ja alueellisesti ennen ympäristötukea (vuosi 1990) sekä eri ympäristötukikausina (vuodet: 1995–1999, 2000–2006 ja 2007–2013). Alueitasona käytettiin TE-keskusalueita ja koko maata.

3.3.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

Ravinnetaselaskelmat poikkeavat aikaisemmin raportoiduista (Salo ym. 2007) tuloksista siinä, että alueena käytettiin TE-keskusalueita edellisten laskelmien maaseutukeskusten sijaan. Lisäksi aiemmassa laskennassa käytettiin OECD:n kertoimia eläinten lannan ravinteiden osalta, kun tässä laskelmassa eläinten lannassaan tuottamien typpi- ja fosforimäärien osalta käytettiin vuosille 1985–2009 ulottuvaa aikasarjaa (Jouni Nousiainen/MTT), joka otti huomioon myös tärkeimpien kotieläinten ruokinnassa tapahtuneet muutokset. Tässä laskelmassa sadon ottamat typpi- ja fosforimäärät laskettiin ympäristötuen ”Ravinnetase”-toimenpiteen ohjeistuksessa annettujen kertoimien avulla, kun aikaisemmin ravinne määrät laskettiin OECD:n kertoimien avulla. Koska laskenta on muuttunut alueellisesti ja käytettyjen kertoimien osalta, tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia aikaisemmin raportoituihin verrattuna. Toisaalta nyt tehty laskelma kattaa samat vuodet kuin aikaisemmin on raportoitu ja maaseutukeskusten ja TE-keskusten maantieteelliset rajat vastaavat melko hyvin toisiaan, kun joitakin maaseutukeskusalueita yhdistetään keskenään.

3.3.4 Uudet MYTVAS-tulokset

Väkilannoitus ja käytettävän karjanlannan määrä sekä sadon ravinteiden otto ovat tärkeimmät ravinnetaseisiin vaikuttavista tekijöistä.

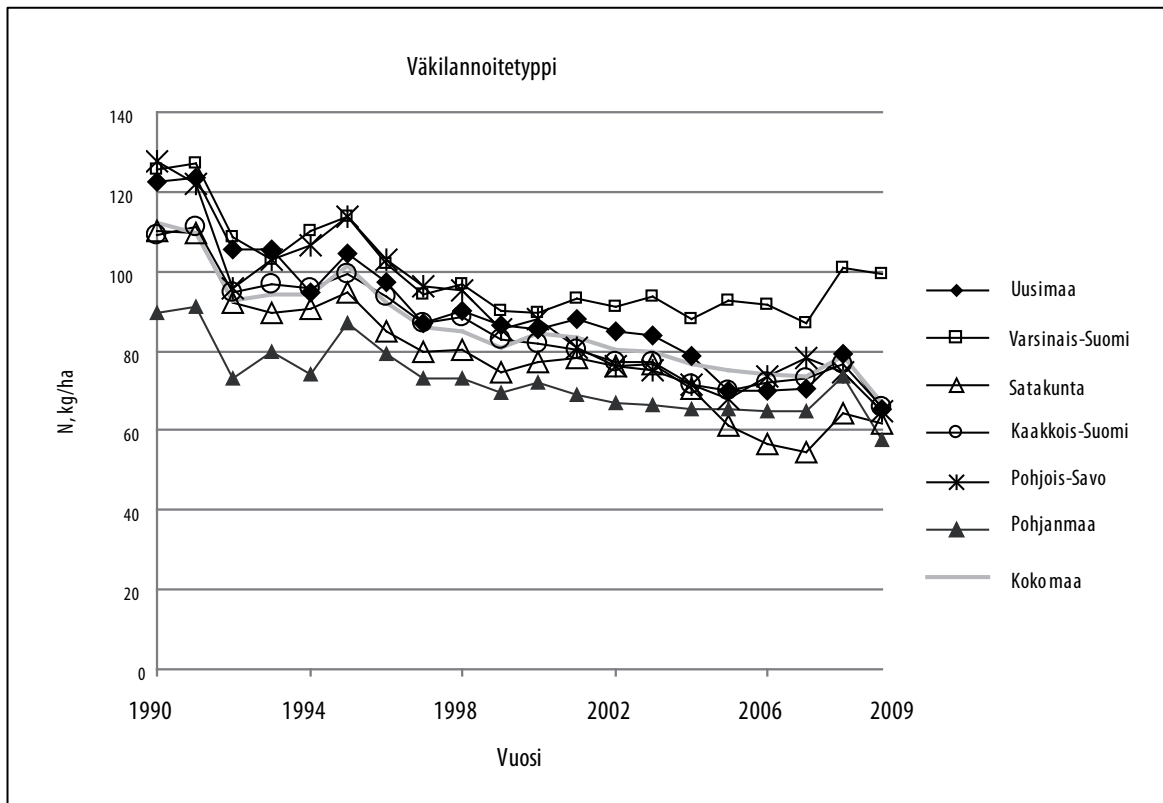
Väkilannoitus

Väkilannoitetypen ja fosforin määrä TE-keskusalueille laskettiin Kemiran Oy:n ja myöhemmin Yara Suomen toimittamista ravinteiden myynnin maaseutukeskusalueittaisista tiedoista. Yaran tietojärjestelmä on kerännyt tiedot maaseutukeskuksittain ja varsinkaan vanhempia aineistoja ei voida enää käsitellä uudelleen. Maaseutukeskusaluetta maantieteellisesti vastaavan TE-keskusten alueella käytettiin samaa kg/ha-ravinne määrää kuin maaseutukeskusalueelle oli laskettu. Tuontilannoitteet otettiin huomioon koko maan ravinteiden käytössä Maatilatilastollisen vuosikirjan typen- ja fosforin myyntitietojen perusteella. TE-keskustason laskelmissa tuontilannoitteiden ravinteita ei voitu ottaa huomioon, koska tietoa ravinteiden myynnin alueellisesta sijoittumisesta ei ollut. Koko maan tasolla typpeä tuli tuontilannoitteista muutama kg/ha ja fosforin määrä jäi alle kg:n viljeltyä pellohehtaaria kohti. Vuoden 2009 suuren ravinteiden tuontin vuoksi alueittaisiin väkilannoitusmääriin otettiin mukaan myös ravinteiden tuonti samansuuruisina kg/ha-määrinä kaikilla alueilla. Kuvassa 1 esitetään väkilannoitetypen määrät viljeltyä pellohehtaaria kohti kuuden TE-keskusten alueella ja koko maassa ja kuvassa 2 esitetään vastaavat väkilannoitefosforin määrät. Kaikkien TE-keskusten osalta väkilannoitetypen ja -fosforin myyntimäärät esitetään liitteessä 1.

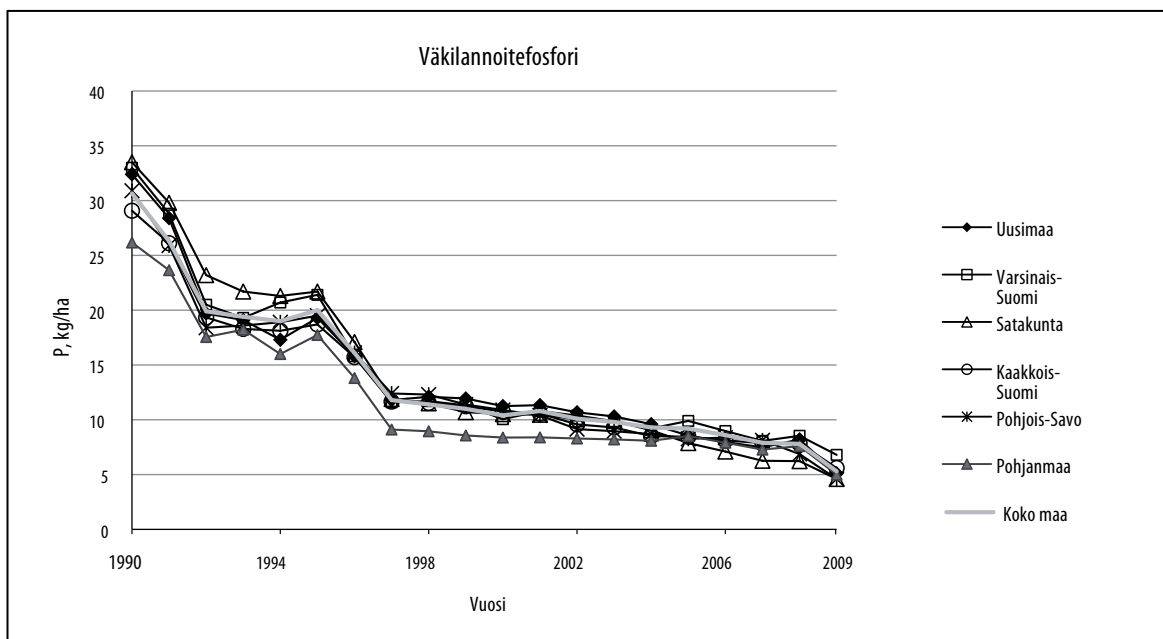
Vuonna 1990 typpeä myytiin lannoitteissa eri TE-keskusalueilla 90–128 kg/ha. Vaikka vuonna 2008 typen myynti nousi hieman aikaisempiin vuosiin verrattuna, myynnin keskiarvo oli 2006–2009 selvästi alhaisempi (60–95 kg/ha) kuin vuonna 1990. Fosforilannoitteen myynnissä oli sama suuntaus kuin typpilannoitteilla, mutta hajonta eri TE-keskusalueitten välillä oli vähäisempää. Lannoitteiden hinnan muutokset näkyvät kasvukaudelle 2008 tehtyinä suurempina ostoina ja vastaavasti selvästi pienempinä ostoina lannoituskauden 2008–2009 korkeammilla hinnoilla. Tarkastelujakson alussa vuonna 1990 fosforia myytiin 26–34 kg/ha ja loppuosa vuonna 2009 4–7 kg/ha. Fosforin myynti laski eniten ensimmäisen ympäristötukikauden (1995–1999) aikana, mutta lasku on jatkunut edelleen.

Lanta

Kotieläinten lannan ravinne määrät lannassa laskettiin eläinkohtaisilla typpi- ja fosforikertoimilla (Jouni Nousiainen/MTT), jotka muuttuivat ajan kuluessa eläinten ruokinnan muutosten seurauksena. Kuvassa 3 esitetään lannan sisältämät typpimäärät ja kuvassa 4 fosforimäärät viljeltyä pellohehtaaria kohti. Kaikkien TE-keskusten osalta lannan typpi- ja fosforimäärät esitetään liitteessä 2.



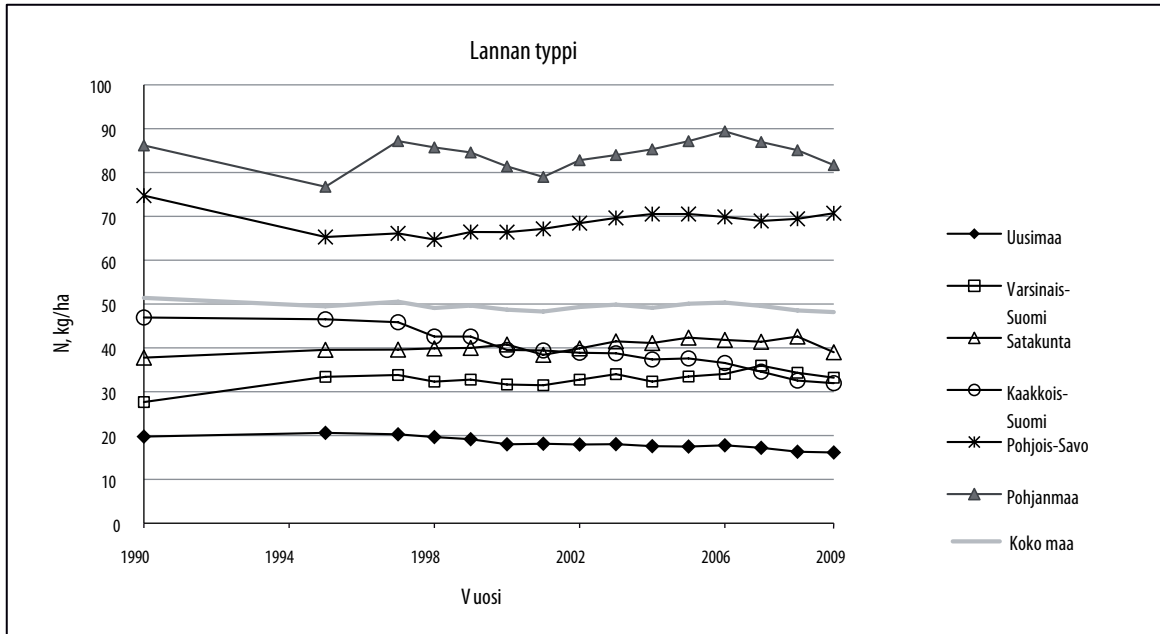
Kuva 1. Väkilannoitetyypen myyntimäärät (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.



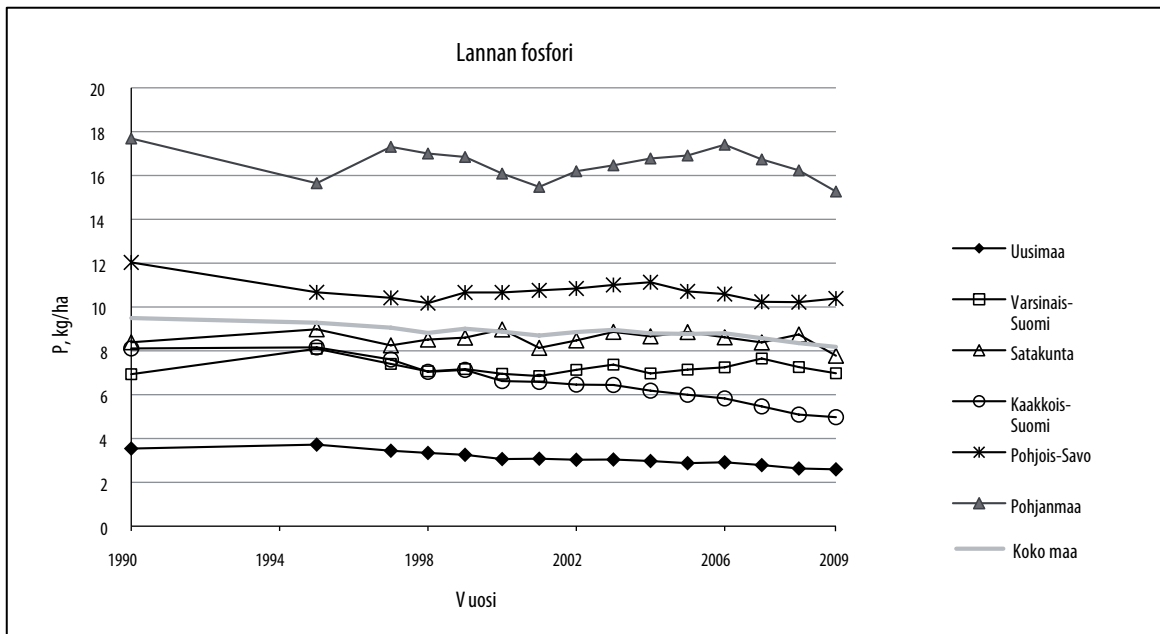
Kuva 2. Väkilannoitefosforin myyntimäärät (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.

Lannan alueittaisissa ravinnemäärissä on selviä eroja. Uudenmaan alue erottuu selvästi muista vähäisen eläinmääränsä vuoksi. Vastaavasti Pohjanmaalla muodostuu lannan tyyppiä ja fosforia viljeltyä peltohehtaaria kohti muita alueita enemmän. Pohjanmaan TE-keskuksen alueella on suuren nautakarjamäärän lisäksi runsaasti sikoja. Lisäksi n. 77 % Suomen minkeistä ja 68 % ketuista elää Pohjanmaan alueella. Turkiseläinten vaikutus näkyy erityisesti fosforimäärissä, koska turkiseläinten lanta on fosforipitoista. Pohjanmaan lisäksi kotieläintuotanto on keskit-

tynyt Pohjois-Savon TE-keskuksen alueelle, jossa kotieläimet (pois lukien turkiseläimet) tuottavat lannassaan hieinan enemmän tyyppiä ja fosforia kuin Pohjanmaalla. Lisäksi Kainuun ja Lapin TE-keskusten alueella kotieläinten lannan tyyppiä ja fosforia tulee viljeltyä peltohehtaaria kohti lähes yhtä paljon kuin Pohjois-Savossa (liite 2). Lappissa ja Kainuussa viljelty peltopinta-ala on selvästi alhaisempi kuin muiden TE-keskusten alueella, mikä selittää korkeita ravinnemääriä viljeltyä peltohehtaaria kohti. Kotieläinten tuottamat typen ja fosforin kokonaismäärät



Kuva 3. Lannan sisältämä typpi (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.



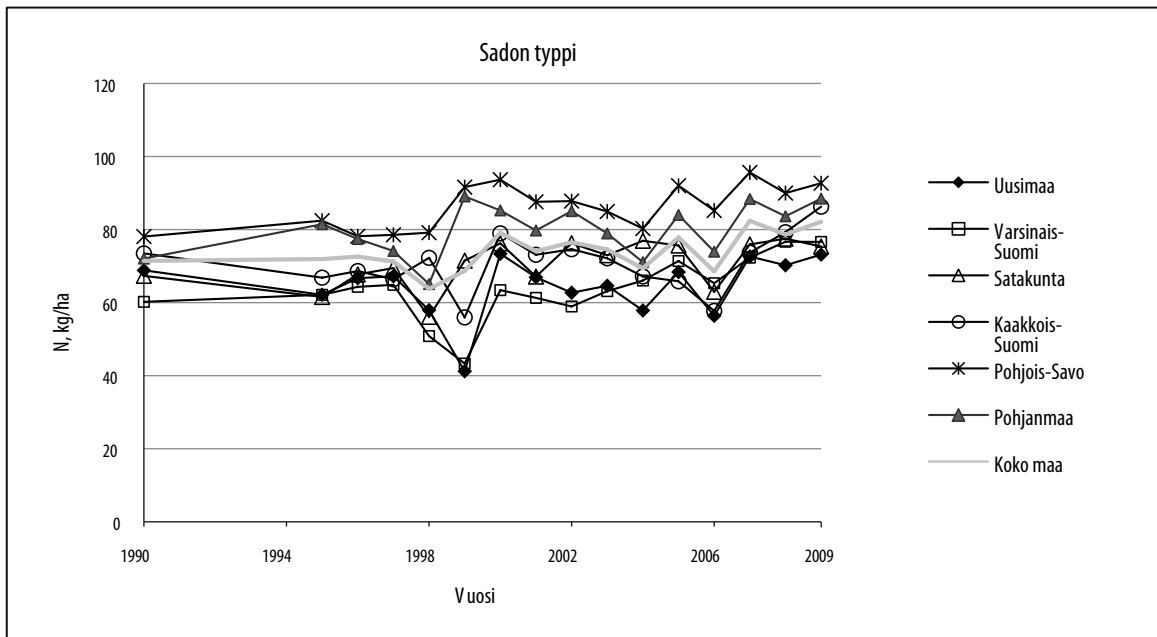
Kuva 4. Lannan sisältämä fosfori (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.

(milj. kg) ovat Lapin TE-keskuksen alueella samaa luokkaa kuin Uudenmaan TE-keskuksen alueella.

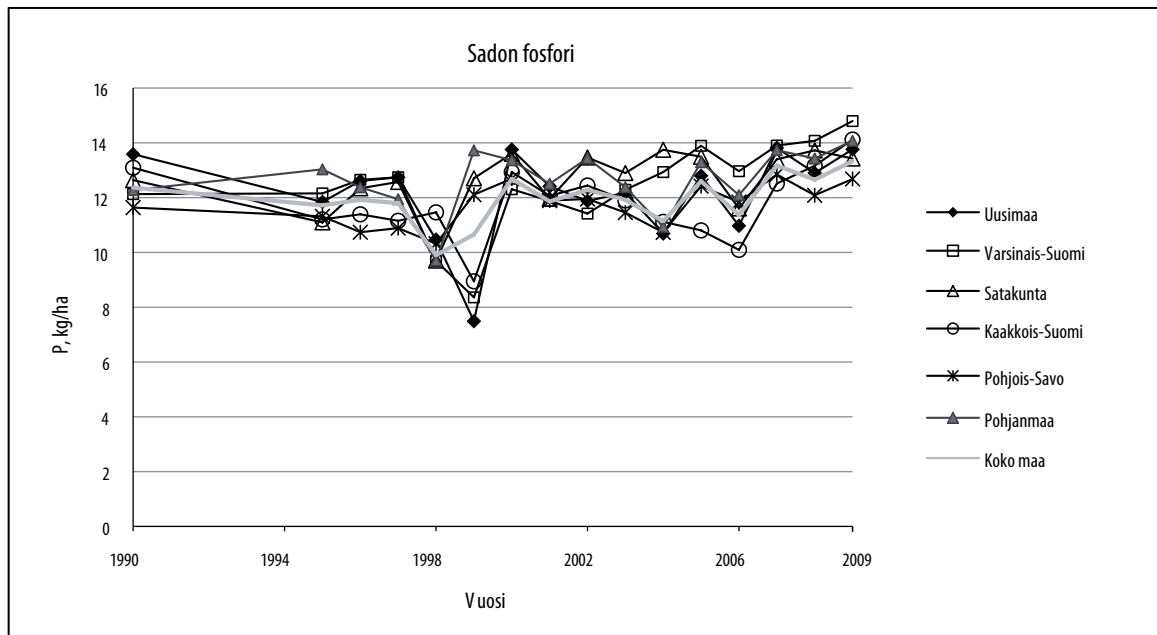
Ruokinnan muutosten huomioon ottaminen aikasarjan avulla tasoittaa sekä typen että fosforin käyriä verrattuna OECD:n kiinteän kertoimen laskelmiin. Typen osalta ero eri laskentatapojen välillä on suurempi, koska tarkasteltuna ajanjaksona ruokinta on muuttunut valkuaispitoisemmaksi. Fosforin osalta kivennäisten käytön vähentyminen ruokinnassa on kumonnut vaikutusta, jonka ruokinnan muuttuminen väkirehupainotteisemmaksi on aiheuttanut.

Sadot

Sadon ottamat ravinnemäärät laskettiin vuosittaisten alueellisten satomäärien (Tike) ja sadon typpi- ja fosforipitoisuuksien avulla (Ravinnetase-toimenpiteen ohjeistus). Säilörehun kuiva-ainepitoisuutena käytettiin vuosina 1990–1997 25 %:a, vuosina 1998–2001 30 %:a, vuosina 2002–2005 Artturi-verkkopalvelun® tietoja ja vuosina 2006–2009 Tiken keräämiä tietoja. Kuvassa 5 esitetään sadon ottamat typpimäärät ja kuvassa 6 fosforimäärät kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa. Kaikkien TE-keskusten tulokset esitetään liitteessä 3.



Kuva 5. Sadon sisältämä typpi (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.



Kuva 6. Sadon sisältämä fosfori (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.

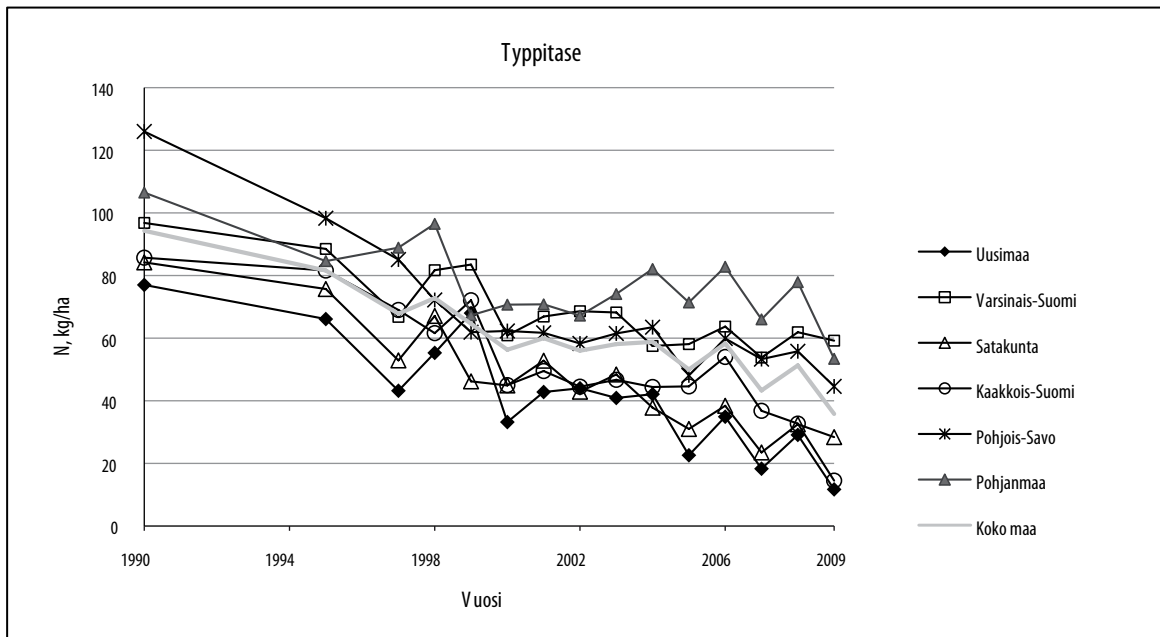
Sadot sisälsivät typpeä keskimäärin 74 kg/ha ja fosforia 11,9 kg/ha. Kasvukauden suotuisuus aiheutti vuotuisvaihtelua satojen ravinnemääriin. Vaikka lannoitus on vähentynyt, satotasoissa ei ollut havaittavissa muutoksia.

Taseet

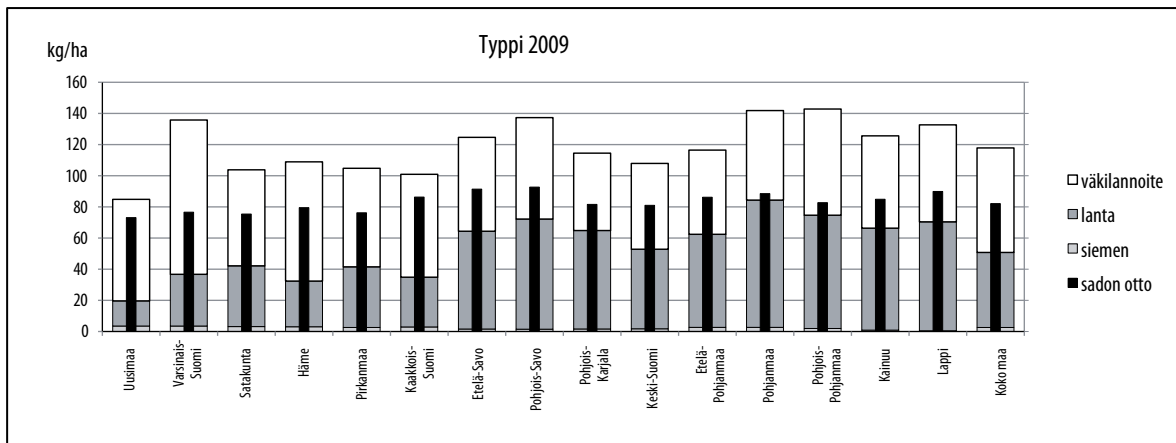
Kuvassa 7 esitetään typpitase 1990–2009 kuuden TE-keskuksen alueella. Typpitase laskettiin vähentämällä väkilannoitetyypen, lannan tyypen ja siemenen sisältämän tyypen summasta sadon sisältämä typpimäärä. Siemenissä maahan lisätään typpeä keskimäärin 2,6 kg/ha ja fosforia 0,5 kg/ha koko Suomen alueella. Alueellisesti tarkasteltu-

na siemenissä tulee ravinteita enemmän viljavaltaisilla alueilla kuten Uudellamaalla ja Varsinais-Suomessa ja vähiten nurmivaltaisilla alueilla Kainuussa ja Lapissa. Vuoden 2009 typpitaseen komponentteja tarkastellaan kuvassa 8. Kaikkien TE-keskusten typpi- ja fosforitaseet esitetään liitteessä 4.

Vuonna 1990 typpitase vaihteli eri TE-keskusten alueilla välillä 77–130 kg/ha. Vuonna 2009 vastaavat luvut olivat 12–60 kg/ha. Typpitase on pienentynyt selvästi kaikkien TE-keskusten alueilla. Vuonna 2009 maan keskiarvoa (35,8 kg/ha) pienemmät typpitaseet olivat Uudellamaalla



Kuva 7. Typpitase (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.



Kuva 8. Väkilannoitteiden, lannan, siementen ja sadon typpimäärät TE-keskusalueittain vuonna 2009.

(11,7), Kaakkois-Suomessa (14,5), Keski-Suomessa (26,9), Satakunnassa (28,4), Pirkanmaalla (28,6), Hämeessä (29,3), Etelä-Pohjanmaalla (30,2) Pohjois-Karjalassa (32,9) ja Etelä-Savossa (33,3). Maan keskiarvoa suuremmat taseet olivat Pohjois-Pohjanmaalla (60,1) Varsinais-Suomessa (59,2), Pohjanmaalla (53,4) Pohjois-Savossa (44,6), Lapissa (42,8) ja Kainuussa (40,8). Keskiarvoa suuremmat taseet näyttäisivät olevan yhteydessä alueen karjanlannan määrään. Varsinais-Suomen alueella tasetta nostaa muita alueita selvästi suurempi väkilannoitetyypen käyttö. Vuonna 2009 Varsinais-Suomessa ostettiin lähes 38 kg/ha enemmän väkilannoitetyyppeä kuin Satakunnassa. Satakunnan alueella oli puolestaan käytettävissä noin 6 kg/ha enemmän lannan tyyppä kuin Varsinais-Suomessa. Lisäksi Satakunnan alueen maista 15 % oli eloperäisiä ja 60 % karkeita kivennäismaita, kun Varsinais-Suomen alueella eloperäisiä maita oli 5 % ja karkeita kivennäis-

maita 30 %. Karkeiden kivennäismaiden ja erityisesti eloperäisten maiden typpilannoitustarve on savimaita alhaisempi, mikä osaltaan selittää eroa typpilannoituksessa alueiden välillä. Satakunnan pelloista 16 %:lla viljeltiin nurmea ja 70 %:lla viljaa kun Varsinais-Suomessa vastaavat luvut olivat 11 % ja 76 %. Nurmet tarvitsevat tyyppiä viljakasveja enemmän ja nurmen suurempi osuus lisäsi Satakunnan alueen typpilannoitustarvetta Varsinais-Suomeen verrattuna. Molemmilla alueilla tärkein viljakasvi oli ohra. Satakunnan alueella kauraa viljeltiin lähes yhtä suurella osuudella peltoalasta kuin ohraa. Varsinais-Suomen alueella sitä vastoin ohraa ja kauraa suurempaa typpilannoitusta vaativien syys- ja kevätvehniiden osuus peltoalasta oli Satakunnan aluetta selvästi suurempi. Kuten edellisestä tarkastelusta havaitaan, eri alueiden taseiden vertailu vaatii tarkastelua myös maalajin ja viljeltävien kasvien vaikutuksesta lannoitustarpeeseen.

Vuonna 1990 fosforitase oli eri TE-keskusten alueella 23–35 kg/ha. Vuonna 2009 fosforitase vaihteli välillä -5,4–6,7 kg/ha. Fosforitase on pienentynyt selvästi kaikkien TE-keskusten alueilla (kuva 9).

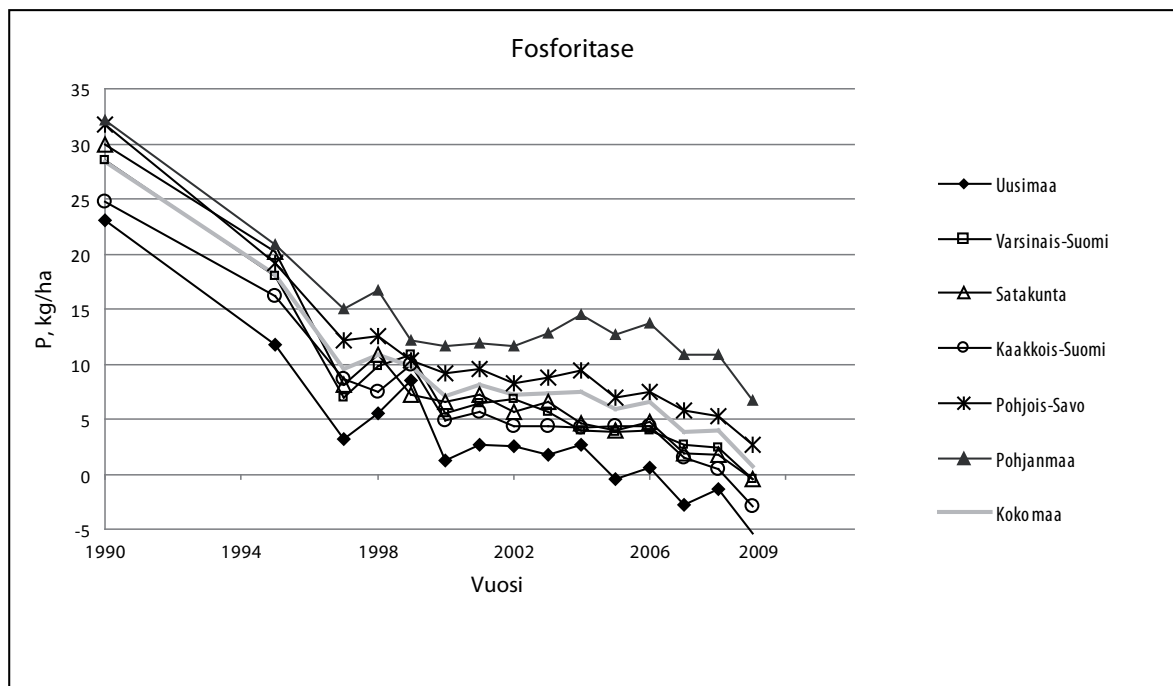
Vuonna 2009 maan keskiarvoa (0,7 kg/ha) pienemmät fosforitaseet olivat Uudellamaalla (-5,4), Kaakkois-Suomessa (-2,9), Hämeessä (-1,3), Satakunnassa (-0,4), Varsinais-Suomessa (-0,4) ja Pirkanmaalla (0,3). Maan keskiarvoa suuremmat fosforitaseet olivat Pohjanmaalla (6,7), Pohjois-Pohjanmaalla (4,7), Lapissa (3,8), Kainuussa (3,4), Pohjois-Savossa (2,6), Etelä-Pohjanmaalla (2,2), Pohjois-Karjalassa (2,0) ja Keski-Suomessa (0,8) (kuva 10).

Pohjanmaan alueella tuotettu lanta sisälsi selvästi enemmän fosforia kuin sadot ottivat, mikä ilmentää rehun tuontia alueelle. Alueella tuotetun lannan fosforimäärä ja sadon

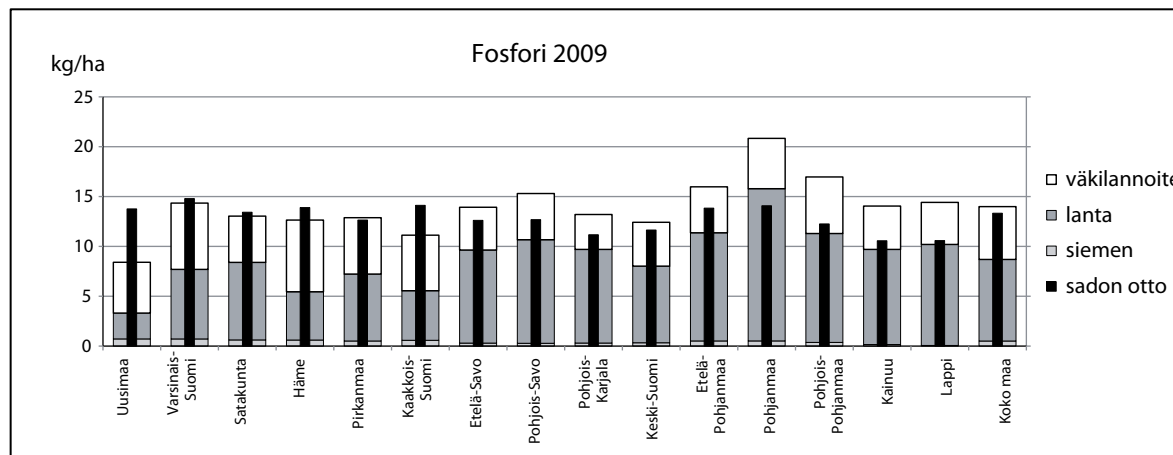
fosforin otto olivat hyvin lähellä toisiaan Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa ja Lapissa. Etelä-Suomessa sadot ottivat yhtä paljon tai enemmän fosforia kuin väkilannoitteissa, lannassa ja siemenissä peltoon annettiin. Vuosi 2009 oli poikkeuksellinen edellisiin vuosiin verrattuna. Väkilannoitefosforin myynti laski 32 % (2,5 kg/ha) edellisvuoteen verrattuna, mutta ohrasta ja vehnästä saatiin ennätyssadot. Vuosi 2009 oli kolmas perättäinen hyvä viljavuosi.

Muut tekijät

MYTVAS-tutkimuksessa ravinnetaseet laskettiin edellä kuvatulla tavalla. Kuvattujen tekijöiden lisäksi ravinnetaseisiin vaikuttaa esimerkiksi puhdistamolietteen käyttö. Typitaseeseen vaikuttaa myös biologisen typensidonnan määrä ja laskeuma. Tiedot puhdistamolietteen maatalouskäytöstä ja sen sisältämistä ravinnemääristä saatiin



Kuva 9. Fosforitase (kg/ha) kuuden TE-keskuksen alueella ja koko maassa 1990–2009.



Kuva 10. Väkilannoitteiden, lannan, siementen ja sadon fosforimäärät TE-keskusalueittain vuonna 2009.

Suomen ympäristökeskuksen VAHTI-tietokannasta. Vuonna 1990 pelloille levitettiin puhdistamolietteen tyyppiä 1,7 kg/ha ja fosforia 1,4 kg/ha. Vuonna 2007 (viimeisin tilastoitu) vastaavat luvut olivat 0,1 kg/ha ja 0,07 kg/ha. Koska alueellista tietoa puhdistamolietteen käytöstä ei ole saatavissa, pyritään sen käyttö maataloudessa arvioimaan ihmisten alueittaisen sijoittumisen avulla. Lisäksi puhdistamolietettä tai niistä tehtyjä lannoitevalmisteita käytetään runsaasti viherrakentamisessa ja maisemoinnissa.

Typpilaskeuman määrä jätettiin laskelmista pois, koska viljelijä ei pysty omilla toimillaan vaikuttamaan laskeuman määrään eikä laskeuman jakautumisesta alueellisesti ollut tarkkaa tietoa. Typpilaskeuma on Suomessa vähentynyt. Ilmatieteen laitoksen tietojen mukaan vuonna 1990 typpilaskeuman määrä oli 3 kg/ha, kun vuonna 2008 se oli 2 kg/ha.

Biologisen typensidonnan määrä Suomessa on noin 8 kg/ha (OECD-taseet). Tästä 4 kg/ha on assosiativista typensidontaa, jossa typensitojabakteerit elävät juurten pinoilla löyhässä vuorovaikutuksessa. Koska assosiativista typensidontaa tapahtuu suurimmalla osalla viljellyistä kasveista (heinät ja viljat), ei sen mukaan ottamista tase-laskelmaan pidetty tarpeellisena, koska se olisi vain nostanut taseiden tasoa, mutta ei olisi vaikuttanut alueiden ja vuosien välisiin eroihin. Suomessa noin 4 kg/ha tyyppiä sidotaan symbioottisesti. Tärkeimpiä symbioottisesti tyyppiä sitovista kasveista ovat apilat ja herneet. Jatkossa tämä typen sidonnan määrä lasketaan alueittain. Laskel-massa otetaan huomioon apilan siemenviljely, luonnon-mukaisesti viljellyt nurmet sekä herne.

3.3.5 Tulosten tarkastelu

Typpi- ja fosforitaseet ovat laskeneet selvästi. Vuonna 1990 typpitase oli 94 kg/ha. Ensimmäisen ympäristötukikauden aikana (1995–1999) se oli keskimäärin 72 kg/ha ja toisen ympäristötukikauden aikana (2000–2006) keskimäärin 57 kg/ha. Nykyisen ympäristötukikauden kolmen vuoden keskimääräinen typpitase oli 43 kg/ha. Fosforitaseen arvot vastaavina aikoina olivat: 28,4; 12,1; 7,1 ja 2,8 kg/ha. Nykyisen ympäristötukikauden tuomien muutosten vaikutusta lannoitukseen ja taseisiin on vaikea arvioida kolmen vuoden tulosten perusteella. Myöhemmin valmistuvan MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten pohjalta voidaan pohtia, ovatko nykyisen ympäristötuen kiristyneet lannoitusrajat vaikuttaneet tilatason käytäntöihin, vai ovatko viljelijät jo aikaisemmin käyttäneet lannoitusmääriä, jotka ovat olleet selvästi alhaisempia kuin sallitut maksimimäärät. Oletettavasti määräykset ovat vaikuttaneet ainakin kotieläintiloilla, koska tilan lannantuotanto säätelee lannoituksessa käytettäviä ravinne-määriä enemmän kuin kasvinviljelytiloilla. Esimerkiksi pe-

rustukeen sisältyneet muutokset karjalannan fosforin käyttökelpoisuudesta ja fosforilannoituksen kieltäminen viljavuusluokassa "arveluttavan korkea" vaikuttavat erityisesti kotieläintiloihin. MYTVAS-haastattelututkimus tuo aikanaan myös tietoa ravinteiden käytön tarkentamiseen pyrkineiden toimenpiteiden "Ravinnetaseet" ja "Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla" sekä "Vähennetty lannoitus" lisätoimenpiteiden vaikutuksesta käytännön viljelyssä.

Eri alueiden taseiden vertailu vaatii alueen maalajikaumien ja fosforipitoisuuksien tarkastelua. Lisäksi huomioon tulee ottaa viljeltävät kasvit ja niiden lannoitus-suositukset. Tähän työhön helpotusta tuo MTT:ssä menossa oleva Eurostatin rahoittama tutkimus, jossa pyritään arvioimaan alueen väkilannoitustarvetta lannoitus-suositusten ja alueella tuotetun karjalannan ravinteiden erotuksena.

Eri alueiden taseen komponenttien (väkilannoite, lanta ja sato) tarkastelu osoittaa selvästi, miten huomattava merkitys on kotieläintuotannon suuntautumisella tietyille alueille. Alueilla tuotettu karjanlanta sisältää tyyppiä ja fosforia lähes yhtä paljon kuin sadot ottavat, joissain tapauksissa enemmänkin. Karjalannan orgaaniseen ainekseen sitoutuneet ravinteet vapautuvat hyvin hitaasti kasvien käyttöön ja karjalannan tehokkaassa ravinnekäytössä on ajankohtaan ja levitysolhokojen sijaintiin liittyviä ongelmia. Ensisijaisesti em. seikat johtavat myös väkilannoitteiden käyttöön alueilla, joilla karjalannassa olisi teoreettisesti riittävästi ravinteita viljelykasveille. Kotieläinvaltaisia alueita pienempiin taseisiin on päästy alueille, joilla tuotettu karjanlanta sisältää selvästi vähemmän ravinteita kuin sadot ottavat.

3.3.6 Johtopäätökset ja toimenpide-ehdotukset

Typpi- ja fosforitaseet ovat laskeneet kaikilla alueilla. Nykyisen ympäristötuen vaikutuksia on vaikea arvioida kolmen vuoden tulosten perusteella. Lohkokohtaiseen ravinteiden käytön tarkentamiseen pyrkivien uusien toimenpiteiden vaikutusta pystytään arvioimaan vasta MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten perusteella. Samoin toimenpiteiden vaikutukset tilatasolla selviävät vasta MYTVAS-haastattelututkimuksen tulosten perusteella, kun saadaan tietoa tilatason muutoksista lannoituskäytännöissä ja sadon ravinteiden otossa.

Ravinnetase kertoo annettujen ravinteiden hyötysuhteesta. Ylijäämävasteiden määrä indikoi ravinnekuormitusriskiä, jonka toteutumien riippuu vallitsevista sääolosuhteista. Ylijäämäfosforilla on kuitenkin erilainen vaikutus riippuen maassa jo olevan fosforin määrästä. Ylijäämäfosforin haitta on suurempi niillä alueilla, joilla fosforia on

maassa runsaasti. Alueellisia fosforitaseita tarkasteltaessa tulisi samalla tarkastella myös alueen maiden liukoisien fosforin määrää. Suomessa kuntatason tietoja maiden fosforitilasta on saatavissa ainoastaan Viljavuuspalvelu Oy:n tekemistä viljavuusanalyysistä. Myös muiden viljavuustutkimuksia tekevien laboratorioden tietojen saaminen yhteiseen tietokantaan parantaisi huomattavasti ympäristötuen vaikutusten arvioimista.

Tuontiravinteiden määrä Suomessa on kasvanut. Ainoastaan Yara Suomen tiedot ravinteiden mynnistä ovat saatavissa alueittain. Mikäli yhä suurempi osuus ravinteista tulee tuontilannoitteista, olisi alueellisten ravinnetasei-

den laskemisen turvaamiseksi muodostettava tietojärjestelmä, johon myös tuontilannoitteiden ravinteiden myynti veloitettaisiin kirjaamaan kuntatasolla.

Kirjallisuus

Manner-Suomen maaseudun kehittämisohjelma 2007–2013. 368 s. Saatavissa internetissä: [www.maaseutu.fi].

Salo, T., Lemola, R., Esala, M. 2007. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 366–375.

Liite 1. Väkilannoitetyypin ja -fosforin myynti (kg/ha) TE-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2009

| Alue | Väkilannoitetyppi, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 123 | 123 | 105 | 106 | 95 | 104 | 97 | 87 | 90 | 86 | 85 | 88 | 85 | 84 | 79 | 70 | 70 | 71 | 80 | 65 |
| Varsinais-Suomi | 126 | 127 | 109 | 103 | 110 | 114 | 102 | 94 | 97 | 90 | 89 | 93 | 91 | 94 | 88 | 93 | 91 | 87 | 101 | 99 |
| Satakunta | 110 | 110 | 92 | 89 | 91 | 95 | 85 | 80 | 80 | 75 | 77 | 78 | 76 | 77 | 71 | 61 | 56 | 55 | 64 | 62 |
| Häme | 117 | 116 | 100 | 99 | 106 | 113 | 96 | 90 | 90 | 86 | 86 | 84 | 81 | 78 | 73 | 79 | 78 | 78 | 89 | 77 |
| Pirkanmaa | 101 | 96 | 77 | 85 | 83 | 87 | 76 | 72 | 75 | 67 | 68 | 67 | 63 | 64 | 66 | 64 | 64 | 64 | 74 | 63 |
| Kaakkois-Suomi | 109 | 111 | 95 | 97 | 96 | 99 | 94 | 87 | 89 | 83 | 82 | 80 | 77 | 77 | 71 | 70 | 72 | 73 | 77 | 66 |
| Etelä-Savo | 100 | 103 | 83 | 86 | 81 | 93 | 88 | 87 | 87 | 78 | 76 | 76 | 70 | 70 | 70 | 64 | 66 | 71 | 68 | 60 |
| Pohjois-Savo | 127 | 123 | 96 | 103 | 107 | 114 | 103 | 96 | 85 | 86 | 88 | 81 | 76 | 75 | 72 | 68 | 74 | 78 | 75 | 65 |
| Pohjois-Karjala | 114 | 120 | 85 | 91 | 87 | 100 | 95 | 88 | 85 | 78 | 78 | 74 | 70 | 63 | 63 | 58 | 65 | 67 | 64 | 50 |
| Keski-Suomi | 106 | 100 | 83 | 86 | 80 | 86 | 83 | 77 | 79 | 77 | 77 | 73 | 71 | 72 | 67 | 72 | 73 | 74 | 66 | 55 |
| Etelä-Pohjanmaa | 110 | 105 | 90 | 92 | 98 | 100 | 93 | 87 | 87 | 84 | 86 | 83 | 79 | 79 | 75 | 66 | 65 | 65 | 71 | 54 |
| Pohjanmaa | 90 | 91 | 73 | 80 | 74 | 87 | 79 | 73 | 73 | 69 | 72 | 69 | 67 | 66 | 65 | 66 | 65 | 65 | 74 | 58 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 106 | 116 | 94 | 96 | 91 | 100 | 91 | 84 | 82 | 75 | 80 | 77 | 75 | 74 | 73 | 80 | 78 | 81 | 80 | 68 |
| Kainuu | 128 | 118 | 95 | 96 | 89 | 112 | 102 | 99 | 89 | 87 | 80 | 83 | 84 | 80 | 80 | 68 | 70 | 63 | 73 | 59 |
| Lappi | 97 | 91 | 79 | 73 | 78 | 100 | 93 | 91 | 84 | 79 | 80 | 74 | 68 | 75 | 77 | 70 | 70 | 73 | 68 | 62 |
| Koko maa | 112 | 109 | 93 | 94 | 94 | 102 | 92 | 86 | 85 | 81 | 84 | 83 | 81 | 80 | 77 | 75 | 74 | 74 | 79 | 67 |
| Alue | Väkilannoitefosfori, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 32,4 | 28,4 | 19,7 | 19,1 | 17,3 | 19,3 | 15,8 | 11,8 | 12,1 | 11,9 | 11,2 | 11,3 | 10,7 | 10,3 | 9,6 | 8,6 | 8,0 | 7,5 | 8,2 | 5,1 |
| Varsinais-Suomi | 33,0 | 28,8 | 20,5 | 19,3 | 20,7 | 21,4 | 15,8 | 11,6 | 11,7 | 11,3 | 10,1 | 10,8 | 10,4 | 9,9 | 9,2 | 9,9 | 9,0 | 8,1 | 8,5 | 6,7 |
| Satakunta | 33,5 | 29,8 | 23,2 | 21,7 | 21,3 | 21,7 | 17,1 | 11,9 | 11,5 | 10,7 | 10,5 | 10,5 | 10,0 | 9,9 | 9,0 | 7,9 | 7,1 | 6,3 | 6,2 | 4,6 |
| Häme | 32,6 | 28,8 | 20,8 | 20,1 | 21,2 | 22,6 | 17,3 | 13,9 | 13,8 | 13,4 | 12,4 | 12,4 | 11,2 | 10,5 | 9,8 | 10,6 | 10,0 | 9,4 | 10,2 | 7,2 |
| Pirkanmaa | 26,2 | 22,6 | 16,1 | 16,8 | 16,3 | 16,5 | 13,1 | 9,8 | 10,2 | 9,4 | 9,1 | 9,3 | 8,3 | 8,4 | 8,4 | 8,2 | 7,8 | 7,3 | 8,1 | 5,7 |
| Kaakkois-Suomi | 29,1 | 26,1 | 19,3 | 18,3 | 18,1 | 18,7 | 15,7 | 11,7 | 11,5 | 11,2 | 10,7 | 10,6 | 9,6 | 9,3 | 8,5 | 8,5 | 8,1 | 7,9 | 7,9 | 5,6 |
| Etelä-Savo | 27,8 | 25,3 | 19,2 | 18,3 | 16,9 | 18,5 | 15,4 | 11,1 | 10,4 | 9,2 | 8,5 | 8,8 | 8,0 | 7,8 | 7,5 | 6,7 | 6,6 | 6,3 | 5,8 | 4,3 |
| Pohjois-Savo | 30,9 | 25,9 | 18,4 | 18,6 | 18,9 | 19,5 | 16,1 | 12,4 | 12,3 | 11,4 | 10,9 | 10,4 | 9,1 | 9,0 | 8,7 | 8,3 | 8,4 | 8,1 | 6,9 | 4,6 |
| Pohjois-Karjala | 29,4 | 27,7 | 17,9 | 18,2 | 16,7 | 18,8 | 16,0 | 11,4 | 10,8 | 10,0 | 9,5 | 9,2 | 8,1 | 7,6 | 7,2 | 6,5 | 6,9 | 6,7 | 5,7 | 3,5 |
| Keski-Suomi | 27,5 | 24,4 | 17,9 | 17,6 | 15,7 | 16,4 | 14,5 | 10,3 | 10,4 | 10,2 | 9,9 | 9,5 | 8,7 | 8,8 | 8,4 | 8,8 | 8,7 | 7,8 | 6,9 | 4,4 |
| Etelä-Pohjanmaa | 32,3 | 27,5 | 21,6 | 21,2 | 22,2 | 21,4 | 18,2 | 13,3 | 13,0 | 12,1 | 11,7 | 11,3 | 10,4 | 10,4 | 9,7 | 8,5 | 7,9 | 7,3 | 7,6 | 4,6 |
| Pohjanmaa | 26,2 | 23,7 | 17,6 | 18,2 | 16,0 | 17,7 | 13,8 | 9,1 | 8,9 | 8,6 | 8,4 | 8,4 | 8,3 | 8,2 | 8,1 | 8,5 | 7,9 | 7,3 | 7,6 | 5,0 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 30,0 | 28,8 | 21,4 | 20,8 | 19,6 | 20,7 | 16,5 | 12,0 | 11,8 | 10,8 | 10,6 | 10,5 | 10,1 | 9,9 | 9,6 | 10,5 | 9,7 | 9,3 | 8,4 | 5,7 |
| Kainuu | 33,3 | 26,5 | 19,4 | 19,6 | 17,3 | 21,5 | 17,1 | 12,6 | 10,6 | 9,4 | 8,9 | 8,8 | 8,3 | 7,9 | 8,2 | 7,4 | 6,8 | 6,4 | 5,5 | 4,3 |
| Lappi | 27,5 | 22,3 | 17,6 | 15,3 | 16,3 | 19,9 | 16,1 | 11,8 | 9,9 | 8,5 | 8,1 | 7,5 | 7,4 | 7,7 | 7,5 | 7,0 | 6,7 | 6,7 | 5,7 | 4,2 |
| Koko maa | 30,7 | 26,3 | 19,9 | 19,4 | 19,0 | 20,0 | 16,1 | 11,8 | 11,4 | 11,0 | 10,4 | 10,8 | 10,1 | 9,8 | 9,3 | 9,2 | 8,6 | 7,9 | 7,8 | 5,3 |

Liite 2. Koti- ja turkiseläinten lannan typpi- ja fosforisisältö (kg/ha) TE-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2009.

| | Koti- ja turkiseläinten lannan typpisisältö, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1990 | 1995 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 19,8 | 20,6 | 20,3 | 19,7 | 19,2 | 18,0 | 18,1 | 18,0 | 18,0 | 17,6 | 17,5 | 17,8 | 17,2 | 16,3 | 16,1 |
| Varsinais-Suomi | 27,6 | 33,4 | 33,8 | 32,3 | 32,8 | 31,6 | 31,5 | 32,7 | 34,0 | 32,3 | 33,5 | 34,1 | 36,0 | 34,3 | 33,2 |
| Satakunta | 37,8 | 39,6 | 39,6 | 39,9 | 40,0 | 40,8 | 38,4 | 39,9 | 41,5 | 41,1 | 42,3 | 41,8 | 41,4 | 42,6 | 39,0 |
| Häme | 35,7 | 36,1 | 35,1 | 33,6 | 33,0 | 32,3 | 32,0 | 32,6 | 32,3 | 31,0 | 31,7 | 31,7 | 31,3 | 29,5 | 29,3 |
| Pirkanmaa | 43,9 | 44,4 | 43,5 | 41,8 | 41,1 | 40,9 | 39,8 | 39,8 | 41,0 | 39,0 | 39,5 | 39,5 | 38,4 | 38,2 | 38,9 |
| Kaakkois-Suomi | 46,9 | 46,5 | 45,8 | 42,6 | 42,6 | 39,5 | 39,4 | 38,9 | 38,8 | 37,4 | 37,6 | 36,6 | 34,6 | 32,5 | 31,9 |
| Etelä-Savo | 69,4 | 64,9 | 65,9 | 63,4 | 65,5 | 65,2 | 66,5 | 67,4 | 67,1 | 67,1 | 68,0 | 68,6 | 64,9 | 62,4 | 62,8 |
| Pohjois-Savo | 74,7 | 65,3 | 66,1 | 64,7 | 66,4 | 66,4 | 67,1 | 68,4 | 69,6 | 70,5 | 70,5 | 69,9 | 69,0 | 69,4 | 70,7 |
| Pohjois-Karjala | 68,9 | 63,5 | 64,1 | 62,3 | 64,1 | 63,7 | 64,2 | 63,8 | 62,7 | 62,5 | 62,9 | 65,0 | 64,0 | 62,8 | 63,2 |
| Keski-Suomi | 59,6 | 55,1 | 57,3 | 54,5 | 54,4 | 52,9 | 54,1 | 55,1 | 56,0 | 54,7 | 55,9 | 55,5 | 50,5 | 50,1 | 51,1 |
| Etelä-Pohjanmaa | 62,4 | 58,7 | 61,2 | 59,5 | 62,0 | 60,9 | 59,2 | 60,1 | 60,6 | 60,4 | 61,7 | 61,6 | 60,4 | 59,8 | 59,7 |
| Pohjanmaa | 86,2 | 76,8 | 87,2 | 85,7 | 84,6 | 81,4 | 79,0 | 82,8 | 84,0 | 85,3 | 87,2 | 89,4 | 87,0 | 85,1 | 81,7 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 60,4 | 53,7 | 54,7 | 53,7 | 54,1 | 53,9 | 54,5 | 55,6 | 54,7 | 53,9 | 54,7 | 53,0 | 53,3 | 52,8 | 72,7 |
| Kainuu | 78,0 | 66,8 | 66,7 | 68,2 | 65,5 | 66,2 | 67,5 | 68,5 | 68,4 | 68,6 | 67,1 | 67,0 | 65,4 | 65,2 | 65,5 |
| Lappi | 78,8 | 70,4 | 70,7 | 69,1 | 69,1 | 69,1 | 69,0 | 71,1 | 71,7 | 71,0 | 70,1 | 71,2 | 70,3 | 69,4 | 70,0 |
| Koko maa | 51,4 | 49,5 | 50,5 | 49,1 | 49,6 | 48,7 | 48,3 | 49,3 | 49,9 | 49,1 | 50,1 | 50,3 | 49,6 | 48,5 | 48,2 |
| | Koti- ja turkiseläinten lannan fosforisisältö, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | |
| | 1990 | 1995 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 3,5 | 3,7 | 3,4 | 3,3 | 3,3 | 3,1 | 3,1 | 3,0 | 3,0 | 3,0 | 2,9 | 2,9 | 2,8 | 2,6 | 2,6 |
| Varsinais-Suomi | 6,9 | 8,1 | 7,4 | 7,1 | 7,2 | 7,0 | 6,8 | 7,1 | 7,4 | 7,0 | 7,1 | 7,2 | 7,7 | 7,3 | 7,0 |
| Satakunta | 8,4 | 9,0 | 8,2 | 8,5 | 8,6 | 9,0 | 8,1 | 8,5 | 8,9 | 8,7 | 8,9 | 8,6 | 8,4 | 8,7 | 7,8 |
| Häme | 6,5 | 6,7 | 6,0 | 5,8 | 5,7 | 5,6 | 5,6 | 5,6 | 5,6 | 5,3 | 5,3 | 5,3 | 5,2 | 4,9 | 4,8 |
| Pirkanmaa | 8,1 | 8,5 | 7,8 | 7,6 | 7,5 | 7,7 | 7,3 | 7,2 | 7,6 | 7,1 | 7,0 | 6,9 | 6,6 | 6,6 | 6,7 |
| Kaakkois-Suomi | 8,1 | 8,2 | 7,6 | 7,0 | 7,1 | 6,6 | 6,6 | 6,5 | 6,4 | 6,2 | 6,0 | 5,8 | 5,5 | 5,1 | 5,0 |
| Etelä-Savo | 11,4 | 10,8 | 10,5 | 10,1 | 10,6 | 10,6 | 10,8 | 11,0 | 10,9 | 10,9 | 10,6 | 10,7 | 9,9 | 9,3 | 9,3 |
| Pohjois-Savo | 12,0 | 10,7 | 10,4 | 10,2 | 10,7 | 10,7 | 10,8 | 10,8 | 11,0 | 11,1 | 10,7 | 10,6 | 10,2 | 10,2 | 10,4 |
| Pohjois-Karjala | 11,2 | 10,4 | 10,2 | 9,9 | 10,4 | 10,2 | 10,3 | 10,2 | 9,9 | 9,9 | 9,6 | 10,0 | 9,6 | 9,4 | 9,4 |
| Keski-Suomi | 10,0 | 9,4 | 9,3 | 8,8 | 8,9 | 8,6 | 8,8 | 8,9 | 8,9 | 8,7 | 8,6 | 8,5 | 7,7 | 7,6 | 7,7 |
| Etelä-Pohjanmaa | 11,9 | 11,4 | 11,5 | 11,2 | 12,0 | 11,9 | 11,3 | 11,5 | 11,6 | 11,5 | 11,6 | 11,5 | 11,2 | 11,0 | 10,9 |
| Pohjanmaa | 17,7 | 15,6 | 17,3 | 17,0 | 16,8 | 16,1 | 15,5 | 16,2 | 16,5 | 16,8 | 16,9 | 17,4 | 16,7 | 16,2 | 15,3 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 9,8 | 8,8 | 8,7 | 8,5 | 8,7 | 8,7 | 8,7 | 8,8 | 8,7 | 8,5 | 8,4 | 8,1 | 8,0 | 7,9 | 10,9 |
| Kainuu | 12,3 | 10,7 | 10,3 | 10,5 | 10,3 | 10,4 | 10,6 | 10,7 | 10,6 | 10,6 | 9,9 | 9,9 | 9,5 | 9,5 | 9,5 |
| Lappi | 12,5 | 11,3 | 11,1 | 10,8 | 11,0 | 11,0 | 11,0 | 11,2 | 11,2 | 11,1 | 10,6 | 10,7 | 10,4 | 10,1 | 10,1 |
| Koko maa | 9,5 | 9,3 | 9,1 | 8,8 | 9,0 | 8,9 | 8,7 | 8,9 | 9,0 | 8,8 | 8,8 | 8,8 | 8,6 | 8,4 | 8,2 |

Liite 3. Sadon sisältämä typpi ja fosfori (kg/ha) TE-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2009.

| | Sadon sisältämä typpi, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1990 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 68,8 | 62,1 | 66,7 | 67,2 | 57,9 | 41,2 | 73,4 | 66,9 | 62,7 | 64,6 | 57,8 | 68,4 | 56,4 | 72,6 | 70,2 | 73,1 |
| Varsinais-Suomi | 60,2 | 62,1 | 64,3 | 64,9 | 50,8 | 43,3 | 63,4 | 61,3 | 58,9 | 63,1 | 66,0 | 71,4 | 65,3 | 72,3 | 76,7 | 76,6 |
| Satakunta | 67,3 | 61,6 | 67,7 | 69,5 | 56,1 | 71,5 | 76,2 | 67,1 | 76,2 | 73,0 | 76,9 | 75,6 | 63,0 | 75,9 | 77,5 | 75,4 |
| Häme | 69,5 | 64,9 | 64,1 | 66,8 | 59,7 | 54,1 | 74,9 | 73,8 | 70,8 | 70,8 | 64,2 | 74,6 | 65,0 | 75,1 | 77,7 | 79,5 |
| Pirkanmaa | 66,3 | 64,5 | 67,4 | 63,9 | 56,0 | 55,6 | 66,7 | 62,5 | 61,4 | 62,2 | 56,7 | 71,5 | 59,4 | 74,8 | 74,3 | 76,2 |
| Kaakkois-Suomi | 73,5 | 66,8 | 68,6 | 66,4 | 72,3 | 56,0 | 79,0 | 73,1 | 74,6 | 72,1 | 67,2 | 65,8 | 57,7 | 73,7 | 79,3 | 86,3 |
| Etelä-Savo | 77,9 | 77,8 | 75,8 | 74,1 | 81,0 | 85,7 | 88,3 | 92,7 | 89,4 | 90,5 | 77,8 | 86,0 | 74,0 | 92,2 | 82,1 | 91,4 |
| Pohjois-Savo | 78,1 | 82,4 | 78,2 | 78,6 | 79,1 | 91,6 | 93,7 | 87,6 | 87,8 | 84,9 | 80,3 | 92,0 | 85,2 | 95,6 | 90,0 | 92,7 |
| Pohjois-Karjala | 76,5 | 80,3 | 87,7 | 79,8 | 73,1 | 88,6 | 87,2 | 85,2 | 86,4 | 85,4 | 76,8 | 77,9 | 94,4 | 97,3 | 84,0 | 81,6 |
| Keski-Suomi | 71,5 | 76,0 | 74,2 | 71,8 | 66,4 | 75,8 | 81,6 | 76,4 | 81,7 | 81,9 | 67,1 | 76,3 | 72,8 | 76,4 | 74,6 | 81,0 |
| Etelä-Pohjanmaa | 76,9 | 80,6 | 78,7 | 77,4 | 62,2 | 80,9 | 82,4 | 75,9 | 83,0 | 75,7 | 67,7 | 80,1 | 68,4 | 92,4 | 83,7 | 86,2 |
| Pohjanmaa | 72,1 | 81,5 | 77,4 | 74,1 | 65,1 | 89,1 | 85,2 | 79,8 | 85,1 | 78,9 | 71,1 | 84,0 | 73,9 | 88,4 | 83,6 | 88,5 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 74,3 | 77,6 | 72,6 | 68,5 | 73,2 | 86,6 | 90,8 | 78,3 | 87,9 | 83,8 | 74,2 | 86,5 | 69,3 | 89,2 | 74,4 | 82,7 |
| Kainuu | 77,9 | 79,6 | 82,0 | 85,0 | 75,9 | 92,7 | 86,3 | 85,1 | 105,0 | 85,4 | 86,0 | 86,9 | 90,0 | 88,2 | 84,9 | 84,9 |
| Lappi | 76,9 | 78,3 | 83,2 | 80,1 | 64,8 | 78,8 | 92,9 | 95,8 | 103,6 | 90,2 | 95,6 | 89,9 | 76,3 | 99,4 | 69,7 | 89,9 |
| Koko maa | 71,4 | 71,9 | 72,6 | 71,3 | 63,8 | 68,7 | 79,2 | 74,1 | 76,5 | 74,5 | 69,4 | 77,8 | 68,6 | 82,4 | 78,6 | 82,1 |
| | Sadon sisältämä fosfori, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 1990 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 13,6 | 11,8 | 12,6 | 12,7 | 10,5 | 7,5 | 13,8 | 12,4 | 11,9 | 12,2 | 10,7 | 12,8 | 11,0 | 13,8 | 12,9 | 13,8 |
| Varsinais-Suomi | 12,1 | 12,2 | 12,6 | 12,7 | 9,7 | 8,4 | 12,3 | 11,9 | 11,4 | 12,3 | 12,9 | 13,9 | 13,0 | 13,9 | 14,1 | 14,8 |
| Satakunta | 12,6 | 11,1 | 12,3 | 12,6 | 9,7 | 12,7 | 13,6 | 12,0 | 13,5 | 12,9 | 13,7 | 13,5 | 11,6 | 13,4 | 13,7 | 13,4 |
| Häme | 12,9 | 11,6 | 11,3 | 11,9 | 10,2 | 9,3 | 13,0 | 12,7 | 12,3 | 12,4 | 11,2 | 13,1 | 11,6 | 13,2 | 13,6 | 13,9 |
| Pirkanmaa | 11,8 | 10,6 | 11,3 | 10,8 | 8,9 | 8,9 | 10,8 | 10,2 | 10,1 | 10,1 | 9,4 | 11,9 | 10,1 | 12,2 | 12,2 | 12,6 |
| Kaakkois-Suomi | 13,1 | 11,2 | 11,4 | 11,2 | 11,5 | 8,9 | 12,9 | 12,1 | 12,4 | 11,9 | 11,1 | 10,8 | 10,1 | 12,5 | 13,2 | 14,1 |
| Etelä-Savo | 12,1 | 11,3 | 11,1 | 10,9 | 11,3 | 11,9 | 12,4 | 12,9 | 12,6 | 12,4 | 10,8 | 11,9 | 10,7 | 12,5 | 11,6 | 12,6 |
| Pohjois-Savo | 11,6 | 11,3 | 10,7 | 10,9 | 10,3 | 12,1 | 12,7 | 11,9 | 11,9 | 11,5 | 10,7 | 12,4 | 11,8 | 12,8 | 12,1 | 12,7 |
| Pohjois-Karjala | 11,6 | 11,2 | 12,1 | 11,3 | 9,8 | 11,9 | 12,1 | 11,9 | 11,8 | 11,7 | 10,4 | 10,6 | 12,8 | 12,8 | 11,6 | 11,2 |
| Keski-Suomi | 11,3 | 11,1 | 10,9 | 10,6 | 9,3 | 10,5 | 11,8 | 10,9 | 11,7 | 11,3 | 9,7 | 11,0 | 10,5 | 11,0 | 10,6 | 11,6 |
| Etelä-Pohjanmaa | 12,9 | 12,8 | 12,6 | 12,6 | 9,4 | 12,6 | 13,1 | 12,0 | 13,4 | 12,0 | 10,7 | 12,9 | 11,3 | 14,4 | 13,5 | 13,8 |
| Pohjanmaa | 12,3 | 13,0 | 12,4 | 11,9 | 9,7 | 13,7 | 13,4 | 12,5 | 13,4 | 12,4 | 10,9 | 13,3 | 12,1 | 13,7 | 13,4 | 14,1 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 11,5 | 11,4 | 10,8 | 10,1 | 9,9 | 12,0 | 12,7 | 11,2 | 12,7 | 12,0 | 10,6 | 12,6 | 10,5 | 12,9 | 10,5 | 12,3 |
| Kainuu | 10,8 | 10,3 | 10,6 | 11,0 | 9,7 | 11,8 | 11,1 | 10,9 | 13,3 | 11,1 | 10,7 | 11,1 | 11,4 | 11,0 | 10,5 | 10,6 |
| Lappi | 10,0 | 9,8 | 10,3 | 10,0 | 8,0 | 9,7 | 11,3 | 11,5 | 12,4 | 10,7 | 11,4 | 10,8 | 9,2 | 11,9 | 8,6 | 10,6 |
| Koko maa | 12,4 | 11,7 | 11,9 | 11,8 | 9,9 | 10,7 | 12,7 | 11,9 | 12,3 | 11,9 | 11,1 | 12,6 | 11,4 | 13,2 | 12,7 | 13,3 |

Liite 4. Typpi- ja fosforitase (kg/ha) TE-keskusalueittain ja koko maassa 1990–2009.

| | Typpitase, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 1990 | 1995 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 77 | 66 | 43 | 55 | 68 | 33 | 43 | 44 | 41 | 42 | 23 | 35 | 18 | 29 | 12 |
| Varsinais-Suomi | 97 | 89 | 67 | 82 | 84 | 61 | 67 | 69 | 68 | 58 | 58 | 64 | 54 | 62 | 59 |
| Satakunta | 84 | 76 | 53 | 67 | 46 | 45 | 53 | 43 | 48 | 38 | 31 | 38 | 24 | 33 | 28 |
| Häme | 86 | 87 | 62 | 67 | 68 | 46 | 46 | 46 | 42 | 43 | 39 | 48 | 37 | 44 | 29 |
| Pirkanmaa | 81 | 70 | 55 | 63 | 55 | 45 | 47 | 44 | 46 | 51 | 35 | 47 | 31 | 41 | 29 |
| Kaakkois-Suomi | 86 | 82 | 69 | 62 | 72 | 45 | 50 | 45 | 47 | 44 | 45 | 54 | 37 | 33 | 15 |
| Etelä-Savo | 93 | 82 | 80 | 71 | 60 | 54 | 52 | 50 | 49 | 61 | 48 | 63 | 45 | 50 | 33 |
| Pohjois-Savo | 126 | 98 | 85 | 72 | 62 | 62 | 62 | 58 | 62 | 64 | 48 | 60 | 53 | 56 | 45 |
| Pohjois-Karjala | 108 | 84 | 74 | 75 | 55 | 57 | 55 | 49 | 43 | 51 | 45 | 38 | 35 | 44 | 33 |
| Keski-Suomi | 97 | 67 | 65 | 69 | 57 | 51 | 53 | 46 | 48 | 57 | 53 | 58 | 50 | 43 | 27 |
| Etelä-Pohjanmaa | 98 | 81 | 74 | 87 | 68 | 67 | 69 | 59 | 67 | 70 | 50 | 61 | 36 | 50 | 30 |
| Pohjanmaa | 107 | 85 | 89 | 97 | 67 | 71 | 71 | 67 | 74 | 82 | 71 | 83 | 66 | 78 | 53 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 94 | 78 | 72 | 64 | 45 | 46 | 56 | 45 | 47 | 55 | 51 | 64 | 47 | 61 | 60 |
| Kainuu | 130 | 100 | 82 | 83 | 61 | 61 | 67 | 49 | 64 | 64 | 50 | 48 | 41 | 54 | 41 |
| Lappi | 100 | 93 | 83 | 89 | 70 | 57 | 48 | 36 | 57 | 53 | 51 | 66 | 45 | 68 | 43 |
| Koko maa | 94 | 82 | 68 | 73 | 65 | 56 | 60 | 56 | 58 | 59 | 50 | 58 | 43 | 51 | 36 |
| | Fosforitase, kg/ha | | | | | | | | | | | | | | |
| | 1990 | 1995 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Uusimaa | 23,0 | 11,8 | 3,2 | 5,5 | 8,5 | 1,2 | 2,7 | 2,5 | 1,8 | 2,6 | -0,5 | 0,6 | -2,8 | -1,4 | -5,4 |
| Varsinais-Suomi | 28,5 | 18,0 | 7,0 | 9,8 | 10,9 | 5,5 | 6,4 | 6,8 | 5,7 | 3,9 | 3,8 | 3,9 | 2,6 | 2,4 | -0,4 |
| Satakunta | 29,9 | 20,2 | 8,1 | 10,9 | 7,2 | 6,5 | 7,2 | 5,6 | 6,5 | 4,6 | 3,9 | 4,7 | 1,9 | 1,8 | -0,4 |
| Häme | 26,8 | 18,2 | 8,5 | 9,9 | 10,4 | 5,6 | 5,9 | 5,1 | 4,3 | 4,5 | 3,4 | 4,3 | 2,0 | 2,1 | -1,3 |
| Pirkanmaa | 23,1 | 14,9 | 7,3 | 9,4 | 8,5 | 6,5 | 6,9 | 6,0 | 6,5 | 6,6 | 3,9 | 5,1 | 2,2 | 3,0 | 0,3 |
| Kaakkois-Suomi | 24,7 | 16,2 | 8,6 | 7,5 | 9,9 | 4,9 | 5,7 | 4,3 | 4,4 | 4,2 | 4,3 | 4,4 | 1,5 | 0,4 | -2,9 |
| Etelä-Savo | 27,5 | 18,3 | 11,0 | 9,5 | 8,2 | 7,0 | 7,0 | 6,8 | 6,6 | 8,0 | 5,7 | 6,9 | 4,0 | 3,8 | 1,3 |
| Pohjois-Savo | 31,7 | 19,2 | 12,2 | 12,5 | 10,3 | 9,2 | 9,6 | 8,3 | 8,8 | 9,4 | 6,9 | 7,5 | 5,8 | 5,3 | 2,6 |
| Pohjois-Karjala | 29,4 | 18,3 | 10,6 | 11,2 | 8,8 | 7,9 | 7,9 | 6,8 | 6,1 | 7,0 | 5,8 | 4,4 | 3,8 | 3,8 | 2,0 |
| Keski-Suomi | 26,6 | 15,0 | 9,4 | 10,3 | 9,0 | 7,1 | 7,8 | 6,3 | 6,8 | 7,8 | 6,8 | 7,1 | 4,9 | 4,3 | 0,8 |
| Etelä-Pohjanmaa | 31,9 | 20,5 | 12,7 | 15,3 | 12,0 | 11,0 | 11,1 | 9,0 | 10,5 | 11,0 | 7,8 | 8,6 | 4,6 | 5,7 | 2,2 |
| Pohjanmaa | 32,2 | 20,8 | 15,0 | 16,7 | 12,2 | 11,6 | 11,9 | 11,6 | 12,8 | 14,5 | 12,6 | 13,7 | 10,8 | 10,9 | 6,7 |
| Pohjois-Pohjanmaa | 28,7 | 18,4 | 11,0 | 10,8 | 7,9 | 7,0 | 8,4 | 6,6 | 7,0 | 7,9 | 6,8 | 7,7 | 4,8 | 6,2 | 4,7 |
| Kainuu | 35,1 | 22,1 | 12,1 | 11,6 | 8,1 | 8,4 | 8,7 | 5,9 | 7,6 | 8,3 | 6,4 | 5,5 | 5,1 | 4,7 | 3,4 |
| Lappi | 30,1 | 21,5 | 13,0 | 12,8 | 9,9 | 7,9 | 7,1 | 6,3 | 8,3 | 7,3 | 6,9 | 8,3 | 5,3 | 7,3 | 3,8 |
| Koko maa | 28,4 | 18,1 | 9,6 | 10,8 | 9,8 | 7,1 | 8,1 | 7,2 | 7,4 | 7,5 | 5,9 | 6,5 | 3,8 | 4,0 | 0,7 |

3.4 Maan rakenne ja viljavuus

Ansa Palojärvi, MTT & Laura Alakukku, Helsingin yliopisto
ansa.palojarvi@mtt.fi

3.4.1 Tausta

Peltomaahan liittyviä ympäristötuen tavoitteita ovat peltoaan eroosion vähentäminen, maaperäeliöiden monimuotoisuuden lisääminen, maaperän tuottokyvyn säilyttäminen ja parantaminen sekä humuksen määrän lisääminen. Peltomaan rakenteeseen ja viljavuuteen pyritään vaikuttamaan useilla ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteillä. Perustoimenpiteissä edellytetään viljavuustutkimuksen tekemistä viljeltävältä peltoalalta joka viides vuosi viljelysuunnittelua ja seurantaa varten. Lisätoimenpiteistä suoraan maaperän prosesseihin vaikuttavat kaikki muokkaukseen ja viljelykasvivalikoiman monipuolistamiseen liittyvät toimenpiteet. Tällaisia ovat peltojen talviaikainen tai tehostettu kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus, viljelyn monipuolistaminen, laajaperäinen nurmituotanto ja kerääjäkasvien viljely. Yhteisenä pyrkimyksenä kaikilla näillä on vähentää ravinteiden huuhtoutumisriskiä ja eroosiota sekä parantaa kasvien ravinteiden hyväksikäyttöä. (MMM 2007)

Edellisen maatalouden ympäristötukikauden MYTVAS 2 -hankkeen loppuraportissa todetaan, että maatalouden ympäristövaikutusten syntymisessä on perimmältään kysymys maaekosysteemin toiminnasta, erityisesti kyvystä puskuroida sellaisia toimenpiteitä, jotka lisäävät eroosiota ja ravinnepestäjä (Alakukku ym. 2008). Maan hyvä rakenne, pellon toimiva vesitalous ja riittävä kalkitus ovat avainasemassa vähentämässä maatalouden vesistökuormitusta (kuva 1).

MYTVAS 2:n Maan rakenne ja vesitalous -osahanke tarkasteli pintaveden kertymistä muokkausta kevennettäessä tai viljeltäessä nurmea viljelykierrossa 13 seuranta-alueella vuosina 2001–2005. Seurannassa määritettiin pintaveden peittämän alueen osuus lohkon pinta-alasta keväällä ennen kyntöä ja syysmuokkauksen jälkeen. Kesäisin määritettiin liikamärkyydestä kärsineiden alueiden osuus lohkon pinta-alasta. Osahankkeessa keskityttiin tarkastelemaan peltojen talviaikaisen kasvipeitteisyyden ja kevennetyn muokkauksen vaikutuksia pintaveden esiintymiseen Etelä-Suomen eroosioherkillä savi- ja hiesmailla.

Muokkauksen keventämisen tavoitteena on parantaa maan pintakerroksen kykyä kestää sade-, sulamis- ja va-

lumavesien aiheuttamaa kulutusta ja estää eroosiota sekä maa-ainekseen sitoutuneen fosforin ja veteen liuenneen typen huuhtoutumista vesistöihin ja pohjaveteen. Tuloksissa todettiin, että pysyvän kasvipeitteen lisääminen sisältää myös riskejä. Huonorakenteisilla mailla pintavalunnan tai pintavesien esiintymisen todennäköisyys ja märkyyden aiheuttamien haittojen riski kasvustolle kasvaa. Osahankkeessa ei kuitenkaan tarkasteltu maan rakennetta pintaa syvemältä, joten visuaalisesti havaitun lätäköitymisen syiden tarkempaa tarkastelua ei voitu tehdä.

Maan hyvän rakenteen ja perusparannustoimenpiteiden (vesitalous, kalkitus) lisäksi peltomaan yleiselle viljavuudelle ja tuottokyvylle ovat tärkeitä multavuus eli humuspitoisuus ja raskasmetallien vähäinen määrä. Niiden määrien muutoksia seuraamalla voidaan osaltaan arvioida eri toimenpiteiden vaikutuksia maaperäeliöiden monimuotoisuuteen sekä mahdollisuuksia maaperän tuottokyvyn säilyttämiseen ja parantamiseen.

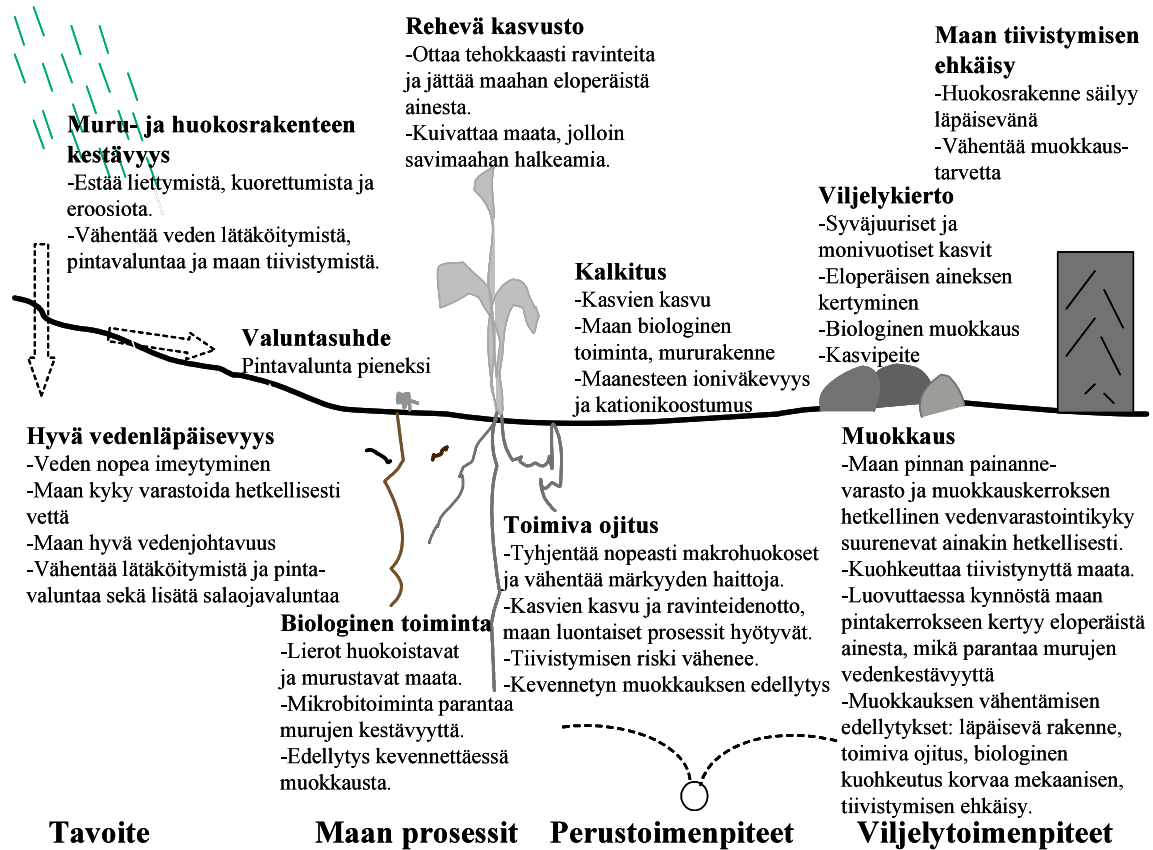
3.4.2 Tavoitteet

Osahankkeen tavoitteena on kerätä seurantatietoa maan rakenteesta, viljavuudesta (erityisesti multavuus, kalkitus ja raskasmetallit) ja niihin vaikuttavista perusparannustoimenpiteistä. Kootun tiedon avulla arvioidaan ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuutta sekä uusien toimenpiteiden tarvetta ja toteuttamistapaa.

Tavoitteena on toteuttaa seuranta kustannustehokkaasti hyödyntämällä valtakunnallisia tilastoja ja MTT:n valtakunnallisen viljelymaiden tilan seurantatutkimuksen tuloksia sekä syventää MYTVAS 2:ssa aloitettua maan rakenteen seurantaa viljelijöiden pelloilla (erilaiset muokausintensiteetit, viljelykierto) yhteistyössä maatalouden ympäristönsuojelun kehittämishankkeiden kanssa.

3.4.3 Työsuunnitelma 2010–2013

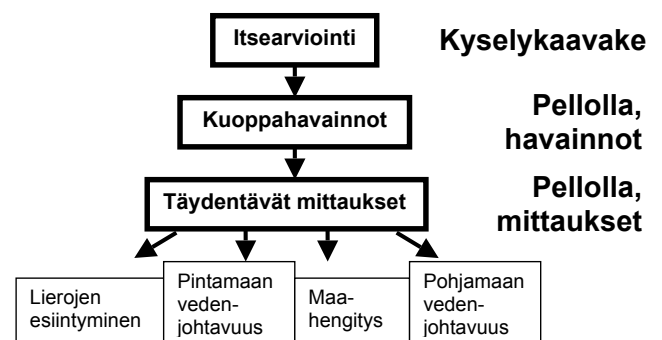
Osahanke on edennyt suunnitelmien mukaisesti. Sen rahoitus ajoittuu vuosille 2009–2010 ja 2012–2013. Väliraportin kirjoittamiseen mennessä osahankkeesta ei ole valmistunut raportoitavia tuloksia. Maan rakennetta ja vesitaloutta selvitetään vuosina 2009–2010 Peltomaan laatu- ja ympäristönsuojelun tutkimuskeskuksen avustuksella (kuva 2; Palojärvi ym. 2006) viljelijöiden pelloilla yhteistyössä maatalouden ympäristönsuojelun kehittämishankkeiden kanssa (TEHOa maatalouden vesien- ja ympäristönsuojeluun 2008–2010 (TEHO) Varsinais-Suomessa ja Satakunnassa, Ravinnehuhtoumien hallinta 2009–2012 (RaHa) Uudellamaalla).



Kuva 1. Viljelymaan rakenteen hoidon tavoitteet sekä rakenteen muodostumiseen ja ylläpitoon vaikuttavat maan omat prosessit, perustoimenpiteet ja viljelytoimenpiteet (Alakukku ym. 2008).

Havaintolohkoilla arvioidaan viherlannoituskasvien, viljelykierron ja muokausmenetelmien vaikutuksia maan rakenteeseen. Kohteet valitaan siten, että lähellä toisiaan sijaitsevia peltolohkoja muokataan kolmella eri intensiteetillä (intensiivinen muokkaus, kevennetty muokkaus ja monivuotinen nurmi, mahdollisesti täydennetään suora-kylvölölohoilla). Mukana on myös samoja viljelijöiden seurantalohkoja kuin MYTVAS 2:ssa, jossa seurattiin maan rakennetta pintaveden esiintymisen avulla yhteensä 13 kohteessa neljällä alueella (Varsinais-Suomi, Satakunta, Uusimaa, Kymi). Lisäksi vuosina 2012–2013 kerätään tietoja valtakunnallisesta ojitustilastosta (mm. Salaojakeskus).

Maan viljavuuden, humuspitoisuuden, kalkituksen sekä raskasmetallipitoisuuden seurantatietoja saadaan hyödyntämällä MTT:n kymmenen vuoden välein tekemän IV valtakunnallisen viljelymaiden tilan seurantakerroksen tuloksia (620 näytteenottopistettä 2009–2010; ks. Mäke-



Kuva 2. Peltomaan laatutestin rakenne ja toteuttamistavat (tarkemmat tiedot ks. Palojärvi ym. 2006).

lä-Kurtto & Sippola 2002). Analyysitulokset valmistuvat vuonna 2010. Näytteistä analysoidaan: pH, johtoluku, tilavuuspaino (jauhetusta näytteestä), Corg, maalaji, helpoliukoiset pää- ja hivenravinteet sekä helpoliukoiset raskasmetallit (P, K, Ca, Mg, S, Al, B, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se ja Zn). Vuosina 2012–2013 tarkastellaan tulosten perusteella peltojen maaperän laadun kehityssuuntia. Kalkituksen toteutumisesta kerätään valtakunnalliset tiedot olemassa olevista tilastoista vuosina 2012–2013 (Kalkitusyhdistys).

Maan rakenteen ja viljavuuden seuranta -osahankkeen tulosten perusteella voidaan arvioida peltojen maaperän laadun kehityssuuntia valtakunnallisesti, alueellisesti sekä eri maalajeilla ja pellonkäyttömuodoissa. Tarkastelujen pääpaino on ympäristötuen toimenpiteiden vaikuttavuuden arvioinnissa ja uusien toimenpiteiden tarpeen ja toteuttamistavan tunnistamisessa.

3.4.4 Toimenpidesuosituksat

Osahankkeesta ei ole vielä valmistunut tuloksia, joiden perusteella voitaisiin antaa toimenpidesuosituksia. Edellisen MYTVAS 2 -hankkeen ja muiden tutkimushankkeiden tulosten perusteella esitetään kuitenkin osahankkeen aiheeseen liittyviä ehdotuksia seuraavan tukikauden valmistelua varten.

- Muokkauksen keventämiseen ja kasvipeitteisyyden lisäämiseen liittyvien toimenpiteiden kohdentamisessa olisi tarpeen ottaa huomioon peltomaan rakenne. Ym-

päristön kannalta toimenpiteistä saadaan paras hyöty silloin, kun ojitus on toimiva ja maan rakenne läpäisee hyvin vettä. Mikäli peltomaan rakenteessa on ongelmia, kasvipeitteisyys voidaan toteuttaa esim. monivuotisenä nurmena (kesanto, luonnonhoitopelto, heinä- tai siemennurmi) tai jättämällä pelto talviajaksi sängelle (muokkaus keväällä).

- Monivuotisten nurmikasvien sisällyttäminen viljelykiertoon parantaa maan rakennetta ja multavuutta. Monivuotiset nurmikasvit myös tehostavat pellon vasitalouden peruskunnostustoimenpiteiden hyötyä maan rakenteen hoidossa.
- Viljellyn pellon maaperän eliöstön monimuotoisuutta voidaan ylläpitää ja lisätä monipuolistamalla viljelykiertoa ja kasvilajivalikoimaa, lisäämällä kasvipeitteisyyttä ja vähentämällä muokkausta.
- Peltoliikenteen vähentäminen pellolla pienentää maan tiivistymisriskiä. Tukea voitaisiin antaa esim. peltoteiden liittymien lisärakentamiselle.
- Alustavien tulosten perusteella maan kalkitus nopeuttaa savimaiden pintamaan mururakenteen stabiloitumista siirryttäessä kevennettyyn muokkaukseen tai suorakylvöön.

Kirjallisuus

Alakukku, L., Ristolainen, A., Sarikka, I. & Hurme, T. 2008. Maan rakenne ja vesitalous vesistökuormituksen taustatekijöinä. Teoksessa: Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120. Jokioinen: MTT. s. 31–39.

Alakukku, L., Ristolainen, A., Sarikka, I. & Hurme, T. 2010. Surface water ponding on clayey soils managed by conventional and conservation tillage in boreal conditions. (käsikirjoitus).

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007. Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009, 24.11.2009. Maa- ja metsätalousministeriö. 275 s. + liitteet. Saatavissa internetissä: [www.maaseutu.fi].

Mäkelä-Kurto, 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.

Palojärvi, A., Mylly, M. & Alakukku, L. 2006. Peltomaan laatutesti. (Verkkopalvelu). Viitattu: 26.1.2010. Saatavissa internetissä: [http://www.virtuaali.info/efarmer/peltoaan_laatutesti/].

3.5 Sadon määrä ja laatu

Tapio Salo, Lauri Jauhiainen & Pirjo Peltonen-Sainio, MTT tapio.salo@mtt.fi

3.5.1. Tausta

Yksi keskeisistä maatalouden ympäristötuen tavoitteista on ollut typpi- ja fosforilannoituksen alentaminen ja tarkentaminen vastaamaan kasvien todellista tarvetta. Typpi- ja fosforilannoitustasot ovatkin laskeneet selvästi vuosien 1990–1994 tasosta (Salo ym. 2007b, Salo ym. 2008). Lannoitustasojen alentuessa on samalla pelätty sadon määrän ja varsinkin laadun heikkenevän.

3.5.2 Tavoite

Tutkimuksen tavoitteena oli arvioida viljasadon laadun muutoksia Eviran keräämästä Viljaotanta-aineistosta sekä testata käytettyjen lannoitustasojen vaikutusta viljasadon laatuun. Sadon määrän ja laadun kehityksen seurantaan käytettiin myös MTT:n virallisten lajikekokeiden aineistoa, josta määritettiin lajien ja lajikkeiden kehityksen vaikutus tyyppitaseisiin viimeisten 20 vuoden aikana (Peltonen-Sainio & Jauhiainen 2010).

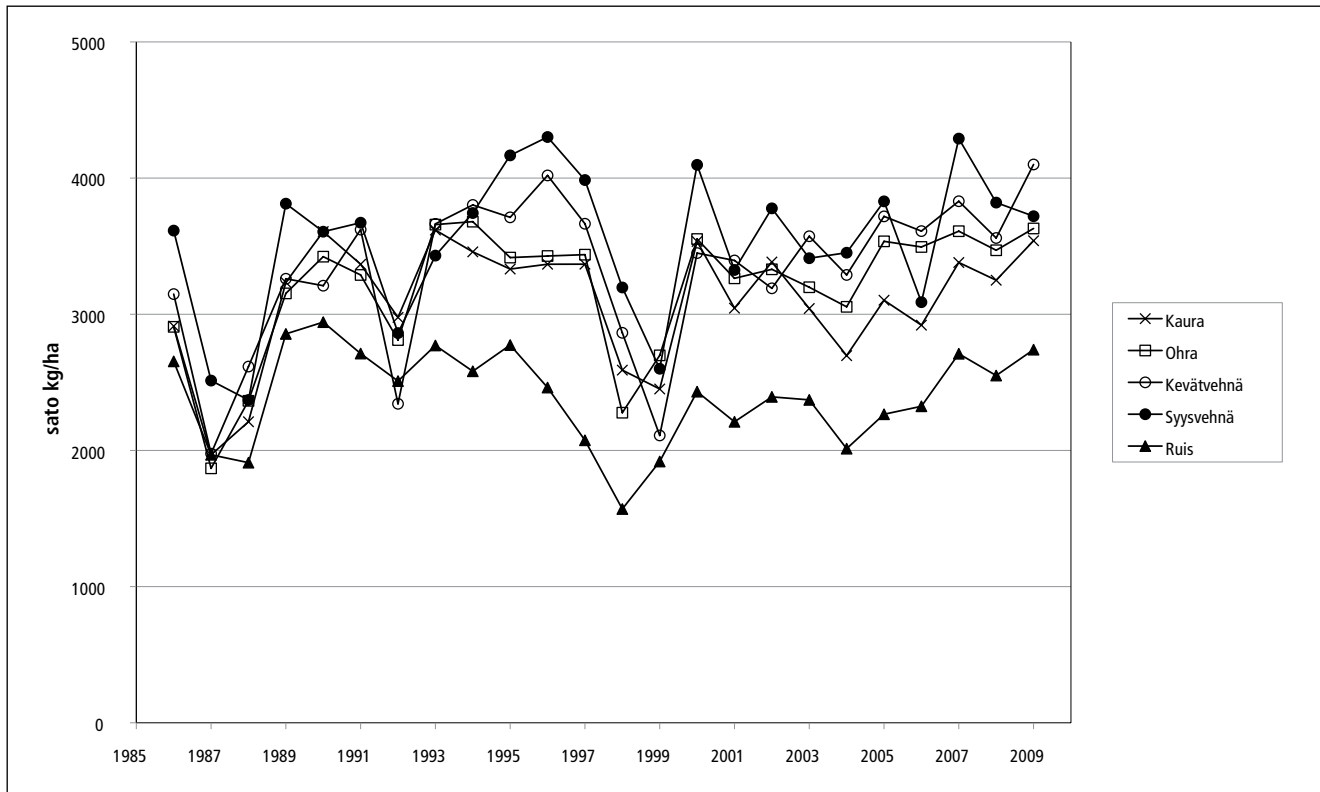
3.5.3 Aiemmat MYTVAS-tulokset

MYTVAS 2 -seurantatutkimuksessa tarkasteltiin ajanjaksojen 1995–1999 ja 2000–2005 typpi- ja fosforilannoitteiden käyttömääriä sekä sadon laadun muutoksia verrattuna ajanjaksoon 1990–1994 (Salo ym. 2007a, 2008). Seuranta-aineistona käytetty Eviran Viljaotanta-aineisto osoitti viljan laadun osittain heikentyneen vuosiin 1990–1994 verrattuna, mutta tätä heikkenemistä ei voitu yhdistää lannoitustasojen alenemiseen. Lannoitustasojen alenemisen arvioidaan edelleen jatkuvan, ja tämän vuoksi MYTVAS 3 -seurantatutkimuksessa jatketaan sadon laadun ja lannoitustasojen vertailua lisäämällä mukaan analyysiin vuodet 2006–2012. Tässä väliraportissa on liitetty vuosien 2006–2008 aineistot ja kokonaistarkastelu tehdään vuosille 1990–2008.

3.5.4 Uudemmat MYTVAS-tulokset

Sadon määrä

Viljojen vuosittaiset keskisadot vaihtelevat voimakkaasti kasvukauden sääolosuhteista riippuen. Vuosina 1986–2009 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla. 1980- ja 1990-luvuilla erottuu selvästi vierekkäisiä vuosia heikompia satovuosia: 1987, 1988, 1992, 1998 ja 1999 (kuva 1). 2000-luvulla ei ole havaittavissa selvästi satotasoiltaan poikkeavaa vuotta. Alentuneiden lannoitustasojen on toisaalta arvioitu leikkaavan edullisten vuosien korkeat saTOTASOT 2000-luvulla.

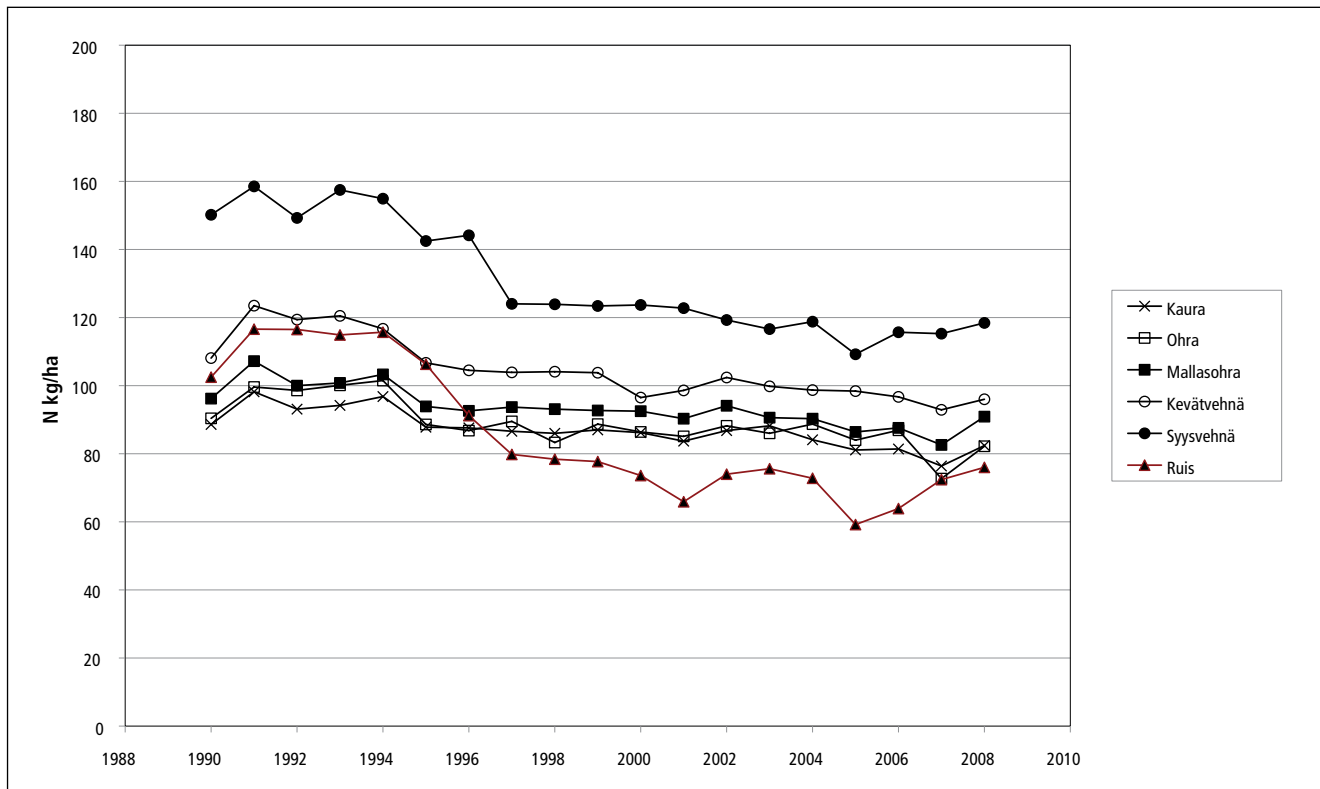


Kuva 1. Syys- ja kevätvehnän, rukiin, ohran ja kauran keskisadot 1986–2009. Aineisto perustuu TIKE:n EUROSTAT:ille toimittamiin vuosittaisiin keskiarvosatoihin.)

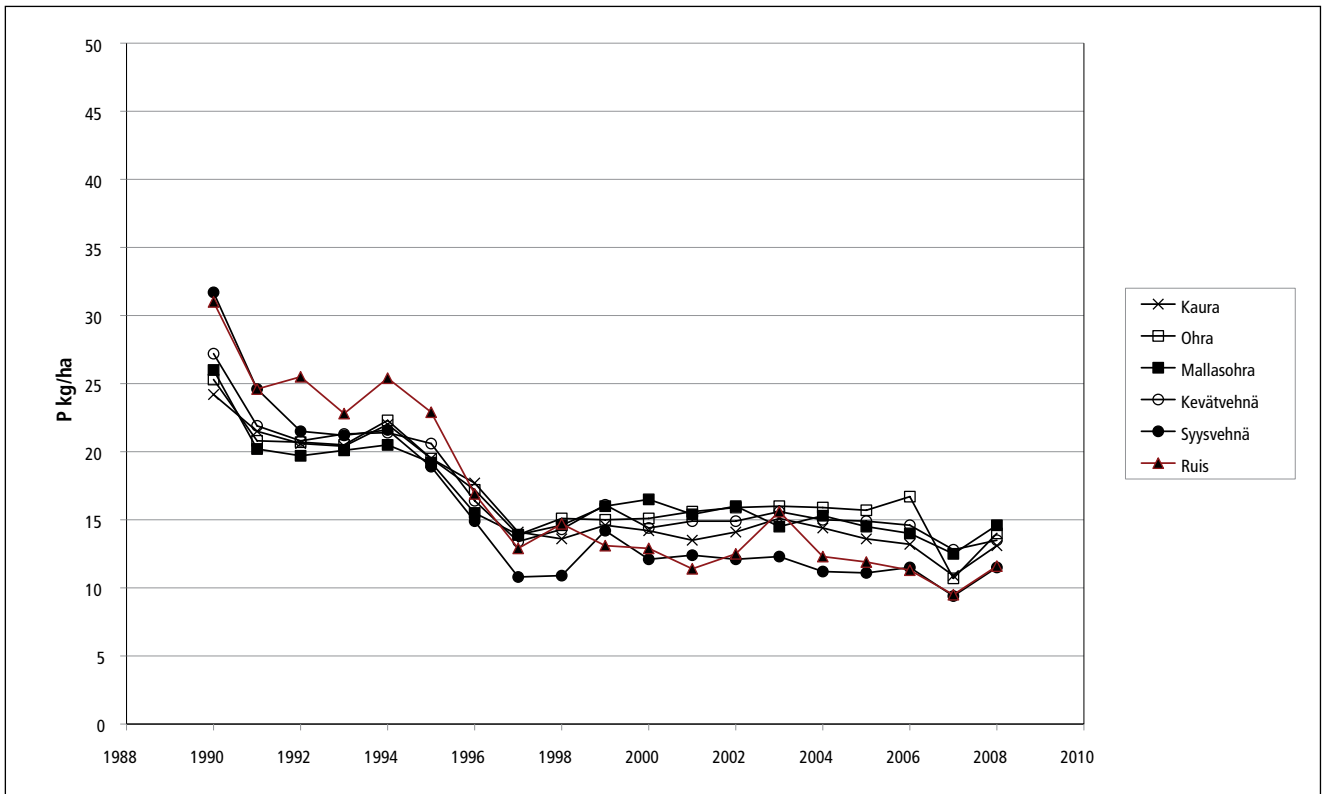
Sadon laatu

Sadon laadun kehityksen arviointia varten verrattiin Evi-ran Viljantarkastuksen (entinen KTTK:n Viljalaboratorio) analysoimien viljanäytteiden laatua ja taustatietoja vuo-

silta 1990–2008. Tilastolliseen analyysiin otettiin laatutekijöistä hehtolitrin ja tuhannen siemenen paino sekä valkuaispitoisuus. Taustatiedoista otettiin huomioon tyyppi- ja fosforilannoitustasojen lisäksi lajike, maaseutukeskus, maalaji ja vuosi. Lajikevalikoiman aiheuttamat muutokset



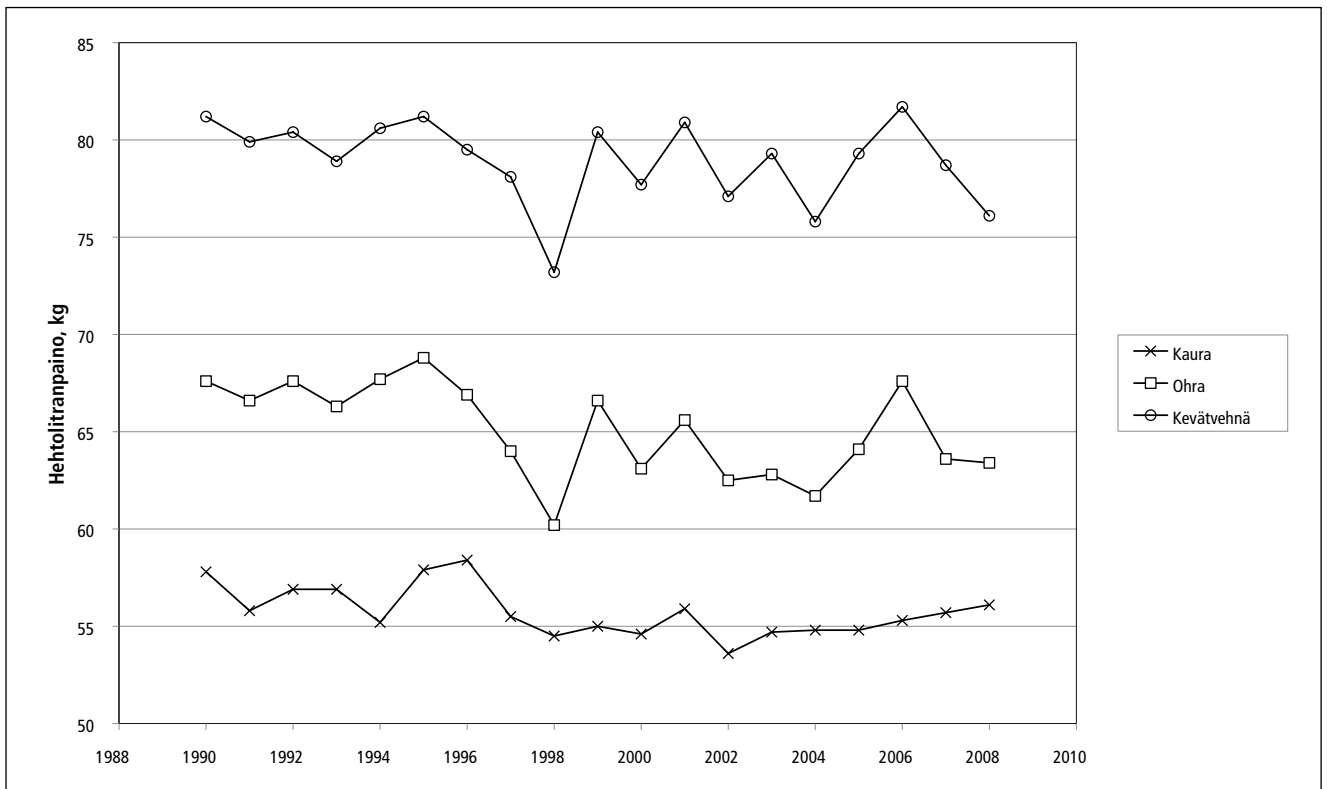
Kuva 2. Typpilannoitustasojen muutokset savimailla Viljaotanta-aineistossa 1990–2008.



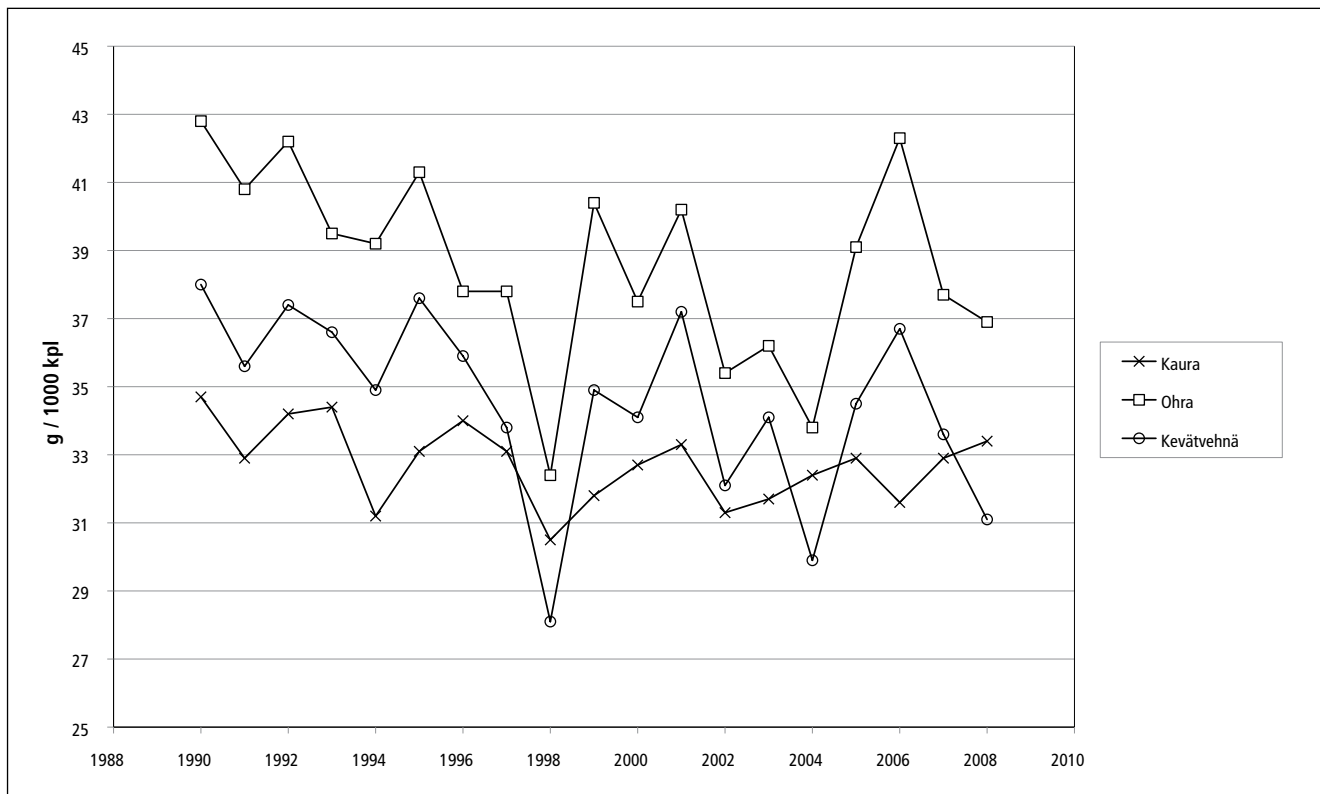
Kuva 3. Fosforilannoitustasojen muutokset savimailla Viljaotanta-aineistossa 1990–2008.

laatuominaisuuksien keskiarvoihin otettiin analyysissä huomioon. Ensiksi tutkittiin lannoitustasojen ja laatutekijöiden muutosta ajanjaksojen 1990–1994, 1995–1999, 2000–2005 ja 2006–2008 välillä. Tilastolliset analyysit tehtiin SAS:n sekamallilla, jossa lajike ja maaseutukeskus

olivat satunnaisvaikuttajia tekijöitä ja ajanjaksot kiinteitä tekijöitä. Sen jälkeen analysoitiin typpi- ja fosforilannoitustasojen vaikutusta laatutekijöihin. Satunnaiskertoimisessa regressiomallissa estimoitii jokaiselle maaseutukeskuksen ja vuoden kombinaatiolle oma lannoituksen



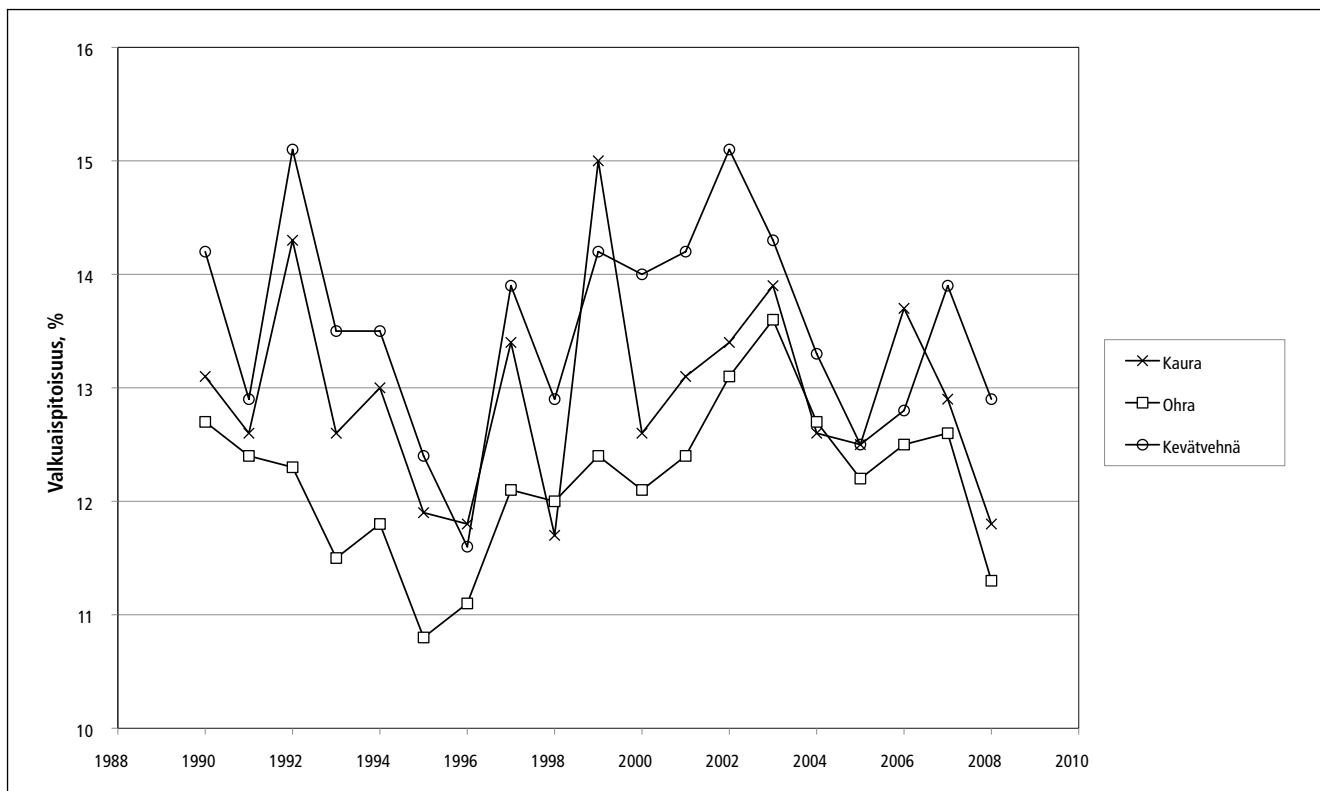
Kuva 4. Kauran, kevätvehnän ja ohran hehtolitrainon kehitys savimailla 1990–2008.



Kuva 5. Kauran, kevätvehnän ja ohran tuhannen siemenen painon kehitys savimailla 1990–2008.

vaikutus kuhunkin laaturakenteeseen. Lajike otettiin analyysiin mukaan kovariaattina, ja analysoidessa typpilannoituksen vaikutusta laaturakenteeseen otettiin myös maalaji kovariaatiksi.

Valtakunnallisen kehityksen mukaisesti typpi- ja fosforilannoitus ovat vähentyneet selvästi myös tässä aineistossa. Typpilannoitus on laskenut 1990-luvun alkupuoliskon määristä rehuviljoilla 10–18 kg/ha ja leipäviljoilla 20–43 kg/ha viljelykasvista ja maalajista riippuen (kuva 2).



Kuva 6. Kauran, kevätvehnän ja ohran valkuaispitoisuuden kehitys savimailla 1990–2008.

Typpilannoituksessa havaitaan ympäristötukikausien aikana lievästi laskeva suuntaus. Fosforilannoitus on vähentynyt 8–15 kg/ha verrattuna ajanjaksoon 1990–1994, mikä merkitsee 35–58 %:n vähennystä viljelykasvista ja maalajista riippuen (kuva 3). Fosforilannoitus on pysynyt 1990-luvun lopussa ja 2000-luvun alussa samansuuruisena, mutta näyttäisi hieman vähentyneen vuoden 2004 jälkeen.

Hehtolitrain paino (kuva 4) on laskenut kaikkina kolmena ympäristötukikauden jaksona kaikilla viljalajeilla verrattaessa vuosiin 1990–1994. Vuosien 2006–2008 keskiarvot ovat yleensä korkeammat kuin jakson 2000–2005.

Tuhannen siemenen painon tulokset ovat vastaavia kuin hehtolitrainpainon osalta. Vuosien 1990–1994 painojen keskiarvot ovat korkeampia kuin myöhempien kausien tuhannen siemenen painot. Vuosien 2006–2008 siemenpainot ovat hieman korkeampia kuin 2000–2005 jakson painot (kuva 5).

Valkuaispitoisuus ei sitä vastoin ole laskenut vuosina 1990–2008 vaan vuosittaiset vaihtelut ovat edelleen suuria (kuva 6). Vuoden 2008 alhaiset valkuaispitoisuudet ovat kuitenkin toistuneet vuonna 2009, jolloin viljojen sätotasot olivat erityisen korkeita.

Typpi- ja fosforilannoitustasojen vaikutus viljan laatuun 2006–2008 (taulukko 1) oli samanlainen kuin aikaisempina tarkastelujaksoina. Lannoituksen vaikutukset eivät olleet suuria, mutta typen positiivinen vaikutus hehtolitrainpainoon ja fosforin vaikutus tuhannen siemenen painoon olivat tilastollisesti merkitseviä yleisimmillä viljoillamme lukuun ottamatta fosforilannoituksen vaikutusta

kauran tuhannen siemenen painoon. Valkuaispitoisuuden osalta korkeampi typpilannoitus lisäsi hieman kauran valkuaispitoisuutta ja korkeampi fosforilannoitus ohran valkuaispitoisuutta.

Lajikekehityksen ja ympäristön vaikutukset kevätiljojen ja öljykasvien tyypitaseisiin lajikekoaineistojen perusteella

Eri kevätiljojen sekä rypsin ja rapsin väliset erot tyypitaseissa olivat huomattavia (taulukko 2). Myös sääolot aiheuttivat suurta vaihtelua kasvuston kykyyn hyödyntää typpeä kasvuun ja ohjata sitä jyviin. MTT:n kokeissa vertailukelpoisilla maalajeilla viljellyn kauran ja ohran sadossa typpeä poistui pellolta enemmän kuin kevätehnällä. Kauralajikkeiden typen oton keskiarvo oli jopa suurempi kuin typpilannoitus. Tämä paljasti, että kaura otti annetun typen ohella tehokkaasti myös maasta vapautuvaa typpeä. Kaura on tätäkin kautta eduksi viljelykierroissa. Tutkittu ohralajikkeisto vei sadossaan keskimäärin 94 prosenttia annetusta tyypestä, kevätehnä 82 prosenttia sekä öljykasvit alle 70 prosenttia, rapsi näistä selvästi rypsiä tehokkaammin. Lajikkeella oli suuri vaikutus tyypitaseeseen ja erityisesti nykyajikkeisto päihitti typenotossa kirkkaasti edeltäjänsä (taulukko 3).

Parempi satoisuus oli nykyajikkeiden paremman tyypitaseen keskeinen selittäjä, mutta myös valkuaispitoisuudella oli merkitystä erityisesti kauralla ja vehnällä. Tutkimuksemme perusteella viljelijä voi vähentää kasvustolta käytämättä jäävää typpeä jopa 20 kilolla annettua sataa typpikiloa kohti vaihtamalla vanhentuneet lajikkeet uusiin. Ajastaan jääneet lajikkeet rasittavatkin tarpeettomasti ympäristöä, mutta kielivät myös lajikkeen kyvyttömyydestä käyttäen annettua typpeä sadon rakentamiseen.

Taulukko 1. Typpi- ja fosforilannoituksen vaikutus ohran, kauran ja kevätehnän laatuun 2006–2008.

| | Hehtolitrainpaino | | 1000 sp | | Valkuaispitoisuus | |
|---|---------------------|--------|--------------------|-------|---------------------|-------|
| | kg/10 kg N tai P | p | g/10 kg N tai P | p | % /10 kg N tai P | p |
| Typpi | | | | | | |
| ohra | 0,25 | <0,001 | 0,12 | 0,05 | – | – |
| kaura | 0,09 | 0,02 | – | – | 0,04 | <0,01 |
| kevätehnä | 0,09 | 0,05 | – | – | – | – |
| Fosfori | | | | | | |
| ohra | – | – | 0,43 | <0,01 | 0,11 | 0,01 |
| kaura | – | – | – | – | – | – |
| kevätehnä | – | – | 0,03 | 0,08 | – | – |
| p=tilastollinen merkitsevyys – = ei tilastollista merkitsevyyttä | | | | | | |

Taulukko 2. Virallisten lajikekokeiden viljojen ja öljykasvien typen oton ja typpilannoituksen suhteen keskiarvo, minimi- ja maksimiarvot (kg/kg) sekä tilastollinen vaihtelu (%). Tilastollinen vaihtelu esitetään jakamalla keskiarvo keskihajonnalla.

| Laji | Keskiarvo | Minimi | Maksimi | Vaihtelu |
|----------------------|-----------|--------|---------|----------|
| Kaura | 1,10 | 0,87 | 1,22 | 5,0 |
| Ohra 2-tahoinen | 0,94 | 0,83 | 1,04 | 5,1 |
| Ohra monitahoinen | 0,94 | 0,81 | 1,07 | 6,4 |
| Kevätvehnä | 0,82 | 0,69 | 0,93 | 7,8 |
| Rypsi | 0,59 | 0,51 | 0,65 | 5,5 |
| Rapsi | 0,66 | 0,50 | 0,81 | 14,2 |

Taulukko 3. Kevätvehnälaajikkeiden typen oton ja typpilannoituksen suhde, sato ja valkuaispitoisuus virallisissa lajikekokeissa.

| Lajike | Typen otto/ lannoitus | Sato, kg/ha | Valkuaispitoisuus, % |
|----------|--------------------------|-------------|----------------------|
| Anniina | 0.94 | 4580 | 15.1 |
| Epos | 0.93 | 5310 | 13.0 |
| Bombona | 0.93 | 5260 | 13.1 |
| Amaretto | 0.91 | 5610 | 11.8 |
| Piccolo | 0.90 | 5090 | 13.1 |
| Bjarne | 0.90 | 4670 | 14.2 |
| Zebra | 0.89 | 5040 | 13.0 |
| Kruunu | 0.86 | 4900 | 12.9 |
| Tjalve | 0.86 | 4560 | 13.8 |
| Vinjett | 0.85 | 4870 | 13.1 |
| Manu | 0.83 | 4030 | 15.0 |
| Aino | 0.83 | 4650 | 13.0 |
| Mahti | 0.82 | 4650 | 13.1 |
| Bastian | 0.78 | 4190 | 14.1 |
| Heta | 0.77 | 3520 | 16.0 |

3.5.5 Johtopäätökset ja toimenpide-ehdotukset

Hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden vaihtelut ovat vuosina 2006–2008 olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Viljaotanta-aineistossa korkeammalla lannoituksella saavutetaan pieniä positiivisia vaikutuksia sadon laatuun, mutta koska tämän hetkisen lannoitustason ero biologiseen optimilannoitukseen on kuitenkin enimmilläänkin typen osalta vain muutamia kymmeniä kiloja ja fosforin osalta muutamia kiloja, vaikutus sadon laatuun olisi taulukon 1 kertoimien mukaan hyvin pieni. Nykyiset lannoitustasot eivät näytä aiheuttavan sadon laadun heikkenemistä, kun otetaan huomioon kasvukausien välinen vaihtelu. Edullisina kasvukausina korkeat satotasot johtavat alhaisiin valkuaispitoisuuksiin. Mahdollisimman myöhäinen täydennystyppilannoitus oli-

si tällöin suositeltava keino valkuaispitoisuuden nostamiseen sekä ympäristön että sadon laadun kannalta.

Lajikkeiden erot typen hyväksikäytössä ovat suuria ja uudet lajikkeet pystyvät hyödyntämään tehokkaammin sekä lannoitetypen että maasta vapautuvan typen. Siksi uusimpien viljalajikkeiden käyttö vähentää typen hävikkejä ympäristöön.

Kirjallisuus

Peltonen-Sainio, P. & Jauhiainen, L. 2010. Cultivar improvement and environmental variability in nitrogen balance of spring cereals and rapeseed in northern growing conditions according to a long-term dataset. *Agricultural and Food Science*, käsikirjoitus.

Salo, T., Eskelinen, J., Jauhiainen, L., Kartio, M. 2007a. Reduced fertiliser use and changes in cereal grain weight, test weight and protein content in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 407–420.

Salo, T., Lemola, R. & Esala, M. 2007b. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2005. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 366–375.

Salo, T., Jauhiainen, L. & Kartio, M. 2008. Viljasadon määrä ja laatu ympäristöohjelmakausien aikana. Teoksessa: Turtola, E. & Lemola, R. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen 2000–2006 (MYTVAS 2)*. Maa- ja elintarviketalous 120: s. 72–77. Saatavissa internetistä: [www.mtt.fi/met/pdf/met120.pdf]. Verkkajulkaisu päivitetty 1.4.2008.

3.6 Rikkakasvillisuuden monimuotoisuus kevätiljapelloilla

Jukka Salonen & Terho Hyvönen, MTT
jukka.salonen@mtt.fi

3.6.1 Tausta

Suomen luonnonvaraisesta kasvilajistosta on ajan saatossa valikoitunut viljellyillä pelloilla menestyviä sopeutumiskykyisiä lajeja. Esimerkiksi kevätiljapellojen rikkakasvikartoituksissa on löydetty eri vuosikymmeninä huomattavia lajimääriä; 1960-luvulla yli 300 lajia (Mukula ym. 1967) ja vielä 1990-luvullakin 188 lajia (Salonen ym. 2001). Näillä kaikilla lajeilla on ekologinen merkityksensä maatalousympäristössä.

Kevätiljan viljelyn kannalta haitallisia rikkakasvilajeja on 30–40. Yleisimmät lajit ovat levinneet kaikkialle Suomeen, missä harjoitetaan peltoviljelyä. Lajien yleisyydessä ja runsaussuhteissa (kasvutiheys, biomassantuotanto) on kuitenkin alueellisia eroja, jotka johtuvat mm. tilojen tuotantosuunnista (kasvinviljely, karjatalous), viljelykierrosta ja viljelymenetelmistä. Kasvupaikkaan liittyvistä kasvillisuuden elinoloihin ja koostumukseen vaikuttavista tekijöistä tärkeimpiä ovat maalaji, happamuus ja kosteusominaisuudet. Kasvukausien säät vaihtelevat vuosittain ja alueittain vaikuttaen erityisesti eri rikkakasvilajien runsauteen ja lajien välisiin runsaussuhteisiin.

Maataloutta ohjaavaan tukipolitiikkaan on sisältynyt toimia, jotka suoraan tai epäsuoraan ovat vaikuttaneet rikkakasvien menestymiseen ja lajistolliseen monimuotoisuuteen. Ympäristötuen tärkeimpänä kasvillisuuteen vaikuttavana toimenpiteenä on epäilemättä ollut luonnonmukainen viljely, joka on lukeutunut erityistukisopimusten valikoimaan jo ensimmäisestä ohjelmakaudesta eli vuodesta 1995 lähtien. Myös perus- ja lisätoimenpiteisiin on eri ohjelmakausina sisältynyt kasvintuotantoa ja kasvillisuutta muuttavia tekijöitä kuten ravinteiden käytön rajoituksia, kasvipeitteisyysvaatimuksia, kevennettyä muokkausta ja peltojen kesannointia.

Biologista monimuotoisuutta koskevaan Suomen kansalliseen toimintaohjelmaan sisältyy seurantoja, joiden tavoitteena on seurata maamme eliölajistossa ja elinympäristöissä tapahtuvia muutoksia. Maatalousympäristön kattavimmat ja pitkäaikaisimmat seurantatiedot ovat olennassa linnustosta, päiväperhosista ja rikkakasveista.

Maatalouden tehostumisesta johtuva lajiston monimuotoisuuden köyhtyminen on lisännyt tarvetta seurata viljeltoimenpiteiden kestävyyttä. Maatalousalueita elinym-

päristönään käyttävien eliöiden runsauden muutoksia seuraamalla saadaan tietoa viljelymenetelmien muutosten merkityksestä eliölajistolle. Tätä vuorovaikutusta voidaan käyttää viljelymenetelmien kestävyuden mittarina. Koska kaikkien eliöryhmien seuranta on liian työlästä ja kallista, käytetään indikaattoreina tiettyjä lajeja tai lajiryhmiä (Büchs 2003, EEA 2005).

Peltojen rikkakasvillisuutta voidaan käyttää monimuotoisuuden tilaa ja muutoksia kuvaavana indikaattoriryhmänä (Albrecht 2003). Rikkakasvillisuus reagoi viljelyssä tapahtuviin muutoksiin, ja toisaalta rikkakasvilajiston koostumuksella on suora vaikutus pellon muun luonnonvaraiseen lajiston (mm. peltolinnusto, pölyttäjät) monimuotoisuuteen (Marshall ym. 2002). Suoraan rikkakasvit vaikuttavat tarjoamalla ruokaa kasvinsyöjille ja epäsuorasti tukemalla ylempien trofiatasojen saaliseläinten populaatioita. Lisäksi rikkakasvit voivat muuttaa niveljalakaisten elinympäristön pienilmastoa ja tarjota suojaa sekä lisääntymispaikkoja. Kevätiljapellojen rikkakasvikartoituksista kerättyjen MTT:n seurantatietojen pohjalta on kehitetty indikaattori (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008), jonka avulla pystytään analysoimaan rikkakasvien runsaudessa tapahtuvien muutosten merkitystä muille maatalousympäristön eliölajeille.

Edellisen seurantahankkeen (MYTVAS 2, 2000–2006) ehdotuksen mukaisesti käynnissä olevaan MYTVAS-seurantahankkeeseen (MYTVAS 3, 2007–2013) liitettiin mukaan kevätiljapellojen rikkakasviseuranta, jota on toteutettu MTT:n johdolla laajamittaisesti 1960-luvulta alkaen noin 10 vuoden välein (Mukula ym. 1969, Erviö & Salonen 1987, Salonen ym. 2001). Seurantakokonaisuuteen saatiin näin mukaan viljeltyjen peltojen luonnonvaraisen lajiston monimuotoisuutta tutkiva osio, johon oli valmiina vertailuaineistoa usealta vuosikymmeneltä. Rikkakasviseuranta ajoitettiin vuosille 2008–2009 ja muiden eliöryhmien lajiseurannat vuodelle 2010 (kts. luku 3.7).

3.6.2 Tavoite

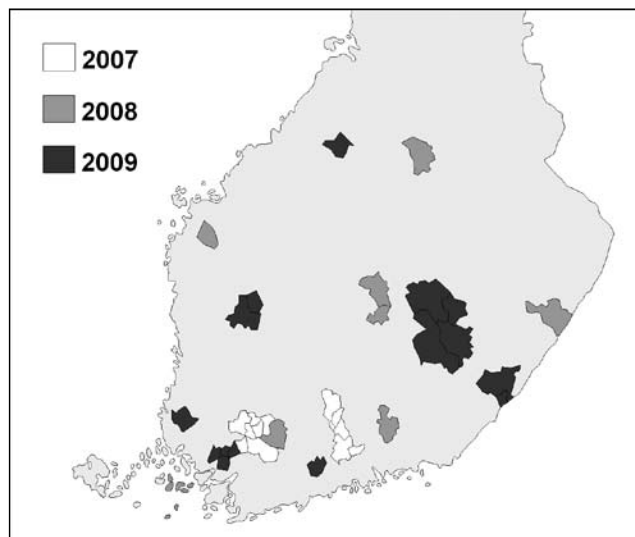
Rikkakasviseurannan tavoitteena oli tarkastella viljellyn pellon rikkakasvillisuuden nykytilaa ja muutoksia aiempiin vuosikymmeniin sekä arvioida muutosta selittäviä tekijöitä. Viljellyn pellon biodiversiteettiä tarkasteltiin rikkakasvillisuuden lajistollisen monimuotoisuuden kautta. Lajiston koostumus ja eri lajien väliset runsaussuhteet sekä niiden muutokset ovat ekologisesti merkittäviä mittareita. Runsaimpina esiintyvät lajit ovat puolestaan tärkeitä tuotantoa (mm. viljelykierto, kasvinsuojelu) ohjaavia tekijöitä. Kasvinsuojelun kannalta on tärkeä tietää, mitkä kasvilajit ovat yleistymässä ja runsastumassa, jotta neuvontaa ja torjuntastrategioita voidaan tarkentaa.

Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksia rikkakasvillisuuteen haluttiin selvittää erityisesti luomuviljelyn osalta. Kymmenen vuotta aiemmin, 1997–1999, tehdyssä rikkakasvikartoituksessa otettiin mukaan useita uusia luomutiloja, joille palattiin MYTVAS 3 -seuranta-kerroksella 2007–2009. Rikkakasvillisuuden muutoksia mahdollisesti selittäviä taustatietoja koottiin yleisemmin haastatteleamalla havaintotilojen viljelijöitä.

Rikkakasvien ja valittujen luonnonvaraisten eliöryhmien vuorovaikutuksen tarkentunut kuvaaminen indikaattorin avulla on antanut mahdollisuuden tulkita rikkakasvien runsauden muutosten ekologisia vaikutuksia entistä syvemmin. MYTVAS-seurantahankkeen rikkakasviosision yhtenä päätavoitteena oli päivittää indikaattori kuvaamaan tilannetta 2007–2009. Tärkeimpänä vertailuajankohtana oli kymmenen vuotta aiemmin tehty rikkakasvikartoitus.

3.6.3 Aineisto ja menetelmät

Kevätviljapeltojen rikkakasviseuranta toteutettiin viljanviljelyalueilla Nivala-Vieremä-akselin eteläpuolella (kuva 1). Vuosien 2008–2009 aikana kevätiljapeltoja kartoitettiin 14 tutkimusalueella. Aineistoon sisällytettiin lisäksi vuonna 2007 kerättyjen kahden muun alueen tiedot. Otannassa oli mukana yhteensä 283 maatilaa, joista useimmat olivat mukana jo edellisessä kartoituksessa vuosina 1997–1999. Kaikkien peltojen sijainti paikannettiin GPS-laitteilla.



Kuva 1. Rikkakasviseurannan tutkimusalueet.

Ensisijaisena tavoitteena oli päästä samoille tiloille ja peltolohkoille, joiden rikkakasvilajistoa oli kartoitettu aiemmillä seurantakerroilla. Aivan uusia havaintopeltoja otettiin mukaan sellaisilta tiloilta, joilla oli harjoitettu suora-tylvää, joka oletettiin yhdeksi 2000-luvun tärkeimmäksi rikkakasvillisuutta muovanneeksi tekijäksi. Muutamilla

seuranta-alueilla palattiin sellaisillekin tiloille, joiden peltolohkoja oli aiemmin tutkittu vain 1960-luvun alun rikkakasviseurannassa.

Seurantakerros ajoittui heinäkuun puolivälin ja elokuun alun väliselle 3–4 viikon jaksolle. Kasvillisuusaineistoa kerättiin yhteensä 595 pellolta, joista 72 oli luonnonmukaisesti viljeltyjä ja 523 tavanomaisesti viljeltyjä. Seurantapelloista 267 oli ohraa, 175 kauraa ja 148 kevätkuivaa. Viidellä pellolla kasvoi joko kevätruista tai herne/kaura-seoskasvustoja, jotka nekin otettiin mukaan, koska näiltä pelloilta oli rikkakasvihavainnot aiemmista seurannoista.

Seurantapeltojen viljelypinta-ala oli yhteensä noin 1 900 hehtaaria, josta 10 % oli luomuviljelyssä. Valtaosa (96 %) tavanomaisesti viljellyistä pelloista oli ruiskutettu rikkakasvien torjunta-aineilla.

Rikkakasvilajisto

Rikkakasvien esiintyminen kartoitettiin samalla tavalla kuin kymmenen vuotta aiemmin (kts. Salonen ym. 2001). Rikkakasvilajit tunnistettiin jokaisella pellolla kymmenestä kohdasta, joiden sijainti satunnaistettiin kullekin peltoalueelle etukäteen. Rikkakasvien kasvutiheys (kpl/m²) laskettiin kymmeneltä 0,1 m² (40 x 25 cm) näyteruudulta. Rikkakasveiksi luokiteltiin kaikki näyteruuduilla esiintyneet ja tunnistetut luonnonvaraiset kasvilajit. Myös edellisten vuosien viljelykasveja, erityisesti rypsiä, esiintyi rikkakasvina kevätiljan seassa. Lajistolistalle kertyi satunnaisina havaintoina muutamia tyystin muille kasvupaikoille tyypillisiä lajeja, jopa puiden pieniä taimia. Rikkakasvien yleisyys (%) laskettiin niiden peltojen osuutena, joilla laji esiintyi näyteruuduilla. Joitakin lajeja yhdistettiin lajiryhmiksi (esim. peipit, pillikkeet), koska niitä ei pystytty tunnistamaan lajilleen pienellä taimiasteella.

Rikkakasvi-indikaattori

Rikkakasvi-indikaattorin perusteena oleva kasvilajilista sekä muu tarvittava rikkakasviaineisto indeksien arvojen laskemiseen ovat peräisin kolmesta Suomen kevätiljapeltojen aiemmasta rikkakasvikartoituksesta, jotka tehtiin vuosina 1961–1964, 1982–1984 ja 1997–1999. Kartoitusten aineisto ja menetelmät on kuvattu yksityiskohteisesti seuraavissa julkaisuissa: 1960-luku Mukula ym. (1969), 1980-luku Erviö & Salonen (1987) ja 1990-luku Salonen ym. (2001).

Indikaattorin laskennassa otettiin mukaan kaikki ne rikkakasvilajit, joista oli yksilömääräaineistoa olemassa kaikilta kolmelta vuosikymmeneltä. Kortteet jätettiin kuitenkin tarkastelun ulkopuolelle, koska ne eivät ole siemenkasveja. Lopullinen lajilista käsitti 25 lajia (taulukko 1). Valitut lajit ovat kevätiljapeltojen yleisimpiä lajeja ja kattavat suurimman osan rikkakasvien kokonaismäärästä eri vuosikymmeninä.

Taulukko 1. Rikkakasvi-indikaattorin määrittämiseen sisällytetyt rikkakasvilajit ja niiden ominaisuudet.

| Kasvilaji | Tieteellinen nimi | Elinkierto ¹ | Pölytystapa ² | Yleisyys ³ |
|-----------------|----------------------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|
| Kärsämöt | <i>Achillea</i> spp. | M | H | 5 |
| Lutukka | <i>Capsella bursa-pastoris</i> | Y | H | 27 |
| Jauhosavikka | <i>Chenopodium album</i> | Y | T | 59 |
| Pelto-ohdake | <i>Cirsium arvense</i> | M | H | 28 |
| Juolavehnä | <i>Elymus repens</i> | M | T | 56 |
| Peltoukonauris | <i>Erysimum cheiranthoides</i> | Y | H | 35 |
| Kiertotatar | <i>Fallopia convolvulus</i> | Y | I | 53 |
| Peltoemäkki | <i>Fumaria officinalis</i> | Y | H | 49 |
| Pillikkeet | <i>Galeopsis</i> spp. | Y | H/I | 64 |
| Matarat | <i>Galium</i> spp. | Y | H | 55 |
| Savijäkkärä | <i>Gnaphalium uliginosum</i> | Y | H | 29 |
| Peipit | <i>Lamium</i> spp. | Y | H | 39 |
| Linnunkaali | <i>Lapsana communis</i> | Y | H | 58 |
| Peltolemmikki | <i>Myosotis arvensis</i> | Y | H | 48 |
| Ukontatar | <i>Persicaria lapathifolia</i> | Y | H | 36 |
| Pihatatar | <i>Polygonum aviculare</i> | Y | I | 52 |
| Rönsyleinikki | <i>Ranunculus repens</i> | M | H | 22 |
| Suolaheinät | <i>Rumex</i> spp. | M | T | 3 |
| Peltovalvatti | <i>Sonchus arvensis</i> | M | H | 39 |
| Peltohatikka | <i>Spergula arvensis</i> | Y | H | 43 |
| Peltopähkämö | <i>Stachys palustris</i> | M | H | 4 |
| Pihatähtimö | <i>Stellaria media</i> | Y | H | 69 |
| Peltotaskuruoho | <i>Thlaspi arvense</i> | Y | H | 8 |
| Peltosaunio | <i>Tripleurospermum inodorum</i> | Y | H | 41 |
| Pelto-orvokki | <i>Viola arvensis</i> | Y | H | 85 |

¹Y = 1-vuotinen ja M = monivuotinen

²H=hyönteispölytteinen, T=tuulipölytteinen ja I=itsepölytteinen

³Esiintymisfrekvenssi (% tutkituista pelloista) kevätiljapelloilla 2007–2009

Tiedot rikkakasvilajien merkityksestä siemeniä ravintonaan käyttäville peltolinnuille, mesipistiäisille, kasvinsyöjähyönteisille ja viljelykasvien tuhohyönteisille koottiin kirjallisuudesta ja tietokannoista. Viljelyyn liittyvinä tilastotietoina käytettiin kevätiljan osuutta Suomen peltopinta-alasta eri vuosikymmeninä sekä ruiskutettujen ja ruiskuttamattomien (sis. luomu) peltojen osuuksia. Rikkakasvien torjunta-aineella ruiskutettujen peltojen osuutena (89 %) käytettiin uusinta saatavilla olevaa tietoa, joka oli vuodelta 2003 (Savela & Hynninen 2004). Indikaattorin laatimisen tarkempi kuvaus on saatavissa suomeksi (Hyvönen & Huusela-Veistola 2007) ja englanniksi (Hyvönen & Huusela-Veistola 2008).

3.6.4 Tulokset

Rikkakasvilajisto

Kevätiljapeltojen näyteruuduilta löydettiin yhteensä 150 kasvilajia. Luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla lajeja oli keskimäärin 21 kpl (min. 11, maks. 34 kpl), ja tavanomaisen viljelyn lohkoilla rikkakasveja havaittiin keskimäärin 12 kpl (min. 3, maks. 26 kpl).

Rikkakasvilajistoon sisältyi vain 29 sellaista lajia, joita havaittiin yli 10 %:lla tutkituista lohkoista. Yli sadan havaitun lajin yleisyys oli alle 5 %. Yleisimmät lajit poikkesivat hieman toisistaan luonnonmukaisesti ja tavanomaisesti

viljelyillä pelloilla (taulukot 2 ja 3). Luomupelloilla kasvoi yleisempinä lajeina jauhosavikkaa, pihatähtimöä ja orvokkia. Tavanomaisen viljelyn kolme yleisintä lajia olivat orvokki, pihatähtimö ja pillikkeet. Yleisin heinämainen rikkakasvi oli juolavehnä, jota tavattiin 50 % tavanomaisen viljelyn pelloista ja 89 % luomupelloista. Peltojen käytön kannalta huolestuttavin havainto oli hukkakauran saastuttamien peltojen lisääntyminen, vaikka hukkakauraa ei yleisesti osunutkaan näyteruuduille.

Taulukko 2. Rikkakasvilajien yleisyydessä (%) tapahtuneet muutokset luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla.

| | 1990-luku | 2000-luku | Erotus |
|-----------------|-----------|-----------|--------|
| Jauhosavikka | 96 | 96 | 0 |
| Pihatähtimö | 95 | 94 | -1 |
| Pillikkeet | 93 | 88 | -5 |
| Pelto-orvokki | 93 | 94 | 1 |
| Peltohatikka | 83 | 89 | 6 |
| Peltoukonnauris | 82 | 86 | 4 |
| Juolavehnä | 81 | 89 | 8 |
| Pihatatar | 70 | 72 | 2 |
| Kiertotatar | 63 | 58 | -5 |
| Ukontatar | 53 | 68 | 15 |

Taulukko 3. Rikkakasvilajien yleisyydessä (%) tapahtuneet muutokset tavanomaisesti viljellyillä pelloilla.

| | 1990-luku | 2000-luku | Erotus |
|---------------|-----------|-----------|--------|
| Pelto-orvokki | 81 | 83 | 2 |
| Pihatähtimö | 65 | 65 | 0 |
| Juolavehnä | 60 | 50 | -10 |
| Pillikkeet | 60 | 59 | -1 |
| Jauhosavikka | 53 | 52 | -1 |
| Linnunkaali | 52 | 57 | 5 |
| Pihatatar | 50 | 48 | -2 |
| Kiertotatar | 48 | 53 | 5 |
| Peltomatara | 43 | 59 | 16 |
| Peltoemäkki | 39 | 48 | 9 |

Tuotantomuodolla oli merkittävä vaikutus rikkakasvien runsauteen; tavanomaisesti viljellyillä pelloilla, joilla rikkakasvit oli torjuttu kemiallisesti, kasvoi rikkakasveja keskimäärin 160 kpl/ m². Luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla vastaava kasvutiheys oli 519 kpl/ m². Rikkakasvien tuottama kasvimassa oli tavanomaisen viljelyn ruiskuteuilla pelloilla keskimäärin 167 kg/ha ja luomupelloilla 775 kg/ha. Tavanomaisessa viljelyssä kasvutiheydeltään runsaimpina esiintyneitä lajeja olivat pelto-orvokki, pihatähtimö ja juolavehnä ja luomuviljelyssä jauhosavikka, juolavehnä ja peltohatikka.

Siirtyminen kynnöstä joko kevytmuokkaukseen tai suoraan kylvöön näyttää suosineen joidenkin rikkakasvilajien esiintymistä; esimerkiksi linnunkaalia ja peltomataraa esiintyi runsaammin pelloilla, joilla oli luovuttu kynnöstä.

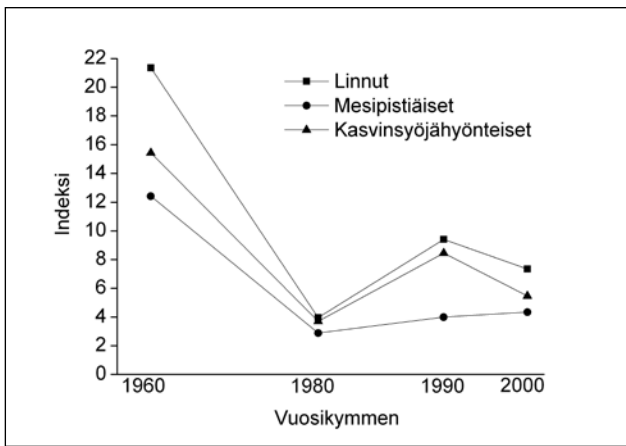
Rikkakasvi-indikaattori

Rikkakasvi-indikaattorin määrittämiseen käytetyissä lajien runsausarvoissa oli tapahtunut muutoksia 1990-lukuun verrattuna (taulukko 4). Yleisimmistä lajeista kymmenen vuoden aikana runsastuneita olivat erityisesti pelto-orvokki, linnunkaali ja peltomatara. Jauhosavikkaa, pihatähtimöä ja juolavehnää kasvoi aiempaa niukemmin.

Päivitetty rikkakasvi-indikaattori osoitti lintujen ja kasvin-syöjähyönteisten ravintokasvien runsauden vähentyneen 1990- ja 2000-lukujen välillä (kuva 2). Kasvin-syöjähyönteisten lasku oli jyrkempi kuin lintujen. Molempien nykyinen taso oli kuitenkin korkeammalla kuin 1980-luvulla. Mesipistiäisten ravintokasvien määrä jatkoi 1980-luvulta alkanutta nousuaan.

Taulukko 4. Rikkakasvien lukumäärien (kpl/m²) muutokset vuosikymmenten välillä.

| | 1990-luku | 2000-luku | Erotus |
|-----------------|-----------|-----------|--------|
| Jauhosavikka | 27,3 | 16,8 | -10,5 |
| Pihatähtimö | 27,3 | 11,0 | -16,3 |
| Juolavehnä | 26,8 | 16,9 | -9,9 |
| Pelto-orvokki | 16,6 | 24,4 | 7,8 |
| Peltohatikka | 16,3 | 13,0 | -3,3 |
| Pillikkeet | 9,8 | 9,9 | 0,0 |
| Savijäkkärä | 9,5 | 6,1 | -3,4 |
| Ukontatar | 6,3 | 4,6 | -1,7 |
| Linnunkaali | 6,2 | 12,8 | 6,6 |
| Peltoukonnauris | 5,2 | 3,1 | -1,9 |
| Peltolemmikki | 4,9 | 4,1 | -0,8 |
| Peltosaunio | 4,8 | 2,3 | -2,5 |
| Peltomatara | 4,6 | 9,4 | 4,7 |
| Kiertotatar | 4,1 | 3,6 | -0,5 |
| Pihatatar | 3,5 | 1,9 | -1,6 |
| Peltovalvatti | 3,2 | 2,9 | -0,4 |
| Peltoemäkki | 2,4 | 3,8 | 1,4 |
| Peipit | 2,0 | 7,3 | 5,3 |
| Rönsyleinikki | 1,6 | 1,0 | -0,6 |
| Lutukka | 1,3 | 2,0 | 0,8 |
| Pelto-ohdake | 0,7 | 0,8 | 0,1 |
| Peltotaskuruoho | 0,6 | 0,5 | -0,1 |
| Suolaheinät | 0,4 | 0,1 | -0,3 |
| Kärsämöt | 0,2 | 0,2 | 0,0 |
| Peltopähkämö | 0,1 | 0,3 | 0,2 |



Kuva 2. Indikaattoriarvojen vaihtelu vuosikymmenten välillä.

3.6.5 Tulosten tarkastelu ja johtopäätökset

Rikkakasviseurannassa oli mukana yhtä monta tavanomaisen viljelyn peltoa kuin kymmenen vuotta sitten. Luomuviljeltyjä pelloja oli lähes 100 vähemmän, koska moni aiempaan seurantaan 1990-luvulla osallistunut luomuviljelystä harjoittanut tila oli siirtynyt 1–2 luomusopimuskauden jälkeen takaisin tavanomaiseen viljelyyn. Osalla aiemmista luomutiloista ei viljelty enää kevätiljaa lainkaan. Luomusta luopumisen syinä olivat mm. sukupolven vaihdos, peltojen vuokraaminen tavanomaista viljelystä harjoittavalle viljelijälle tai rikkakasveista aiheutuneet ongelmat.

Rikkakasvien keskimääräiset lajimäärät olivat vähentyneet hieman kymmenen vuoden aikana; luonnonmukaisessa viljelyssä 1990-luvun 24 lajista 21 lajiin ja tavanomaisessa viljelyssä 16 lajista 12 lajiin peltoa kohti. Luonnonmukaisesti viljeltyt pellot ovat joka tapauksessa huomattavasti lajirikkaampia ja runsaammin rikkakasveja kasvattavia kuin tavanomaisesti viljeltyt pellot, joissa tiheä viljakasvusto kilpailee rikkakasveja vastaan ja kemiallinen torjunta kaventaa rikkakasvilajistoa ja niiden runsautta. Rikkakasvien biomassassa ja siihen verrannollinen muita eliölajeja hyödyttävä rikkasiementen tuotanto on luomupelloilla huomattavasti runsaampaa kuin tavanomaisen viljelyn pelloilla.

Kymmenen yleisimmän lajin listalla ei ole tapahtunut suuria muutoksia viimeisen kymmenen vuoden aikana. Luonnonmukaisessa viljelyssä ukontatar oli noussut kymmenen yleisimmän lajin listalle. Peltolemmikki (72 %) oli myös yleistynyt sitten 1990-luvun, jolloin sitä tavattiin 60 %:lla tutkituista luomupelloista.

Tavanomaisesti viljeltyillä pelloilla merkittävimmät muutokset lajin yleisyydessä olivat peltomataran nousu neljänneksi yleisimmäksi lajiksi ja noin 10 %-yksikön puto-

tus juolavehnän yleisyydessä. Juolavehnä on kuitenkin yleisin heinämainen rikkakasvilaji kevätiljapelloilla, sillä toiseksi yleisintä heinää kylänurmikkaa tavattiin 31 %:lla pelloista.

Rikkakasvien kokonaisrunsaudessa on hienoista nousua kymmenen vuoden takaiseen tilanteeseen. Luonnonmukaisessa viljelyssä keskimääräinen rikkakasvitiheys on noussut noin 50 kpl/m² ja tavanomaisessa viljelyssä noin 25 kpl/m² 1990-luvun havaintoihin verrattuna. Muutosten syyt ja selitykset jäävät vielä tarkemman analyysin kohteeksi.

Rikkakasvi-indikaattori osoitti, että rikkakasvilajiston muita eliölajeja hyödyttävä monimuotoisuus on heikentynyt huolimatta siitä, että rikkakasvien kokonaisrunsaus on hieman lisääntynyt. Kasvinsyöjähyönteisten indikaattoriarvojen lasku voidaan selittää joidenkin niille tärkeiden rikkakasvilajien, kuten pihatahtimön ja jauhosavikan vähenemisenä. Lintujen indikaattoriarvojen laskua selittää puolestaan jauhosavikan ja pihatahtimön väheneminen. Mesipistiäisten indikaattoriarvojen nousua selittää muun muassa peippien, linnunkaalin ja pelto-orvokin runsastuminen. Rikkakasvien runsauden muutosten lisäksi indikaattoriarvojen muutosta selittää torjunta-aineiden käytön muutokset toisin sanoen rikkakasvien torjunta-aineilla käsitellyn pinta-alan kasvu 1990- ja 2000-lukujen välillä.

Rikkakasviseuranta ja sen tulosten esittäminen kehitystä kuvaavana rikkakasvi-indikaattorina ovat osa luonnon monimuotoisuuden tilan kansallista seuranta, josta raportoidaan myös kansainvälisesti biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen velvoitteiden mukaisesti (Auvinen ym. 2010).

3.6.6 Toimenpide-ehdotukset

Kevätiljan yksivuotiseen elinkiertoön sopeutuneet rikkakasvilajit säilyttävät asemansa yleisimpien lajien joukossa jatkossakin. Niin kauan kuin erityisesti Etelä-Suomen pelloista valtaosa on yksivuotisten viljelykasvien jatkuvassa tuotannossa, ei rikkakasvilajiston koostumukseen ole odotettavissa merkittäviä muutoksia. Tavanomaisessa viljelyssä viljelijät pyrkivät hyvään satoon turvautumalla rikkakasvien kemialliseen torjuntaan, jolloin peltoon jäävät rikkakasvimäärät ovat hyvin niukat, jopa olemattomat muun peltoluonnon kannalta. Tiukentuva kasvinsuojeluaineiden käytön politiikka EU:n jäsenvaltioissa saattaa tuoda tilanteeseen muutosta.

Luonnonmukainen viljely on edelleenkin rikkakasvilajiston monimuotoisuuden ja muuta peltoluontoa hyödyttävän rikkaruonan tyssija, eli tältä osin ympäristötuen toi-

met ovat oikein kohdennettuja. Tavanomaisessa viljelyssä rikkakasveja suosivat "reservaatit" on etsittävä joko viljelykiertoon sisällytettäviltä kesannoilta (esim. luonnonhoitopellot, viherkesannot) tai erityisiltä peltoaukeiden monimuotoisuuskaistoilta. Monimuotoisuuskaistoilla tarkoitetaan pienialaisia viljelykasvustoon tai sen reuna-alueille jätettäviä alueita, joihin annetaan taimettua luonnonvaraista kasvillisuutta tai kylvetään esim. muille eliölajeille hyödyllisiä niittykasveja. Kaistojen toteutusta ja merkitystä monimuotoisuuden kannalta tulisi tutkia tarkemmin ennen kuin niitä koskevia tukimuotoja mahdollisesti tarkennetaan.

Pellon käyttöön liittyvien ohjauskeinojen on oltava tähänastista järeämpiä, jos kevätiljan viljelyalaa halutaan huomattavasti vähentää ja peltoviljelyä monipuolistaa. Viljan vaikea markkinatilanne toki osittain ohjaa tällä hetkellä muiden kasvien viljelyyn tai peltojen jättämiseen esim. monimuotoisuutta edistäviksi luonnonhoitopelloiksi. Kuitenkin vasta siirtyminen esimerkiksi syyskylvöisten kasvien tai monivuotisten kasvien viljelyyn muuttaisi peltojen rikkakasvilajistoa merkittävästi. Syyskylvöisten kasvien viljely yhdistettynä kevennettyyn muokkaukseen suosisi talvehtimaan kykeneviä rikkaheiniä, joita Suomen pelloilla kasvaa varsin niukasti juolavehnää lukuun ottamatta. Leveälehtiset siemenrikkakasvit, kuten savikka ja pillikkeet, ovat kuitenkin muulle peltoympäristön eliöstölle hyödyllisempiä ravinnon lähteitä.

Työläs peltojen rikkakasvillisuuden seuranta on tarkoituksenmukaista jatkossakin toistaa noin kymmenen vuoden välein. Aineistoa voidaan hyödyntää monipuolisesti agromisiin ja ekologisiin tarkoituksiin. Rikkakasvien ja niitä ravinnonlähteenä käyttävien eliöryhmien välisten vuorovaikutusten perusteella laadittu indikaattori kuvaa Suomen kevätiljapeltojen rikkakasviyhteisön tarjoamien monimuotoisuusshyötyjen vaihtelua vuosikymmenten välillä. Rikkakasvillisuudessa tapahtuvien muutosten merkitystä voidaan seurata indikaattorin avulla. Rikkakasvi-indikaattorin toivotaan vakiinnuttavan paikkansa kansallisessa luonnonvaramittaristossa (kts. www.luonnontila.fi ja www.mtt.fi>luonnonvarapuntari). Monimuotoisuusseurantojen toteutus, rahoitus ja osallistuvien tahojen yhteistyö tulisi jatkossa koordinoida Luonnonvara- ja ympäristötutkimuksen yhteenliittymän (LYNET) kautta.

Kirjallisuus

Albrecht, H. 2003. Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 201–211.

Auvinen, A-P., Kemppainen, E. & von Weissenberg, M. 2010. Fourth national report on the Implementation of the Convention of Biological Diversity in Finland. *The Finnish Environment* 3/2010. 191 s.

Büchs, W. 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 35–78.

EEA 2005. Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report. Copenhagen: European Environment Agency. 125 s.

Erviö, L-R. & Salonen, J. 1987. Changes in the weed population of spring cereals in Finland. *Annales Agriculturae Fenniae* 26: 210–226.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2007. Rikkakasveihin perustuva lajiston monimuotoisuusindikaattori. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.) 2007. Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. *Maa- ja elintarviketalous* 110: 233–245. Jokioinen: MTT. 331 s. Saatavissa internetistä: [www.mtt.fi/met/pdf/met110.pdf]. Päivitetty: 13.12.2007.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2008. Arable weeds as indicators of agricultural intensity – a case study from Finland. *Biological Conservation* 141: 2857–2864.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R. & Ward, L.K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43: 77–89.

Mukula, J., Raatikainen, M., Lallukka, R. & Raatikainen, T. 1969. Composition of weed flora in spring cereals in Finland. *Annales Agriculturae Fenniae* 8: 59–109.

Salonen, J., Hyvönen, T. & Jalli, H. 2001. Weeds in spring cereal fields in Finland – a third survey. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 347–364.

Savela, M-L, Hyvönen, E-L. 2004. Slower growth in pesticide sales. *Kemia-Kemi* 31: 57–59.

3.7 Luonnon monimuotoisuus maatalousalueilla

Mikko Kuussaari, SYKE
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Maatalousluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen on yksi ympäristötuen päätavoitteista. Sen saavuttamisen arviointiin tarvitaan päivitettävää seurantatietoa maatalousluonnon monimuotoisuuden eri osa-alueiden kehityksestä.

MYTVAS-hankkeen ns. satunnaisruutututkimuksessa kasvit, perhoset ja linnut valittiin seurattaviksi indikaattoryhmiksi, koska niistä on aiempaa seurantatietoa ja koska ne täydentävät toisiaan usealla eri tavalla. Ne edustavat erilaisia funktionaalisia ryhmiä, tuottajia, kasvinsyöjiä, pölyttäjiä ja petoja. Toisaalta niiden monimuotoisuus vaihtelee eri mittakaavatasoilla. Lintujen monimuotoisuus määräytyy pääasiassa maatalousmaiseman rakenteen ja laadun mukaan, kun taas kasvien ja perhosten monimuotoisuus vaihtelee huomattavasti eri maatalouselinympäristöjen välillä. Nopean sukupolvikiertonsa takia perhoset reagoivat erityisen nopeasti ympäristön muutoksiin. Kasvit, perhoset ja linnut ovat myös maatalousluontomme biologisesti ja ekologisesti parhaiten tunnetut eliöryhmät. Maisemarakenteen seuranta täydentää biodiversiteetin seurantaa tuottamalla tietoa eri elinympäristötyyppien pinta-alojen sekä maisemarakenteen pienipiirteisyyden muutoksista. Maisemarakenteen on havaittu olevan yhteydessä lajistolliseen monimuotoisuuteen. Tyyppillisesti lajistollinen monimuotoisuus seuraa maisemarakenteen muutoksia jollain aikaviiveellä.

Satunnaisruutututkimuksen tavoitteena on jatkaa MYTVAS 1 - ja 2 -tutkimuksissa aloitettuja kasvien, perhosten ja lintujen sekä maisemarakenteen maastoseurantoja ja siten tuottaa tietoa maatalousluonnon monimuotoisuuden eri osa-alueiden kehityksestä olemassa olevilta seuranta-alueilta. Seurannassa on mukana yhteensä 58 maatalousaluetta Etelä-Suomen eri osissa. Suomen ympäristökeskus vastaa perhosten ja maisemarakenteen, Helsingin yliopisto kasvien ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos lintujen seurannasta. Tässä raportoidaan vuosina 2007–2009 tehtyjen seurantatutkimusten tulokset siten, että kaikista kolmesta eliöryhmästä on oma raporttinsa (luvut 3.7.1–3.7.3).

Satunnaisruutututkimuksen kaikkien alueiden laaja seurantaotanta toteutetaan eliöryhmien osalta vuonna 2010 ja maisemarakenteen osalta vuonna 2011. Aiemmat laajat otannot on toteutettu vuosina 2001 ja 2005. Vuosina 2011–2013 lajistoseurantoja jatketaan pienemmällä määrällä otanta-alueita samaan tapaan kuin vuosina

2007–2009. Vuosien 2010–2013 tulokset raportoidaan loppuraportissa.

Nyt raportoitavien lajistoseurantatulosten lisäksi osiossa 3.7.4 esitellään suunnitelma Maatilan luonnon monimuotoisuuskartoitus -toimenpiteen vaikuttavuuden arvioimiseksi vuonna 2011.

3.7.1 Putkilokasvit

Juha Helenius, Miia Jauni, Irina Herzon & Iina Ollikainen, HY
juha.helenius@helsinki.fi

Tausta

Tässä osahankkeessa seurataan, miten putkilokasvien lajimonimuotoisuus kehittyy tavanomaisessa suomalaisessa viljely-ympäristössä. Seuranta kohdistuu viljely-ympäristön ns. puoliluonnontilaisiin elinympäristöihin, kuten niittyihin ja pientareisiin. Seuranta on osa satunnaisruutututkimusta, jossa seurataan myös muita eliöryhmiä samoilta tutkimusalueilta (ks. luvun 3.7 muut alaluvut). Tämä seuranta kohdistuu siis nimenomaan peltolohkojen ulkopuoliseen lajistoon. Rikkakasveja eli viljellyillä lohkoilla esiintyviä luonnonvaraisia lajeja seurataan omana, tästä erillisenä osahankkeena (ks. luku 3.6).

Satunnaisruutututkimuksella on seurattu putkilokasvien lajimonimuotoisuutta noin viiden vuoden välein toistetuilla otannoilla koko otantakehikosta. Ensimmäinen otanta toteutettiin vuonna 2001 ja toinen vuonna 2005 (Jauni & Helenius 2008). Nykyisen ohjelmakauden valtakunnallinen otanta toteutetaan kasvukautena 2010.

Vuosien 2001 ja 2005 otantatulosten vertailu, joka on raportoitu MYTVAS 2:n loppuraportissa (Jauni & Helenius 2008) osoitti tarpeelliseksi selvittää vuosien välisen ns. satunnaisen vaihtelun osuutta seurantatuloksiin. Tätä tavoitetta varten on MYTVAS 3 -hankkeessa yhdeltä satunnaisruutututkimuksen alueelta valittu yksi viljelyalue, jolla vuosien välistä vaihtelua on tutkittu. Alueella on suoritettu putkilokasviotannot satunnaisruutututkimuksen neljän neliökilometriruudun koealoilta jokaisena tutkimusvuonna eli MYTVAS 3 -kaudella tämän raportin kirjoittamiseen mennessä vuosina 2008 sekä 2009.

Tavoitteet

Satunnaisruutututkimus seuraa lajirunsauden ja yhteisö- rakenteen muutosta pitkällä aikavälillä. Se on suunniteltu erottamaan lajimonimuotoisuuden mahdolliset muutostrendit. Seurannan yhteiskunnallisena perusteena on ympäristökijärjestelmän tavoite viljely-ympäristön biologisen monimuotoisuuden ylläpitämiseksi.

Kasvien, kuten muidenkin eliöryhmien paikallisyhteisöille on ominaista yksittäisten lajien runsauksien luontainen, lajikohtaiseen populaatiobiologiaan liittyvä vaihtelu. Koska MYTVAS -tutkimus ei kohdistu tämäntyyppisen vaihtelun tieteelliseen selittämiseen, jää vaihtelu satunnaistyyppiseksi. Satunnaistyyppistä vaihtelua edustaa myös mm. otantamenetelmään sidonnainen vuosien välinen vaihtelu eri lajien havaittavuudessa. Jotta MYTVAS -seurannalla olennainen, monimuotoisuuden mahdollisten trendinomaisten muutosten havaitseminen otanta-aineistosta olisi mahdollista, on tärkeää voida erottaa toisistaan em. tekijöistä johtuva vuosien välinen ns. satunnaisvaihtelu ja varsinainen monimuotoisuuden muutos.

Nyt raportoitavan, ns. väli vuosien otannan tavoite on selvittää, kuinka suurta on vuosien välinen ns. satunnaisvaihtelu otantalohkojen lajimonimuotoisuustuloksissa. Tuloksia voidaan käyttää pidemmän aikavälin muutostrendin erottamiseen satunnaistekijöiden (esim. erot kasvukausien sääoloissa) aiheuttamasta vaihtelusta. Väli vuosien otantojen tavoite on siis menetelmällinen, seurannan menetelmän kehittämiseen ja tarkentamiseen liittyvä tavoite.

Aineisto

Kasvillisuusaineisto

MYTVAS 3 -satunnaisruutututkimuksen ns. väli vuosien otanta kohdistuu yhden alueen (Etelä-Suomen) kolmelle neliökilometriruudulle. Näiden ruutujen otantalohkoilta kertyy havaittavan lajimonimuotoisuuden vertailuaineistot vuosilta 2001, 2005 (MYTVAS 2) sekä 2008, 2009 ja jokaiselta vuodelta aina MYTVAS 3 -kauden loppuun (2013) saakka. Tässä raportissa tarkastellaan väli vuosien otannan tähän mennessä kertyneitä tuloksia vuosilta 2008 ja 2009, ja tehdään vertailua samojen otantalohkojen vuosien 2001 ja 2005 tuloksiin. Vertailtava aineisto on

koottu peittävyysarviointimenetelmällä 50 m² laajuisilta, maastoon kiinteästi merkityiltä otantalohkoilta, jotka tyyppillisesti ovat erilaisia pellonvieruselinympäristöjä (Jauni & Helenius 2008). Aineisto on kerätty satunnaisruutututkimuksen ruuduilta 822, 824 ja 825, jotka sijaitsevat Nurmijärven kunnan Lepsämän kylän alueella. Otantalohkoja tarkasteluun sisältyy 11 lohkoa ruudulta 822, 12 lohkoa ruudulta 824 ja 10 lohkoa ruudulta 825.

Sää tutkimusvuosina

Sää tiedot laskettiin Ilmatieteen laitoksella jokaisen neliökilometriruudun keskipisteelle molemmille vuosille neljän kasvukauden ajalta (taulukko 1). Nämä olivat kuukauden lämpösumma, kuukauden keskilämpötila, kuukauden sademäärä sekä kasvukauden alkupäivämäärä. Vuosien välillä oli havaittavissa joitakin selkeitä eroja näiden säämuuttujien suhteen.

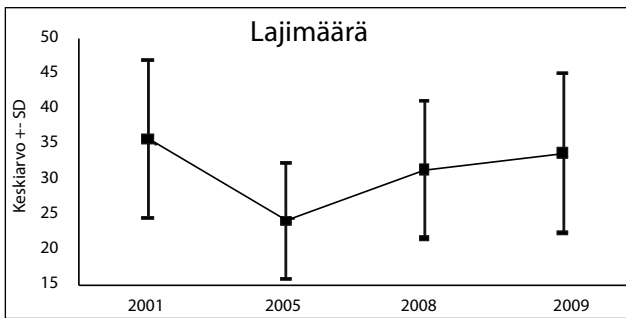
Tulokset ja niiden tarkastelu

Aineistossa vallitsevat lajit olivat monivuotisia. Näitä tavattiin keskimäärin noin 25 lajia kultakin otantalohkolta, kun yksi- tai kaksivuotisia lajeja tavattiin keskimääräisesti lohkolta vain noin 5 lajia/lohko.

Otannassa havaittu kasvilajimäärä Lepsämän lohkoilla laski vuodesta 2001 vuoteen 2005 samalla tavoin kuin kaikilla otanta-alueilla (Pohjanmaan aluetta lukuun ottamatta) koko maan kattavassa MYTVAS 2 -tutkimuksessa (Jauni & Helenius 2008). MYTVAS 3:n väli vuosien otannoissa keskimääräiset havaitut lajimäärät ovat edelleen hieman pienempiä kuin vuonna 2001, mutta suurempia kuin vuonna 2005 (kuva 1). Lajimäärien vaihtelu (kuvassa keskijajonta, SD) on noin keskiarvon suuruusluokkaa ja kaikkina vuosina varsin samansuuruista. Vaihtelu on suurta, mikä asettaa huomattavia vaatimuksia aineistossa mahdollisesti esiintyvien trendien tilastolliselle havaitsemiselle.

Taulukko 1. Lepsämän neljälle neliökilometriruudulle laskettu sääaineisto. Vuosina 2001 ja 2005 pisteet olivat kilometri-ruutujen keskipisteitä, vuosina 2008 ja 2009 interpolointihilan pisteitä.

| | 2001 | 2005 | 2008 | 2009 |
|--|-------|-------|--------|-------|
| kasvukauden alku (pvm) | 22.4. | 26.4. | 12.4. | 23.4. |
| lämpösumma (huhti+touko+kesä+heinä) (pv) | 891 | 835 | 849 | 839 |
| huhtikuun keskilämpötila (°C) | 5,38 | 4,08 | 6,00 | 4,15 |
| toukokuun keskilämpötila (°C) | 9,35 | 9,98 | 10,40 | 11,08 |
| kesäkuun keskilämpötila (°C) | 13,80 | 13,68 | 14,15 | 13,58 |
| heinäkuun keskilämpötila (°C) | 19,55 | 18,28 | 16,58 | 16,55 |
| huhtikuun sademäärä (mm) | 54,93 | 11,30 | 46,73 | 7,35 |
| toukokuun sademäärä (mm) | 21,05 | 57,95 | 10,75 | 33,15 |
| kesäkuun sademäärä (mm) | 83,20 | 89,13 | 112,08 | 81,55 |
| heinäkuun sademäärä (mm) | 71,43 | 55,28 | 33,20 | 96,80 |

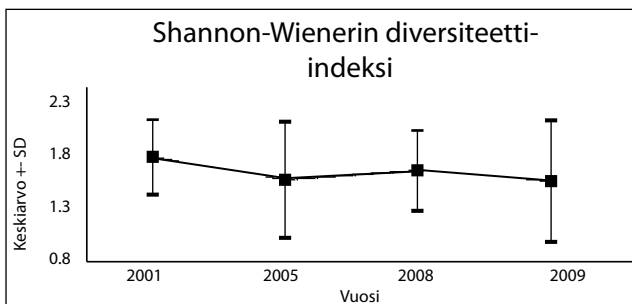


Kuva 1. Putkilokasvien lajimäärien keskiarvot sekä keskihajonnat Lepsämän alueen otantalohkoilla linjalaskenta-aineistoissa (N=33 otantalohkoa) tutkimusvuosina.

Vuodesta 2001 vuoteen 2005 lajimäärät laskivat 31 otantalohkolla, yhdellä lohkoilla muutosta ei tapahtunut ja yhdellä lohkoilla lajimäärä nousi hieman. Samalla tavoin vuodesta 2005 vuoteen 2008 lajimäärät lähes poikkeuksetta nousivat. Sen sijaan perättäisten vuosien 2008 ja 2009 lajimäärät milloin kasvoivat, milloin laskivat ilmeisen satunnaisesti. Näin ollen lajimäärän notkahdusta vuodesta 2001 vuoteen 2005 voidaan pitää todellisena.

Shannon-Wiener-diversiteetti-indeksi ottaa huomioon sekä lajimäärän että lajien keskinäiset runsaussuhteet. Se on yleisimmin käytetty yhteisön sisäistä lajimonimuotoisuutta kuvaava indeksi eli α -indeksi. Sen tyypilliset arvot luonnonvaraisissa ympäristöissä ovat välillä 2–4. Havaitut α -indeksin arvot ovat tutkitussa aineistossa varsin matalia, selvästi alle 2 (kuva 2), mikä kertoo pellonreunusympäristöjen suhteellisen vähäisestä monimuotoisuudesta tavanomaisessa viljely-ympäristössä.

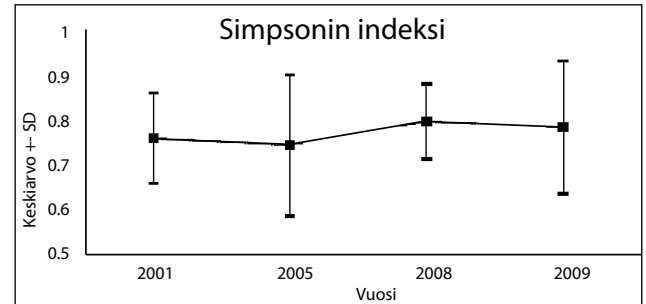
Lajimäärien keskiarvoihin (kuva 1) verrattuna Shannon-Wiener-indekseissä kiinnittää erityistä huomiota se, että lajimääräkeskiarvojen kasvamisesta huolimatta vuosien 2008 ja 2009 indeksien arvot ovat pikemminkin laskeneet kuin nousseet vuoteen 2005 verrattuna. Vuoden 2001 aineistossa vaihtelu oli pienintä. Tosin vuosien väliset erot eivät suuresta vaihtelusta johtuen muodostu tilastollisesti merkitseviksi (kuva 2).



Kuva 2. Yhteisön sisäisen monimuotoisuuden indeksiarvojen, α -indeksin, kehitys Lepsämän otantalohkoilla (N=33) tutkimusvuosina.

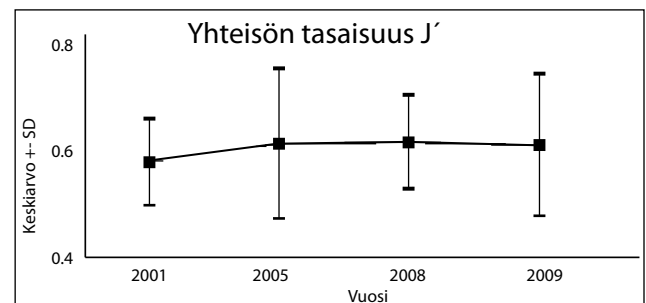
Shannon-Wiener- α -indeksin (kuva 2) arvoihin vaikuttavat sekä lajimäärä että tasaisuus yhtäaikaaisesti. Yhteisön si-

säinen lajienvälisten runsaussuhteiden tasaisuutta kuvaava Simpsonin indeksi on siis edellistä täydentävä. Arvoista (kuva 3) voi päätellä, että vuoden 2001 suhteellisen korkeaan α -indeksin arvoon on vaikuttanut erityisesti muihin vuosiin nähden suurempi havaittu lajimäärä, ei niinkään runsaussuhteiden tasaisuus.



Kuva 3. Putkilokasviyhteisöjen sisäistä lajien runsaussuhteiden tasaisuutta kuvaavan Simpsonin indeksin (joka kasvaa tasaisuuden kasvaessa aina arvoon 1) arvojen kehitys Lepsämän otantalohkoilla (N=33) tutkimusvuosina.

Lajien runsausjakaumien tasaisuutta, jolle myös Simpsonin indeksi on herkkä, kuvataan indeksillä J' . Jos yhteisön kaikkien lajien runsaus on sama, saa J' arvon 1. Lepsämän alueen otantalohkojen putkilokasviyhteisöjen lajirunsausten tasaisuus oli pienin havaittujen lajimäärien huippuvuonna 2001. Tuloksissa kiinnittää huomiota myös indeksiarvojen suuri vaihtelu erityisesti vuosina 2005 ja 2009. Koska J' ei ole herkkä yhteisön lajimäärälle, viittaisi tulos siihen, että suuri lajikertymä liittyy yhteisörakenteeseen, jossa vallitsevuussuhteet olivat jyrkimmät (vuonna 2001). Vastaavasti vuonna 2005, jolloin lajikertymät olivat pienimmillään, havaitut lajit tavattiin runsaussuhteiltaan tasaisemmin jakautuneina. Sekä J' että Simpsonin indeksi viittaavat siihen, että vallitsevat piennarlajit kertyvät havaintoaineistoon olosuhteista riippumatta, kun sen sijaan väistyvämmät lajit tulevat esille hyvissä olosuhteissa.



Kuva 4. Putkilokasviyhteisöjen runsaussuhteita eli yhteisön tasaisuutta kuvaavan indeksin J' (jonka arvot kasvavat aina täydellistä tasaisuutta osoittavaan arvoon 1) arvojen kehitys Lepsämän otantalohkoilla (N=33) tutkimusvuosina.

Johtopäätökset

Havaitun lajimonimuotoisuuden vähentyminen vuodesta 2001 vuoteen 2005 ja vain lievä lisääntyminen vuosiin 2008 ja 2009 sisältävät sekä vuosien välistä ns. satunnaista vaihtelua että mitä todennäköisimmin myös yhteisöjen köyhtymiskehitystä vuosikymmenen aikana. MYTVAS 3:ssa aloitettu vuosittainen seuranta suppeasta otoksesta on edelleen perusteltu, jotta trendinomaisen monimuotoisuuskehitys voidaan erottaa kasvukausien olosuhteiden sekä muiden satunnaistekijöiden aiheuttamasta taustavaihtelusta.

Koska ympäristöohjelman edellyttämät toimenpiteet toteutetaan samanaikaisesti ja miltei samalla tavalla kaikilla tutkituilla maatiloilla, kontrolliasetelmat puuttuvat. Tästä syystä vaikutusten mittaaminen on vaikeaa tämän aineiston perusteella. Toisaalta aineisto avaa mahdollisuuden havaita uusien viljelymenetelmien tai peltoympäristön muutosten aiheuttamat vaikutukset puoliluonnon tilaiseen kasvillisuuteen ja tätä kautta antaa myös käsityksen resurssien saatavuudesta muille eliöryhmille. Tämän kaltainen tieto on välttämätön ympäristötoimenpiteiden kehittämistä silmälläpitäen.

Kirjallisuus

Jauni, M. & Helenius, J. 2008. Putkilokasvien monimuotoisuus maatalousalueilla 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS -loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008, luku 4.1, s. 23–49.

Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004. Kasvien monimuotoisuuden seuranta – toimenpiteiden vaikutukset pientareilla ja suojakaistoilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.) Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS -seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709. s. 30–43.

Tarmi, S. & Helenius, J. 2002. Maatalouden ympäristöohjelman mukaisten piennarten ja suojakaistojen toteutuminen sekä niiden kasviyhteisöjen monimuotoisuus [Botanical diversity in agricultural buffer zones of the Finnish Agri-Environmental Scheme]. Helsingin Yliopisto, Soveltavan biologian laitos, Julkaisuja 9. 35 s. + 18 liitettä.

3.7.2 Perhoset

Janne Heliölä & Mikko Kuussaari, SYKE
janne.heliola@ymparisto.fi

Tausta

Noin 70 % Suomen päiväperhosista elää erilaisissa maatalousympäristöissä, kuten niityillä, pellonpientareilla ja metsänreunoilla (Pitkänen & Tiainen 2000). Tämä ansios-ta päiväperhoset on valittu yhdeksi kolmesta maamme maatalousympäristön lajistollisen monimuotoisuuden tilaa kuvastavista indikaattorilajiryhmistä (MMM 1999, Yli-Viikari ym. 2003). Päiväperhoset soveltuvat monestakin syystä hyvin luonnon monimuotoisuuden indikaattoreiksi (Brereton 2007). Ne reagoivat nopeasti elinympäristönsä muutoksiin, minkä lisäksi lajisto tunnetaan hyvin ja yksilöt ovat suhteellisen helposti tunnistettavissa maastossa. Perhosharrastus on maassamme suosittua, joten päteviä havainnoitsijoita on varsin paljon. Lisäksi päiväperhoskantojen seurantaan on olemassa laajassa käytössä oleva kansainvälinen standardimenetelmä, linjalaskenta (Pollard & Yates 1993). Suomessa linjalaskennoissa havainnoidaan usein päiväperhosten ohella myös muita päiväaktiivisia suurperhosia, mikä kasvattaa laskennoissa havaittavan lajimäärän usein yli kaksinkertaiseksi (Kuussaari ym. 2000, Heliölä & Kuussaari 2007).

Niityt ja muut perinnebiotoopit ovat etenkin taantuneiden ja uhanalaisten perhosten tärkeimpiä elinympäristöjä (Pöyry ym. 2004), jotka ovat nykyisin itsekkin uhanalaisia (Raunio ym. 2008). Tavanomaisilla maatalousalueilla perhosille on tarjolla lähinnä erilaisia piennar- ja reunaelin-ympäristöjä, mutta pellonkäytön tehostuessa niidenkin määrät ovat edelleen vähentyneet (Kivinen ym. 2008). Näitä haitallisia kehityskulkuja pyritään kääntämään maatalouden ympäristötuen toimenpiteillä, joista perhoslajiston kannalta merkittävimpiä ovat niittyjen ja luonnonlaitumien hoitoa edistävät erityistuet sekä pientareiden ja suojakaistojen tai -vyöhykkeiden määriä lisäävät toimenpiteet (Heliölä & Kuussaari 2008). Perhosten kannalta ympäristötuen suurin ongelma on kuitenkin se, että valtaosa toimenpiteistä kohdistuu viljellylle peltomaalle, jonka merkitys perhosten elinympäristönä on vähäinen.

Päiväperhoslajistomme tilasta ja kehityksestä on viime vuosikymmeniltä varsin paljon tietoa, sillä vuonna 2001 aloitetun MYTVAS-seurannan ohella maassamme toimii kaksi muutakin päiväperhosten seurantaa. Valtakunnallinen päiväperhosseuranta (Saarinen 2009) on tuottanut vuodesta 1991 alkaen tietoa koko päiväperhoslajistomme levinneisyyden muutoksista. Vuonna 1999 alkanut maatalousympäristön päiväperhosseuranta (Heliölä ym. 2010) puolestaan tuottaa vuosittain arviot noin 50 maatalous-alueille tyypillisen päiväperhoslajin kannankehityksestä.

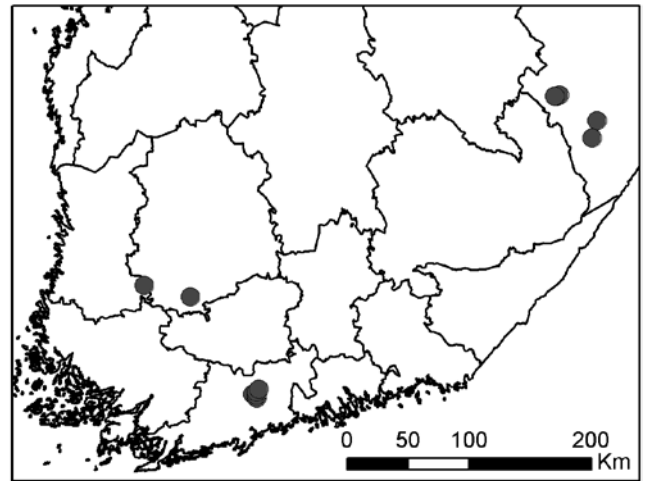
Tavoite

Perhosten osalta MYTVAS 3-tutkimuksen tavoitteena on tuottaa luotettavaa seurantatietoa perhoskantojen muutoksista tavanomaisilla eteläsuomalaisilla maatalousalueilla, lisätä tietoa perhosten lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelua selittävistä ympäristötekijöistä, sekä arvioida ympäristötuen toimenpiteiden vaikutuksia perhoslajiston monimuotoisuuteen.

Tässä raportissa kuvaillaan ensin lyhyesti MYTVAS-seurantojen aiemmin raportoituja tuloksia. Tämän jälkeen esitetään uusiin, vuosina 2007–2009 kerättyihin seuranta-aineistoihin perustuvat tulokset. Lopuksi esitellään tuleville hankevuosille suunnitellut perhosseurannat.

Aiemmat seurantatulokset

Perhosten seurannassa käytetyt menetelmät sekä otantaasetelma on kuvattu kattavasti aiemman MYTVAS2-hankkeen luonto-osion väli- ja loppuraporteissa. Väliraportissa (Kuussaari & Heliölä 2004) tarkasteltiin perhosten yhteisökoostumuksen ja lajiversiteetin maantieteellistä vaihtelua eteläisen Suomen eri osissa sekä analysoitiin tätä vaihtelua selittäviä tekijöitä. Lisäksi esitettiin tuloksia perhosten monimuotoisuuden vaihtelusta erilaisissa maatalousalueille tyypillisissä elinympäristöissä sekä elinympäristön erilaisten laadullisten ominaispiirteiden vaikutuksista perhosten paikalliseen lajiversiteettiin. Loppuraportti (Heliölä & Kuussaari 2008) keskittyi etenkin vuosien 2001 ja 2005 laajojen lajiotantojen välillä tapahtuneiden kannanmuutosten analysointiin. Raportissa referoitiin myös Kuussaaren ym. (2007a) MYTVAS-aineistoihin perustuvia tuloksia perhosten paikallista monimuotoisuutta selittävistä ympäristötekijöistä. Lisäksi esitettiin aiemmasta tarkennettuja tuloksia peltomaalla sijaitsevan piennarosan ja siihen rajoittuvan, muokkausten ulkopuolisen ojanluiskan leveyksien suhteellisesta merkityksestä perhosten monimuotoisuudelle. Ojanluiskan leveydellä



Copyright: SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/08

Kuva 1. Vuodesta 2001 alkaen säännöllisesti inventoidut 12 seuranta-aluetta sekä maakuntarajat.

todettiin olevan perhosten kannalta enemmän merkitystä kuin varsinaisen pellonpientareen leveydellä.

Uudet seurantatulokset

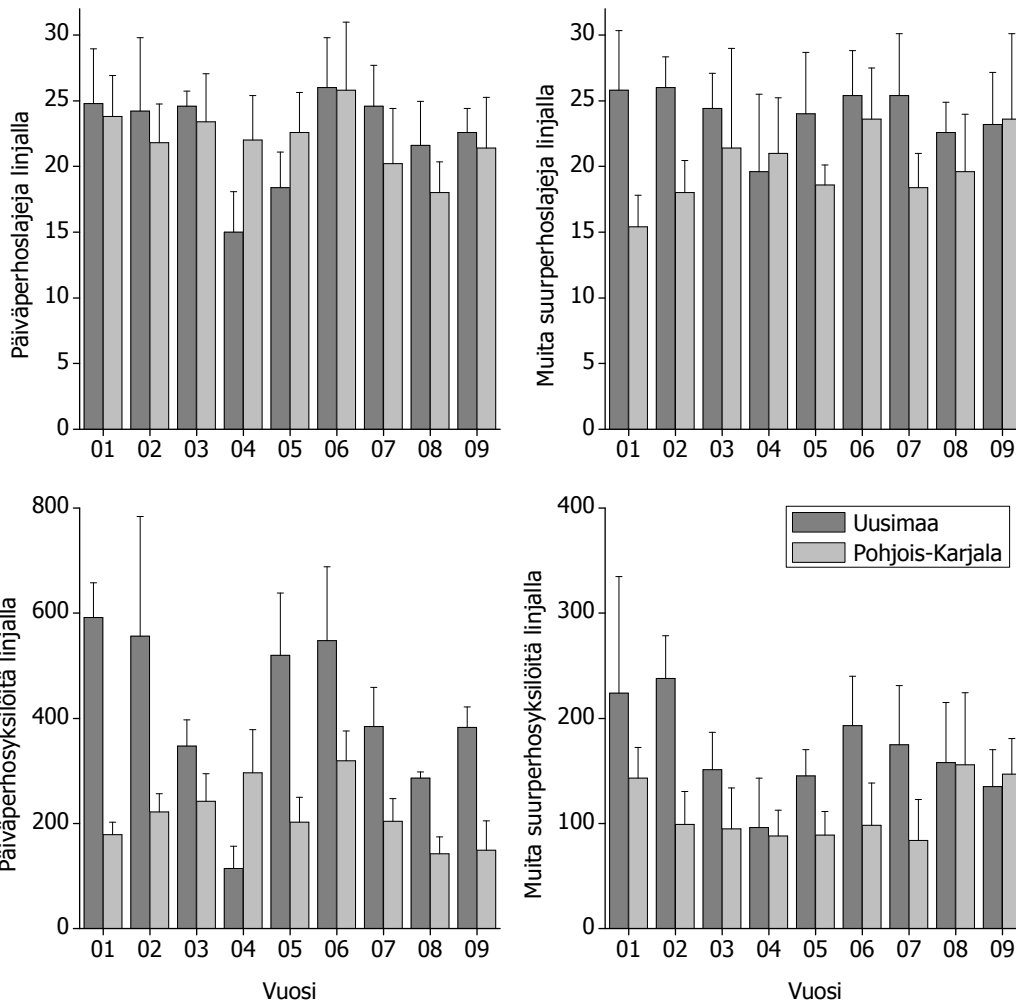
Vuosina 2007–2009 perhosten seuranta on tehty säännöllisesti 12 tutkimusalueella, joista viisi sijaitsee Etelä-Suomessa, viisi Itä-Suomessa ja kaksi Lounais-Suomessa (kuva 1; Kuussaari & Heliölä 2004). Etelä-Suomen kohteet sijaitsivat lähemmäksi Lepsämänjoen valuma-alueella, samoin kuin kolme Itä-Suomen seuranta-alueista Taipaleenjoella Liperissä. Kerätyt aineistot on sisällytetty myös osaksi maatalousympäristön päiväperhosseurantaan, jonka tulokset on raportoitu vuosittain (mm. Heliölä ym. 2009).

Taulukossa 1 on yhteenveto vuosittain kerätystä havaintoaineistoista koko seurantajaksolta 2001–2009. Havainnot on kertynyt kaikkiaan 54 päiväperhoslajista ja 166 muusta suurperhoslajista yhteensä lähes 49 000 yksilöä. Vuosien 2007–2009 otannoissa havaittiin päiväperhosia

Taulukko 1. Perhosmäärien kehitys vuosina 2001–2009 seuratuilla tutkimusalueilla.

| Vuosi | 2001 | 2002 | 2003 | 2004* | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | Yhteensä |
|------------------------|------|------|------|-------|------|------|------|------|------|----------|
| Päiväperhoset | | | | | | | | | | |
| Lajeja yhteensä | 42 | 42 | 47 | 44 | 42 | 48 | 44 | 39 | 46 | 54 |
| – linjalla keskimäärin | 24,1 | 23,6 | 23,6 | 18,8 | 20,3 | 25,2 | 22,6 | 19,9 | 21,6 | 22,2 |
| Yksilöitä yhteensä | 4554 | 4452 | 3683 | 2375 | 4352 | 5136 | 3521 | 2407 | 3183 | 33663 |
| Muut suurperhoset | | | | | | | | | | |
| Lajeja yhteensä | 62 | 66 | 68 | 69 | 78 | 83 | 68 | 62 | 77 | 166 |
| – linjalla keskimäärin | 21,1 | 21,4 | 22,8 | 20,3 | 21,2 | 23,3 | 21,8 | 21 | 23,1 | 21,8 |
| Yksilöitä yhteensä | 2339 | 2063 | 1456 | 1241 | 1431 | 1692 | 1747 | 1772 | 1564 | 15305 |

* Uudellamaalla heikkojen sääolojen vuoksi vain 5-6 laskentakertaa.



Kuva 2. Päivä- ja muiden suurperhosten laji- ja yksilömäärien linjakohtaiset keskiarvot vuosina 2001–2009 Uudellamaalla sekä Pohjois-Karjalassa. Molemmilla alueilla sijaitsee viisi laskentalinjaa.

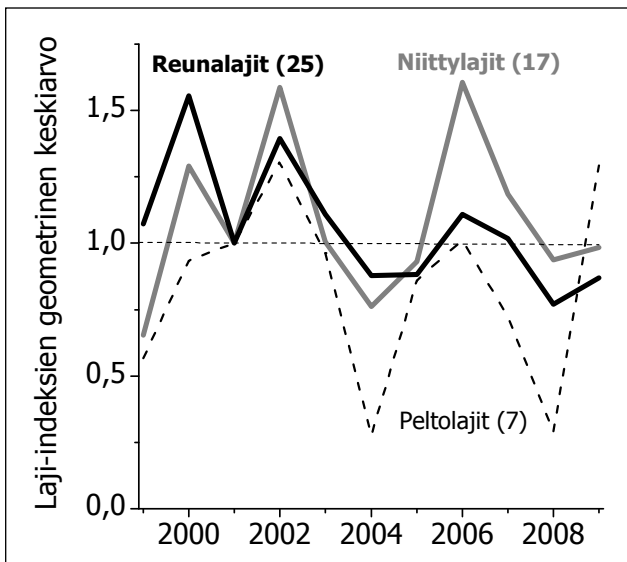
yhteensä 49 lajia ja 9111 yksilöä sekä muita suurperhosia 114 lajia ja 5083 yksilöä. Perhosmäärät olivat suurimmillaan vuonna 2006. Etelä- ja Itä-Suomen viiden seuranta-alueen välillä voidaan lisäksi vertailla perhosten laji- ja yksilömäärien muutoksia, sillä niiden aineistot ovat laajuudeltaan vertailukelpoisia (kuva 2). Vuosina 2007 ja 2008 perhosmäärät laskivat etenkin Uudellamaalla, ja päiväperhosten osalta myös Pohjois-Karjalassa. Kesä 2008 oli poikkeuksellisen sateinen ja kolea, minkä vuoksi useimpien perhoslajien kannat laskivat selvästi (Heliölä ym. 2009). Kesä 2009 oli kuitenkin jo suotuisampi, ja havaintomäärät nousivat jokseenkin seurantajakson keskimääräiselle tasolle (kuva 2).

Edellisiä tarkasteluja on syvennetty lajitasolle taulukossa 2, jossa on vertailtu yksittäisten perhoslajien havaintomäärien muutoksia seurantajakson ensimmäisten (2001–2003) ja viimeisten vuosien (2007–2009) välillä. Selvä enemmistö päiväperhoslajeista on vähentynyt sekä Etelä- että Itä-Suomen seuranta-alueilla. Muiden suurperhosten kohdalla tilanne on tasaisempi, ja Itä-Suomessa runsastuneiden lajien määrä oli jopa suurempi kuin vähentynei-

den. Tuloksia tulkitessa tulee kuitenkin muistaa, että useimpien lajien havaintomäärät ovat hyvin pieniä. Päiväperhoskantojen keskimääräisestä kehityksestä 2000-luvulla saa parhaan kuvan maatalousympäristön päiväperhosseurannassa kehitetyn indikaattorin avulla (kuva 3; Heliölä ym. 2010). Indikaattorissa on hyödynnetty myös vuosittain laskettujen MYTVAS-seurantalinjojen tietoja.

Taulukko 2. Havaintomääriltään vähentyneiden, vakaiden ja runsastuneiden perhoslajien määrät verrattaessa toisiinsa vuosien 2001–2003 sekä 2007–2009 yhteismääriä.

| Yksilömäärän muutos | Uusimaa | Pohjois-Karjala |
|--------------------------|-----------|-----------------|
| Päiväperhoset | | |
| Vähentynyt ainakin 20% | 27 (56 %) | 29 (57 %) |
| Ei muutosta | 7 (15 %) | 6 (12 %) |
| Runsastunut ainakin 20% | 14 (29 %) | 16 (31 %) |
| Muut suurperhoset | | |
| Vähentynyt ainakin 20% | 47 (40 %) | 32 (28 %) |
| Ei muutosta | 30 (26 %) | 33 (29 %) |
| Runsastunut ainakin 20% | 39 (34 %) | 50 (43 %) |



Kuva 3. Maatalousalueiden päiväperhosten kolmen ekologisen pääryhmän keskimääräinen kannankehitys vuosina 1999–2009 (lähde: Maatalousympäristön päiväperhosseuranta). Vertailukohtana on vuosi 2001, joka saa arvon 1.

Kuvassa 4 on havainnollistettu esimerkkinä kolmen päiväperhoslajin kannankehitystä Uudenmaan ja Pohjois-Karjalan suuralueilla. Monen perhoslajin kannat ovat kehittyneet suuralueilla varsin samansuuntaisesti (ketohopeatäplä, lanttuperhonen), mutta joissain tapauksissa myös eri suuntiin (sitruunaperhonen). Samankin lajin kannankehitys voi vaihdella suuresti eri alueilla vaikkapa populaatioiden sisäisten prosessien tai kesän sääolojen alueellisten erojen vuoksi, kuten on havaittu täpläverkoperhosella (Hanski & Meyke 2005).

Seurannan jatkosuunnitelmat

Kesällä 2010 tullaan toistamaan perhosten laajamittaiset lajiotannat kaikilla ns. satunnaisruutututkimuksen seuranta-alueilla, joita on yhteensä 58 eri puolilla eteläistä Suomea (Kuussaari ym. 2004, 2008). Vastaavat otannat on tehty aiemmin vuosina 2001 ja 2005. Tämän seuranta-

aineiston avulla saadaan tarkempi kuva maatalousalueiden perhoskannoissa tapahtuneista muutoksista, ja tulokset esitetään hankkeen loppuraportissa. Lisäksi vuosina 2011–2013 pyritään jatkamaan säännöllistä havainnointia aiemmilla 12 seuranta-alueella.

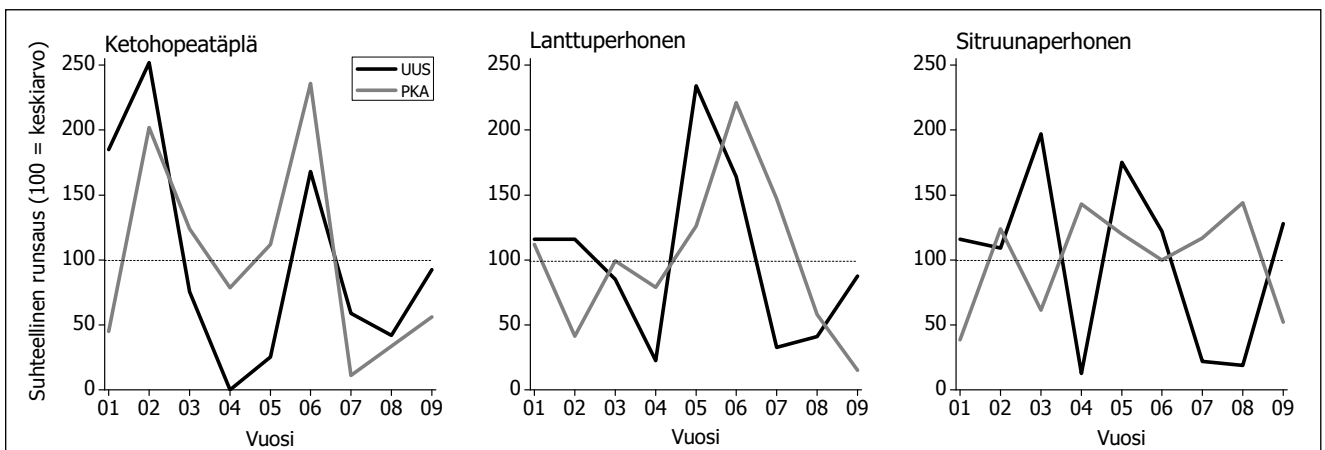
Tulosten tarkastelu

Tässä raportissa täydennettiin vuosien 2007–2009 osalta Heliölä & Kuussaaren (2008) aiemmin esittämiä tuloksia perhoskantojen kehityksestä vuosilta 2001–2006. Laajuudeltaan melko suppeiden, mutta vuosittain kerättyjen seuranta-aineistojen suurin arvo on siinä, että niiden avulla saadaan käsitys perhoskantojen vuosien välisestä satunnaisvaihtelusta. Harvemmin toistettavien laajamittaisen MYTVAS-lajiotantojen tulosten tulkinnan kannalta on tärkeää tietää, osuivatko vertailuajankohdat satunnaisvaihtelun pohja- vai huippuvuosille. Vuosittaisten seurantojen ansiosta hankkeen loppuraportissa pystytään siten paremmin arvioimaan perhoskantojen muutoksia vuosien 2001, 2005 ja 2010 laajojen lajiotantojen välillä.

Voimakkaatkin vuosittaiset kannanvaihtelut ovat perhosille hyvin tyypillisiä, joten kolmen seurantavuoden aikana havaituista kannanmuutoksista ei voida tehdä johtopäätöksiä esimerkiksi ympäristötuen eri toimenpiteiden vaikutuksista. MYTVAS-seurannan pidemmällä aikajänteellä tuottamia tuloksia voidaan vertailla myös maamme kahden muun päiväperhosiin keskittyneen seurannan (Heliölä ym. 2010, Saarinen 2009) arvioihin perhoskantojen muutoksista. MYTVAS-seurannan lisäarvo näihin verrattuna on siinä, että samoilta alueilta on käytettävissä tietoa myös putkilokasvien, peltolintujen sekä maisemarakenteen muutoksista.

Tulokset osoittavat, että 2000-luvun aikana päiväperhosten kannat ovat lievästi laskeneet vuosittain inventoiduilla MYTVAS-alueilla. Seurannan alkuvuosien jälkeen sekä

Kuva 4. Eräiden päiväperhoslajien kannankehitys Uudenmaan ja Pohjois-Karjalan seuranta-alueilla vuosina 2001–2009.



laji- että yksilömäärät ovat keskimäärin hieman laskeneet (kuva 2), ja sama suuntaus ilmeni myös lajikohtaisissa tarkasteluissa: yli puolet lajeista on vähentynyt, kun vain noin kolmannes on runsastunut (taulukko 2). Vastaava lievästi laskeva trendi on havaittu myös huomattavasti laajempaan aineistoon perustuvassa Maatalousympäristön päiväperhosseurannassa (kuva 3; Heliölä ym. 2010).

Maatalouden toimintaympäristön viimeaikaisista muutoksista perhosten monimuotoisuuden kannalta merkittävimpinä voidaan pitää kesannointia koskeneita muutoksia. Kesantojen määrä väheni, kun CAP-kesannointivelvoite poistui vuonna 2008 EU:n yhteisen maatalouspolitiikan ns. terveystarkastuksen yhteydessä. Vuonna 2009 ympäristötuessa otettiin käyttöön uusi luonnonhoitopelto-toimenpide, jolla pyritään palauttamaan kesannointialueiden luonnon monimuotoisuutta ylläpitävälle tasolle. Samalla haluttiin tukea kesantojen perustamista ja hoitoa aiempaa paremmin perhostenkin monimuotoisuutta edistäväillä tavoilla. Oikealla tavoin perustettuna ja hoidettuna viherkesannoilla voidaan lisätä tavanomaisen perhoslajiston määriä (Kuussaari ym. 2007b; Luku 4.4). Luonnonhoitopeltojen merkityksestä perhosille ei ole tutkimustietoa, mutta niiden voidaan olettaa muistuttavan monin tavoin monivuotisia viherkesantoja. Etenkin niittykasviseoksella perustetuilla luonnonhoitopelloilla voi olla arvoa sekä tavanomaisten perhoslajien lisääntymis- että ruokailualueina. Perhosten kannalta olisi myös edullista säilyttää luonnonhoitopelto mahdollisimman pitkään samoilla pelto-ohkoilla, jolloin niiden kasvillisuus ehtii kehittyä monipuolisemmaksi.

Johtopäätökset

Vuosien 2001–2009 seuranta-aineistojen perusteella maatalousympäristön päiväperhoskannat ovat keskimäärin lievästi laskeneet. Tämä kehitystrendi sopii yhteen MYTVAS-alueilla havaittujen maisemarakenteen muutosten kanssa, sillä myös perhosille tärkeiden piennar- ja niityalueiden määrät ovat seurantajakson aikana edelleen vähentyneet maatalouden maankäytön tehostuessa (Kivinen ym. 2008).

Heinäsiirkkojen esiintyminen laskentalinjoilla

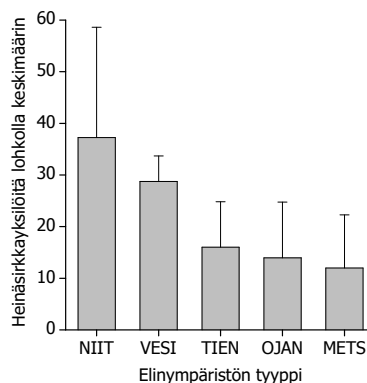
Kesällä 2009 kolmelta Uudenmaan tutkimusalueista kerättiin pilottiluonteisesti tietoa myös heinäsiirkkojen esiintymisestä. Heinäsiirkkojen esiintymistä selvitettiin kuulohavaintojen perusteella siten, että perhoslaskennan yhteydessä kirjattiin kultakin laskentalohkolta soittavien koiraiden lajikohtaiset yksilömäärät. Karjalainen (2009) on esitellyt maassamme tavatut 32 heinäsiirkka- ja hepokattilajia sekä niiden ääntelyt.

Laskentalinjoilta havaittiin yhteensä kuusi heinäsiirkkalajia sekä 1 175 yksilöä. Selkeästi runsain laji oli heinäsiirkka (*Metrioptera roeseli*, 705 yksilöä). Lajiparia kultahinäsiirkka (*Chrysochraon dispar*) ja nurmiheinäsiirkka (*Chorthippus parallelus*) tavattiin yhteensä 299 yksilöä, mutta kaikkia yksilöitä ei pystytty varmuudella määrittämään. Vähälukuisempina tavattiin niittyheinäsiirkkaa (*Omocestus viridulus*, 123), ahoheinäsiirkkaa (*Chorthippus biguttulus*, 47) ja ketoheinäsiirkkaa (*Chorthippus brunneus*, 1). Tutkittujen tavanomaisten maatalousalueiden heinäsiirkkalajisto oli vaatimatonta, vaikka yleisimpiä lajeja tavattiinkin paikoin runsaina. Heinäsiirkat olivat runsaimmillaan niityillä sekä rehevillä vesistöjen varsilla, ja niukkalukuisempia muunlaisilla pientareilla (kuva 5). Lisäksi havaittiin, että päiväperhosten ja heinäsiirkkojen yksilömäärät korreloivat keskenään ($r_s = 0,45$, $P = 0,0004$). Tämän perusteella päiväperhosten määriä voidaan jossain määrin pitää indikaattorina myös heinäsiirkkojen runsaudelle.

Heinäsiirkkojen havainnointi perhoslaskennan ohessa olisi kustannustehokasta, mutta se osoittautui käytännössä varsin hankalaksi. Etenkin suurempien yksilömäärien arviointi oli ongelmallista, ja joidenkin lajien määrittäminen ja havaitseminenkin oli vaikeaa. Perhoslaskentojen yhteydessä voidaankin arvioida luotettavasti lähinnä heinäsiirkkojen yhteismääriä.

Karjalainen, S. 2009. Suomen heinäsiirkat ja hepokatit. Tammi. Helsinki. 208 s.

Kuva 5. Heinäsiirkkojen keskimääräiset yksilömäärät eri elinympäristöissä. Vasemmalta: niityt, vesistövarret, avoimet tienvarret, avoimet ojanvarret sekä metsänreunat.



Kirjallisuus

Brereton, T. 2007. Butterflies point the way. *Butterfly* 94: 11–13.

Hanski, I. & Meyke, E. 2005. Large-scale dynamics of the Glanville fritillary butterfly: landscape structure, population processes, and weather. *Annales Zoologici Fennici* 42: 379–395.

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2008: Perhoskantojen seuranta maatalousalueilla vuosina 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS- loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. S. 50–69.

Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2009. Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2008 tulokset. *Baptria* 1/2009: 20–26.

Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2010. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta 1999–2008. Suomen ympäristö 2/2010. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 65 s.

Kivinen, S., Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M., Helenius, J. & Härjämäki, K. 2008. Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS- loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 112–127.

Kuussaari, M., Pöyry, J. & Lundsten, K.-E. 2000. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta: seurantamenetelmä ja ensimmäisen vuoden tulokset. *Baptria* 25: 44–56.

Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004: Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.44–81.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Luoto, M. 2007a. Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 366–376.

Kuussaari, M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007b. Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. S. 47–69.

Maa- ja metsätalousministeriö 1999. Uusiutuvien luonnonvarojen kestävän käytön yleismittarit. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 3/1999.

Pitkänen, M. & Tiainen, J. (toim.) 2000. Maatalous ja luonnon monimuotoisuus. *BirdLife Suomen julkaisuja* 1.

Pollard, E. & Yates, T.J. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman & Hall. Lontoo. 274 s.

Pöyry, J., Heliölä, J., Rytteri, T. & Alanen, A. 2004. Perinnebiotooppien lajien uhanalaistuminen. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. & Toivonen, T. (toim.). Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita. Helsinki. s. 220–233.

Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 574 s.

Saarinen, K. 2009. Valtakunnallinen päiväperhosseuranta 2008. *Baptria* 1/2009: 10–19.

Yli-Viikari, A., Risku-Norja, H., Nuutinen, V., Heinonen, E., Hietala-Koivu, R., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Kantanen, J., Raussi, S., Rikkonen, P., Seppälä, A. & Vehmasto, E. 2003. Agri-environmental and rural indicators: a proposal. *Agri-food Research Reports* 5: 1–102.

3.7.3 Pesimälinnusto

Juha Tiainen, Tuomas Seimola & Jukka Rintala, RKTL
juha.tiainen@rktl.fi

Tausta

Maatalousympäristön maisemarakenne ja biotooppikuvioiden laatu määräävät pesimälintulajien esiintymistä ja runsautta (Piha ym. 2007a, b, Vepsäläinen ym. 2010). Maisemarakenteen monipuolisuus ja kehitys liittyvät maankäytön muotoihin ja tehokkuuteen. Biotooppikuvioiden laatu puolestaan liittyy maatalan tuotantosuuntaan, viljelyjärjestelmään ja viljelymenetelmiin (Helenius ym. 2004) sekä niiden hoitoon ja erilaisten ympäristönäkökohtien huomioon ottamiseen.

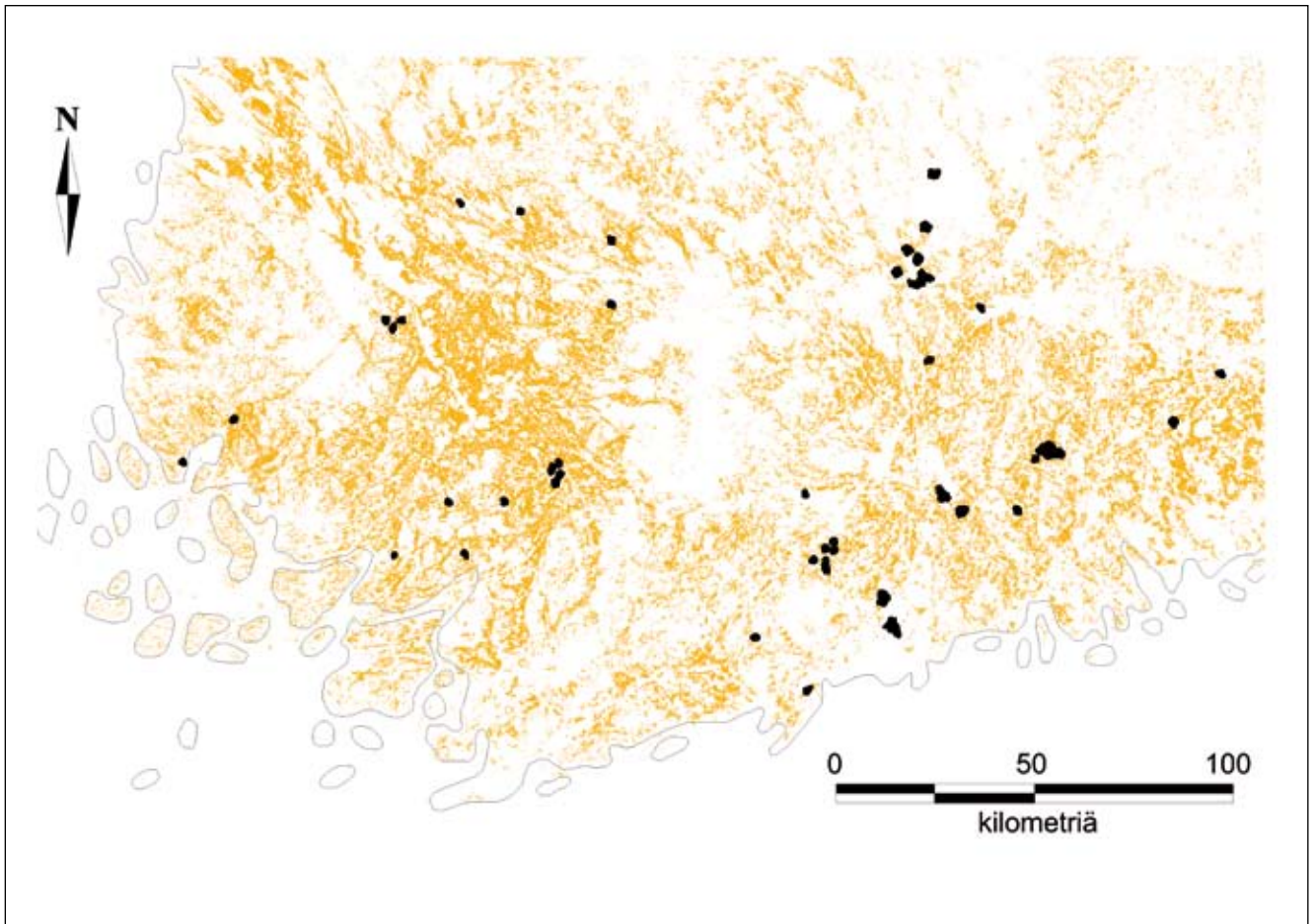
Tuotantosuunta on tärkein lintujen runsauteen vaikuttava tekijä. Pitkällä aikavälillä lypsykarjataloudesta luopuminen kaikkine elinympäristöä koskevine seurauksineen on ollut merkittävin Suomen maatalousympäristön pesimälinnuston kehitykseen vaikuttava tekijä (Tiainen ym. 2004a, b). Kotieläintilan ja viljanviljelyyn erikoistuneen tilan peltojen käyttö ja viljelyjärjestelmät poikkeavat toisistaan. Kotieläintilan pelloista suunnilleen puolet on useampivuotisen kasvillisuuden peittämiä nurmia, heinäpeltoja tai laitumia, ja viljelyjärjestelmänä on perinteisesti ollut suunnilleen kuusivuotinen nurmikierto. Viljailoilla viljeltyjen kasvilajien määrä ja kasvinvuorottelu ovat vä-

häisempiä. Tavanomaisesti viljellyillä tiloilla tukeudutaan väkilannoitteisiin ja torjunta-aineisiin, viljailoilla karjailoja enemmän. Tuotantosuunnan muutoksen rinnalla Suomen maataloudessa on ollut vallitsevana kehityksenä niin maankäytön kuin tuotannonkin tehostuminen, mikä niin ikään vaikuttaa suoraan elinympäristöjen määrään ja laatuun (Tiainen 2004).

Maatalouden yleisen tehostumisen seurauksena lintujen elinympäristöt ovat köyhtyneet (Tiainen & Pakkala 2000, Tiainen ym. 2004a). Monien elinympäristötyyppien määrät ovat vähentyneet ja tarjolla olevien elinympäristöjen laatu on lintujen kannalta huonontunut. Pesimälinnuston pitkän aikavälin kehitystä voidaan luonnehtia köyhtymiseksi: useampien lajien runsaudet vähenivät kuin runsastuivat. 1990-luvun ja 2000-luvun alkuvuosien aikana köyhtymiskehitys näyttää kuitenkin pysähtyneen ja joiltain osin kääntyneen lievään nousuunkin (Tiainen ym. 2007a, 2008a). Lintujen elinympäristöihin mahdollisia myönteisesti vaikuttaneita tekijöitä ovat viimeisten 15–20 vuoden aikana olleet maatalouden ympäristöohjelma ja kesannointi (taulukko 1). Ympäristöohjelmassa on ollut joitakin elinympäristömenetyksiä kompensoivia tekijöitä (perustuen puolella pientareet ja suojakaistat; Piha ym. 2003) sekä elinympäristöjen laatua parantavia tekijöitä (perustuen puolella herbisidien käytön muutokset, joiden voi päätellä vaikuttaneen lintujen ravinnonsaantiin; Hy-

Taulukko 1. Maatalouden ympäristöohjelman perus- ja lisätoimenpiteiden havaittu (Piha ym. 2003, 2007, Vepsäläinen 2007, Vepsäläinen ym. 2010) tai oletettu (asiantuntija-arvio) merkitys lintujen kannalta (AVOIN = avoimen ympäristön lajit eli aidot peltolinnut ja avoimen ympäristön piennarten linnut; REUNA = pellon metsälajit ja maaseudun pihalajit). Vaikutuksen symbolit: + hyödyllinen; – haitallinen; ± paikallisesti hyödyllinen, mutta ei laajempaa merkitystä, koska harvoin toteutettu toimenpide; 0 merkityksetön.

| Toimenpide | Vaikutus | | Mekanismi |
|--|----------|---------|--|
| | AVOIN | REUNA | |
| <i>Perustoimenpiteet</i> | | | |
| Pientareet ja suojakaistat | + | + | Tarjoavat pesintäsuojaa ja ravintoa |
| Monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen | +/? | +/? | Toteutuksesta riippuen voivat ylläpitää tai tuhota lintujen elinympäristöjä |
| Viljelysuunnitelma ja seuranta | ? | ? | Merkitys enintään epäsuora |
| Kasvinsuojelu | + | + | Vähennetty herbisidien käyttö lisää rikkakasvistoa, mikä lisää suojaa ja ravinnontarjontaa |
| Peltokasvien peruslannoitus | 0 | 0 | – |
| Kotieläintilan perustoimenpiteet | 0 | 0 | – |
| <i>Lisätoimenpiteet (yksi valittava)</i> | | | |
| Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus | + +? | + +? | Lisää suojaa ja ravintoa Lisää ravintoa? |
| Maatalan monimuotoisuuskohteet | ± | ± | Ylläpitäneet elinympäristöjen pienipiirteistä vaihtelua |
| Tarkennettu lannoitus | 0 | 0 | – |
| Kotieläintilan toimenpiteet | 0 | 0 | – |
| Puutarhatilan toimenpiteet | 0 | 0 | – |
| Luonnonhoitokesanto (vuodesta 2009) | + | + | Lisää suojaa ja ravintoa |



Kuva 1. Vuosina 2001–08 vähintään kahtena vuonna tutkittujen laskenta-alueiden sijainti. © Maanmittauslaitos, lupanro 53/MML/10.

vönen & Huusela-Veistola 2009). Erityistukitoimenpiteistä luomuviljely lisää elinympäristöjen monipuolisuutta ja laatua, mutta sen linnustovaikutusten ei ole voitu osoittaa olevan meillä kovin suuria (Piha ym. 2007a). Merkittävimmäksi ympäristön muutoksiin liittyväksi elinympäristötekijäksi on kuitenkin useissa analyyseissa noussut kesannointi (Piha ym. 2007a, b, c, Vepsäläinen ym. 2010), joka kompensoi nurmikierron vähentymisen aiheuttamia elinympäristömenetyksiä.

Maatalouden ympäristöohjelman perus- ja lisätoimenpiteiden linnustovaikutuksen määrällinen arviointi on vaikeaa, koska yksikään yksittäinen toimenpide ei liene kovin merkittävä, mutta useamman toimenpiteen toteuttaminen merkinnee maatalousympäristön yleistä laadun paranemista lintujen kannalta. Vaikutusten mittaaminen on vaikeaa myös, koska toimenpiteet toteutetaan samanaikaisesti jokseenkin samalla tavalla kaikilla maataloilla, jolloin kontrolliasetelmat puuttuvat. Vuonna 2009 käyttöön otetun uuden, velvoitekesannoinnin loppumista kompensoivan lisätoimenpiteen, luonnonhoitopellon, vaikutusta on kuitenkin mahdollista mitata (Herzon ym. 2010).

Tavoite

Tämän raportin tavoitteena on kuvata maatalousympäristön pesimälinnuston kehitystä 2000-luvun aikana sekä tuottaa päivitetty maatalousympäristön lintuindikaattori vuosille 2001–08. Raportti perustuu laajoihin laskentoihin, joita on jatkettu Etelä-Suomessa edellisen ympäristöohjelmakauden vaikutusten seurannan jälkeen. Tulosten perusteella arvioidaan maatalouden ympäristöohjelmien merkitystä linnuston kehitykselle. Sen lisäksi esitellään tuloksia tutkimuksesta, jossa arvioitiin kesannoinnin merkitystä linnustolle. Lopuksi pohditaan maatalousympäristön lintuindikaattorin merkitystä ja päivittämisen edellytyksiä.

Aineisto ja menetelmät

Laskennat toteutettiin eri puolilla peltovaltaisinta Etelä-Suomea (kuva 1). Vuosien 2000–06 laskenta-alueet ja laskentojen toteutus on kuvattu aiemmissa raporteissa (Tiainen ym. 2004b, c, 2007a, 2008a). Laskennat perustuivat vuosina 2000 ja 2001 kahteen maastokäyntiin ja vuodesta 2002 lähtien kolmeen. Kahtena ensimmäisenä vuotena laskentoihin tuli myös useita uusia henkilöitä, joiden rutiini epäilemättä parani ensimmäisten vuosien aikana.

Kun vielä suurin osa alueista oli uusia, niiden tuntemaan oppiminen on todennäköisesti myös tehostanut maastotyötä ensimmäisten vuosien jälkeen.

Lähes koko aineisto on edellisten raporttien jälkeen tallennettu paikkatietojärjestelmään ja samalla tarkistettu. Yhä tarkistamattomia ja tallentamattomia ovat osin Lammin vuosien 2002–04 ja 2006 aineistot. Lisäksi vuoden 2000 aineisto on vielä tarkistamatta, mistä syystä sitä ei ole sisällytetty tähän raporttiin. Laskentoja on jatkettu MYTVAS 2:n jälkeen vuosittain. Vuoden 2007 laskennat olivat koko seurantajakson suppeimmat, mutta vuonna 2008 toteutettiin laajat laskennat (taulukko 2). Myös vuoden 2009 laskennat olivat laajoja, mutta niiden aineistoja ei ehditty saattaa raportoitavaan kuntoon.

Tässä raportissa käytetty lintureviiriaineisto on koottu leikkaamalla se paikkatietokannasta laskenta-alueiden rajojen avulla. Havaintoyksikköinä käytetyt alueet on muodostettu toisin kuin aiemmissa raporteissa, joissa tietokanta oli excel-muotoinen ja perusyksikkönä neliökilometriuutu. Nyt tutkimusalueet ovat kokonaisia maisema-alueita, jotka on rajattu peltoaukeiden mukaisesti. Tutkimusalueet on kuitenkin jaettu osiin silloin, kun osa-alueiden laskentavuodet eivät ole kaikilta osin samoja. Hyvin pienistä reuna-alueista ei kuitenkaan ole muodostettu erillisiä osa-alueita silloin, kun niiden laskentavuodet eivät ole kaikilta osin yhteisiä pääalueen kanssa, vaan ne on rajattu pois aineistosta. Pienten reuna-alueiden lisäksi paikkatietomuotoon tallentamattomat ja tarkistamatta olevat aineistot on jätetty pois. Näin rajaten tutkimusalueiden peltopinta-ala oli vähimmillään 1 653 ha, enimmillään 7 699 ha ja yhteensä lähes 39 000 ha (taulukko 2). Laskenta-alueet olivat kokonaisuudessaan suunnilleen kolmanneksen suurempia, sillä myös maatilojen ja muun asutuksen pihapiirit, peltoaukeiden sisäiset pienet saarekkeet ja metsän reunavyöhykkeet kuuluivat niihin. Metsän puolella alueet on rajattu kuhunkin peltoaukeaan liittyviin kyyhky- ja räkättirastasreviirien mukaan.

Aineistosta laskettiin lajikohtaiset kannanmuutosindeksit, joista yhdistämällä laadittiin maatalousympäristön lin-

tuindikaattori. Vuosittaiset kannanmuutosindeksit laskettiin loglineaarista mallinnusta käyttäen TRIM-ohjelmistolla (Pannekoek & van Strien 2006; ks. myös www.EBCC.info). TRIM-analyysi perustuu vuosi × paikka -matriisiin, jossa voi olla puuttuvia tietoja. Ohjelmisto laskee mm. vuosittaisen kannanmuutosindeksin keskivirheineen. Ohjelmisto antaa myös arvion esim. koko jakson muutoksen merkitsevyyden ja nousun/laskun suuruusluokan (poikkeamana ei muutosta -tilanteesta). Trendi on epävarma silloin, kun keskimääräistä vuosittaista muutosta osoittava trendikerroin ei ole tilastollisesti merkitsevä (t-testi, H_0 : trendikerroin = 1 [ei kannanmuutosta]) ja keskiarvon keskivirhe (SE) on suuri. Trendi on vakaa, kun vuosittainen muutos (trendikerroin) on pieni ja trendikertoimen keskivirhe (SE) on pieni. Tilastollisesti merkitsevä kannanmuutos luokitellaan voimakkuudeltaan kohtalaiseksi tai suureksi riippuen trendikertoimen suuruudesta. Trendikertoimella voidaan johtaa kokonaiskannanmuutos halutulle aikavälille. Kannanmuutosta arvioimme koko jakson vuotuiset muutokset keskimääräistävällä trendikertoimella. Lintuindikaattori laskettiin lajikohtaisista kannanmuutosindekseistä käyttäen geometrista keskiarvoa samalla tavalla kuin muodostettaessa yhteiseurooppalaista lintuindikaattoria (ks. Gregory ym. 2005, PECBMS 2009, EBCC 2010). Lintuindikaattori laskettiin erikseen koko lajistolle ja eri luokitteluperusteiden muodostetuille lajiryhmille.

Tulokset

Tehdyillä rajauksilla tutkimusalueiden reviirien kokonaismäärä oli 80 790 ja kokonaislajimäärä 49 (vesilinnut eivät mukana). Koko tutkimusjakson keskimääräinen tiheys oli peltoalan perusteella 208 reviiriä/km². Selvästi runsain laji oli kiuru (taulukko 3), jonka reviirien osuus oli 18 % koko aineistosta. Viisi runsainta lajia muodosti yli puolet ja 24 runsainta lajia yli 95 % koko yhteisöstä.

40 runsaimman lajin kannanmuutoksia analysoitiin TRIM:llä (kuva 2, taulukko 3). Yhdeksän harvalukuisimman lajin kokonaisreviirimäärät olivat enimmillään 25 eivätkä riittäviä mielekkäiden mallien muodostamiseksi. Kahdentoista lajin vuosittaisen muutoksen kerroin oli < 1, mutta vain peltosirkun tilastollisesti merkitsevästi. Pel-

Taulukko 2. Vähintään kahtena vuotena tutkittujen laskenta-alueiden vuosittainen lukumäärä, kokonaispeltoala (ha) ja reviirien kokonaismäärä. Laskenta-alueiden kokonaisala on suunnilleen neljänneksen peltoalaa suurempi, kun mukaan lasketaan maatilojen ja muun asutuksen pihapiirit, peltoalueiden keskellä sijaitsevat saarekkeet sekä metsänreunavyöhyke.

| | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | Yhteensä |
|---------------------|-------|------|-------|-------|-------|------|------|------|-----------------|
| Laskenta-alueita | 44 | 22 | 25 | 29 | 49 | 21 | 8 | 18 | 50 ¹ |
| Kokonaisala | 10315 | 6619 | 7126 | 8267 | 11564 | 5587 | 2652 | 5715 | 57844 |
| Peltoala | 6745 | 4546 | 4884 | 5635 | 7699 | 3893 | 1653 | 3822 | 38875 |
| Reviirien lukumäärä | 12100 | 8223 | 10112 | 12296 | 15847 | 8589 | 4120 | 9403 | 80790 |

¹ Alueista 13 laskettu kahtena, 10 kolmena, 3 neljänä, 6 viitenä, 10 kuutena, 6 seitsemänä ja 2 kahdeksana vuotena.

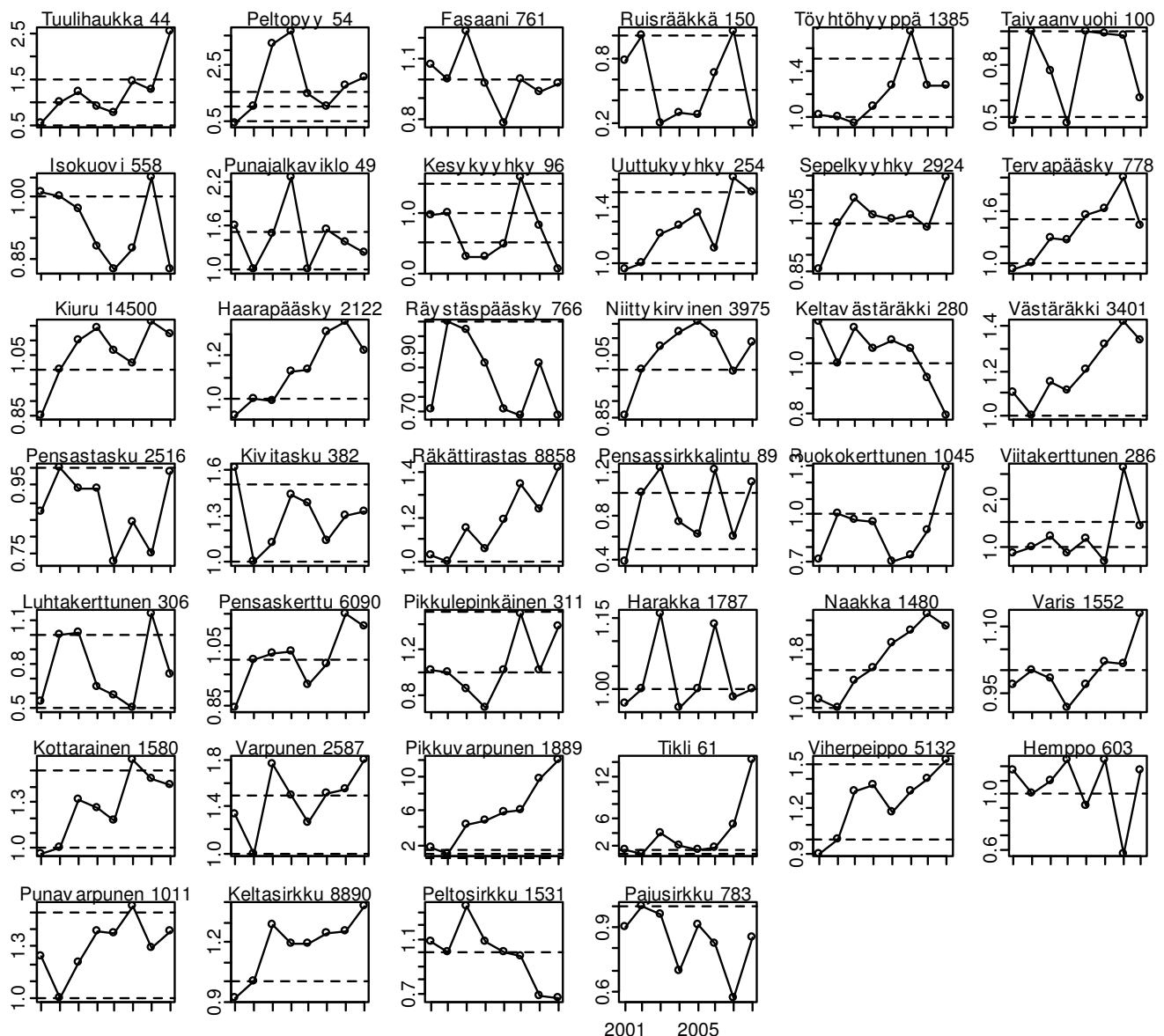
Taulukko 3. Eteläsuomalaisen maatalousympäristön 40 pesimälintulajin kannanmuutokset vuosina 2001–08 (otoskoot kuvassa 2). Lajit on järjestetty loglineaarisen mallinnuksen (TRIM) antaman vuosittaisen muutosindeksin mukaisesti. Tilastolliset merkitsevyydet (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$) on testattu t-testillä (H_0 : muutoskerroin₂₀₀₁₋₀₈ = 1,00). TRIM-analyysi luokittelee trendit niiden voimakkuuden ja vuosivaihtelua kuvastavan keskivirheen perusteella ottaen aineiston suuruuden huomioon. Muutokertoimet ovat multiplikatiivisia (eli kahdeksan vuoden mittaisen jakson kokonaismuutos = indeksi⁽⁸⁻¹⁾). Vuoden 2008 kannan suuruus suhteessa vuoden 2001 kantaan on lihavoitu lajeilla, joiden vuosittainen muutos oli tilastollisesti merkitsevä lukuun ottamatta lajeja, joiden runsausindeksi 2001 tai 2001 ja 2002 todennäköisesti aliarvioitu. Lajien luokittelun koodit maisema-alueitasolla, talvehtimisalueiden mukaan, ekologisten ryhmien mukaan sekä pesäpaikkojen mukaan on esitetty kuvassa 3.

| Laji | Maisema | Talvehtimis- alue | Ekolo- ginen ryhmä | Pesä | Vuosittainen muutos \pm SE | Kannan kokonaismuutos 2001–08 | Trendi |
|-------------------|---------|----------------------|--------------------------|------|---------------------------------|-------------------------------------|---------------------------|
| Kesykyyhky | REUNA | EU | RE | KOLO | 0,826 \pm 0,092 | 0,26 | Epävarma |
| Peltosirkku | AVOIN | AF | AA | MAA | 0,925 \pm 0,018 ** | 0,58 | Kohtalainen väheneminen |
| Ruisräikkä | AVOIN | AF | AA | MAA | 0,935 \pm 0,051 | 0,63 | Epävarma |
| Pajusirkku | AVOIN | EU | AE | MAA | 0,960 \pm 0,025 | 0,75 | Epävarma |
| Keltavästäräkki | AVOIN | AF | AA | MAA | 0,962 \pm 0,026 | 0,76 | Epävarma |
| Hemppe | REUNA | EU | RE | PEN | 0,968 \pm 0,037 | 0,80 | Epävarma |
| Räystäspääsky | PÄ | AF | RA | KOLO | 0,974 \pm 0,031 | 0,83 | Epävarma |
| Fasaani | REUNA | EU | RE | MAA | 0,979 \pm 0,025 | 0,86 | Epävarma |
| Isokuovi | AVOIN | EU | AE | MAA | 0,981 \pm 0,012 | 0,87 | Vakaa |
| Pensastasku | AVOIN | AF | AA | MAA | 0,987 \pm 0,011 | 0,91 | Vakaa |
| Punajalkaviklo | AVOIN | AF | AA | MAA | 0,989 \pm 0,072 | 0,92 | Epävarma |
| Kivitasku | REUNA | AF | RA | KOLO | 0,999 \pm 0,031 | 1,00 | Epävarma |
| Harakka | REUNA | EU | RE | PUU | 1,001 \pm 0,009 | 1,01 | Vakaa |
| Luhtakerttunen | AVOIN | AF | AA | PEN | 1,005 \pm 0,044 | 1,03 | Epävarma |
| Varis | REUNA | EU | RE | PUU | 1,016 \pm 0,009 | 1,12 | Vakaa |
| Sepelkyyhky | REUNA | EU | RE | PUU | 1,022 \pm 0,008 ** | 1,16 | Epävarma |
| Niittykirvinen | AVOIN | EU | AE | MAA | 1,022 \pm 0,011 * | 1,16 | Epävarma |
| Pensaskerttu | AVOIN | AF | AA | PEN | 1,029 \pm 0,008 ** | 1,22 | Epävarma |
| Kiuru | AVOIN | EU | AE | MAA | 1,029 \pm 0,007 ** | 1,22 | Epävarma |
| Ruokokerttunen | AVOIN | AF | AA | MAA | 1,030 \pm 0,026 | 1,23 | Epävarma |
| Punavarpunen | REUNA | AF | RA | PEN | 1,033 \pm 0,020 | 1,26 | Epävarma |
| Taivaanvuohi | AVOIN | EU | AE | MAA | 1,037 \pm 0,068 | 1,29 | Epävarma |
| Västäräkki | REUNA | AF | RA | KOLO | 1,043 \pm 0,007 ** | 1,35 | Kohtalainen runsastuminen |
| Varpunen | REUNA | EU | RE | KOLO | 1,044 \pm 0,016 ** | 1,35 | Kohtalainen runsastuminen |
| Räkätirastas | REUNA | EU | RE | PUU | 1,047 \pm 0,010 ** | 1,38 | Kohtalainen runsastuminen |
| Keltasirkku | REUNA | EU | RE | MAA | 1,048 \pm 0,006 ** | 1,38 | Epävarma |
| Pikkulepinkäinen | REUNA | AF | RA | PEN | 1,051 \pm 0,032 | 1,42 | Epävarma |
| Haarapääsky | PÄ | AF | RA | KOLO | 1,052 \pm 0,014 ** | 1,43 | Kohtalainen runsastuminen |
| Pensassirkkalintu | AVOIN | AF | AA | MAA | 1,058 \pm 0,085 | 1,48 | Epävarma |
| Töyhtöhyppä | AVOIN | EU | AE | MAA | 1,058 \pm 0,017 ** | 1,48 | Kohtalainen runsastuminen |
| Kottarainen | REUNA | EU | RE | KOLO | 1,061 \pm 0,015 ** | 1,52 | Kohtalainen runsastuminen |
| Viherpeippo | REUNA | EU | RE | PUU | 1,064 \pm 0,008 ** | 1,55 | Kohtalainen runsastuminen |
| Uuttukyyhky | REUNA | EU | RE | KOLO | 1,067 \pm 0,044 | 1,58 | Epävarma |
| Viitakerttunen | AVOIN | AF | AA | PEN | 1,086 \pm 0,041 * | 1,78 | Kohtalainen runsastuminen |
| Tervapääsky | PÄ | AF | RA | KOLO | 1,095 \pm 0,026 ** | 1,89 | Epävarma |
| Peltopyy | AVOIN | EU | AE | MAA | 1,118 \pm 0,095 | 2,18 | Epävarma |
| Naakka | REUNA | EU | RE | KOLO | 1,127 \pm 0,016 ** | 2,31 | Voimakas runsastuminen |
| Tuulihaukka | AVOIN | EU | AE | KOLO | 1,159 \pm 0,088 | 2,80 | Epävarma |
| Tikli | REUNA | EU | RE | PUU | 1,299 \pm 0,129 * | 6,24 | Kohtalainen runsastuminen |
| Pikkuarpunen | REUNA | EU | RE | KOLO | 1,375 \pm 0,026 ** | 9,28 | Voimakas runsastuminen |

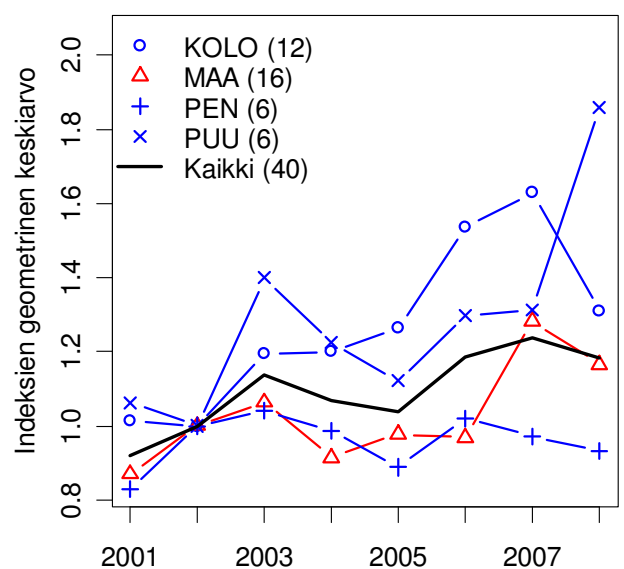
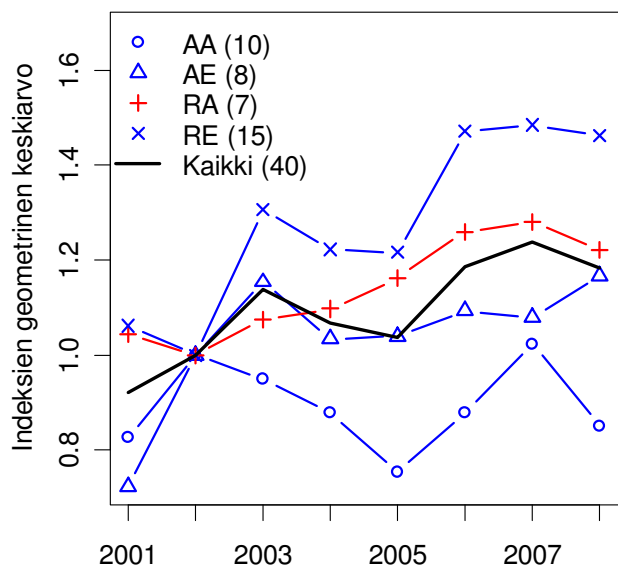
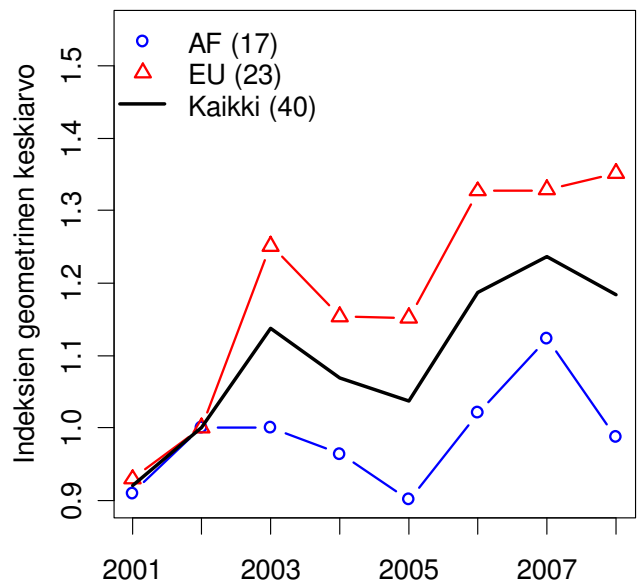
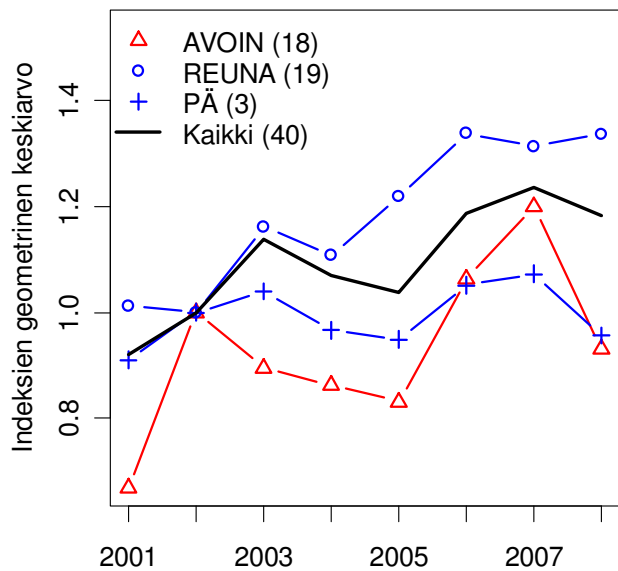
tosirkun kanta väheni kahdella viidenneksellä, mikä oli jatkoa lajin pitkäaikaiselle ja voimakkaalle vähentymiselle. 2000-luvulla kanta oli jokseenkin vakaa vuoteen 2006 asti, romahdusmainen vähentyminen ajoittui vuosille 2007 ja 2008. Neljän lajin trendi oli tilastollisesti vakaa ja 18 lajin epävarma. Seitsemäntoista lajin kannanmuutos oli tilastollisesti merkitsevästi runsastuva, mutta näistä kuuden runsastumista pidämme silti epävarmana. On todennäköistä, että sepelkyyhkyn, tervapääskyn, kiurun, niittykirvisen, pensaskertun ja keltasirkun vuoden 2001 ja osalla näistä myös vuoden 2002 laskentatulot on aliarvio johtuen vähemmistä laskentakerroista (2001) ja siitä, että uudet laskijat eivät ole vielä riittävän rutinoituja (2001 ja 2002).

Kaikki 40 lajia käsittävä indikaattori oli nouseva (kuva 3). Indikaattorin perusvuodeksi on asetettu 2002, koska siitä lähtien tulokset perustuvat kolmeen maastokäyntiin. Vuonna 2001 käyntejä oli kaksi ja osa laskijoista kokeemattomia, mikä luultavasti heijastuu vuosien 2001 ja 2002 välisiin tuloksiin. Indikaattorin pilkkominen erilaisten lajiryhmittelyjen avulla valaisee muutoksiin liittyviä ympäristökijöitä (kuva 3).

Ensimmäinen jaottelu tehtiin maiseman avaruuden perusteella, koska tämä on kaikissa aiemmissa analyyseissa osoittautunut tärkeäksi maatalousympäristön lintuyhteisön rakennetta määrittäväksi tekijäksi (Vepsäläinen ym. 2010). Pellon metsälajeilla ja maaseudun pihalajeilla



Kuva 2. Maatalousympäristön 40 runsaimman lajin (vesilinnut eivät mukana) kannanmuutosindeksit vuosina 2001–08. Perusvuodeksi on asetettu 2002, jonka indeksia merkitään luvulla 1. (Ihannetapauksessa indeksit vaihtelevat suorassa suhteessa todelliseen kantaan nähden.) Muiden vuosien indeksien arvot ilmaisevat suoraan, kuinka moninkertainen kanta on perusvuoteen verrattuna. Lajinimien yhteydessä olevat luvut ilmaisevat aineiston suuruuden. Sepelkyyhkyn tervapääskyn, kiurun, niittykirvisen, pensaskertun ja keltasirkun kannanmuutosindeksit on menetelmällisistä syistä todennäköisesti aliarvioitu 2001 tai 2001 ja 2002.



Kuva 3. Maatalousympäristön lintuindikaattori. Lajien luokittelut maisema-alueitasolla (AVOIN = avoimen ympäristön lajit, REUNA = pellon metsälajit ja maaseudun pihalajit, PÄ = pääskyt ja tervapääsky), talvehtimisalueiden mukaan (AF = Afrikka ja Aasia, EU = Eurooppa), ekologisten ryhmien mukaan (AE = Euroopassa talvehtivat avoimen ympäristön lajit, RE = Euroopassa talvehtivat metsä- ja pihalajit, AA = Afrikassa ja Aasiassa talvehtivat avoimen ympäristön lajit, RA = Afrikassa ja Aasiassa talvehtivat metsä- ja pihalajit) sekä pesäpaikkojen mukaan (MAA = maassa pesivät lajit, PEN = pensaissa ja korkeilla ruohoilla pesivät lajit, PUU = puissa pesivät lajit, KOLO = koloissa, pöntöissä ja rakennuksissa pesivät lajit).

(REUNA) oli selvä nouseva suuntaus, kun taas avoimen ympäristön lajeilla (AVOIN) vaihtelu oli voimakasta, joskin suuntaus lievästi nouseva. Pääskyt ja tervapääsky (PÄ) erotettiin omaksi ryhmäkseen, koska niiden ravinnonhankinta kohdistuu ilmassa selkärangattomiin eläimiin, jotka eivät kaikki ole edes peräisin maatalousympäristöstä. Niillä ei ollut selvää suuntausta.

Toinen jaottelu tehtiin talvehtimisalueiden perusteella. Euroopassa talvehtivillä lajeilla (EU) oli selvä nouseva suuntaus, kun taas Afrikassa tai Aasiassa talvehtivillä lajeilla (AF) nouseva suuntaus oli hyvin lievä.

Kolmas jaottelu tehtiin kaksi edellistä yhdistäen. Avoimen ympäristön Afrikassa ja Aasiassa talvehtivat lajit (AA) eivät osoittaneet mitään suuntausta. Metsässä ja pihalla pesivät Afrikassa ja Aasiassa talvehtivat lajit (RA, mukana pääskyt ja tervapääsky) osoittivat nousevaa suuntausta. Avoimen ympäristön Euroopassa talvehtivat lajit (AE) osoittivat lievää nousevaa suuntausta. Metsässä ja pihalla pesivien ja Euroopassa talvehtivien lajien (RE) suuntaus oli voimakkaasti nouseva.

Neljäs jaottelu tehtiin pesäpaikkojen perusteella. Koloissa ja rakennuksissa (KOLO) sekä puissa (PUU) pesivät lajit osoittivat selvää nousevaa suuntausta, kun taas maassa (MAA) sekä pensaissa ja korkeilla ruohoilla (PEN) pesivillä lajeilla ei ollut mitään suuntausta.

Tarkastelu

Yhteenvetona voidaan todeta, että erityisesti peltojen metsälajien ja maaseudun pihalajien kannat näyttävät kehittyneen suotuisasti 2000-luvun aikana (kuva 3). Niihin kuuluvista lajeista erityisesti uuttukyyhky, räkättiras-tas, naakka, kottarainen, varpunen, pikkuvarpunen, viherpeippo ja keltasirkku ovat runsastuneet (kuva 2, taulukko 3). Koska ne kaikki ovat Euroopassa talvehtivia lajeja, voidaan olettaa viimeaikaisten leutojen talvien suosineen niitä. Avoimen ympäristön lajien kantojen kehitys ei ollut yhtä nousujohteinen, ja niistä erityisesti Afrikassa ja Aasiassa talvehtivien lajien indikaattori osoitti muista ryhmistä poikkeavaa, heikompa kehitystä. Euroopassa talvehtivista avoimen ympäristön lajeista ei yksikään vähentynyt merkitsevästi, mutta useampikin runsastui, mikä saattaa jälleen viitata leutojen talvien suotuisaan vaikutukseen. Se, että maassa ja pensaissa pesivien lajien kantojen indikaattori pysyi vakaalla tasolla muiden noustessa, voi johtua pesiin kohdistuvasta petojen tai maataloustöiden aiheuttamasta paineesta. Maataloustyöt voivat kohdistaa painetta vain maapesijöihin, joista kuitenkin pellolla pesivien lajien kannankehitys oli enimmäkseen nouseva (isokuovi ainoa poikkeus). Tulosten perusteella ei voi päätellä ympäristöohjelman pakollisten tai valinnaisen toimenpiteiden (taulukko 1) vaikuttaneen kantojen kehitykseen.

Valinnaisista toimenpiteistä luonnonhoitokesanto on tullut käyttöön vasta vuonna 2009 eli tarkastelujakson jälkeen. Sen on määrä kompensoida niitä vaikutuksia, jotka johtuvat CAP-kesannoinnin päättymisestä. MYTVAS 2:n loppuraportissa (Tiainen ym. 2008a) ja useissa tieteellisissä artikkeleissa (Piha 2007, Piha ym. 2007a, b, c, Vepsäläinen 2007, Vepsäläinen ym. 2010) esitettyjen tulosten perusteella kesannointi on ollut linnuston kannalta merkittävin ympäristöhoitotoimi Suomen EU-jäsenyyden aikana. CAP-kesantojen määrä vaihteli välillä 8–11 % koko peltoalasta vuosina 1995–2007. Tämä sisälsi viljelykierrossa olevat kesannot sekä täydentäviin ehtoihin liittyvät kesannot. CAP-kesannoinnin loputtua vuonna 2007 väheni kesantoala koko maassa 30 %, mutta tärkeimmillä viljelyalueilla 40 %. Pysyvästi viljelystä poistettujen peltojen ala pysyi muuttumattomana. Kaikkien kesantojen osuus supistui 1 %:sta 8 %:iin vuosien 2007 ja 2008 välillä. Aiemmin kesannoidut pellot päättyivät pääasiassa kevätiljoille.

Luonnonhoitokesantojen potentiaalisen merkityksen arvioimiseksi Herzon ym. (2010) kvantifioivat CAP-kesantojen merkitystä vertaamalla avomaan linnustoa sellaisilla koealoilla, joilla oli ja ei ollut kesantoa. Koeasetelma toteutettiin siten, että vuosina 2001, 2005 ja 2006 tutkituilta alueilta paikannettiin kaikki vähintään 0,8 hehtaarin suuruiset kesannot (kokoraja vastaa suunnilleen keski-

määräistä lintureviiriä). Niiden keskipisteiden ympärille muodostettiin 100 metrin säteiset ympyräkoealat, joista valittiin ne, jotka rajoittuivat vain peltoihin eivätkä sijainneet peltolahdekkeissa tai muissa kapeikoissa. Vertailua varten muodostettiin samanlaiset ympyräkoealat kevätiljalohkojen keskipisteiden ympärille siten, että näiden lohkojen pinta-alajakauma vastasi kesantojen pinta-alajakaumaa. Näillä ympyräkoealoilla leikattiin lintuaineistosta kymmenen avomaalajin reviirien paikkatietokantaan tallennettujen reviirien keskipisteet. Analyysi tehtiin mallintamalla erilaisten maisemarakenne- ja elinympäristön laatutekijöiden vaikutusta laji- ja reviirimäärään.

Kaiken kaikkiaan ympyräkoealoilla oli yhteensä 1 681 reviiriä (105 reviiriä/km²) (435 vuonna 2001, 701 vuonna 2005 ja 545 vuonna 2006; 85, 108 ja 125 reviiriä/km²). Lajimäärä oli kaikkina vuosina ja kokonaistiheys kahtena vuotena merkitsevästi suurempi koealoilla, joilla oli kesantoja kuin, jos niitä ei ollut. Lajimääräero oli 1,25–1,38-kertainen ja tiheysero 1,55–1,78-kertainen. Koealoille osuneiden peltolohkojen pinta-ala tai koealalla olleiden peltolohkojen reunojen määrä eivät vaikuttaneet merkitsevästi lajimäärään, mutta lohkojen pinta-ala vaikutti tiheyteen yhtenä vuotena. Lohkojen reunojen pituus ei vaikuttanut myöskään tiheyteen. Erojen suunta oli kaikkina vuosina sama.

Kesantojen kokonaisvaikutusta arvioitiin olettaen, että 70 % Suomen peltoalasta on soveliaista avoimen ympäristön lajistolle (peltoaukean koko ≥ 5 ha). Tällöin kesantoalan väheneminen 8 %:sta 0 %:in johtaisi lintureviirien vähentymiseen 81 000:lla eli avoimen ympäristön lajien määrän vähentymiseen 6 %:lla. Vastaavasti kesantojen osuuden kasvu 8:sta 20 %:in johtaisi avoimen ympäristön lajien runsastumiseen 9 %:lla.

Johtopäätökset

Maatalousympäristön linnuston aiempien vuosikymmenen köyhtyminen on pysähtynyt ja osittain kääntynyt suotuisampaan suuntaan. Avoimen ympäristön lajien yhdistetty indikaattori ei osoittanut selvää suuntausta, mutta pellon metsälajien ja maaseudun pihalajien suuntaus oli nouseva. Nousevat suuntaukset koskivat erityisesti Euroopassa talvehtivia lajeja, kun taas Afrikassa tai Aasiassa talvehtivillä lajeilla ei ollut suuntausta. Ainoa vielä 2000-luvulla merkitsevästi vähentynyt laji oli Afrikassa talvehtiva peltosirkku. Myönteiset suuntaukset liittyivät paitsi Euroopassa talvehtimiseen ja pesintään sulkeutuneissa ympäristöissä myös pesäpaikan valintaan, sillä runsastajat olivat puissa sekä koloissa ja rakennuksissa pesiviä lajeja. Ympäristöohjelman pakollisista tai valinnaisista toimenpiteistä vain suojakaistojen merkitystä on voitu arvioida, mutta on mahdollista, että myös kasvipeiteisyyksivaatimukseen liittyvä suorakylvö ja kevytmuok-

kaus suosivat joitain lajeja samoin kuin rikkakasvien torjunta-aineiden vähäisempi käyttö. Lintujen kannalta merkityksellisin toimenpide on ollut CAP-kesannointi vuoteen 2007 asti. Uusi valinnainen toimenpide luonnonhoito-kesanto tulee olemaan lintujen kannalta merkittävin ympäristötoimenpide.

Joustavasti muodostettava lintuindikaattori on käyttökelppoinen työkalu maatalouden ympäristöohjelman vaikutusten arviointiin. Kun indikaattori perustuu suureen joukkoon lajeja, on sitä mahdollista avata, jolloin päästään arvioimaan lintuyhteisön monimuotoisuuteen vaikuttavien erilaisten tekijöiden merkitystä. Nyt toteutettu analyysi osoittaa, että osa kannanmuutoksista johtuu pesimäympäristöstä ja osa talvehtimisalueista. Pesimäympäristössä tärkeitä tekijöitä ovat elinympäristöjen saatavuus ja laatu. Lajeilla on toisistaan poikkeavia elinympäristövaatimuksia, minkä vuoksi linnusto on monipuolisista ja runsain monimuotoisessa, erilaisia maisemarakenteita ja vaihtelevaa maankäyttöä tarjoavissa maatalousympäristöissä. Kun linnuston köyhtymisen syyt ovat maatalouden erikoistumisessa (ennen kaikkea sekamaatalouden korvautuminen viljanviljelyllä) sekä maankäytön ja viljelyn tehostumisessa (Tiainen ym. 2004a, b), linnuston monimuotoisuutta voidaan parantaa tarjoamalla nurmien ja laitumien vähenemistä kompensoivia elinympäristöjä (kesannot, suojakaistat), vähentämällä maankäytön tehokkuutta (edellisten lisäksi luonnon monimuotoisuuden hoitotoimet) ja viljelyn tehokkuutta (vähemmän torjunta-aineita) sekä parantamalla elinympäristöjen laatua (suorakylvö, kevytmuokkaus, vähemmän torjunta-aineita).

Kaikkien linnuston monimuotoisuutta parantavien toimenpiteiden vaikutuksia ei toistaiseksi ole voitu kvantitatiivisesti mitata. Kesantojen ja suojakaistojen merkitys on noussut esille useissa analyyseissä (Piha ym. 2003, 2007a, b, c, Vepsäläinen ym. 2010), ja kesantojen määrällistä vaikutusta linnustoon on voitu arvioida (Herzon ym. 2010). Suorakylvön, kevytmuokkauksen ja torjunta-aineiden käytön vähentämisen vaikutuksen mittaamiseen tarvittaisiin tila- tai lohkokokoista tietoa, jota ei ole saatavilla. Tällä hetkellä näiden toimenpiteiden vaikutusta voidaan arvioida ainoastaan hyvin yleisellä tasolla: linnuston nykyinen kehitys viittaa positiivisiin vaikutuksiin.

Maatalousympäristön lintuindikaattori kuuluu EU:n rakenneindikaattoreihin, kestävä kehityksen indikaattoreihin ja maaseudun kehittämissuunnitelman toteutumisen seuraintaindikaattoreihin. Unionin tasolla käytössä on yhteiseurooppalainen indikaattori (PECBMS 2009, EBCC 2010), joka on muodostettu yhdistämällä kansalliset indikaattorit. Se perustuu suppeampaan lajistoon kuin tässä raportissa esittämämme indikaattori, koska Suomen maatalousympäristön lajeista osa ei ole maatalousympäristön lajeja

ja muualla. Indikaattorissa käytetyt Suomen aineistot tukevat kaikki elinympäristöt käsittävistä laskennoista, joiden tuloksista ei voida erottaa nimenomaan maatalousympäristön havaintoja muiden ympäristöjen havainnoista (koskee mm. Tiaisen ym. 2008b esittämää yleisten maalintujen seuranta-aineistoon perustuvaa indikaattoria). Ongelma on ratkaistu esimerkiksi kotimaisessa Luonnon-tila-indikaattoristossa (www.luonnontila.fi) siten, että se perustuu vain 11 lajiin (joista niistäkin pikkulepinkäisen aineisto tulee suurimmaksi osaksi muualta kuin maatalousympäristöstä).

Maatalousympäristön lintuindikaattorin tulisi perustua riittävän laajaan maatalousympäristöstä kerättyyn aineistoon. Tämän raportin vuoden 2007 aineisto oli niin pieni, että monien lajien kohdalla muutosindeksiin sisältyy suuri epävarmuustekijä sen vuoden kohdalla.

Kirjallisuus

EBCC (European Bird Census Council) 2010: European wild bird indicators, 2009 update. – www.ebcc.info (sit. 15.2.2010).

Gregory, R. D., van Strien, A. J., Voříšek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. 2005: Developing indicators for European birds. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 360: 269–288.

Helenius, J., Hyvönen, T. & Tiainen, J. 2004: Maatalouskosysteemi. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki. s. 62–74

Herzon, I., Ekroos, J., Rintala, J., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2010: Importance of set-aside for birds in Finland: an impact assessment and mitigation solutions. – *Agriculture, Ecology and Environment*. käsikirjoitus.

Hyvönen, T. & Huusela-Veistola, E. 2009: Arable weeds as indicators of agricultural intensity – A case study from Finland. – *Biological Conservation* 141:2857–2864.

Pannekoek, J. & van Strien, A. J. 2006: TRIM 3 Manual. Trends and Indices for Monitoring Data. Research paper no. 0102. CBS Voorburg, The Netherlands: Statistics Netherlands.

PECBMS 2009: The state of Europe's common birds 2008. – CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.

Piha, M. 2007: Spatial and temporal determinants of Finnish farmland bird populations. – Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.

- Piha, M., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2003: Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* at territory and landscape scales in agricultural landscapes of southern Finland. – *Ornis Fennica* 80: 97–110.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J. & Vepsäläinen, V. 2007a: Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. – *Biological Conservation* 140: 50–61.
- Piha, M., Tiainen, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007b: Modelling diversity and abundance of Finnish farmland birds – landscape characteristics define the diversity and conservation hotspots. – *Osatyö II M. Pihan väitöskirjassa* (ks. Piha 2007).
- Piha, M., Lindén, A., Pakkala, T. & Tiainen, J. 2007c: Linking weather and habitat to population dynamics of a migratory farmland songbird. – *Annales Zoologici Fennici* 44: 20–34.
- Tiainen, J. 2004: Maatalousympäristön historia. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki. S. 26–40.
- Tiainen, J. & Pakkala, T. 2000: Maatalousympäristön linnuston muutokset ja seuranta Suomessa (Population changes and monitoring of farmland birds in Finland). *Linnut-vuosikirja* 1999: 98–105.
- Tiainen, J., Piha, M., Piironen, J., Rintala, J. & Vepsäläinen, V. 2004a: Maatalousympäristön pesimälinnusto. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), *Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita Publishing, Helsinki. S. 147–163.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Seimola, T., Ekroos, J., Piha, M. & Vepsäläinen, V. 2004b: Maatalousympäristön pesimälinnuston seuranta. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. Suomen ympäristö 709: 92–109.
- Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Bäckman, J.-P., Ekroos, J. & Seimola, T. 2004c: Luomuviljelyn biodiversiteettivaikutusten seuranta: hyönteiset ja linnut. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003*. Suomen ympäristö 709: 128–140.
- Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007a: Suomen maatalousympäristön linnuston muutos 2000-luvulla (Recent trends of breeding farmland bird populations in Finland). *Linnut-vuosikirja* 2006: 100–108.
- Tiainen, J., Rintala, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T., Vepsäläinen, V. & Väisänen, R. A. 2007b: Linnut maatalousympäristön luonnon monimuotoisuusindikaattorina (Biodiversity indicators of Finnish agri-environments: a breeding bird indicator). Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.), *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus*. Maa- ja elintarviketalous 110: 215–232. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus.
- Tiainen, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Rintala, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2008a: Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristöohjelmakaudella 2000–06. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006*. Suomen ympäristö 4/2008. S. 90–109.
- Tiainen, J., Ekroos, J., Piha, M., Rintala, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2008b: Luomuviljelyn vaikutus maatalousympäristön luonnon monimuotoisuuteen. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.), *Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006*. Suomen ympäristö 4/2008. S. 126–137.
- Vepsäläinen, V. 2007: Farmland birds and habitat heterogeneity in intensively cultivated boreal agricultural landscapes. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M. & Seimola, T. 2010: Improvements in the Finnish agri-environment scheme are needed in order to support rich farmland avifauna. *Annales Zoologici Fennici* 47: (painossa).

3.7.4 Maatilan luonnon monimuotoisuuskartoitus

Janne Heliölä & Mikko Kuussaari, SYKE
janne.heliola@ymparisto.fi

Maatilan monimuotoisuuskartoitus tuli ympäristötuen uudeksi pakolliseksi perustoimenpiteeksi ohjelmakaudelle 2007–2013. Viljelijöiden oli tehtävä kartoitus tilansa luontokohteista kevääseen 2009 mennessä. Kartoitusta ei tarvitse toimittaa millekään viranomaiselle, vaan se säilytetään tilalla. Uuden toimenpiteen toimivuudesta on tärkeää saada tietoa, jotta sen vaikuttavuutta voidaan arvioida.

Osahankkeen tavoitteena on tuottaa tietoa uuden toimenpiteen toimivuudesta ja arvioida sen vaikuttavuutta ja mahdollista jatkokehittämistarvetta. Hanke toteutetaan kaksipuolaisesti siten, että (i) laajemmalta joukolta tiloja selvitetään karkealla tasolla maatilan monimuotoisuuskartoitukseen liittyviä kysymyksiä ja (ii) pienemmällä joukolla tiloja käydään arvioimassa kartoituksen tuloksia tarkemmin maastossa. Tarkemman tutkimuksen tarkoituksena on selvittää kartoituksen tekoon mahdollisesti liittyviä ongelmakohtia ja arvioida esimerkiksi sitä, mikälaiselle uudelle neuvontamateriaalille tai koulutustilaisuuksille tulevaisuudessa olisi tarvetta.

Karkean tason kysely toteutetaan kolmella MYTVAS-alueella (Lepsämänjoki, Yläneenjoki ja Lestijoki) seurantamielessä jatkettavien tilakäyntihaastatteluiden (luku 3.1) yhteydessä vuosina 2010–2011. Tässä yhteydessä monimuotoisuuskartoituksesta kirjataan muistiin joukko helposti saatavia tunnuslukuja ja tietoja. Samalla kysytään viljelijältä, sopsisiko hänen tilalleen tulla tutustumaan monimuotoisuuskartoitukseen tarkemmin siten, että tutkija kävisi katsomassa kartoituksessa löytyneitä kohteita maastossa. Tarkempi tutkimus on tarkoitus toteuttaa vuonna 2011 joukolla tiloja, jotka ovat aikaisemmin myöntäneet tähän luvan. Osahankkeesta vastaavat Janne Heliölä ja Mikko Kuussaari (SYKE) ja sen tulokset raportoidaan loppuraportissa.

3.8 Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle

Tapio Heikkilä, YM & Juha Helenius, HY
tapio.heikkila@ymparisto.fi

3.8.1 Tausta

Ympäristötuen merkitys visuaaliselle maisemalle on tutkimushanke, joka on suoraa jatkoa Visuaaliselle maisemaseurannalle, MYTVAS 1:n ja 2:n yhdelle osahankkeelle. Visuaalisen maisemaseurannan yhteydessä kehitettiin valokuvausmenetelmä maaseudun kulttuurimaisemien, ensisijaisesti viljelymaisemien ja perinnebiotooppien dokumentointiin ja niillä tapahtuvien maisemamuutosten seurantaan. Eri puolella maata on 13 viljelymaisemien tutkimusaluetta, ja niiltä valituilta kuvauspisteiltä on otettu valokuvia systemaattisesti; kattavat kuvaukset on tehty vuosina 1996, 2000 ja 2005. Valokuvausmenetelmän kehittämistyön myötä vuodesta 2000 lähtien kuvauksissa siirryttiin käyttämään panoraamakameraa ja mustavalkofilmin asemesta värifilmiä; tutkimusalueiden määrää myös lisättiin. Perinnebiotooppien tutkimusalueita on 48 tuoretta niittyä Uudellamaalla ja Pirkanmaalla; kattavat kuvaukset on tehty niillä 2001 (kaikki niityt) sekä Uudellamaalla 2006 ja Pirkanmaalla 2007. (Heikkilä 2007a, 2007b ja 2008)

Vuosina 1996 ja 2000 otettujen kuvien perusteella tehtiin analyysi viljelymaisemien muutoksista, jotka jaoteltiin palautuvaan vaihteluun ja varsinaisiin maisemamuutoksiin (Heikkilä 2007 a). Samaa aineistoa käytettiin lähtökohtana Tyrväisen ja Silvennoisen (2004 ja 2005) maisemien arvostustutkimuksessa, jossa tehtiin selkoa maisemamuutosten herättämistä käsityksistä. Vuoden 1996 valokuvia oli jo aiemmin käytetty kuvamanipulaatioiden pohja-aineistona ympäristötuen maisemavaikutuksia käsitelleessä tutkimuksessa (Hietala-Koivu ym. 1999a ja 1999b, Tahvanainen ym. 2002).

Visuaalisen maisemaseurannan valokuvausmenetelmä ja tulokset on esitelty Eurooppalaisen maisemasopimuksen edellyttämänä keskinäisen tiedonvaihdon hankkeena Euroopan neuvoston työkokouksessa (Heikkilä 2009). Valokuvausmenetelmää on tämän johdosta alettu soveltaa käyttöön muutamissa maisemaseurantahankkeissa, esimerkiksi Ranskassa ja Hollannissa. Kotimaassa metsähallitus on ottanut menetelmän käyttöön kunnostettavien perinnebiotooppikohteiden seurannassa (Raatikainen 2009).

Visuaalisen maisemaseurannan aineistosta on laadittu kaksi valokuvanäyttelyä, joista viimeisin 'Muutos maisemassa' oli esillä kesällä 2009 valokuvagalleria Hippolytes-

sä Helsingissä ja Suomen maatalousmuseo Sarkassa Loimaalla sekä keväällä 2010 ympäristöministeriössä. Näyttelyjä ja Visuaalista maisemaseuranta on esitelty useaan otteeseen sanoma- ja aikakauslehdissä sekä sähköisessä mediassa.

3.8.2 Tavoitteet ja työsuunnitelma 2010–2013

Hankkeella on kolme päätavoitetta: kaikki tutkimusalueet kattavat toisintokuvaukset, kuva-aineistosta tehtävä soveltava tutkimus sekä kuva-aineiston yleistajuinen hyödyntäminen. MYTVAS 3 -hankkeen rahoituksen avulla on mahdollista hoitaa osa toisintokuvauksista ja tehdä yksi soveltava tutkimushanke. Tavoitteiden toteutuminen kokonaisuudessaan edellyttää ulkopuolista rahoitusta ja muuta yhteistyötä.

Viljelymaisemakohteiden toisintokuvaus on suunniteltu tehtävän vuonna 2010. Uudenmaan niityt on tarkoitus kuvata uudelleen vuonna 2011 ja Pirkanmaan niityt vuonna 2012. Tutkimuspisteiltä saatavia maisemahavaintoja

on tarkoitus täydentää äänitteiden ja videotallientien avulla. Uuden kuvauskierroksen myötä kaikista viljelymaisemien kuvauskohteista saadaan kattava kymmenen vuoden seuranta-aineisto sekä tämän lisäksi 1996 kuvattujen kohteiden osalta 14 vuoden seuranta-aineisto. Niitykuvista saadaan kattava seuranta-aineisto vuosilta 2001–2006/2007–2011/2012. Osalta kohteista on toisintokuvia myös välivuosilta. Kuva-aineiston karttuminen uusien kuvauskertojen myötä auttaa syventämään käsitystä maisemamuutosten mekanismeista ja samalla se avaa uusia mahdollisuuksia tutkimushankkeille ja -yhteistyölle sekä kotimaassa että kansainvälisesti.

MYTVAS 3 -hankkeen yhteydessä tehdään Helsingin yliopistossa tutkimus, jossa arvioidaan viljelymaisemien muutoksia ja ympäristötuen vaikuttavuutta vertaamalla vuosien 1996–2010 valokuva-aineistoja peltolohkotietoihin ja ympäristötukipäätöksiin. Vastaavanlainen selvitys tehdään vuosien 2001–2012 niittykuva-aineistosta ja perinnebiotooppien hoitosopimuksista. Erillisenä hankkeena on suunnitteilla sosioekologinen, resilienssiteoriaan

Kuvapari 1. Jo pienet maisemamuutokset tai maisemanhoidon toimenpiteet voivat muuttaa maiseman yleisilmettä ratkaisevasti. Koivuntaimikko sulkee näkymät nopeasti. Toisaalta sopivat raivaukset voivat niitä avata helposti. Yläne/Oripää 20.7.2000 ja 3.7.2005. Kuvat: Oiva Hakala/Visuaalinen maisemaseuranta ja Martina Motzbäuchel/Visuaalinen maisemaseuranta.



perustuva tutkimushanke, jossa kuva-aineistoja hyödynnetään selvittäessä menneiden ja tulevien maisemamuutosten kokemista.

Valokuva-aineiston soveltavan hyödyntämisen tarkoituksena on nostaa maaseudun kulttuurimaisemiin ja niiden muutoksiin liittyviä kysymyksiä kansalaiskeskustelun piiriin. Omalta osaltaan tämä tukee Suomen vuonna 2006 hyväksymän Eurooppalaisen maisemayleissopimuksen tavoitteita maisemiin liittyvän tietoisuuden lisäämisestä. Maisemamuutoksia esittelevää näyttelytoimintaa jatketaan. Nykyisiä näyttelyitä laajennetaan tarpeen mukaan uusien toisintokuvauksien aineistoilla. Lisäksi laaditaan kokonaan uusi valokuvanäyttely 'Niityllä', jossa keskitytään esittelemään perinnebiotooppien hoitokysymyksiä. Näyttely tulee ensimmäiseksi esille kesällä 2010 Hyvinkään taidemuseon perinnemaisema-aiheiseen laajaan näyttelykokonaisuuteen.

Kirjallisuus

Heikkilä, T. 2007a: Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Teksti. 232 s. Musta Taide & Taideteollinen korkeakoulu.

Heikkilä, T. 2007b: Visuaalinen maisemaseuranta. Kulttuurimaiseman muutosten valokuvadokumentointi. Kuvat. Visual Monitoring of Finnish Landscapes. Musta Taide & Taideteollinen korkeakoulu. 160 s.

Heikkilä, T. 2008: Maatalousmaiseman visuaalinen seuranta 1996–2006. Teoksessa Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristöten merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen Ympäristö 4/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 176–181.

Kuvapari 2. Viljelykasvin vaihto voi tuottaa voimakkaan visuaalisen elämyksen, vaikka maankäyttö sinänsä ei muuttuisikaan. Kasvien viljelykierto, vuodenaikojen ja säätilojen vaihtelu edustavat maiseman palautuvaa vaihtelua, maisemille tunnusomaista jatkuvaa liikettä ja muutosta. Kuortane 2.8.2001 ja 23.7.2001. Kuvat: Oiva Hakala / Visuaalinen maisemaseuranta





Kuvapari 3. Laidunnusta tarvitaan rantaniittyjen ja muiden perinnebiotooppien hoidossa. Ilman karjaa kasvillisuus kasvaa umpeen jolloin perinteisen maankäytön merkit ja siihen liittyvät luonnonarvot menetetään. Liminka 23.8.2000 ja 3.8.2005. Kuvat: Oiva Hakala/Visuaalinen maisemaseuranta ja Martina Motzbüchel/Visuaalinen maisemaseuranta.

Heikkilä, T. 2009: Visual monitoring of the landscapes. Teoksessa: Proceedings of Seventh meeting of the Workshops of the Council of Europe for the implementation of the European Landscape Convention, Piestany, Slovak Republic 24–25 April 2008. Council of Europe. s. 29–39.

Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L. & Helenius, J. 1999a: Visuaalinen maisema maatalouden ympäristöohjelman vaikuttavuuden seurannassa. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja A 50. 27 s. + liite.

Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L. & Helenius, J. 1999b: A visual landscape in monitoring of the Finnish agri-environmental programme. Teoksessa: Proceedings of the Seminar. How Can Agricultural Statistics Meet Environmental Information Needs. Statistics Denmark, European Environment Agency & Eurostat, Copenhagen. s. 76–84

Raatikainen, K. 2009 (toim.): Perinnebiotooppien seurantaohje. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja B 117. Vantaa. 109 s.

Tahvanainen, L., M. Ihalainen, R. Hietala-Koivu, O. Kolehmainen, L. Tyrväinen, I. Nousiainen & J. Helenius 2002: Measures of the EU Agri-Environmental Protection Scheme (GAEPS) and their impacts on the visual acceptability of Finnish agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management* 66(3): 213–227.

Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2004: Ympäristötuen vaikutukset visuaaliseen maisemaan. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu R. & Heliölä, J. (toim.) Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seuranta-tutkimuksen tulokset 2000–2003. Suomen Ympäristö 709. s. 153–169.

Tyrväinen, L. & Silvennoinen, H. 2005: Voiko viljelymaiseman laatua mitata. Teoksessa: Sepänmaa, Yrjö & Liisa Heikkilä-Palo (toim.) Pellossa perihopeat. Maahenki, Helsinki. s. 227–233.

4 Erityistoimenpiteiden vaikutukset

Mikko Kuussaari, SYKE
mikko.kuussaari@ymparisto.fi

Aiemmissa ympäristötuen vaikuttavuustutkimuksissa mielenkiinto on kohdistunut joko toimenpiteiden vesien- suojele- tai monimuotoisuusvaikutuksiin. Näitä kahta näkökulmaa on harvoin yhdistetty. Näin siitä huolimatta, että ympäristötuen on useita toimenpiteitä, joilla tavoitellaan samanaikaisesti myönteisiä vaikutuksia sekä vesien- suojeleluun että luonnon monimuotoisuuteen. Tällaisia erityistoimenpiteitä ovat ympäristötuelle perustetut kosteikot ja suojavyöhykkeet sekä perustoimenpiteisiin sisältyvät kasvipeitteiset kesannot. Erityistukiin kuuluvalla perinnebiotooppien hoidolla puolestaan on arvioitu olevan myönteisten luontovaikutusten lisäksi toisinaan myös negatiivisia vesistövaikutuksia. Tämä on mahdollista siksi, että perinnebiotooppikohteilla karja voi laiduntaa vesistön rannalla varsin kaltevillakin rinteillä, ja tällaisissa tapauksissa karjan lanta saattaa päätyä rehevöittämään ja pilaamaan veden laatua.

MYTVAS-tutkimuksen tämän osion tavoitteet jakautuvat kahteen vaiheeseen. Ensimmäisessä vaiheessa vuosina 2008–2009 tavoitteena oli kerätä aineistoa ympäristötuen kosteikkojen, suojavyöhykkeiden ja kasvipeitteisten kesantojen biodiversiteettivaikutuksista, koska näiden toimenpiteiden vaikutuksista luonnon monimuotoisuuteen oli aiemmin niukasti tietoa. Näiden tutkimusten tulokset esitellään tässä neljänä erillisenä raporttina (osudet 4.1–4.4).

Hankkeen toisessa vaiheessa vuosina 2010–2013 tarkastellaan kosteikkojen, suojavyöhykkeiden, kasvipeitteisten kesantojen sekä perinnebiotooppien hoidon vaikutuksia biodiversiteettiin ja ravinnekuormitukseen samanaikaisesti. Toisessa vaiheessa pääasiallisena lähestymistapana on kerätä yhteen jo olemassa olevia tutkimusaineistoja ja arvioida vaikutuksia integroidusti niiden pohjalta sekä SYKE:n että MTT:n luonto- ja vesiasiantuntijoiden voimin. Lisäksi hankkeen toisessa vaiheessa arvioidaan ei-tuotannollisten investointien ja Leader-toimintatavan merkitystä perinnebiotooppien hoidossa ja kosteikkojen perustamisessa. Integroidun tarkastelun sekä ei-tuotannollisten investointien ja Leader-toimintatavan merkitystä arvioivan osuuden tulokset raportoidaan loppuraportissa.

4.1 Erityistuella perustettujen kosteikkojen merkitys hyönteisille

Janne Heliölä, SYKE, Sini Heikkilä, HY & Mikko Kuussaari, SYKE
janne.heliola@ymparisto.fi

4.1.1 Tausta

Erilaisia luontaisia kosteikkoja on ollut Suomessa alavilla alueilla yleisesti, mutta suurin osa peltojen läheisyydessä olleista kosteikoista on kuivatettu viljelykäyttöön (Puustinen ym. 2007). Tämän lisäksi järvenlaskujen avulla tehtiin uutta maatalousmaata aina 1960-luvulle asti (Tanskanen 2002). Molemmat tekijät ovat köyhdyttäneet suuresti maatalousalueiden kosteikkoluontoa sekä viljelymaita.

Maatalouden ympäristötukiohjelman avulla pyritään sekä palauttamaan kosteikkoja alkuperäisille paikoilleen että luomaan täysin uusia kosteikkoja alueille, joilla niitä on niukasti. Kosteikkoja perustettiin vuosina 1995–2006 yhteensä noin 70 kappaletta (Puustinen ym. 2007). Suurin osa näistä perustettiin ensimmäisellä ohjelmakaudella, jolloin kosteikoilla ei ollut juuri muita kuin vesiensuojelullisia tavoitteita (Puustinen ym. 2001). Tuolloin perustettiin myös paljon laskeutusaltaita, jotka ovat yleensä pienialaisia ja pyrkivät lähinnä pidättämään vedestä kiintoainesta. 2000-luvulla on siirrytty puhumaan monivaikutteisista kosteikoista, joilla tarkoitetaan ojan, puron tai joen osaa ja sen ranta-aluetta, jotka vähentävät maatalouden vesistökuormitusta, edistävät luonnon monimuotoisuutta ja toimivat vesivarastoina sekä monipuolistavat maatalousmaisemaa (Puustinen ym. 2007).

Perustettujen kosteikkojen määrät ovat jääneet kauas tavoitelluista, ja Keskinarkaus ym. (2009) ovat selvittäneet kattavasti tähän johtaneita ongelmakohtia kosteikkojen suunnittelussa, tukihauussa ja toteutuksessa. Tilanteeseen tuonee parannusta se, että vuodesta 2010 alkaen ei-tuotannollisten investointien tukitasoa kosteikkojen perustamiseen korotettiin merkittävästi. Suunnittelun tueksi on laadittu mm. Karhusen (2007) ja Hagelbergin ym. (2009) oppaat, joihin on koottu selkeitä ja käytännönläheisiä ohjeita kosteikon perustajalle.

Perustettujen kosteikkojen luontoarvoja on tutkittu Suomessa vasta vähän, ja harvat lajistoselvitykset ovat keskittyneet lähinnä vesilinnuston inventointiin (Kuussaari ym. 2008, Puustinen ym. 2001, 2007). Tutkimustietoa esi-

merkiksi eri perustamistapojen tai kosteikon sijoittamisvaihtojen lajistovaikutuksista tarvittaisinkin lisää, sillä nykyiset kosteikkojen rakentamisohteet painottuvat vesiensuojelullisiin seikkoihin ja ovat muilta osin varsin yleisluontoisia. Itävallassa ja Ruotsissa on kuitenkin saatu lupaavia tuloksia maatalousalueille perustettujen kosteikkojen luontoarvoista (Chovanec & Raab 1997, Thiere ym. 2009).

Kosteikkojen luontoarvojen mittaamisessa käytetään usein esimerkkinä yhden tai useamman niihin erikoistuneen eliöryhmän lajirunsauksia. Vesihyönteisistä sudenkorennot soveltuvat hyvin tällaiseksi indikaattorilajiryhmäksi. Sudenkorennot ovat erilaisissa vesistöissä lisääntyviä petohyönteisiä, joskin aikuiset yksilöt voivat liikkua kaukanakin vedestä (Sandhall ym. 1980). Useimmat sudenkorentolajit suosivat melko pieniä vesistöjä (Oertli ym. 2002). Ulkomailla sudenkorentoja on viime aikoina tutkittu sekä rakennetuilla kosteikoilla että luonnonvesistöissä (mm. Sahlén & Ekestubbe 2001, Kadoya ym. 2004, Smith ym. 2007). Suomessa sudenkorentojen ekologista tutkimusta on tehty vain luonnonvesistöissä (mm. Korkeamäki & Suhonen 2002, Suutari ym. 2004).

Sudenkorennot ovat merkittävä lajiryhmä vesistöjen ekologisen tilan arvioimisessa (mm. Chovanec & Waringer 2001, Schindler ym. 2003, Smith ym. 2007). Tutkimuksissa on myös saatu viitteitä siitä, että sudenkorennot indikoivat kosteikkojen muiden lajiryhmien monimuotoisuutta. (Oertli ym. (2002) havaitsivat, että sudenkorentojen lajirunsauden ja lammen kasvillisuuden monimuotoisuuden välillä on positiivinen yhteys. Coenagrion-suvun sudenkorentojen on puolestaan havaittu indikoivan lammen muiden selkärangattomien eliöiden monimuotoisuutta (Briers & Biggs 2003) ja sudenkorentojen toukkien esiintymisen vesikasvien monimuotoisuutta (Sahlén & Ekestubbe 2001). Chovanec & Waringer (2001) pitivät sudenkorentoja hyvänä indikaattorilajiryhmänä muun muassa siksi, että

- ne reagoivat nopeasti elinympäristönsä muutoksiin,
- niiden lajimäärä on varsin pieni,
- useimmat lajeista ovat helposti määritettävissä maastossa,
- monen lajin esiintyminen on kytköksissä elinympäristön tiettyihin ominaisuuksiin, ja
- useimmat sudenkorentolajit ovat hyviä lentäjiä ja liikkuvat laajalti, joten ne voivat löytää nopeasti uudenkin elinympäristölaikun, kuten perustetun kosteikon.

4.1.2 Tavoite

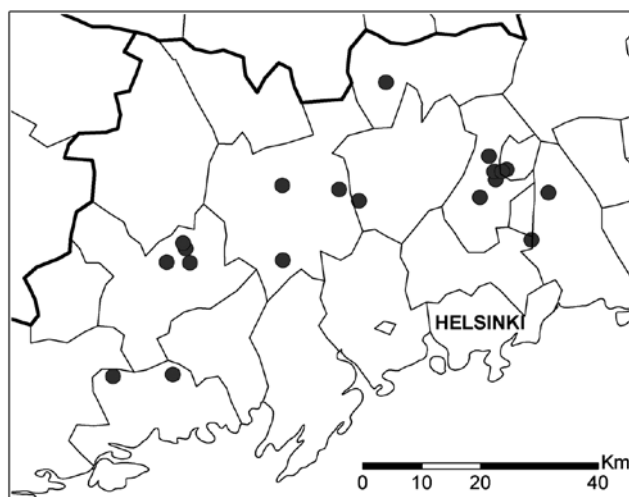
Tutkimuksessa selvitettiin maatalousalueille perustettujen kosteikkojen luontoarvoja käyttäen indikaattorilajiryhmänä sudenkorentoja (Odonata). Tavoitteena oli arvioida, missä määrin perustetut kosteikot lisäävät suden-

korentojen monimuotoisuutta maatalousalueella, sekä millaiset kosteikon ominaisuudet selittävät sudenkorentojen laji- ja yksilömäärissä havaittavaa vaihtelua. Samalla pyrittiin lisäämään perustiedon määrää tavanomaisessa maatalousympäristössä esiintyvistä sudenkorentolajistosta. Heikkilä (2010) on esitellyt yksityiskohtaisemmin tutkimuksen aineistot, menetelmät ja tulokset.

4.1.3 Aineisto ja menetelmät

Tutkimusasetelma

Tutkimus toteutettiin Uudellamaalla kesällä 2008. Tutkimukseen valittiin yhteensä 19 kosteikkoaluetta (kuva 1), joista kuusi oli perustettu kosteikkojen erityistuen avulla, yhdeksän laskeutusaltaana ja neljä ilman ympäristötukea. Ihanteellisesti tutkimus olisi tehty yksinomaan kosteikkojen erityistuella perustetuilla kohteilla, mutta näitä ei ollut riittävästi tarjolla kohtuullisella etäisyydellä Helsingistä. Tätä ei kuitenkaan katsottu ongelmaksi, sillä työn tarkoituksena ei ollut vertailla eri tukimuotojen avulla perustettuja kosteikkoja vaan selvittää, mitkä kosteikon rakennepiirteet selittävät sudenkorentojen monimuotoisuuden paikallista vaihtelua.

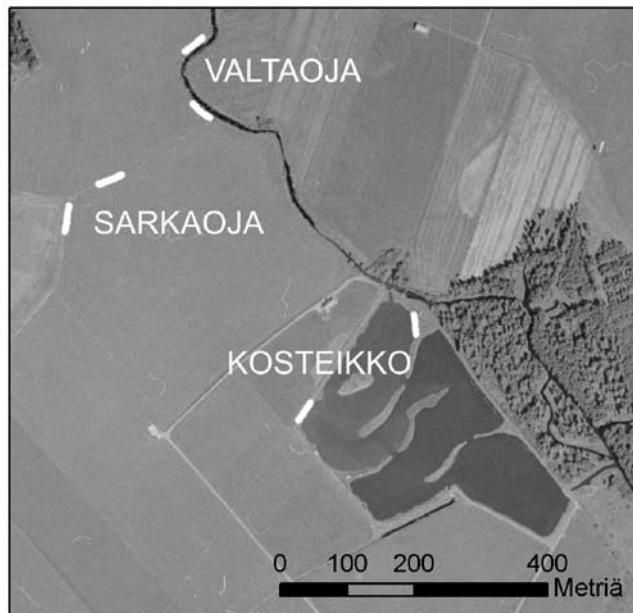


Copyright: SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/08

Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti Uudellamaalla.

Tutkimusta varten kullekin kosteikolle perustettiin keväällä laskentalinja, jolta havaintoaineistot kerättiin. Kukin linja oli edelleen jaettu erillisiin, 50 metrin mittaisiin osuuksiin (laskentalohkoihin). Laskentalohkojen pituus oli vakioitu, jotta niiltä havaitut laji- ja yksilömäärät olisivat keskenään vertailukelpoisia. Laskentalohkoja perustettiin kullekin kosteikolle vähintään kaksi, ja niiden välimatka oli vähintään 50 metriä lukuun ottamatta kaikkein pienialaisimpia kosteikkoja. Suuremmille kosteikoille perustettiin vielä 1–4 lisälohkoa. Lohkot sijoitettiin kosteikolla keskenään mahdollisimman erilaisiin, mutta elinympäristötyypiltään homogeenisiin maastonkohtiin.

Tutkituista kosteikoista kuudelta kerättiin lisäksi täydentävää vertailuaineistoa kahdesta muusta elinympäristöstä, valtaojien sekä niitä kapeampien sarkaojien varsilta. Valtaojalla tarkoitetaan tässä perustettuun kosteikkoon yhteydessä olevaa jokiuomaa tai leveää laskuojaa. Sarkaojat puolestaan olivat edellisiä kapeampia, laskuojaan tai jokeen yhtyviä ja usein osan kesästä kuivana olevia uomia. Nämä vertailualueet valittiin samalta pelto- tai maisema-alueelta siten, että niiden etäisyys perustettuun kosteikkoon vaihteli 140–460 metrin välillä. Otanta-asetelmaa on havainnollistettu kuvassa 2.



Copyright: SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/08

Kuva 2. Tutkimuksen otanta-asetelma. Kuvassa esimerkkinä Tuusulan Rantamon kosteikko.

Havaintoaineisto

Aineistot sudenkorentojen ja päiväperhosten esiintymisestä kerättiin ns. linjalaskentamenetelmän avulla (Pollard ja Yates 1993, Kuussaari ym. 2000). Menetelmä on alun perin kehitetty päiväperhosten seurantaan, johon sitä käytetään Suomessakin (mm. Kuussaari ym. 2008, Heliölä ym. 2010). Menetelmää on sovellettu myös sudenkorentojen seurantaan (Ketelaar & Plate 2001) ja sitä on käytetty monissa sudenkorentotutkimuksissa (mm. Steytler & Samways 1995, Schindler ym. 2003, Smith ym. 2007). Päiväperhoset sisällytettiin tutkimukseen lähinnä sudenkorentojen vertailukohtaksi, sillä erilaisten reheväsavuisien ranta-alueiden tiedetään olevan niiden kannalta vähäarvoisia elinympäristöjä. Päiväperhosaineistoa käytettiin vain muutamissa tulostarkasteluissa.

Korento- ja perhoshavainnot kerättiin maatalousympäristön päiväperhosseurannan toimintaohjeita noudattaen (Heliölä ym. 2010). Laskentalohkot sijaitsivat kosteikon

rantavyöhykkeellä vesirajan tuntumassa siten, että puolet havainnointialueesta (2,5 m) sijaitsi pääsääntöisesti veden yllä. Haavin ohella sudenkorentojen lajinmäärityksessä käytettiin apuna kiikaria. Havainnot kerättiin kultakin kosteikolta kolmeen otteeseen 16.6.–23.8.2008 välisenä aikana.

Havaitut yksilömäärät kirjattiin muistiin lajeittain kultakin laskentalohkolta erikseen. Sudenkorenoista kirjattiin lajiin lisäksi sukupuoli, mutta aineiston analyyseissä käytettiin lopulta ainoastaan koiraista tehtyjä havainnot. Tähän päädyttiin kolmesta syystä: 1) Aikuiset koiraat pysyttelevät hyviltä lisääntymispaikoilta varaamallaan reviireillä, kun taas naaraat liikkuvat usein muissakin elinympäristöissä (Karjalainen 2002). Tämän vuoksi koiraiden esiintyminen kuvastaa luotettavammin havaintopaikan arvoa korentojen lisääntymisympäristönä. 2) Koiraat ovat elinpiirillään paremmin havaittavissa, kun taas naaraat piileksivät usein kasvillisuuden suojissa (Karjalainen 2002). 3) Maasto-oloissa koiraiden lajinmääritys on varmempaa kuin naaraiden.

Tutkimusalueiden elinympäristötiedot

Sudenkorentojen laji- ja yksilömäärissä havaittua vaihtelua pyrittiin selittämään pääasiassa erilaisten maastossa arvioitujen elinympäristön laatua kuvastavien ympäristömuuttujien avulla. Nämä arvioitiin joko yksittäisen laskentalohkon, koko kosteikkoalueen tai joissakin tapauksissa molempien osalta. Lisäksi analyyseihin sisällytettiin havainnoinnin aikaisia sääolosuhteita kuvastavia muuttujia. Alla on lyhyesti selostettu käytetyt tausta- ja ympäristömuuttujat, jotka Heikkilä (2010) on esitellyt yksityiskohtaisesti.

Kohteiden ominaisuuksista riippumattomat taustamuuttujat:

Lämpötila. Keskiarvo eri laskentakertojen aikana vallinneista lämpötiloista (°C).

Tuulisuus. Keskiarvo eri laskentakertojen aikana vallinneesta tuulisuudesta, joka arvioitiin boforiasteikolla 0–6/6.

Aurinkoisuus laskennan aikana. Keskiarvo eri laskentakertoilta (kuinka suuren osan (%) lohkon laskenta-ajasta aurinko paistoi).

Kosteikon pohjoisuus. Kosteikon keskipisteen P-koordinaatti.

Kosteikkokohtaiset ympäristömuuttujat:

Avoimen veden peittävyys. Avoveden osuus kosteikkoalueen kaikista kasvillisuustyypeistä. Arvioitiin prosentteina (%), kuten muutkin alla esitellyt peittävyysmuuttujat.

Keskikokoisten ilmaversoisten kasvien peittävyys. Tarkoittaa mm. vihvilöiden, kortteiden ja sarojen yhteispeittävyttä.

Suurten ilmaversoisten kasvien peittävyys. Tarkoittaa edellisiä kookkaampien kasvien, mm. osmankäämin, järviruo'on ja kaislojen yhteispeittävyttä. Arvio tehtiin vielä erikseen harvan sekä tiheän kasvuston peittävyksi-en osalta.

Kelluslehtisten peittävyys. Tarkoittaa mm. ulpukan ja vitojen yhteispeittävyttä.

Ruoho- ja heinävaltaisen kasvillisuuden peittävyys. Tarkoittaa luhtamaisen rantavyöhykkeen osuutta, jolla ei esiinny varsinaisia vesi- tai kosteikkokasveja.

Paljaan rannan peittävyys. Kertoo ennen kaikkea siitä, kauanko edellisistä ruoppauksista on kulunut aikaa. Muuttujaan sisällytettiin myös rannan suuret kivet sekä kaatuneet puunrungot.

Puuston ja pensaiden peittävyys. Puustoinen osuus luhtamaisesta rantavyöhykkeestä.

Veden sameus. Kirkkautta arvioitiin luokka-asteikolla 0–3/3 (0=kirkas, ..., 3=erittäin samea).

Soistuneisuus. Suokasvillisuuden vallitseman alueen osuus kosteikosta luokka-asteikolla 0–3/3 (0=ei soistunut, ..., 3=pääosin soistunut).

Kosteikon pinta-ala. Ilmakuivilta digitoituna, sisältäen myös avoimen, luhtamaisen rantavyöhykkeen.

Osa edellä mainituista kosteikkotason muuttujista arvioitiin erikseen myös kultakin laskentalohkolta. Näiden lisäksi vain laskentalohkolta arvioitiin seuraavat ympäristömuuttujat:

Irtokellujien peittävyys. Vapaasti veden pinnalla kelluvien kasvien kuten limaskan peittävyys.

Mesikasvien runsaus kesäkuussa. Kukkivien kasvien yleisrunsaus luokka-asteikolla 0–4/4 (0=ei lainkaan, ..., 4=hyvin runsaasti).

Mesikasvien runsaus heinäkuussa. Kuten edellä. Arvioitiin, koska eri mesikasviryhmit kukkivat kesän eri aikoina.

Ruoho- tai heinävaltaisen rantavyöhykkeen leveys metreinä. Keskimääräinen etäisyys pysyvästi kuivan maan rajalta avoveteen asti.

Veden pysyvyys. 0/1-muuttuja sen mukaan, oliko laskenta-alueella elokuussa avovettä.

Maiseman avoimuus. Lohkon lähiympäristön alttius tuulelle luokka-asteikolla 0–3/3 (0=suojainen kaikkiin suuntiin, ..., 3= avoin ja hyvin tuulinen maastonkohta).

Tilastolliset analyysit

Heikkilä (2010) on kuvannut yksityiskohtaisesti aineistojen analysoinnin, joka esitellään tässä vain pääpiirteissään. Perustettujen kosteikkojen ja niiden vertailuaineiden välisiä laji- ja yksilömäärien eroavuuksia tarkasteltiin Kruskal-Wallisian varianssianalyysillä. Kosteikon erilaisten elinympäristön ominaisuuksien vaikutusta sudenkorentojen laji- ja yksilömääriin selvitettiin rakentamalla regres-

siomenetelmiin kuuluvia yleistettyjä lineaarisia malleja (McCullagh & Nelder 1989). Tämä tarkastelu tehtiin erikseen sekä koko kosteikon että yksittäisen laskentalohkon tasolla. Kosteikkotasolla kunkin alueen yhteislajimäärään sisällytettiin myös varsinaisen laskennan ulkopuolella tehdyt havainnot. Lohkotason mallinnuksessa oli tarpeen käyttää yleistettyjä lineaarisia sekamalleja (GLMM), koska sekamalli ottaa huomioon samalla kosteikolla sijaitsevien lohkojen riippuvuuden toisistaan (Bolker ym. 2009). Lohkotason sekamallissa kosteikko oli mukana ns. satunnaisuuttujana. Ennen useita selittäviä muuttujia sisältävien mallien rakentamista tutkittiin eri ympäristömuuttujien välisiä korrelaatioita, ja voimakkaasti korreloituneista muuttujista vain toinen otettiin mukaan analyysiin.

4.1.4 Tulokset

Tutkimuksessa havaittiin kaikkiaan 25 maamme vakituksena esiintyvistä 54 sudenkorentolajista. Sudenkorento-yksilöitä havaittiin yhteensä 2 192, joista 2 027 havaittiin kosteikoilta ja 165 niiden vertailualueilta. Havaitut korentolajit ja yksilömäärät on esitetty taulukossa 1. Aineiston runsaimpia lajeja olivat sirotytönkorento (*Coenagrion pulchellum*), sirokeijukorento (*Lestes sponsa*) ja keihästy-tönkorento (*Coenagrion hastulatum*). Nämä lajit muodostivat yhteensä 77 % havaitusta yksilöistä. Useimpia havaituista sudenkorentolajeista tavataan yleisinä koko Etelä-Suomessa, mutta joukossa oli myös muutama huomionarvoinen laji. Eteläntytönkorento (*Coenagrion puella*) on luokiteltu uhanalaiseksi (Rassi ym. 2001) ja täplälampikorento (*Leucorrhinia pectoralis*) on rauhoitettu EU:n luontodirektiivin IV-liitteen laji. Eteläntytönkorentoa havaittiin varsinaisluokuisena ja peräti 11 tutkimusalueella. Kolmas huomionarvoinen laji oli verikorento (*Sympetrum sanguineum*), joka on luokiteltu silmälläpidettäväksi (Rassi ym. 2001).

Taulukossa 2 on esitetty sudenkorentoaineiston keskeisiä tunnuslukuja. Kosteikoilta tavattiin keskimäärin noin kymmenen sudenkorentolajia ja noin 130 yksilöä. Kosteikkojen välillä oli kuitenkin suurta vaihtelua korentomäärissä.

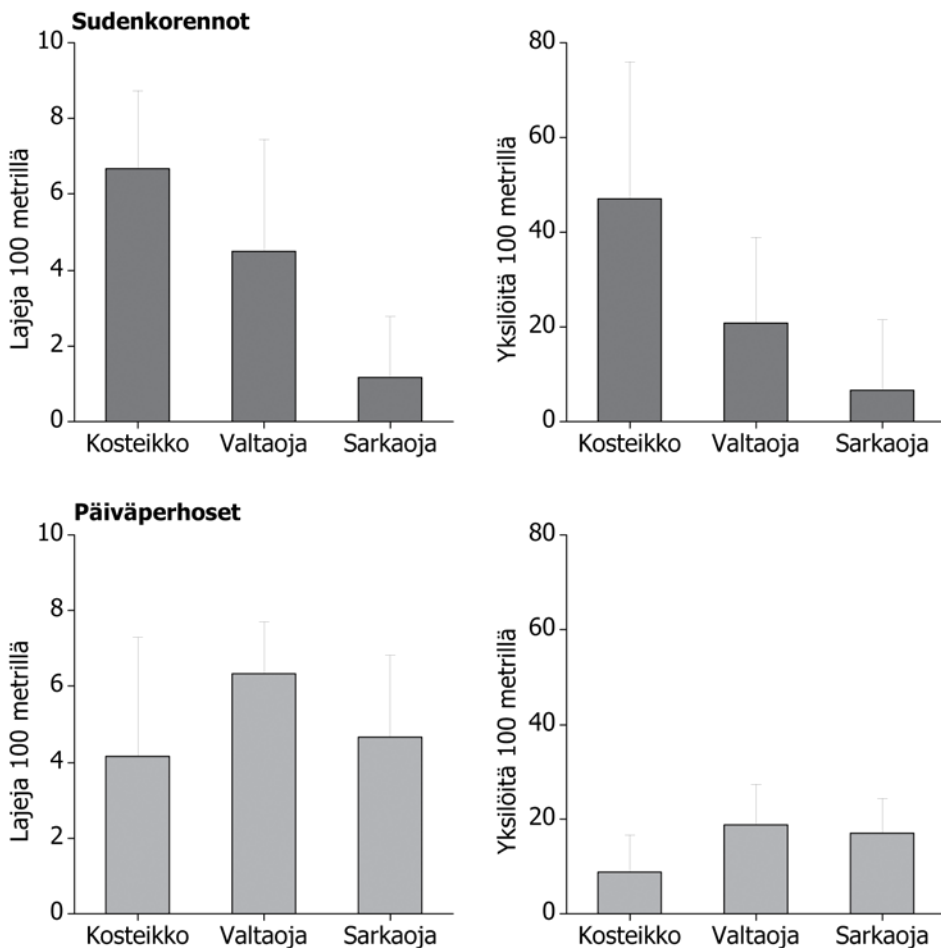
Päiväperhosia havaittiin vastaavasti kosteikoilta ja niiden vertailualueilta yhteensä 17 lajia ja 435 yksilöä. Tavatut lajit olivat kaikki maatalousalueille hyvin tyypillisiä, eikä esimerkiksi suoperhosia tavattu lainkaan. Runsaimmat lajit lauhahiipijä (*Thymelicus lineola*), tesmaperhonen (*Aphantopus hyperantus*) ja angervohopeatäplä (*Brenthia ino*) muodostivat 65 % havaituista yksilöistä. Kosteikoilla päiväperhosten laji- ja yksilömäärät olivat hyvin alhaisia.

Taulukko 1. Tutkimuksessa havaitut sudenkorentolajit, koiraiden yksilömäärät sekä lajin esiintymisfrekvenssi kosteikoilla (%). Tutkittuja kosteikkoja oli yhteensä 19 ja niiden verokiryhmiä valta- ja sarkaojia 6.

| Sudenkorentolaji | Yksilömäärä | | | Yhteis- määrä | Frekvenssi (%) kosteikoilla |
|--|-------------|-----------|-----------|------------------|--------------------------------|
| | Kosteikot | Valtaojat | Sarkaojat | | |
| Hentosudenkorennot (<i>Zygoptera</i>) | | | | | |
| Immenkorento (<i>Calopteryx splendens</i>) | | 3 | | 3 | 0 |
| Neidonkorento (<i>Calopteryx virgo</i>) | | 4 | | 4 | 0 |
| Isokeijukorento (<i>Lestes dryas</i>) | 1 | | | 1 | 5 |
| Sirokeijukorento (<i>Lestes sponsa</i>) | 483 | 14 | 5 | 502 | 95 |
| Keihästyönkorento (<i>Coenagrion hastulatum</i>) | 449 | 43 | 7 | 499 | 100 |
| Eteläntytönkorento (<i>Coenagrion puella</i>) | 127 | | | 127 | 58 |
| Sirotytönkorento (<i>Coenagrion pulchellum</i>) | 644 | 16 | 25 | 685 | 89 |
| Isotytönkorento (<i>Erythromma najas</i>) | 36 | 14 | | 50 | 37 |
| Punatyönkorento (<i>Pyrrhosoma nymphula</i>) | 1 | | | 1 | 5 |
| Okatytönkorento (<i>Enallagma cyathigerum</i>) | 11 | | | 11 | 16 |
| Sulkakoipikorento (<i>Platycnemis pennipes</i>) | 14 | 6 | | 20 | 11 |
| Aitosudenkorennot (<i>Anisoptera</i>) | | | | | |
| Kirjoukonkorento (<i>Aeshna cyanea</i>) | 5 | | | 5 | 16 |
| Ruskoukonkorento (<i>Aeshna grandis</i>) | 9 | | | 9 | 37 |
| Siniukonkorento (<i>Aeshna juncea</i>) | 4 | 2 | | 6 | 16 |
| Vaskikorento (<i>Cordulia aenea</i>) | 29 | 3 | 1 | 33 | 53 |
| Täpläkiiltokorento (<i>Somatochlora flavomaculata</i>) | 4 | 3 | | 7 | 16 |
| Välkekorento (<i>Somatochlora metallica</i>) | 21 | 2 | | 23 | 58 |
| Ruskohukankorento (<i>Libellula quadrimaculata</i>) | 45 | | | 45 | 47 |
| Tummasyyskorento (<i>Sympetrum danae</i>) | 11 | 3 | | 14 | 26 |
| Elokorento (<i>Sympetrum flaveolum</i>) | 15 | 1 | | 16 | 42 |
| Verikorento (<i>Sympetrum sanguineum</i>) | 11 | 3 | | 14 | 16 |
| Punasyyskorento (<i>Sympetrum vulgatum</i>) | 94 | 8 | 2 | 104 | 58 |
| Pikkulampikorento (<i>Leucorrhinia dubia</i>) | 1 | | | 1 | 5 |
| Täplälampikorento (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>) | 7 | | | 7 | 11 |
| Isolampikorento (<i>Leucorrhinia rubicunda</i>) | 5 | | | 5 | 5 |

Taulukko 2. Sudenkorentojen laji- ja yksilömäärät kosteikoilla sekä niiden vertailualueilla.

| Sudenkorennot | minimi | keskiarvo | maksimi | yhteensä |
|-----------------------------|--------|-----------|---------|----------|
| <i>Lajimäärä</i> | | | | |
| Kosteikolta yhteensä (n=19) | 5 | 9,9 | 14 | 23 |
| Vertailualueilta (n=6) | | | | |
| – kosteikot | 4 | 6,7 | 9 | 18 |
| – valtaojat | 1 | 4,5 | 8 | 15 |
| – sarkaojat | 0 | 1,2 | 4 | 5 |
| <i>Yksilömäärä</i> | | | | |
| Kosteikolta yhteensä (n=19) | 22 | 127,8 | 314 | 2027 |
| Vertailualueilta (n=6) | | | | |
| – kosteikot | 18 | 47,0 | 95 | 282 |
| – valtaojat | 1 | 20,8 | 43 | 125 |
| – sarkaojat | 0 | 6,7 | 37 | 40 |



Kuva 3. a) Sudenkorentojen ja b) päiväperhosten keskimääräiset laji- ja yksilömäärät perustetuilla kosteikoilla sekä niiden vertailukohtana käytettyjen valtaojien sekä kapeampien sarkaojen varsilla.

Sudenkorentomäärien vaihtelu ja sitä selittäneet ympäristötekijät

Kuvassa 3 on esitetty sudenkorentojen ja päiväperhosten keskimääräiset laji- ja yksilömäärät vertailuissa elinympäristöissä. Sekä sudenkorentojen laji- että yksilömäärät erosivat tilastollisesti merkitsevästi vertailuissa elinympäristöissä ($p=0.0035$; $p=0.0119$). Parittaisissa vertailuissa merkitsevä ero löytyi molemmissa tapauksissa perustettujen kosteikkojen ja sarkaojen väliltä. Valtaojat eivät eronneet merkitsevästi muista elinympäristöistä. Päiväperhosilla elinympäristöjen väliset erot olivat vähäisempiä, mutta sekä laji- että yksilömäärät olivat alhaisimpia kosteikoilla.

Sudenkorentojen lajimäärän kanssa voimakkaimmin korreloituneita ympäristömuuttujia (korrelaatiokerroin $> 0,4$) olivat kosteikkotason tarkastelussa kosteikon pohjoisuus ja lohkotason tarkastelussa kelluslehtisten runsaus sekä veden pysyvyys (taulukko 3). Lohkotasolla myös soistuneisuus oli tilastollisesti merkitsevä muuttuja, mutta korrelaatio ei ollut kovin voimakas. Nämä ympäristömuuttujat

korreloivat positiivisesti sudenkorentojen lajimäärän kanssa. Kosteikon pinta-alalla ei havaittu korrelaatiota sudenkorentojen lajimäärän kanssa.

Sudenkorentojen lajirunsauden vaihtelua selittäneeseen kosteikkotason malliin (GLM) tuli mukaan vain yksi ympäristömuuttuja, kosteikon pohjoisuus (taulukko 4). Muuttujan vaikutussuunta oli positiivinen, eli pohjoisempana sijainneilla kosteikoilla lajimäärät olivat suurempia. Tämä tulos selittyy kuitenkin pienestä otoskoosta johtuvasta sattumasta, sillä kosteikon pohjoisuus oli yksi adjustoitavista eli kosteikon ominaispiirteistä riippumattomista muuttujista. Yksikään kosteikkotason ominaisuus ei siis tässä mallissa selittänyt sudenkorentojen lajirunsaudessa havaittua vaihtelua. Myös sudenkorentojen lajirunsauden vaihtelua selittäneeseen lohkotason malliin (GLMM) tuli mukaan vain yksi ympäristömuuttuja, kelluslehtisten runsaus (taulukko 4). Sen vaikutussuunta oli positiivinen, eli sudenkorentojen lajimäärät olivat korkeampia kohteilla, joilla kelluslehtisten kasvien peittävyys oli suurempia.

Taulukko 3. Ympäristömuuttujien yksittäiskorrelaatiot sudenkorentojen laji- ja yksilömääriin kosteikko- ja laskentalohkotasolla. Muuttujat on kuvattu tekstissä.

| Muuttuja | Lajimäärä | | Yksilömäärä | |
|--|---------------------|-----------|---------------------|-----------|
| | korrelaatio-kerroin | p-arvo | korrelaatio-kerroin | p-arvo |
| Kosteikkotasoa | | | | |
| Lämpötila | 0,042 ^P | 0,864 | 0,150 | 0,536 |
| Tuulisuus | -0,279 | 0,247 | 0,073 | 0,765 |
| Kosteikon pohjoisuus | 0,558 ^P | 0,013* | 0,147 | 0,541 |
| Avoveden peittävyys | -0,013 ^P | 0,958 | 0,159 | 0,512 |
| Keskikokoisten ilmaversoisten peittävyys | 0,108 ^P | 0,660 | -0,525 | 0,023* |
| Suurten harvakasvustoisten ilmaversoisten peittävyys | 0,191 ^P | 0,434 | 0,176 | 0,466 |
| Kelluslehtisten peittävyys | -0,028 ^P | 0,910 | 0,480 | 0,039* |
| Ruoho- ja heinävaltaisen kasvillisuuden peittävyys | -0,002 ^P | 0,994 | -0,100 | 0,683 |
| Paljaan rannan peittävyys | -0,147 ^P | 0,547 | -0,163 | 0,503 |
| Puuston ja pensaiden peittävyys | 0,190 ^P | 0,437 | -0,475 | 0,041* |
| Veden sameus | -0,087 | 0,721 | -0,529 | 0,021* |
| Soistuneisuus | 0,326 | 0,170 | -0,142 | 0,560 |
| Kosteikon pinta-ala | 0,060 ^P | 0,806 | 0,096 | 0,694 |
| Lohkotaso | | | | |
| Aurinkoisuus | -0,178 | 0,221 | -0,236 | 0,103 |
| Tuulisuus | -0,006 | 0,970 | 0,127 | 0,383 |
| Keskikokoisten ilmaversoisten peittävyys | 0,253 | 0,080 | -0,080 | 0,583 |
| Suurten harvakasvustoisten ilmaversoisten peittävyys | 0,102 | 0,484 | 0,095 | 0,517 |
| Irtokellujien peittävyys | 0,030 | 0,839 | 0,016 | 0,910 |
| Paljaan rannan peittävyys | 0,067 | 0,648 | 0,053 | 0,717 |
| Puuston ja pensaiden peittävyys | -0,101 | 0,490 | 0,098 | 0,502 |
| Kelluslehtisten runsaus | 0,524 | <0,001*** | 0,651 | <0,001*** |
| Ilmaversoisten runsaus | 0,058 | 0,692 | -0,069 | 0,636 |
| Kasvillisen rantavyöhykkeen leveys | -0,170 | 0,245 | -0,388 | 0,006** |
| Mesikasvien runsaus kesäkuussa | -0,202 | 0,165 | -0,267 | 0,064 |
| Mesikasvien runsaus heinäkuussa | -0,024 | 0,870 | -0,025 | 0,863 |
| Soistuneisuus | 0,317 | 0,027* | 0,015 | 0,919 |
| Veden pysyvyys | 0,446 | 0,002** | 0,331 | 0,020* |
| Maiseman avoimuus | -0,227 | 0,117 | -0,134 | 0,358 |

P = Pearsonin korrelaatio, muut Spearmanin järjestyskorrelaatioita, * P < 0,05, ** P < 0,01, *** P < 0,001

Sudenkorentojen yksilömäärän kanssa voimakkaimmin korreloituneita ympäristömuuttujia (korrelaatiokerroin > 0,4) olivat kosteikkotasoa tarkastelussa veden sameus, keskikokoisten ilmaversoisten peittävyys, kelluslehtisten peittävyys sekä puuston ja pensaiden peittävyys (taulukko 3). Kelluslehtisten peittävyys korreloi positiivisesti sudenkorentojen yksilömäärän kanssa, muut taas negatiivisesti. Loh-

kotason ympäristömuuttujista yksilömäärän kanssa korreloi voimakkaimmin kelluslehtisten runsaus. Myös kasvillisen rantavyöhykkeen leveys ja veden pysyvyys olivat tilastollisesti merkitseviä, mutta korrelaatiot eivät olleet kovin voimakkaita. Kelluslehtisten runsaus ja veden pysyvyys korreloivat positiivisesti ja kasvillisen rantavyöhykkeen leveys negatiivisesti sudenkorentojen yksilömäärän kanssa.

Taulukko 4. Sudenkorentojen laji- ja yksilörunsauden vaihtelua selittäneisiin malleihin tulleet ympäristömuuttujat koko kosteikon (a) ja yksittäisen laskentalohkon (b) tasolla.

| Muuttuja | F-arvo | p-arvo | vaikutuksen suunta |
|--|--------|---------|--------------------|
| Lajimäärä | | | |
| a) Kosteikkotason malli (GLM) | | | |
| Kosteikon pohjoisuus | 7,69 | 0,013 | + |
| b) Lohkotason malli (GLMM) | | | |
| Kelluslehtisten runsaus | 15,52 | 0,0005 | + |
| Yksilömäärä | | | |
| a) Kosteikkotason malli (GLM) | | | |
| Veden sameus | 8,42 | 0,0099 | - |
| Suurten harvakasvustoisten ilmaversoisten peittävyys | 12,05 | 0,0032 | + |
| b) Lohkotason malli (GLMM) | | | |
| Kelluslehtisten runsaus | 30,54 | <0,0001 | + |
| Kasvillisen rantavyöhykkeen leveys | 6,27 | 0,0184 | - |

Sudenkorentojen yksilörunsauden vaihtelua selittäneeseen kosteikkotason malliin (GLM) tulivat mukaan ympäristömuuttujat veden sameus ja suurten harvakasvustoisten ilmaversoisten peittävyys (taulukko 4). Veden sameuden lisääntyessä sudenkorentojen yksilömäärä laski. Suurilla harvakasvustoisilla ilmaversoilla kasveilla puolestaan oli mallissa positiivinen vaikutus yksilömäärään, vaikka korrelaatio yksittäiskorrelaatioissa ei ollut voimakas eikä tilastollisesti merkitsevä (taulukko 3). Sudenkorentojen yksilörunsauden vaihtelua selittäneeseen lohkotason malliin (GLMM) tuli mukaan kaksi ympäristömuuttujaa, kelluslehtisten runsaus ja kasvillisen rantavyöhykkeen leveys (taulukko 4). Kelluslehtisten runsaudella oli positiivinen vaikutus ja kasvillisen rantavyöhykkeen leveydellä negatiivinen vaikutus sudenkorentojen yksilömäärään.

4.1.5 Tulosten tarkastelu

Tavanomaisten eteläsuomalaisten maatalousalueiden korentolajisto koostuu suurelta osin elinpiiriin reheviä ja sameitakin vesistöjä kelpuuttavista lajeista, kun taas kirkaampiin vesien lajeja tavataan yleensä niukasti (Karjalainen 2002). Nämä piirteet ilmenivät myös tämän tutkimuksen havaintoaineistossa ja lajien runsaussuhteissa. Useimmat havaituista lajeista ovat yleisiä ja runsaslukuisia, mutta niiden ohella tavattiin muutamia harvinaisia tai vasta maahamme leviämässä olevia lajeja. Soille tyypilliset sudenkorentolajit puuttuivat aineistosta lähes tyystin, mikä selittynee sillä, että tutkituilla kosteikoilla ei esiintynyt käytännössä lainkaan suomaista kasvillisuutta. Samasta syystä kosteikoilta ei tavattu soille luonteenomaisia päiväperhoslajeja. Päiväperhosten pääasiallisia elinympäristöjä ovat erilaiset niityt ja metsänreunat (Pitkänen

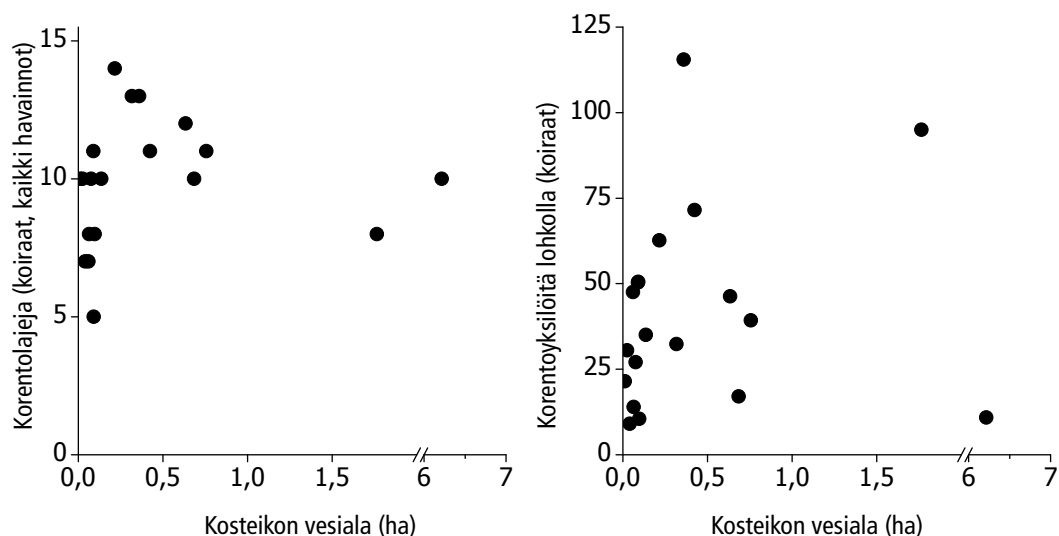
& Tiainen 2000), joten kosteikkojen vähäistä merkitystä niille ei voi pitää yllättävänä.

Perustetuilla kosteikoilla tavattiin selvästi enemmän sekä sudenkorentolajeja että -yksilöitä kuin niiden vertailuympäristöissä, läheisten valta- tai sarkaojien varsilla. Tämä osoittaa, että perustetut kosteikot lisäävät merkittävästi sudenkorentojen paikallista monimuotoisuutta verrattuna tilanteeseen, jossa tarjolla olisi vain erilaisia valta- tai sarkaojia. Myös Williamsin ym. (2004) tulosten perusteella pienialaiset kosteikot ovat yleensä kasvi- ja selkärangatonlajistoltaan monipuolisempia kuin pienet purot tai ojat.

Korentomäärät olivat alhaisia kaikkein pienialaisimmilla mutta myös suurimmilla kosteikoilla (kuva 4). Jälkimmäinen tulos oli odottamaton, sillä eliöiden lajimäärä useimmiten kasvaa habitaatin pinta-alankin kasvaessa. Tämä saattaa selittyä esimerkiksi maaston suojattomuudella, sillä tutkimukseen sisältyneet kaksi suurempaa, yli kahden hehtaarin laajuista kosteikkoa sijaitsivat avoimessa maastossa laajojen peltoaukeiden keskellä. Kookkailta kosteikoilta tarvittaisiin kuitenkin täydentävää aineistoa, jotta niiden merkitystä voitaisiin perustellusti arvioida.

4.1.6 Johtopäätökset

Tutkimuksen merkittävin havainto oli se, että varsin pienialainenkin perustettu kosteikko voi ylläpitää tavallisella maatalousalueella kohtalaisen monipuolista sudenkorentoyhteisöä. Kun laajennetaan tarkastelua sudenkorentoista muihinkin eliöryhmiin kuten vesilintuihin (ks. luku 4.2), pieniä ja suurikokoisia kosteikkoja voidaan pitää toisiaan täydentävinä elinympäristöinä. Luonnon monimuo-



Kuva 4. Kosteikon vesipeitteisen alan suhde sudenkorentojen a) lajimäärään ($r_s = 0,39$, $P = 0,10$) ja b) yksilömäärään ($r_s = 0,30$, $P = 0,21$).

toisuuden kannalta voisi olla kustannustehokkaampaa perustaa muutamien suurten ja kalliiden kosteikkojen sijasta suurempi määrä erikokoisia, mutta enimmäkseen pienialaisia kosteikkoja.

Sudenkorentojen kannalta keskeisimpiä kosteikon ympäristökijöitä olivat pysyvä vesi sekä monipuolinen, puoliavoin vesi- ja rantakasvillisuus. Kosteikon ei tarvitse olla kovinkaan suuri, kunhan se on rakenteeltaan vaihteleva ja sisältää jonkin verran myös avointa vesipintaa. Korentomäärät olivat alhaisia tiheän rantakasvillisuuden vallitsevilla alueilla, joten kosteikon liiallista umpeenkasvua voidaan pitää niille haitallisena. Perustettua kosteikkoa ei tulisiakaan jättää oman onnensa nojaan, vaan sen ajoittainen ruoppaus on perusteltua myös sudenkorentojen kannalta. Olisi kuitenkin suotavaa välttää kovin voimaperäistä ruoppaamista yhdellä kertaa, sillä se voi hävittää kosteikon kasvi- ja eläinlajeja.

Sudenkorennot ovat pienikokoisia eläimiä, joten varsin pienialainenkin kosteikko voi ylläpitää monen korentolajin elinvoimaisia populaatioita. Pienialaisimmat lammet ovat myös yleensä kalattomia, mistä seuraava vähäisempi saalistuspaine voi lisätä niiden merkitystä selkärangattomille vesieläimille (Scheffer ym. 2006). Kookkaampien eläinten kuten vesilintujen kannalta pienillä kosteikoilla lienee kuitenkin vähemmän merkitystä (ks. luku 4.2). Eri eliöryhmät käyttävät elinympäristöään eri mittakaavatasoilla, joten tulee varoa kovin suoraviivaisia johtopäätöksiä kosteikon koon ja sen luontoarvojen välisestä suhteesta. Vastaavasti ajoittain kuivuvat tulva-altaat tai luhtamaiset tulvapellot ovat arvokkaita elinympäristöjä monelle muulle eliöryhmälle, vaikka niiden merkitys sudenkorennoille voikin olla vähäinen.

4.1.7 Toimenpide-ehdotukset

Kosteikon perustamiseen tähtäviä erityistukihakemuksia on monesti hylätty pitkänkin käsittelyn jälkeen sillä perusteella, ettei hankkeella katsottu olevan vesiensuojelullista merkitystä (Keskinarkaus ym. 2009). Perusteluna tälle on usein ollut kosteikon liian pieni koko tai sijaintipaikka. Pienialaisenkin kosteikon rakentamisen tulisi kuitenkin olla mahdollista, jos hanketta voidaan pitää ekologisesti mielekkäänä. Tällaisten tukihakemusten arvioinnissa huomiota tulisi kiinnittää ennen muuta hankkeen monimuotoisuusvaikutuksiin. Paikallistasolla pienetkin kosteikot voivat merkittävästi lisätä monimuotoisuutta etenkin peltovaltaisilla alueilla, joilla luontaisia vesistöjä on niukasti.

Pienialaisten kosteikkojen kohdalla erityistukihakemusten käsittelyssä voisi harkita kevennettyä menettelyä. Niiden perustamiskulut ovat yleensä varsin alhaisia, mutta riistasekä monimuotoisuusshyödyt silti kohtalaisia, joten kynnyksen pienten kosteikkojen perustamiseen tulisi saada mahdollisimman alhaiseksi. Vaihtoehtoisesti pienkosteikkojen rakentamista voitaisiin tukea luonnon monimuotoisuuden ja maiseman edistämisen erityistuella, johon jo nykyisinkin sisältyy jonkin verran kosteikkoja (Schulman ym. 2006).

Kosteikon perustamisesta voi aiheutua myös kielteisiä ympäristövaikutuksia, joiden nettovaikutukset tulee ottaa huomioon hankkeesta päätettäessä. Merkitystä on ainakin sillä, miten ja mihin kosteikko rakennetaan. Etenkin laajamittaista massiivikaivua vaativien hankkeiden mielekkyyttä on syytä punnita huolella. Lisäksi tulisi välttää kosteikon perustamista luontoarvoiltaan merkittäviin elinympäristöihin (esimerkiksi lehtomaisen purolaakson patoaminen altaaksi).

Eroavatko kosteikkojen erityistuen kohteet aiemmista laskeutusaltaista?

2000-luvun aikana maatalouden ympäristötuessa on omaksuttu käyttöön monivaikutteisen kosteikon käsite erotuksena aiemmista kosteikon tai laskeutusaltaan perustamisen erityistuista. Tämän seurauksena perustettaville kosteikoille on asetettu aiempaa selvemmin myös muun muassa lajiensuojeluun liittyviä tavoitteita. Tämä kuitenkin edellyttää, että monivaikutteisista kosteikkojen suunnittelu- ja toteutuskäytäntöjen tulisi jollain tavoin erota etenkin aiemmista laskeutusaltaista, joiden tavoitteet olivat selkeästi vesiensuojelussa. Tämän osoittaminen vaatisi viime kädessä vertailevaa maastotutkimusta, mutta suuntaa-antavia eroja voidaan etsiä myös vertaamalla eri tukimuotojen hankesuunnitelmien sisältöjä. Tämän selvittämiseksi analysoitiin Uudenmaan ja Varsinais-Suomen alueelta tiedot kaikista vuosina 1995–2005 tehdyistä erityistuen kosteikko- ja laskeutusallassopimuksista, joita oli yhteensä 85. Yhteenvedo hankesuunnitelmista kerätyistä kosteikkoalueeseen tai sen perustamis- ja hoitotoimiin liittyvistä tiedoista on esitetty taulukossa 5.

Kosteikko-erityistuen kohteilla sekä varsinaisen kosteikon että valuma-alueen alat olivat huomattavasti suurempia kuin laskeutusaltailla, joilla puolestaan pelto- ja määrien sekä osuus valuma-alueesta olivat korkeampia. Perustamistavat eivät juurikaan eronneet tukimuotojen välillä, sillä molemmissa perustaminen tehtiin lähinnä tai yksinomaan massiivikaivuna ja pelkkää patoa on käytetty vain muutamilla kohteilla. Etenkin laskeutusaltaat on kaivettu tyyppillisesti jyrkkärantaisiksi altaiksi, joissa oli niukasti syvyysovaihtelua. Ne olivat myös muodoltaan säännöllisiä ja selvärajaisia, kun taas kosteikko-erityistuen kohteilla rantaviiva oli useimmiten vaihtelevampi. Molemmissa tukimuodoissa lähes kaikilla kohteilla oli suunniteltu puuston raivauksia, mutta niiden sisältöä tai laajuutta ei yleensä määritetty. Perustamisen jälkeen etenkin useimmille kosteikko-erityistuen kohteille suunniteltiin lietteen ruoppauksia. Alle puolet viljelijöistä aikoi niittää kosteikkoaluetta ympäröivää suojakaistaa, ja hyvin harva varsinaista vesikasvillisuutta. Vastoin odotuksia puiden tai pensaiden, yleisimmin pajujen tai tervalepän istutuksia oli suunniteltu yleisemmin laskeutusaltailla. Laidunnusta oli suunniteltu vain yhdellä kohteella. Tulosten yleistettävyyttä osin heikentää se, että useimmat hankesuunnitelmat olivat monin paikoin puutteellisia.

Vertailtujen tukimuotojen välillä ei ollut selviä eroja kosteikon perustamistavoissa tai suunnitelluissa hoitotoimenpiteissä. Kosteikko-erityistuen kohteilla altaiden

syvyydet kuitenkin vaihtelivat hieman enemmän, ja niiden muoto oli suunniteltu selvästi vaihtelevammaksi kuin laskeutusaltaiden. Tämän perusteella kosteikko-erityistuen kohteita voidaan pitää riittävässä määrin erilaisina ja eliölajiston kannalta edullisempina kuin aiempia laskeutusaltaita.

Taulukko 5. Uudenmaan ja Varsinais-Suomen kosteikkojen ja laskeutusaltaiden sekä niiden perustamis- ja hoitotoimien ominaispiirteitä. Tiedot on kerätty erityistukihakemuksiin liitettyistä hankesuunnitelmista. Väliotsikoiden perässä olevat luvut kertovat, kuinka monesta sopimuksesta tieto puuttui tai ei ollut arvioitavissa (kosteikot/laskeutusaltaat).

| Sopimusalueeseen, perustamiseen tai hoitoon liittyvä ominaisuus | Kosteikot (n=26) | Laskeutus- altaat (n=59) |
|---|---------------------|--------------------------------|
| Sopimusalueen koko (keskiarvot) | | |
| Sopimusala yhteensä (sis. lähipelot), ha | 6,8 | 21,5 |
| Varsinaisen kosteikon ja suoja-alueen ala, ha | 1,6 | 0,5 |
| Sopimusalueen ympäristö (keskiarvot) | | |
| Valuma-alueen koko, ha | 325,4 | 185,4 |
| Peltomaata valuma-alueella, ha | 51,7 | 78,7 |
| Valuma-alueen peltoprosentti (ilmoitettu) | 36,5 | 49,1 |
| Perustamiseen liittyvät tiedot | | |
| <i>Altaan perustamistapa (14/5)</i> | | |
| – Massiivikaivuna | 4 | 16 |
| – Patoamalla | 1 | 3 |
| – Kaivaen ja patoamalla | 7 | 35 |
| <i>Altaan syvyys (17/29)</i> | | |
| – Jyrkkärantainen, syvä | 6 | 27 |
| – Vaihteleva, altaassa syviä ja matalia osia | 1 | 3 |
| – Matala tai suurelta osin tulva-aluetta | 2 | 0 |
| <i>Altaan muoto (4/4)</i> | | |
| – Säännöllinen | 6 | 28 |
| – Mutkitteluva, epäsäännöllinen | 14 | 26 |
| – Altaaseen tehty myös niemekkeitä | 2 | 1 |
| <i>Puuston raivaukset</i> | | |
| – Ei suunniteltu | 2 | 1 |
| – Kyllä | 19 | 51 |
| <i>Raivausten laajuus (10/44)</i> | | |
| – Vähäinen | 3 | 1 |
| – Kohtalainen | 5 | 5 |
| – Suuri | 1 | 1 |
| Hoitotoimet perustamisen jälkeen | | |
| <i>Lietteen ruoppaus</i> | | |
| – Ei | 3 | 10 |
| – Kyllä | 23 | 47 |
| <i>Vesikasvillisuuden niitto</i> | | |
| – Ei | 24 | 58 |
| – Kyllä | 2 | 1 |
| <i>Suojakaistan niitto</i> | | |
| – Ei | 15 | 32 |
| – Kyllä | 11 | 25 |
| <i>Puiden tai pensaiden istutus</i> | | |
| – Ei | 17 | 22 |
| – Kyllä | 9 | 34 |

Kirjallisuus

- Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, M. & White, J.-S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24:127–135.
- Briers, R. & Biggs, J. 2003. Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 13: 323–330.
- Chovanec, A. & Raab, R. 1997. Dragonflies (Insecta, Odonata) and the ecological status of newly created wetlands – examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27: 381–392.
- Chovanec, A. & Waringer, J. 2001. Ecological integrity of river-floodplain systems – assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 493–507.
- Hagelberg, E., Karhunen, A., Kulmala, A. & Larsson, R. 2009. Käytännön kosteikkosuunnittelu. TEHO-hankkeen julkaisuja 1/2009. Lounais-Suomen ympäristökeskus ja MTK. 29 s. Saatavilla internetistä:[www.ymparisto.fi/teho]
- Heikkilä, S. 2010. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen merkitys luonnon monimuotoisuudelle – esimerkkinä sudenkorennot. Pro gradu -työ, Helsingin yliopisto.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. 2010. Maatalouden ympäristön päiväperhosseuranta 1999–2010. Suomen ympäristö 2/2010. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 65 s.
- Kadoya, T., Suda, S., & Washitani, I. 2004. Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research* 19: 461–467.
- Karhunen, A. 2007. Maatalousalueiden monivaikutteisten kosteikkojen yleissuunnitteluopas – ohjeita suunnittelijalle. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Turku. 46 s.
- Karjalainen, S. 2002. Suomen sudenkorennot. Tammi. Helsinki. 222 s.
- Keskinarkaus, S., Matilainen, A., Kasari, H. & Kurki, S. 2009. Kosteikon perustamisen haasteet. *Ruralia-Instituutin raportteja* 51. Ruralia-Instituutti. Seinäjoki. 41 s.
- Ketelaar, R. & Plate, C. 2001. Manual Dutch dragonfly monitoring scheme. Report VS2001.028, Dutch Butterfly Conservation, Wageningen. 28 s. Saatavissa internetistä: [<http://www.vlinderstichting.nl/dragonflysymposium2008/>]
- Korkeamäki, E. & Suhonen, J. 2002. Distribution and habitat specialization of species affect local extinction in dragonfly Odonata populations. *Ecography* 25: 459–465.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle – MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 208 s.
- Kuussaari, M., Pöyry, J. & Lundsten, K.-E. 2000. Maatalouden ympäristön päiväperhosseuranta: seurantamenetelmä ja ensimmäisen vuoden tulokset. *Baptia* 25: 44–56.
- McCullagh, P. & Nelder, J. 1989. Generalized linear models. Chapman & Hall. London, UK.
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104: 59–70.
- Pitkänen, M. & Tiainen, J. 2000. Maatalous ja luonnon monimuotoisuus. BirdLife Suomen julkaisuja no. 1. BirdLife Suomi. Helsinki. 101 s.
- Pollard, E. & Yates, T. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman & Hall. London, UK. 274 s.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. & Sammalkorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot – VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 61 s.
- Puustinen, M., Koskiahho, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 77 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.). 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Uhanalaisten lajien II seurantatyöryhmä. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432 s.

Sahlén, G. & Ekestubbe, K. 2001. Identification of dragonflies (Odonata) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673–690.

Sandhall, Å., Norling, U. & Svensson, B. 1980. Sudenkorennot sukulaisineen. WSOY. Porvoo, Helsinki, Juva. 93 s.

Scheffer, M., van Geest, G., Zimmer, K., Jeppesen, E., Sondergaard, M., Butler, M., Hanson, M., Declerck, S. & De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.

Schindler, M., Fesl, C. & Chovanec, A. 2003. Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia* 497: 169–180.

Schulman, A., Heliölä, J. & Pykälä, J. 2006. Maatalousalueiden ympäristötuen sopimusalueiden laatu ja hoidon toteutuminen. Perinnebiotooppien hoidon ja luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuet. Suomen ympäristö 3/2006. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.

Smith, J., Samways, M. & Taylor, S. 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 16: 2695–2713.

Steytler, N. & Samways, M. 1995. Biotope selection by adult male dragonflies (Odonata) at an artificial lake created for insect conservation in South Africa. *Biological Conservation* 72: 381–386.

Suutari, E., Rantala, M., Salmela, J. & Suhonen, J. 2004. Intraguild predation and interference competition on the endangered dragonfly *Aeshna viridis*. *Oecologia* 140: 135–139.

Tanskanen, H. 2002. Pohjois-Savon lasketut järvet ja järvenlaskun vaikutusmekanismit. Suomen ympäristö 561. Pohjois-Savon ympäristökeskus. Kuopio. 52 s.

Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P.-E., Sahlén, G., Berglund, O. & Weisner, S. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142: 964–973.

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.

4.2 Maatalousympäristön kosteikkojen merkitys vesilinnustolle

Juha Tiainen, RKTL, Janne Pitkänen, MMM, Jukka Rintala, RKTL & Tuomas Seimola, RKTL

4.2.1 Tausta

Vesiympäristöjen osuus maatalousympäristöstä on pintaalallisesti pieni. Tärkeimpiä ovat joet ja sellaiset suuret valtaojat, joissa on vettä koko kasvukauden, sekä mahdolliset järvet. Jokien ja valtaojien merkitys varsinaisille kosteikkolinnoille ja myös maalinnoille riippuu uomien leveydestä, veden määrästä, ruohokasvillisuuden, pensaiden ja puiden määrästä sekä kosteiden niittyreunusten laajuudesta.

Laskeutusaltaat ja vesiensuojelukosteikot lisäävät niukka-vesistöisen maatalousympäristön elinympäristökirjoa. Niitä perustettiin erityistukitoimenpiteenä ensimmäisellä ympäristöohjelmakaudella 1990-luvulla, ja kosteikkoja myös toisella kaudella 2000-luvulla. Laskeutusaltaiden ja kosteikkojen merkitys linnustolle riippuu alueiden koosta, topografiasta ja niihin liittyvien niittyjen ja reunavyöhykkeiden määrästä ja kasvillisuudesta.

Vuodesta 2000 lähtien tehdyt maatalousympäristön pesimälintulaskennat (Tiainen ym. 2007, 2008) ovat useimmilla alueilla käsittäneet myös vesilinnut, joista ei kuitenkaan ole raportoitu aiemmin. Vesilintuja pesii suurehkojen oijen, purojen ja jokien varsilla, järvillä ja niihin liittyvillä kosteikoilla sekä laskeutusaltailla ja vesiensuojelukosteikoilla, jotka on perustettu maatalouden erityisympäristötuella. Maatalousympäristössä muualla kuin järvillä pesivien vesilintujen määristä ei ole ennestään tietoa. Peltojen keskellä sijaitsevat järvet ovat yleensä rehevöityneitä ja niillä on runsaasti linnustoa; linnuston runsaus riippuu järven koosta. Voidaan olettaa, että ympäristötuella perustettujen kosteikkojen linnusto kehittyy samankaltaiseksi kuin vastaavankokoisilla järvillä.

4.2.2 Tavoite

Tässä raportissa esitämme tuloksia vesilintujen esiintymisestä maatalousympäristössä. Ensinnäkin kuvaamme tärkeimpien vesilintulajien runsautta Etelä- ja Väli-Suomessa vuosina 2003–06 tehtyjen pesimälintulaskentojen perusteella (J. Tiainen, J. Rintala & T. Seimola, julkaisematon). Toiseksi esitämme tuloksia vesilintujen (ja muiden kosteikkolinnojen) esiintymisestä ja runsaudesta laskeutusaltailla ja vesiensuojelukosteikoilla vuosina 2000 ja 2004 tehtyjen laskentojen perusteella (Pitkänen 2008, P. Nummi, J. Pitkänen, T. Saarela & J. Tiainen, julkaisematon). Lopuksi arvioimme vesiensuojelukosteikkojen mahdollisuutta lisätä vesilinnuston runsautta.

4.2.3 Aineisto ja menetelmät

Maatalousympäristön pesimälintulaskennat vuosina 2000–09 (ks. luku 3.7.3) ovat käsittäneet pääosalla laskenta-alueita myös vesilinnut. Tässä raportissa olemme analysoineet vuosien 2003–06 aineistoa. Laskentoja tehtiin eniten Etelä-Suomen MYTVAS-alueilla ja vuonna 2005 (taulukko 1).

Taulukko 1. MYTVAS-laskentojen laajuus vuosina 2003–06 (ks. Tiainen ym. 2007, 2008). Laskenta-alueet ovat neliökilometriruutuja, joiden sisältä laskettiin koko peltoala sekä pihapiirit, erilaiset saarekkeet ja reunametsiä. Peltoala hehtaareja.

| Alue | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | Peltoala |
|-----------------|------|------|------|------|----------|
| Lounais-Suomi | 8 | 8 | 32 | 19 | 3711 |
| Etelä-Suomi | 55 | 59 | 76 | 44 | 14516 |
| Pohjanmaa | 4 | 12 | 13 | 10 | 1806 |
| Pohjois-Karjala | 0 | 0 | 9 | 0 | 272 |

Monen laskenta-alueen läpi virtasi joki. Järviä oli vain Pukkilassa (Kanteleenjärvi), mutta se ei kuulunut laskennan piiriin. Laajempia vesiensuojelukosteikkoja ei ollut millään alueella, mutta muutamilla alueilla oli laskeutusaltaita ja pieniä kosteikkoja. Tässä raportissa ei analysoida tarkemmin maisemarakenteen vaikutusta vesilintujen esiintymiseen, mistä syystä emme liioin esitä tarkempia tietoja jokien, oijien ja altaiden määristä. Lähtöolettamuk-

sena on, että laskenta-alueet ovat vesistöjen suhteen edustavia.

Vesilintulaskennat tehtiin 16 kosteikolla ja lasketusaltaalla tai allasketjulla vuosina 2000 ja 2004 (taulukko 2). Laskentakohteet olivat enimmäkseen pieniä. Laskentakäyntejä oli vuonna 2000 huhti-toukokuun vaihteessa yksi ja kesäkuun puolivälin jälkeen yksi. Vuonna 2004 käyntejä oli kaksi toukokuun alussa ja lopussa.

4.2.4 Tulokset

Maatalousympäristön runsaimmat vesilintulajit olivat sinisorsa, telkkä, tavi ja haapana (taulukko 3). Niiden lisäksi havaittiin yksi jouhisorsa-, kolme lapasorsa- ja yksi tukkasotkapari. Vesilintujen osuus koko linnustosta oli n. 0,5 %. Tutkimusalueiden koko pesimälinnuston joukossa sinisorsan runsaus oli samaa luokkaa kuin viitakerkkusen ja taivaanvuohen. Telkkä oli suunnilleen yhtä runsas kuin ruisräykkä, tavi oli tiklin veroinen. Haapana kuului hyvin vähälukuisten joukkoon.

Vesilintujen lajikohtaiset tiheydet sekä kokonaistiheys kasvoivat etelästä pohjoiseen ja lännestä itään, tiheydet olivat siis suurimpia Pohjois-Karjalassa (taulukko 3). Pohjois-Karjalan erojen suuruudesta muihin alueisiin verrattuna ei voi tehdä pidemmälle meneviä päätelmiä, koska

Taulukko 2. Tutkittujen kosteikkojen pinta-alat (ha) ja rantaviivan pituudet (km). Alueet laskettiin joko vuonna 2000 (00) tai 2004 (04) tai molempina vuosina (00&04). Rantaindeksi on rantaviivan ja pinta-alan suhdeluku.

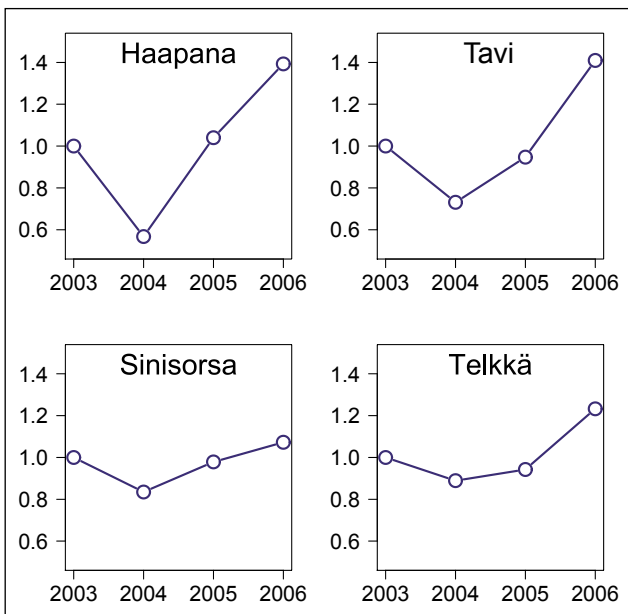
| Nimi | Laskenta | Pinta-ala | Rantaviiva | Rantaindeksi | Kuvaus |
|-------------------------|----------|-----------|------------|--------------|-------------------------------------|
| Tuusula, Rantamo | 04 | 8,00 | 2,40 | 0,30 | Laaja allas, saaria |
| Sipoo, Kumbäckén | 00&04 | 3,50 | 2,50 | 0,71 | Puronotkoihin padottu allas, saari |
| Mäntsälä, Levanto | 00&04 | 2,00 | 1,13 | 0,57 | Kaksi allasta |
| Tuusula, Mäyräoja | 04 | 2,00 | 1,15 | 0,58 | Saaria |
| Jokioinen, Lintupaju SW | 04 | 1,50 | 0,87 | 0,58 | Allas ja useita lampareita |
| Myrskylä | 00&04 | 1,00 | 1,03 | 1,03 | Saaria |
| Tuusula, Vuohikkaanoja | 00&04 | 1,00 | 2,30 | 2,30 | Viisi allasta ojan varrella, saaria |
| Ypäjä | 00&04 | 1,00 | 1,48 | 1,48 | Mutkittileva kanava, saari |
| Tuusula, Klenkko | 00&04 | 1,00 | 1,04 | 1,04 | Puroon padottu allas, saari |
| Tuusula, Sarsalanoja | 04 | 1,00 | 0,58 | 0,58 | Allas |
| Porvoo | 00&04 | 0,85 | 0,88 | 1,04 | Kaksi allasta, saaria |
| Jokioinen, Lintupaju N | 00&04 | 0,75 | 0,83 | 1,11 | Mutkainen allas, saaria |
| Jokioinen, Lintupaju SE | 04 | 0,75 | 0,46 | 0,61 | Kosteikolle kaivettu allas, saaria |
| Mäntsälä, Ohkola | 00&04 | 0,50 | 1,43 | 2,86 | Kuusi allasta ojan varrella, saaria |
| Kirkkonummi | 00&04 | 0,25 | 0,30 | 1,20 | Allas |
| Jokioinen, Nummela | 00 | 0,25 | 0,25 | 1,00 | Puroon padottu laskeutusallas |
| Keskiarvo | | 1,58 | 1,16 | 0,73 | |

Taulukko 3. Neljän yleisimmän vesilintulajin parimäärä (N) ja tiheys (D, paria/km²) MYTVAS-laskenta-alueilla vuosina 2003–06.

| Alue | Tavi | | Haapana | | Sinisorsa | | Telkkä | | Yhteensä | |
|-----------------|------|-----|---------|-----|-----------|-----|--------|-----|----------|-----|
| | N | D | N | D | N | D | N | D | N | D |
| Lounais-Suomi | 4 | 0,1 | 0 | 0,0 | 16 | 0,4 | 9 | 0,2 | 29 | 0,8 |
| Etelä-Suomi | 35 | 0,2 | 9 | 0,1 | 95 | 0,7 | 60 | 0,4 | 199 | 1,4 |
| Pohjanmaa | 10 | 0,6 | 3 | 0,2 | 11 | 0,6 | 10 | 0,6 | 34 | 1,9 |
| Pohjois-Karjala | 8 | 2,9 | 3 | 1,1 | 10 | 3,7 | 6 | 2,2 | 27 | 9,9 |

Taulukko 4. Neljän yleisimmän vesilintulajin havaintojen jakautuminen (%) vesistötyypeittäin MYTVAS-laskenta-alueilla vuosina 2003–06.

| | Tavi | Haapana | Sinisorsa | Telkkä |
|--------|------|---------|-----------|--------|
| Ojat | 37 | 13 | 52 | 26 |
| Altaat | 12 | 20 | 9 | 13 |
| Joet | 51 | 67 | 39 | 61 |



Kuva 1. Maatalousympäristön runsaimpien vesilintujen kannanmuutosindeksit vuosina 2003–06 MYTVAS-alueilla tehtyjen laskentojen mukaan. Indeksit on laskettu logilinearisella mallinnuksella (TRIM; Pannekoek & van Strien 2006).

laskennat olivat siellä hyvin vähäisiä (taulukko 1) ja pääosa lasketusta pinta-alasta sijoittui vain yhdelle isolle alueelle, Taipaleenjoen varrelle Liperiin.

Lajien välillä oli pieniä eroja havaintojen jakautumisessa elinympäristöjen kesken: haapana ja telkkä havaittiin tavio ja sinisorsaa useammin jokivarsilla, ja tavikin useammin kuin sinisorsa, joka puolestaan havaittiin muita lajeja useammin ojilla (taulukko 4). Lajikohtaiset kannanmuutosindeksit vaihtelivat vuosien välillä niukasti (vähälukuista haapanaa lukuun ottamatta; kuva 1) ja hyvin sa-

Taulukko 5. Laskeutusaltailta ja vesiensuojelukosteikoilla laskennoissa tavattujen vesilintujen parimäärät.

| | Alkuperäiset | | Uudet |
|------------|--------------|------|-------|
| | 2000 | 2004 | 2004 |
| Haapana | 0 | 5 | 8 |
| Tavi | 3 | 5 | 1 |
| Sinisorsa | 8 | 17 | 9 |
| Heinätaavi | 0 | 0 | 1 |
| Lapasorsa | 0 | 2 | 6 |
| Punasotka | 0 | 0 | 5 |
| Tukkasotka | 0 | 0 | 2 |
| Telkkä | 9 | 9 | 2 |
| Yhteensä | 20 | 38 | 72 |

mansuuntaisesti valtakunnallisen vesilintuseurannan tulosten kanssa (Pöysä ym. 2009).

Molempina vuosina lasketuilla kosteikoilla ja laskeutusaltailta vesilintujen parimäärät olivat vuonna 2004 suurempia kuin vuonna 2000 (taulukko 5). Se, että vuonna 2000 toinen laskentakäynti oli myöhäinen (havaituille lajeille käytännössä vain yksi parilaskenta), ei todennäköisesti vaikuta tuloksiin, koska havaittujen lajien optimaalinen laskenta-aika on huhtikuun lopulta toukokuun puoliväliin. Lajimäärä korreloi (järjestyskorrelaatiotesti, $p < 0,05$) positiivisesti pinta-alan kanssa (koko aineisto) ja negatiivisesti rantaindeksin kanssa (koko aineisto sekä vuoden 2004 aineisto). Paritiheys puolestaan korreloi negatiivisesti rantaviivan pituuden kanssa vuoden 2004 aineistossa.

4.2.5 Tarkastelu

Avoimen maatalousympäristön pesivän vesilinnuston paritiheyksistä ei ole olemassa aiempia arvioita. Vesilintuympäristöä tarjoavat paitsi järvet ja alueiden läpi virtaavat joet, myös isot ojat ja erilaiset pienkosteikot. Laskennoista pääosa edustaa Uudenmaan, Varsinais-Suomen ja Satakunnan TE-keskusten alueita, joiden kokonaispeltoala (v. 2007) oli 626 354 ha (27,4 % Suomen peltoalasta).

Lounais-Suomen ja Etelä-Suomen keskitiheyden perusteella näiden TE-keskusten alueiden maatalousympäristössä pesi yhteensä noin 1 300 paria taveja (keskitiheys 0,22 paria/km² peltoa), 300 paria haapanoita (0,05 paria/km²), 3 800 paria sinisorsia (0,61 paria/km²) ja 2 400 paria telkkiä (0,38 paria/km²). Vastaavat luvut Pohjanmaan ja Pohjois-Karjalan keskitiheyksien perusteella arvioituna olisivat muualla Suomessa taville 14 400 paria (0,87 paria/km²), haapanalle 4 800 paria (0,29 paria/km²), sinisoralle 16 800 paria (1,01 paria/km²) ja telkälle 12 800 paria (0,77 paria/km²).

Vaikka laskelmat ovat hyvin karkeita, on selvää, että maatalousympäristössä pesii merkittävä määrä vesilintuja. Suomessa arvioidaan pesivän 200 000 paria taveja, 70 000 paria haapanoita, 200 000 paria sinisorsia ja 180 000 paria telkkiä (Väisänen ym. 1998), joten lajista riippuen maatalousympäristön kannat voivat lisätä arvioita 7–10 %.

Vesiensuojelukosteikkojen vesilinnuston määrä vaihtelee suuresti pinta-alasta ja rantaviivan ja pinta-alan suhteesta (rantaindeksistä) riippuen. Lähellä toisiaan sijaitsevien Tuusulan Rantamon kosteikon ja Vuohikkaanojan laskeutusaltaiden vertailu havainnollistaa eroa (taulukko 6). Vesilintujen lisäksi Rantamossa pesii kolme lajia loppilintuja (enimmillään v. 2003 kalatiiroja 17 paria, v. 2004 naurulokkeja n. 150 paria, muutama pari kalalokkeja) ja muita kosteikkolajeja neljä paria kahlaajia ja kuusi lajia varpuslintuja (Puustinen ym. 2007). Rantamon kosteikkoa hyödynsi vuosina 2002–04 tehtyjen arvioiden mukaan muuina aikoina tai pesimäaikaisena ruokailualueena lisäksi 50 muuta lajia. (Kosteikon laajennettua v. 2009 sen merkitys kasvaa entisestään.) Monivaikutteiseksi perustettu kosteikko voi pienialaisenakin olla merkittävä. Vihtiin v. 1998 valmistuneella vain 0,6 hehtaarin kosteikolla pesii kolme vesilintulajia (tavi, sinisorsa, telkkä), ja siitä hyötyy pesimäaikana lisäksi kymmenkunta muuta lajia (Puustinen ym. 2001, 2007).

Taulukko 6. Tuusulan Rantamon ja Vuohikkaanojan vesiensuojelukosteikkojen vesilintujen ja loppilintujen parimäärien vertailu vuonna 2004. Rantamossa pesi lisäksi mm. n. 150 naurulokkia.

| | Rantamo | Vuohikkaanoja |
|------------|---------|---------------|
| Tavi | 1 | |
| Haapana | 2 | |
| Sinisorsa | 2 | 1 |
| Lapasorsa | 2 | |
| Punasotka | 5 | |
| Tukkasotka | 2 | |
| Telkkä | 1 | 2 |

Suomen ympäristökeskuksen esittämien mitoitusten mukaan Suomessa voisi olla 22 000 ha maatalouden vesiensuojelukosteikkoja. Mikäli kosteikkoja olisi 10 000, niiden keskikoko olisi 2,2 ha. Tämänkokoisilla kosteikoilla on tilaa vähintään yhdelle tai kahdelle parille yleisimpiä sorsalajejamme. Perustamalla vesiensuojelutarpeen mukaiset kosteikot olisi siten mahdollista kasvattaa vesilintukantojamme vielä kymmenellä prosentilla nykyisestä. Tavi ja sinisorsa hyötyisivät suuresti myös maatalousalueiden perattujen purojen luonnonmukaisesta kunnossapidosta (Näreaho ym. 2006), koska silloin nykyistä suurempi osa valtaojista tarjoaisi soveliaan elinympäristön niin pesintään valmistautuville pareille kuin poikueillekin. Uomien luonnonmukainen kunnossapito laajentaisi hieman viljelyn ulkopuolella olevia elinympäristöjä ja kohentaisi niiden laatua, mistä hyötyisivät monet muutkin lajit.

Kirjallisuus

Näreaho, T., Jormola, J., Laitinen, L. & Sarvilinna, A. 2006. Maatalousalueiden perattujen purojen luonnonmukainen kunnossapito. Suomen ympäristö 52/2006.

Pannekoek, J. & van Strien, A. J. 2006. TRIM 3 Manual. Trends and Indices for Monitoring Data. Research paper no. 0102. CBS Voorburg, The Netherlands: Statistics Netherlands.

Pitkänen, J. 2008. Maatalousympäristöjen pienkosteikot vesilintujen elinympäristöinä. Pro gradu tutkielma, Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos.

Puustinen, M., Koskiahio, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., Mikkola-Roos, M., Puumala, M., Riihimäki, J., Rätty, M. & Salmakorpi, I. 2001. Maatalouden vesiensuojelukosteikot – VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö 499.

Puustinen, M., Koskiahio, J., Jormola, J., Järvenpää, L., Karhunen, A., Mikkola-Roos, M., Pitkänen, J., Riihimäki, J., Svensberg, M. & Vikberg, P. 2007. Maatalouden monivaikutteisten kosteikkojen suunnittelu ja mitoitus. Suomen ympäristö 21/2007.

Pöytä, H., Wikman, M., Lammi, E. & Väisänen, R. A. 2009. Vesilinnut 2009: runsaus ja poikastuotto. Riista- ja kalatalous – selvityksiä 18/2009: 37–39.

Tiainen, J., Rintala, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2007. Suomen maatalousympäristön linnuston muutos 2000-luvulla. Linnut-vuosikirja 2006: 100–108.

Tiainen, J., Ekroos, J., Holopainen, J., Piha, M., Rintala, J., Seimola, T. & Vepsäläinen, V. 2008. Maatalousympäristön linnuston muutos ympäristöohjelmakaudella 2000–06. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle: MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008: 90–109.

Väisänen, R. A., Koskimies, P. & Lammi, E. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Keuruu.

4.3 Suojavyöhykkeiden merkitys putkilokasvien ja suurperhosten monimuotoisuudelle

Janne Heliölä, Laura Virtanen, Laura Sandholm & Mikko Kuussaari, SYKE
janne.heliola@ymparisto.fi

4.3.1 Tausta

Suojavyöhykkeiden jättäminen pellon ja joen tai pellon ja valtaojan väliin on yksi maatalouden ympäristötuen erityistukitoimenpiteistä. Ensisijaisesti suojavyöhykkeiden tarkoituksena on edistää vesiensuojelua estämällä pelloilta pintavalunnan mukana kulkeutuvien ravinteiden sekä maa-aineksen joutumista vesistöihin. Suojavyöhykkeet myös monipuolistavat peltomaisemaa, ja niiden oletetaan lisäävän maatalousalueiden luonnon monimuotoisuutta. TE-keskuksen ohjeistuksessa neuvotaankin viljelijää mm. istuttamaan suojavyöhykkeelle niittykasvilajeja ja huomioidaan suojavyöhykkeen hoidossa eläinten pesintä. Suoraa tutkimustietoa suojavyöhykkeiden merkityksestä luonnon monimuotoisuudelle ei ole aiemmin kerätty MYTVAS-tutkimuksissa (Kuussaari ym. 2008), ja kotimaisia tutkimustietoja aiheesta on muutenkin niukasti. Yletyinen & Norrdahl (2007) ovat silti tutkineet peltomyyrän habitaatinkäyttöä suojavyöhykkeillä ja niiden läheisillä muilla pientareilla. Lisäksi Tarmi ym. (2010) ovat selvittäneet suojavyöhykkeiden hoidon, perustamistavan sekä kasvupaikan ravinteisuuden vaikutusta kasvilajiston monimuotoisuuteen.

Aiemmissa MYTVAS-tutkimuksissa on osoitettu, että monimuotoisuutta keskeisimmin ylläpitävät elinympäristöt ovat ympäristötuesta huolimatta vähentyneet edelleen (Kivinen ym. 2008). Kasvien ja perhosten lajimäärät ovat suurimmillaan alueilla, joilla pientareita ja niittyjä on säilynyt keskimääräistä enemmän. Kuitenkin juuri pientareiden sekä niittyjen pinta-alat ovat vähentyneet tasaisesti eri puolilla Suomea (Kivinen ym. 2008). Pinta-alaltaan suurissa elinympäristölaikuissa tavataan yleisesti enemmän lajeja kuin muuten vastaavilla, mutta pienemmillä alueilla. Esimerkiksi suojakaistoilla pinta-alan kasvattaminen kaistaa leventämällä lisää pientareen kasvilajimäärää (Ma ym. 2002). Voimaperäisen viljelyn aiheuttamia haittoja maatalousluonnolle on mahdollista korvata tavallisilla tiloilla jättämällä peltojen ympärille leveitä piennarkaistoja ja kesannoimalla osa peltoalasta. Vesistöjen varsille perustettavat vähintään 15 metrin suojavyöhykkeet muistuttavat perustamisensa jälkeisinä ensimmäisinä vuosinaan kesantoja. Pidemmän ajan kuluessa niiden kasvillisuuden voidaan olettaa kehittyvän monipuolisemmaksi ja alkavan muistuttaa enenevässä määrin

viereisen, suojavyöhykkeen ja vesistön väliin jäävän pysyvästi muokkaamattoman ojanluiskan kasvillisuutta.

Kasvien lajistollinen monimuotoisuus on edellytys muun eliöstön monimuotoisuudelle. Kasvit muodostavat ravintoverkkojen perustan, ja yksi kasvilaji voi toimia resurssina useille toisenvaraisille lajeille eri eliöryhmissä. Tämä pätee myös maatalouden luomissa ja ylläpitämissä elinympäristöissä, kuten suojavyöhykkeillä. Tavanomaisten pellon piennarten ylläpitämä lajisto koostuu enimmäkseen muutamista yleisistä ja usein runsaana esiintyvistä lajeista. Uhkana kuitenkin on, että hyvin nopeassa maatalousmaan käytön ja tuotantotapojen muutoksessa nykyisin yleinenkin lajisto alkaa hävitä (van Dyck ym. 2009), kuten on tapahtunut niittytalouden luomalle aikoinaan runsaalle lajistolle (Pöyry ym. 2004).

Yleisesti merkittävimpiä kasvivyhteisöjen monimuotoisuuden vaikuttavista tekijöistä ovat maaperän kosteus ja ravinteisuus. Kasvupaikkana suojavyöhykkeet ovat useimmiten sekä suhteellisen reheviä että kosteita. Tällaisilla kasvupaikoilla kasvillisuus on yleensä korkeaa ja lajistollisesti varsin köyhää. Kasvupaikan ravinteisuuden lisääntymässä erityisesti pienet ja matalakasvuiset kasvilajit vähenevät, sillä ne häviävät kilpailussa valosta muille lajeille (Kleijn & Snoeiijing 1997).

Niitto tai laidunnus on yksi suojavyöhykkeestä saatavan ympäristötuen ehdoista. Pitkällä aikavälillä niitto lisää merkittävästi kasvillisuuden monimuotoisuutta erityisesti silloin, kun niittojäte kerätään pois (Pykälä 2001). Tällöin dominoivien, suurikokoisten kasvilajien kuten pelto-ohdakkeen runsaus vähenee ja matalakasvuisten kasvien runsaus lisääntyy (Pykälä 2001). Myös laidunnuksella on positiivinen vaikutus kasvilajistoon. Yli puolet Suomen kasvilajistosta hyötyy ei-rehevöittävästä laidunnuksesta (Pykälä 2001).

Suomen päiväperhosista 70 % elää erilaisissa maatalousympäristöissä, kuten niityillä, pientareilla ja metsänreunoissa (Pitkänen ym. 2001). Päiväperhoset ovat riippuvaisia niiden toukkien käyttämistä ravintokasveista ja myös aikuisten perhosten tarvitsemista mesikasveista. Kasvit ja perhoset täydentävät toisiaan maatalousluonnon monimuotoisuuden indikaattoreina.

4.3.2 Tavoite

Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää erityistuella perustettujen suojavyöhykkeiden merkitystä maatalousluonnon monimuotoisuudelle tutkimalla, kuinka putkilokasvien sekä perhosten lajistollinen monimuotoisuus vaihtelee maatalouden suojavyöhykkeillä. Erityisesti pyrittiin selvittämään suojavyöhykkeen iän vaikutusta kasvien ja per-

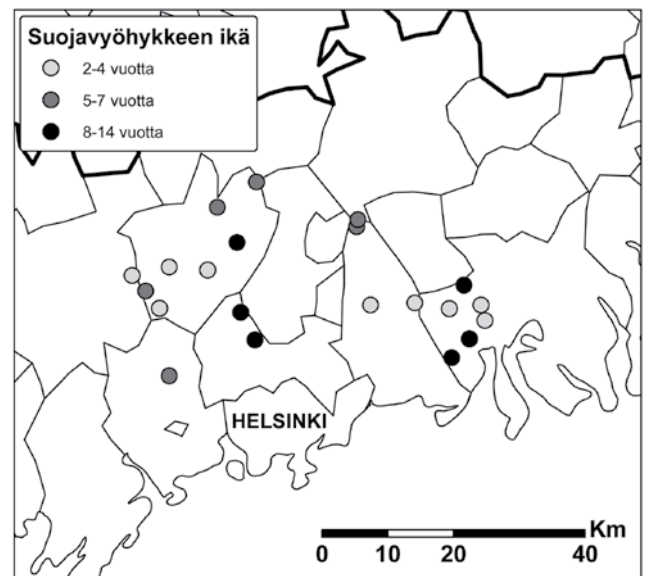
hosten lajimääriin. Oletuksena oli, että kun suojavyöhykkeen ikä kasvaa, myös sen lajistollinen monimuotoisuus kasvaa kasvillisuuden sukkession myötä. Tavoitteena oli myös tutkia suojavyöhykkeiden suhteellista merkitystä maatalousluonnon monimuotoisuudelle verrattuna muihin tavallisilla maatalousalueilla esiintyviin viljelemättömiin elinympäristöihin, kuten vesistöjen varsiin, ojanpien-tareisiin ja pellon ja metsän reunoihin.

4.3.3 Aineisto ja menetelmät

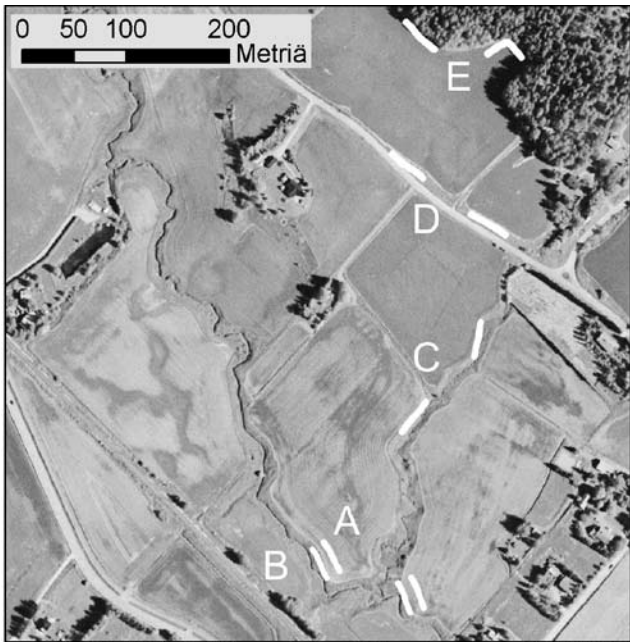
Tutkimusasetelma

Tutkimukseen valittiin Uudeltamaalta 21 maatalouden ympäristötuen erityistuella perustettua suojavyöhykettä. Kysymyksenasettelun vuoksi kohdejoukko valittiin siten, että suojavyöhykkeiden ikä vaihteli mahdollisimman paljon. Vanhimmat suojavyöhykkeet oli perustettu heti ympäristötukijärjestelmän alussa vuonna 1995, nuorimmat taas vain kaksi vuotta ennen tutkimusta, vuonna 2007 (ikävaihtelu 2–14 vuotta). Eri-ikäisiä suojavyöhykkeitä valittiin tutkittaviksi tasaisesti Uudenmaan eri osista (kuva 1). Ennen maastotöiden aloittamista erityistukisopimuksen tehneiltä viljelijöiltä kysyttiin tutkimukselle lupa. Laidunnetut suojavyöhykkeet jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle, koska laidunnuksen voimakas vaikutus olisi häirinnyt kasvillisuuden sukkession vaikutusten havaitsemista. Aineistot kerättiin kesällä 2009.

Edustavan otoksen saamiseksi kullekin tutkimukseen valitulle suojavyöhykkeelle sijoitettiin kaksi 50 metrin mitaista tutkimuslinjaa. Molemmat linjat pyrittiin sijoitta-



Kuva 1. Tutkittujen suojavyöhykkeiden sijainti Uudellamaalla sekä kunkin erityistukisopimuksen kesto suojavyöhykkeen perustamisesta vuoteen 2009.



Copyright: SYKE, Maanmittauslaitos lupa nro 7/MYY/08

Kuva 2. Tutkimusasetelma yksittäisellä tutkimusalueella (kuvasta muokataan julkaisukelpoinen versio): Suojavyöhykkeen (A) vertailualueina siihen rajoittuva pysyvästi muokkaamaton ojanluiska (B; kasvit & perhoset), saman vesistön reuna, jossa ei suojavyöhykettä (C; perhoset), lähistöllä sijaitsevat kapeammat pellonpientareet (D; perhoset) sekä metsänreunat (E; perhoset).

maan suojavyöhykkeen keskimääräistä kasvillisuutta edustaviin maastonkohtiin. Tyypillisesti ne sijaitsivat keskellä suojavyöhykettä rinnakkain, mutta vähintään 50 metrin etäisyydellä toisistaan (kuva 2). Lisäksi näiden tutkimuslinjojen viereen, suojavyöhykkeen ja vesistön väliselle ojanluiskalle sijoitettiin vastaavanlaiset tutkimuslinjat. Nämä linjat toimivat suojavyöhykelinjien vastinpareina (kuva 2). Joko jokeen tai valtaojaan rajoittuvat ojanluiskat olivat kaltevuutensa takia tyypillisesti pysyvästi pellonmuokkauksen ulkopuolella säilyneitä alueita, joiden kasvillisuus saattoi olla hyvinkin vanhaa perua. Osa ojanluiskista oli kapeita, mutta niiden leveys vaihteli huomattavasti mm. viereisen vesistön koon mukaan (leveysvaihtelu 2–23 m).

Kaikilta suojavyöhykkeiltä ja niiden viereisiltä verrokkiluiskilta kartoitettiin kasvien ja perhosten esiintymistä. Perhosten osalta suojavyöhykkeiden vertailualueina tutkittiin lisäksi saman joen tai valtaojan rannalla sijaitsevaa piennaraluetta läheisessä maastonkohdassa, jossa ei ollut ympäristötuen mukaista suojavyöhykettä. Lisäksi vertailualueina tutkittiin ympäröivän viljelyaukean sarkaojien pientareita ja metsänreunoja. Kuhunkin vertailuelinympäristöön sijoitettiin kaksi 50 metrin tutkimuslinjaa (Kuva 4.3-2) kaikilla 21 tutkimusalueella. Kullekin tutkimusalueelle tuli näin ollen sijoitetuksi yhteensä 10 tutkimuslinjaa, joista perhoset kartoitettiin kaikilta kymmeneltä ja kasvit neljältä linjalta.

Kasviaineisto

Suojavyöhykkeiden putkilokasvilajistoa kartoitettiin kullakin tutkimuslinjalla kahdella tavalla: (i) koko 50 metrin pituiselta, metrin levyiseltä tutkimuslinjalta sekä (ii) tutkimuslinjalle sijoitetuilta neliömetrin kokoisilta näytealoilta (kaksi näytealaa/tutkimuslinja). Yhteensä tutkittiin $4 \times 21 = 84$ tutkimuslinjaa ja $4 \times 21 \times 2 = 168$ neliöalaa.

50 × 1 metrin tutkimuslinjoilla kunkin putkilokasvilajin runsautta arvioitiin karkeasti yhdeksänportaisella luokkasteikolla:

- 1 < 0,125 %
- 2 = 0,125–0,5 %
- 3 = 0,5–2 %
- 4 = 2–4 %
- 5 = 4–8 %
- 6 = 8–16 %
- 7 = 16–32 %
- 8 = 32–64 %
- 9 > 64 %

Neliömetrin näytealoilta putkilokasvilajien peittävyys arvioitiin jatkuvalla prosenttasteikoilla. Tutkimuslinjan kaksi neliöalaa sijoitettiin siten, että niiden keskipisteet olivat 17 metriä kunkin lohkon molemmista päädyistä ja niiden väliin jäi 16 metriä. Neliöalojen kasvillisuus kartoitettiin käyttämällä apuna puukehikkoa, sisäkooltaan 1 m × 1 m, joka oli jaettu 10 cm × 10 cm kokosiin pienempiin ruutuihin narujen avulla. Tämä helpotti kasvien peittävyysarviointia. Jokaiselle lajille arvioitiin prosenttipeittävyys niin, että yhden lajin maksimaalinen peittävyys neliöalassa oli 100 %. Lajien yhteinen peittävyys saattoi kuitenkin olla suurempi kuin 100 % johtuen siitä, että kasvit saattoivat kasvaa kerroksittain.

Kaikkien suojavyöhykkeiden kasvillisuus kartoitettiin 15.6.–10.7.2009 välisenä aikana, mutta osalle kohteista suoritettiin vielä tämän jälkeen tarkistuskäynti 17.7.–30.7.2009. Tämä oli tarpeen etenkin kohteilla, jotka oli ehditty niittää ennen inventointia. Tarkistuskierroksen aikana tarkistettiin lajien runsaussuhteita ja lajimäärien kohdalla tehtiin pieniä lisäyksiä jos havaittiin, että jokin laji oli jäänyt aiemmin kirjaamatta.

Putkilokasvien monimuotoisuutta kuvaavina muuttujina käytettiin tutkimuslinjoilla havaittua kasvien kokonaislajimäärää sekä niittyajien määrää. Niittylajeilla tarkoitetaan tässä lajeja, jotka Pykälä (2001) luokitteli niittyjen myönteisiksi indikaattorilajeiksi silloin, kun ne esiintyvät kuivalla tai tuoreella niityllä melko runsaana tai runsaana. Tässä tutkimuksessa nämä lajit huomioitiin silti myös niukkana esiintyessään.

Perhosaineisto

Perhosaineistot kerättiin käyttäen linjalaskentamenetelmää, jossa havainnoitsija kävelee maastoon sijoitettua vakiolinjaa pitkin rauhallista tasaista vauhtia ja kirjaa edessään olevalta kuvitteelliselta 5 × 5 metrin ruudulta havaitsemansa perhoset muistiin (Pollard & Yates 1993). Samaa 50 m pituisiin laskentalohkoihin perustuvaa menetelmää on käytetty myös aiemmissa MYTVAS-perhostutkimuksissa (Kuussaari & Heliölä 2004, Heliölä & Kuussaari 2008). Päiväperhosten lisäksi tässä tutkimuksessa laskettiin myös muut linjalla havaitut suurperhoset. Laskennoissa noudatettiin maatalousympäristön päiväperhosseurannan laskentaohjeita (Heliölä & Kuussaari 2005), joissa on esimerkiksi määritelty ajankohta sekä sääolot, joiden vallitessa laskenta voidaan suorittaa.

Linjat laskettiin kesän aikana seitsemän kertaa noin kahden viikon välein ajanjaksolla 18.5.–25.8.2009. Jokaisen laskentakerran yhteydessä kirjattiin ylös perhosten lisäksi myös tietoja vallitsevista sääolosuhteista siten, että lämpötila, pilvisuus ja tuulisuus arvioitiin sekä laskennan alus-

sa että lopussa. Lisäksi jokaiselta laskentalohkolta kirjattiin erikseen havainnon aikainen aurinkoisuus (% laskenta-ajasta auringon paisteesta) ja tuulen voimakkuus.

Perhosten monimuotoisuutta kuvaavina muuttujina käytettiin tutkimuslinjoilla havaittuja perhosten laji- ja yksilömääriä: kokonaislaji- ja -yksilömäärää sekä niittyajien laji- ja yksilömäärää. Niittyajajilla tarkoitetaan tässä niitä päiväperhoslajeja, jotka Pitkänen ym. (2001) sekä Kuussaari ym. (2007) luokittelivat ensisijaisesti niittyjen lajeiksi, sekä niitä muita päiväaktiivisiä suurperhoslajeja, jotka Heliölä & Kuussaari (2007) luokittelivat ensisijaisesti niittyjen lajeiksi.

Tutkimusalueiden elinympäristötiedot

Kultakin tutkimuslinjalta arvioitiin tai mitattiin joukko ympäristömuuttujia, joiden arveltiin voivan vaikuttaa kasvien tai perhosten esiintymiseen tutkimuslinjoilla. Ympäristömuuttujat voidaan jakaa kahteen ryhmään, tutkimuslinjan paikallista laatua ja sitä ympäröivän maatalousmaiseman laatua mittaaviin muuttujiin (taulukko 1). Pää-

Taulukko 1. Suojavyöhykkeiltä ja niiden ympäristöstä mitattujen ja arvioitujen ympäristömuuttujien keskiarvot, mediaanit ja vaihteluvälit. Pohja-aineistona on käytetty jokaiselta suojavyöhykkeeltä tehtyjen kahden mittauksen keskiarvoa (n = 21).

| Ympäristömuuttuja | Suojavyöhykkeiden | | | |
|---------------------------------------|-------------------|-----------|----------|---------|
| | Minimi | Keskiarvo | Mediaani | Maksimi |
| Suojavyöhykkeen muuttujat | | | | |
| Ikä | 2 | 6,7 | 6 | 14 |
| Leveys (m) | 10 | 21,7 | 18 | 74 |
| Kasvupaikan kosteus (1–3) | 1 | 1,8 | 2 | 2 |
| Kasvillisuuden keskikorkeus (cm) | 10 | 34,2 | 35 | 60 |
| Kasvillisuuden maksimikorkeus (cm) | 15 | 100,3 | 110 | 145 |
| Niittoaika (kalenteriviikko; n = 17)* | 26 | 28,6 | 27 | 33 |
| Mesikasvien yleisrunsas | 1 | 1,6 | 3,5 | 6,5 |
| Mesikasviryhmiä yhteisrunsas | 0 | 6,8 | 7,5 | 13,5 |
| Suojaisuus (1–5) | 1 | 1,6 | 1,5 | 3 |
| Varjoisuus (1–5) | 1 | 1,2 | 1 | 2 |
| Karikkeen peittävyys | 0 | 12,0 | 8 | 35 |
| Kasvillisuuden peittävyys | 58 | 84,3 | 89,5 | 100 |
| Paljaan maan peittävyys | 0 | 3,2 | 1 | 26 |
| Sammalen peittävyys | 0 | 0,6 | 0 | 4 |
| Maiseman muuttujat | | | | |
| Niitty 100 m (%) | 0 | 11,5 | 8,4 | 31,4 |
| Pelto 100 m (%) | 27,7 | 72,1 | 68,4 | 97,3 |
| Metsä 100 m (%) | 0 | 9,6 | 4,1 | 46,9 |
| Muu 100 m (%) | 0 | 6,8 | 6,1 | 22,6 |
| Pelto 500 m (%) | 15,5 | 52,8 | 58,1 | 77,2 |
| Metsä 500 m (%) | 3,9 | 36,9 | 37,3 | 80,1 |
| Muu 500 m (%) | 2,6 | 10,4 | 9,1 | 36,8 |

* Niitetyiltä suojavyöhykkeiltä kahta lukuun ottamatta niittojäte myös korjattiin pois.

sääntöisesti kaikki ympäristömuuttajat arvioitiin tutkituilta suojavyyhykkeiltä ja niihin rajoituvilta muokkaamat-
tomilta luiskilta, mutta kaikkia muuttujia ei arvioitu ver-
tailuelinympäristöistä, joista tutkittiin vain perhosia. Seu-
raavassa selostetaan lyhyesti kunkin ympäristömuuttujan
arviointi- tai mittaustapa.

Tutkimuslinjan paikallinen laatu

Suojavyöhykkeen ikä vuosina suojavyyhykkeen perustamisesta
(= vuosia erityistukisopimuksen alkamisesta kesään 2009 men-
nessä). Joissain tapauksissa alue on kuitenkin saattanut olla
viljelykäytön ulkopuolella jo ennen erityistukisopimusta.

Leveys: suojavyyhykkeen tai luiskan leveys metreinä.

Kosteus (kasvupaikkatyypin): 1 = kuiva, 2 = tuore, 3 = kostea.

Kasvillisuuden keskikorkeus (cm) heinäkuun jälkipuoliskolla.

Kasvillisuuden maksimikorkeus (cm) heinäkuun jälkipuoliskol-
la.

Niittoaika: kalenteriviikko, jonka aikana suojavyyhyke niitettiin.
Neljä suojavyyhykettä ei ollut niitetty 25.8. mennessä. Tilas-
tollisissa analyyseissä näiden suojavyyhykkeiden niittoajaksi
asetettiin elokuun loppu (viikko 35).

Mesikasvien yleisrunsaus: kesä- ja heinäkuun kukkivien mesi-
kasvien yleisrunsausten summa. Kukkivien mesikasvien yleis-
runsaus arvioitiin asteikolla 0-4 (0 = ei lainkaan, 4 = hyvin run-
saasti) sekä kesäkuun että heinäkuun jälkipuoliskolla.

Mesikasviryhmiä yhteisrunsaus: kesä- ja heinäkuussa arvioi-
tujen yhteensä 10 mesikasvilajiryhmän runsausten summa. Jo-
kaisen mesikasviryhmiä kukkivien yksilöiden runsaus arvioitiin
asteikolla 0-4 (0 = ei lainkaan, 4 = hyvin runsaasti). Kesäkuun
jälkipuoliskolla arvioitiin leinikit, putket, apilat, virnat ja nätkel-
mät sekä kurjenpolvet ja heinäkuun jälkipuoliskolla horsmat,
ohdakkeet, apilat, kärsämöt ja kaunokit.

Suojaisuus: 1 = täysin avoin, ei puita tai pensaita, 2 = avoin,
yksittäisiä puita tai pensaita, 3 = pääosin avoin, useita puita tai
pensaita, 4 = puolisolkeutunut, 5 = sulkeutunut, kokonaan
puuston ympäröimä.

Varjoisuus: 1 = valoisa, 2 = hieman varjostusta, 3 = kohtalai-
sasti varjostusta, 4 = melko runsaasti varjostusta, 5 = runsaas-
ti varjostusta. Varjoisuutta arvioitiin lähinnä lohkon sisäisten
tekijöiden sekä lähimetrien varjostavien tekijöiden (puiden ja
pensaiden) perusteella.

Kasvikartoituksen neliöaloilta arvioitiin seuraavat neljä
peittävyysmuuttujaa (0–100 %), joiden tutkimuslinjakoh-
taista keskiarvoa käytettiin tilastollisissa analyyseissä: ka-
rikkeen, kasvillisuuden, paljaan maan ja sammalen peit-
tävyys.

Tutkimuslinjaa ympäröivän maiseman ominaisuudet

Ympäröivän maiseman ominaisuuksia mitattiin digitoi-
malla ilmakuvilta ja pohjakartoilta erikseen metsämaan,
maatalousmaan ja muiden elinympäristöjen osuudet se-
kä 100 että 500 metrin säteeltä tutkitun suojavyyhykkeen
50 metrin pituisen tutkimuslinjan ympäristöstä. Luokkaan

muut elinympäristöt sisältyi lähinnä erilaisia piennaralu-
eita sekä rakennuksia, pihvoja ja vesistöjä. Lisäksi 100
metrin bufferivyöhykkeeltä digitoitiin myös niittymäiset
elinympäristölaikut. Aineiston analyyseissä kunkin elin-
ympäristön määrää mitattiin prosentuaalisena peittävyys-
tenä 100 m ja 500 m bufferivyöhykkeillä (taulukko 1).

Tilastolliset analyytit

Lajistollista monimuotoisuutta mittaavien muuttujien ja
ympäristötekijöiden välistä suhdetta tarkasteltiin toisaal-
ta yksittäiskorrelaatioiden ja toisaalta yleistettyjen line-
aaristen sekamallien (Generalized Linear Mixed Models,
GLMM-mallit) avulla. Yksittäiskorrelaatiot laskettiin käyt-
tämällä Spearmanin järjestyslukukorrelaatiota ja käyttäen
pohja-aineistona kultakin suojavyyhykkeeltä kahden tut-
kimuslohkon mittausten keskiarvoa (n = 21). GLMM-mal-
leissa hyödynnettiin tehokkaammin kunkin suojavyyhyk-
keen kahta erillistä tutkimuslinjaa asettamalla tutkittu
suojavyyhyke malliin ns. satunnaistekijäksi (random fac-
tor) ja käyttämällä pohja-aineistona kaikkia suojavyyhyk-
keiltä tutkittuja 42 tutkimuslinjaa.

GLMM-mallit rakennettiin kullekin monimuotoisuusmuut-
tujalle siten, että ympäristömuuttajat tuotiin malliin kol-
messa vaiheessa. Ensimmäisessä vaiheessa testattiin suo-
javyyhykkeen iän merkitsevyys siten, että myös epäline-
aarinen toisen asteen termi otettiin mallin mukaan, mikä-
li se oli merkitsevä. Suojavyöhykkeen ikä tarjottiin malliin
ensimmäisenä, koska se oli tutkimusasetelman tärkein
muuttuja. Toisessa vaiheessa malliin lisättiin muut suoja-
vyöhykkeen paikallista laatua mittaavat ympäristötekijät,
eniten monimuotoisuuden vaihtelua selittävä muuttuja
ensimmäisenä, toiseksi eniten selittävä seuraavana ja niin
edelleen, niin kauan kuin tilastollisesti merkitseviä muut-
tujia riitti. Kaikkien muuttujien kohdalla testattiin epäli-
nearisen toisen asteen termin merkitsevyys. Kolmannes-
sa vaiheessa malliin tarjottiin ympäröivän maiseman laa-
tua kuvaavat muuttajat.

4.3.4 Tulokset

Putkilokasveja havaittiin tutkimuslinjoilla yhteensä 148
lajia, joista 100 esiintyi myös neliömetrin näytealoilla ja
joista 29 lajia oli niittyjen indikaattorilajeja (taulukko 2).
Yleisimpiä putkilokasvilajeja olivat pelto-ohdake *Cirsium*
arvense, voikukat *Taraxacum* sp. sekä nurmipuntarpää
Alopecurus pratensis. Huomionarvoisimpia suojavyyhyk-
keillä tavatuista indikaattorilajeista olivat hakarasara *Ca-*
rex spicata, kesämaitiainen *Leontodon hispidus*, musta-
apila *Trifolium spadicum* sekä rantatädyke *Veronica lon-*
gifolia. Perhosia havaittiin yhteensä 74 lajia ja 3 785 yksilöä,
joista päiväperhosia oli 35 lajia ja 2 942 yksilöä ja
muita suurperhosia 39 lajia ja 843 yksilöä. Suojavyöhyk-
keillä tai niihin rajoituvilla ojanluiskilla havaittiin yhteen-

Taulukko 2. Yhteenveto suojavyöhykkeiltä ja niiden viereisiltä luiskilta kerätyistä kasvi- ja perhosaineistoista. Havaittujen perhos- ja kasvilajien kokonaismäärät ja linjakohtaiset keskiarvot, sekä vastaavat luvut myös niittylajien osalta.

| Lajiryhmä | Suoja-vyöhyke | Viereinen ojanluiska | Yhteensä |
|-----------------------------|---------------|----------------------|----------|
| Kaikki suurperhoset | | | |
| Yksilöitä yhteensä | 426 | 90-7 | 1333 |
| Lajeja yhteensä | 36 | 41 | 49 |
| Lajeja keskimäärin | 5,3 | 8,5 | – |
| Niittyperhoset | | | |
| Yksilöitä yhteensä | 301 | 678 | 979 |
| Lajeja yhteensä | 22 | 23 | 27 |
| Lajeja keskimäärin | 3,5 | 5,8 | – |
| Kaikki putkilokasvit | | | |
| Lajeja yhteensä | 102 | 124 | 148 |
| Lajeja keskimäärin | 19,3 | 24,8 | – |
| Niittykasvit | | | |
| Lajeja yhteensä | 20 | 20 | 29 |
| Lajeja keskimäärin | 3,4 | 4,0 | – |

sä 49 perhoslajia ja 1 333 yksilöä, joista 27 lajia ja 979 yksilöä oli niittyjen lajeja (taulukko 2). Yleisimpiä perhoslajeja olivat lauhahiipijä *Thymelicus lineola*, tesmaperhonen *Aphantopus hyperantus* sekä lanttuperhonen *Pieris napi*, joita tavattiin kaikilla tutkimusalueilla. Yleisimpiä muista suurperhosista olivat mäkikenttämittari *Xanthorhoe montanata* ja pihamittari *Scotopteryx chenopodiata*. Suojavyöhykkeillä tai niiden vertailualueilla ei tavattu huomionarvoisia perhoslajeja.

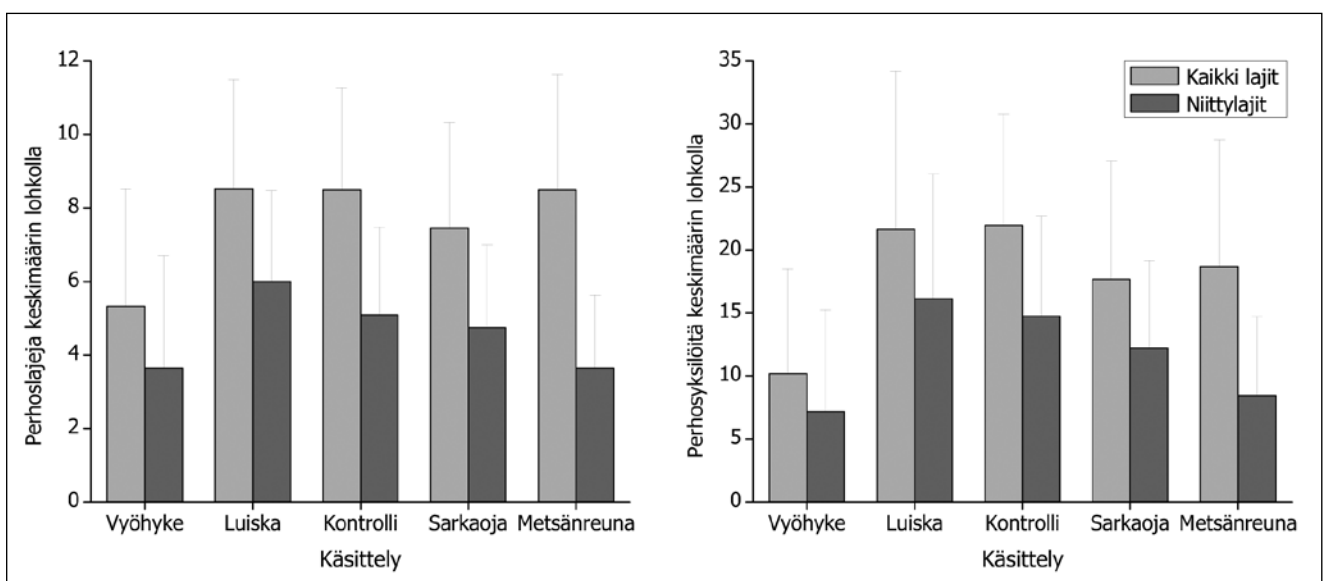
Suojavyöhykkeiden vertailu muihin alueisiin

Putkilokasvien keskimääräiset kokonais- ja niittylajimäärät olivat suojavyöhykkeillä 22 % ja 15 % alhaisempia kuin viereisillä ojanluiskilla (taulukko 2). Myös perhosia oli keskimäärin enemmän pysyvästi muokkaamattomilla luiskilla kuin eri-ikäisillä suojavyöhykkeillä. Perhosten keskimääräiset kokonais- ja niittylajimäärät olivat suojavyöhykkeillä 38 % ja 40 % alhaisempia kuin viereisillä luiskilla (taulukko 2). Yksilömääräisesti perhosia havaittiin suojavyöhykkeillä noin puolet vähemmän kuin viereisillä luiskilla.

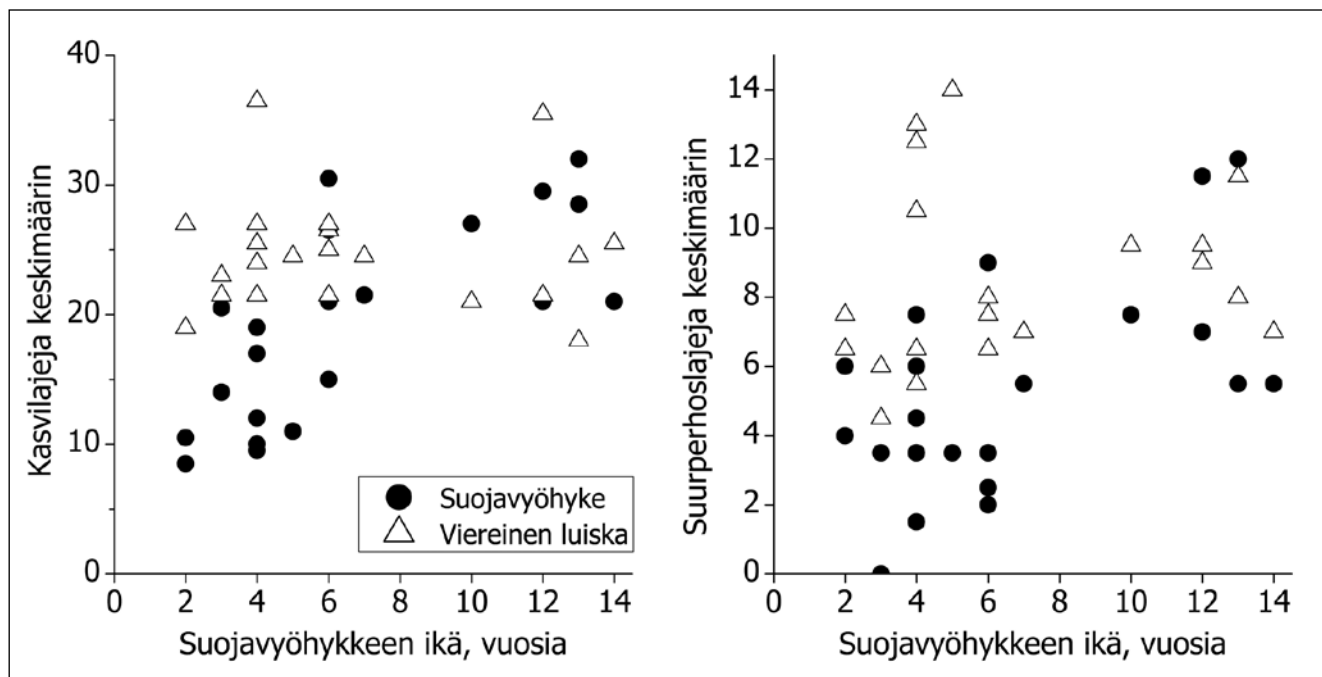
Suojavyöhykkeiden keskimääräiset perhoslaji- ja yksilömäärät olivat muita alempia myös, kun niitä verrataan tutkimusalueiden muihin avoimiin viljelemättömiin ympäristöihin: sarkaojen pientareisiin, metsänreunoihin sekä kontrollina toimivaan läheiseen saman vesistön pientareeseen, jossa ei ollut suojavyöhykettä (kuva 3).

Suojavyöhykkeen iän merkitys

Sekä putkilokasvien että perhosten lajistollinen monimuotoisuus kasvoi selkeästi suojavyöhykkeen iän myötä (kuva 4, taulukko 3). Kasvien lajimäärä saavutti suojavyöhykkeillä viereisten luiskien tason noin 10 vuotta vyöhykkeen perustamisen jälkeen, minkä jälkeen lajimäärän kasvu tasaantui. Perhosilla havaittiin tasaista lajimäärän kasvua suojavyöhykkeen iän myötä aina vanhimpiin 14 vuotta vanhoihin suojavyöhykkeisiin asti. Suojavyöhykkeiden viereisillä luiskilla kasvi- ja perhoslajimäärät eivät kasvaneet suojavyöhykkeen iän myötä (kasvit: $r_s = 0,01$, $P = 0,95$, $n = 42$; perhoset: $r_s = 0,21$, $P = 0,18$, $n = 42$), vaan pysyttelivät samalla tasolla suojavyöhykkeen iästä riippumatta.



Kuva 3. Kaikkien suurperhosten sekä niittylajien keskimääräiset laji- ja yksilömäärät (sekä keskihajonnat) suojavyöhykkeillä ja vertailualueilla.



Kuva 4. Suojavyöhykkeen (mustat pallot) ja siihen rajautuvan pysyvästi muokkaamattoman ojanluiskan (avoimet kolmiot) kasvi- ja perhoslajimäärän suhde suojavyöhykkeen ikään.

Taulukko 3. Suojavyöhykkeiden ominaisuuksien ja mitattujen perhos- ja kasvimuuttujien väliset korrelaatiot. Spearmanin järjestyslukukorrelaatiokertoimen jälkeen on ilmoitettu suhteen tilastollinen merkitsevyys, mikäli se oli pienempi kuin 0,1: (*) $P < 0,1$, * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$. Korrelaatioiden laskemisessa käytettiin kultakin suojavyöhykkeeltä kahden tutkimuslohkon mittausten keskiarvoa (n = 21).

| Ympäristömuuttuja | Perhoset Kaikki lajit lajimäärä | | Niittyajit lajimäärä | | Kasvit Kaikki lajit lajimäärä | | Niittyajit lajimäärä | | | | | |
|---|---------------------------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------------------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------|-----|-------|-----|
| | | yksilömäärä | | yksilömäärä | | yksilömäärä | | yksilömäärä | | | | |
| Suojavyöhykkeen ominaisuudet | | | | | | | | | | | | |
| Ikä | 0,44 | * | 0,33 | | 0,56 | ** | 0,57 | ** | 0,78 | *** | 0,35 | |
| Suojaisuus | 0,18 | | 0,05 | | 0,12 | | 0,09 | | 0,45 | * | 0,15 | |
| Kasvillisuuden keskikorkeus | 0,04 | | 0,11 | | -0,02 | | -0,07 | | -0,03 | | -0,44 | * |
| Kasvillisuuden maksimikorkeus | 0,48 | * | 0,47 | * | 0,45 | * | 0,39 | (*) | 0,37 | | -0,12 | |
| Kosteus | 0,18 | | 0,16 | | 0,20 | | 0,32 | | 0,08 | | -0,09 | |
| Leveys | 0,21 | | 0,06 | | 0,37 | (*) | 0,25 | | 0,29 | | 0,13 | |
| Mesikasvien yleisrunsaus | 0,69 | *** | 0,67 | ** | 0,64 | ** | 0,65 | ** | 0,34 | | 0,43 | (*) |
| Mesikasviryhmiä yhteisrunsaus | 0,69 | *** | 0,64 | ** | 0,77 | *** | 0,78 | *** | 0,68 | *** | 0,59 | ** |
| Niittoaika* | 0,39 | (*) | 0,36 | | 0,48 | * | 0,49 | * | 0,31 | | 0,04 | |
| Karikkeen peittävyys | -0,30 | | -0,24 | | -0,30 | | -0,28 | | -0,73 | *** | -0,26 | |
| Kasvillisuuden peittävyys | 0,38 | (*) | 0,34 | | 0,33 | | 0,34 | | 0,66 | ** | 0,26 | |
| Paljaan maan peittävyys | -0,54 | * | -0,41 | (*) | -0,40 | (*) | -0,41 | (*) | -0,36 | | -0,10 | |
| Sammalen peittävyys | -0,22 | | -0,16 | | -0,02 | | -0,04 | | 0,02 | | 0,10 | |
| Varjoisuus | -0,04 | | -0,20 | | -0,06 | | -0,07 | | 0,25 | | -0,03 | |
| Maiseman ominaisuudet | | | | | | | | | | | | |
| 100 m säteellä suojavyöhykkeestä | | | | | | | | | | | | |
| Metsä (%) | 0,18 | | 0,10 | | 0,19 | | 0,13 | | 0,31 | | 0,12 | |
| Muu (%) | 0,15 | | 0,00 | | 0,11 | | -0,03 | | 0,35 | | 0,11 | |
| Niitty (%) | 0,11 | | 0,11 | | 0,03 | | -0,08 | | 0,19 | | -0,26 | |
| Pelto (%) | -0,21 | | -0,10 | | -0,16 | | -0,03 | | -0,33 | | -0,03 | |
| 500 m säteellä suojavyöhykkeestä | | | | | | | | | | | | |
| Metsä (%) | 0,12 | | 0,05 | | 0,18 | | 0,28 | | 0,14 | | 0,24 | |
| Muu (%) | 0,01 | | 0,00 | | -0,04 | | -0,09 | | 0,16 | | -0,31 | |
| Pelto(%) | -0,07 | | 0,02 | | -0,15 | | -0,25 | | -0,21 | | -0,17 | |

Muiden ympäristötekijöiden merkitys

Suojavyöhykkeen iän lisäksi useat ympäristömuuttujat korreloivat merkitsevästi kasvi- ja perhosmuuttujien kesken (taulukko 3). Yksittäiskorrelaatioiden perusteella kasvillisuuden kasvun peittävyys ja suojaisuuden kasvaessa, sekä pieneen karikkeen peittävyys ja kasvillisuuden keskikorkeuden kasvaessa. Vastaavasti perhosten määrät kasvoivat mesikasvien runsauden, suojavyöhykkeen iän ja kasvillisuuden maksimikorkeuden kasvaessa sekä niiton ajankohdan myöhentyessä. Perhosmäärät pienenevät paljaan maan peittävyys kasvaessa (taulukko 3). On kuitenkin huomattava, että osa ympäristömuuttujista oli keskenään korreloituneita ja siksi usean muuttujan regressiomallit antavat luotettavamman kokonaiskuvan kasvien ja perhosten monimuotoisuuteen vaikuttaneista tekijöistä.

Yleistetyillä lineaarisilla sekamalleilla analysoituna suojavyöhykkeen ikä oli selkeästi parhaiten sekä kasvien kokonaislaji- että niittylajimäärää selittävä muuttuja (taulukko 4). Iän vaikutus kasvien kokonaislajimäärään oli epälineaarinen siten, että kasvillisuuden kasvu tasaantui noin 10 vuotta suojavyöhykkeen perustamisen jälkeen. Iän lisäksi kokonaislajimäärää selittävään malliin tuli mukaan kaksi muuta tilastollisesti merkitsevää muuttujaa: paljaan

maan peittävyys sekä muun maa-alan osuus 100 m etäisyydellä suojavyöhykkeestä. Näillä molemmilla oli epälineaarinen vaikutus kasvillisuuden määrään. Myös niittykasvien osalta suojavyöhykkeen iällä oli epälineaarinen vaikutus (taulukko 4): lajimäärä saavutti huipun 6–12 -vuotiailla suojavyöhykkeillä ja oli hieman tätä alempi kaikkein vanhimmissa viidellä suojavyöhykkeellä.

Perhosten laji- ja yksilömääriä selittävässä malleissa korostui kolmen ympäristötekijän vaikutus, sillä suojavyöhykkeen ikä ja mesikasvien runsaus tulivat mukaan kaikkiin malleihin ja kasvillisuuden keskimääräinen korkeus molempiin kaikkia perhosia koskeviin malleihin (taulukko 4). Kaikilla näillä kolmella ympäristötekijällä oli myönteinen vaikutus perhosten kokonaislaji- ja yksilömäärään siten, että jokainen tekijä kasvatti oleellisesti mallin selitysvoimaa. Perhosmäärät kasvoivat siis suojavyöhykkeen iän, mesikasvien määrän ja kasvillisuuden korkeuden kasvaessa. Niittyperhosten lajimäärää selittivät merkitsevästi vain suojavyöhykkeen ikä ja mesikasvien määrä, mutta niiden yksilömäärään vaikuttivat näiden lisäksi myös suojavyöhykkeen varjoisuus ja pellon määrä 500 m säteellä suojavyöhykkeen ympäristössä (taulukko 4). Sekä varjoisuus että pellon määrä maisemassa vaikuttivat niittyperhosten määrää alentavasti.

Taulukko 4. Suojavyöhykkeiden kasvien ja perhosten monimuotoisuutta selittävät yleistetyt lineaariset sekamallit (GLMM).

(a) Kasvien kokonaislajimäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|--------------------------------------|------------|-----------------------|---------|
| Vakio | 1,529 | | |
| Ikä | 0,277 | 36.43 _{1,18} | <0.0001 |
| Ikä ² | -0,013 | 8.66 _{1,18} | 0,0087 |
| Paljaan maan peittävyys | 0,045 | 0.36 _{1,17} | 0,5534 |
| Paljaan maan peittävyys ² | -0,002 | 7.20 _{1,17} | 0,0157 |
| Muu % (100 m) | 0,084 | 5.15 _{1,17} | 0,0366 |
| Muu % (100 m) ² | -0,004 | 13.01 _{1,17} | 0,0022 |

(c) Päiväperhosten kokonaislajimäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|-----------------------------|------------|-----------------------|--------|
| Vakio | -0,479 | | |
| Ikä | 0,053 | 10.58 _{1,19} | 0,0042 |
| Mesikasvien yleisrunsaus | 0,308 | 14.99 _{1,19} | 0,0010 |
| Kasvillisuuden keskikorkeus | 0,084 | 12.27 _{1,19} | 0,0024 |

(e) Päiväperhosten niittylajimäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|--------------------------|------------|-----------------------|--------|
| Vakio | -0,519 | | |
| Ikä | 0,086 | 13.21 _{1,19} | 0,0018 |
| Mesikasvien yleisrunsaus | 0,254 | 11.21 _{1,20} | 0,0032 |

(a) Kasvien niittylajimäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|------------------|------------|-----------------------|--------|
| Vakio | -1,230 | | |
| Ikä | 0,692 | 2.71 _{1,18} | 0,1172 |
| Ikä ² | -0,039 | 11.49 _{1,18} | 0,0033 |

(d) Päiväperhosten kokonaisyksilömäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|-----------------------------|------------|-----------------------|--------|
| Vakio | -0,356 | | |
| Ikä | 0,037 | 8.35 _{1,19} | 0,0094 |
| Mesikasvien yleisrunsaus | 0,315 | 10.26 _{1,19} | 0,0052 |
| Kasvillisuuden keskikorkeus | 0,024 | 17.11 _{1,19} | 0,0007 |
| Muu % (100 m) | 0,000 | 0.28 _{1,19} | 0,6083 |
| Muu % (100 m) ² | 0,000 | 4.62 _{1,19} | 0,0463 |

(f) Päiväperhosten niittylajien yksilömäärä

| Muuttuja | Estimaatti | F | P |
|--------------------------|------------|-----------------------|--------|
| Vakio | 1,217 | | |
| Ikä | 0,113 | 18.09 _{1,19} | 0,0004 |
| Mesikasvien yleisrunsaus | 0,294 | 13.88 _{1,18} | 0,0015 |
| Varjoisuus | -0,121 | 6.68 _{1,18} | 0,0187 |
| Pelto % (500 m) | -0,022 | 6.03 _{1,18} | 0,0245 |

4.3.5 Tulosten tarkastelu

Tutkimus tuotti hyvin selkeät tulokset suojavyöhykkeiden merkityksestä kasvien ja perhosten lajistolliselle monimuotoisuudelle. Keskimäärin suojavyöhykkeiden lajimäärät ovat alhaisempia kuin vanhoissa piennarympäristöissä, mutta suojavyöhykkeen iän myötä lajimäärät kasvavat ja saavuttavat viereisen ojanluiskan tason noin kymmenen vuoden kuluessa perustamisesta. Kasveilla lajimäärän kasvu tasaantui 10 vuoden jälkeen, mutta perhosilla laji- ja yksilömäärät kasvoivat tasaisesti vielä vanhemmilakin suojavyöhykkeillä. Monimuotoisuuden kasvu suojavyöhykkeen iän myötä oli odotettu tulos, koska lajimäärän on tyypillisesti havaittu kasvavan iän myötä myös kesantopelloilla (van Buskirk & Willi 2004, Kuussaari ym. 2007), jotka perustetaan usein samoilla siemenseoksilla kuin ympäristötuen suojavyöhykkeet.

Sekä kasvien että perhosten osalta suojavyöhykkeillä tavatut lajit olivat kauttaaltaan tavanomaista maatalousympäristön lajistoa. Huomionarvoisia putkilokasvilajeja tavattiin vain muutamalla kohteella, ja harvinaisia ja elinympäristönsä suhteen vaateliaita perhoslajeja ei tavattu lainkaan. Melko suuren pinta-alansa ansiosta suojavyöhykkeistä saattaa pitkällä aikavälillä kehittyä läheisiä pientareita selvästi monilajisempia ympäristöjä, mutta niiden lajimäärät jäävät silti kauas varsinaisten niittyalueiden luvuista. Esimerkiksi MYTVAS-hankkeessa vuonna 2001 vastaavilla menetelmillä tehdyissä kasvi- ja perhosotannoissa Uudenmaan tuoreilta niityiltä tavatut lajimäärät olivat noin kaksinkertaisia tässä tutkimuksessa havaittuihin verrattuna (Pakkanen & Helenius 2004, Kuussaari & Heliölä 2004). Tämä johtuu etenkin siitä, että pitkän viljelyhistoriansa takia suojavyöhykkeiden maaperä on tyypillisesti hyvin ravinteikasta, mikä heikentää runsaslajisen kasvillisuuden syntymahdollisuuksia. Vuosittainen niitto yhdistettynä niitoksen pois korjaamiseen lienee tehokkain toimenpide kasvillisuuden monipuolistamiseksi, mutta kesannoilla tehtyjen kokeiden perusteella kasvillisuus monipuolistuu vähitellen, vaikka niitosta ei korjattaisikaan (ks. luku 4.4).

Perhosmäärät kasvoivat voimakkaasti sekä suojavyöhykkeen iän että mesikasvien yleisrunsauden kasvaessa. Suojavyöhykkeen iän selitysvoima kasvoi erityisesti silloin, kun molemmat muuttujat sisällytettiin samaan tilastolliseen malliin. Tämä viittaa siihen, että ne selittävät hieman eri komponentteja perhosten monimuotoisuuden vaihtelusta huolimatta siitä, että ne olivat keskenään positiivisesti korreloituneita ($r_s = 0,35$, $P = 0,023$, $n = 42$). Todennäköisesti suojavyöhykkeen ikä vaikutti perhosiin osin monipuolistuvan kasvillisuuden kautta, koska erityisesti niittyperhosten laji- ($r_s = 0,51$, $P = 0,020$, $n = 21$) ja yksilömäärät ($r_s = 0,50$, $P = 0,024$, $n = 21$) korreloivat positiivisesti kasvien kokonaislajimäärän kanssa. Vanhemman

suojavyöhykkeen monilajinen kasvillisuus tarjoaa ravintokasveja useampien perhoslajien toukille kuin iältään nuorempi, vähälajinen kasvillisuus. Kukkivat mesikasvit ovat puolestaan tärkeitä ravinnonlähteitä aikuisille perhosille.

Kasvillisuuden keskikorkeus ei yksinään korreloinut merkittävästi perhosten monimuotoisuuden kanssa, mutta sen vaikutus oli erittäin merkitsevä, kun se lisättiin malliin, jossa perhoslaji- ja yksilömäärän vaihtelua oli jo selitetty suojavyöhykkeen iällä ja mesikasvien yleisrunsauhdella. Käytännössä tulos tarkoittaa sitä, että kasvillisuuden mataluudesta johtuen perhosmäärät olivat toisinaan alhaisempia kuin suojavyöhykkeen iän ja mesikasvien määrän perusteella olisi voinut odottaa. Tulos on ymmärrettävissä niiton kasvillisuuden korkeuteen ja perhosmääriin kohdistuvan vaikutuksen kautta. Heinäkuun lopulla mitattu kasvillisuuden keskikorkeus oli matala alueilla, jotka niitettiin alku-keskikesän aikana. Niiton suorasta negatiivisesta vaikutuksesta johtuen perhosmäärät olivat usein alhaisia tällaisilla suojavyöhykkeillä juuri heinäkuussa, kun kesän perhosmäärät ylipäättään olivat suurimmillaan. Niiton ajankohta korreloi positiivisesti erityisesti niittyperhosten laji- ja yksilömäärän kanssa (taulukko 3): niittyperhosten määrä oli sitä suurempi, mitä myöhemmin niitto toteutettiin.

4.3.6 Johtopäätökset

Uudellamaalla tehty maastotutkimus osoitti, että pitkään samalla paikalla sijainneilla ympäristötuen suojavyöhykkeillä on huomattavan myönteinen merkitys tavallisten maatalousalueiden yleiselle kasvi- ja perhoslajistolle. Taantuneen ja vaateliaan niitylajiston kannalta suojavyöhykkeiden arvo pysyy kuitenkin tuolloinkin vähäisenä. Vasta perustetut suojavyöhykkeet ovat kasvi- ja perhoslajistoltaan tavallisia pientareita köyhempiä, mutta jo kymmenessä vuodessa suojavyöhykkeiden lajimäärät saavuttavat viereisten pientareiden tason. Todennäköisesti lajistollisen monimuotoisuuden kasvu jatkuu hiljalleen tämän jälkeenkin suojavyöhykkeen iän kasvaessa. Melko suuren pinta-alansa takia suojavyöhykkeet kehittyvät pitkällä aikavälillä luonnon monimuotoisuuden kannalta tavallisia pientareita runsaslajisemmiksi elinympäristöiksi.

Suojavyöhykkeiden lajistolliseen monimuotoisuuteen voidaan vaikuttaa niiden perustamisessa käytettävällä siemenseoksella sekä vuosittaisella hoitotavalla. Kesannoilla tehtyjen tutkimusten perusteella heikosti kilpailevien heinien sekä mesikasvien käyttö siemenseoksissa edistää suojavyöhykkeelle kehittyvän kasvi- ja perhoslajiston monimuotoisuutta (ks. luku 4.4). Vuosittaisella niitolla ja niittojätteen pois korjaamisella on myös pitkällä aikavälillä myönteinen vaikutus suojavyöhykkeen monimuotoisuuteen. Perhosten ja muiden hyönteisten kannalta niitto tu-

lisi ajoittaa loppukesään, mieluiten heinäkuun jälkeiseen aikaan, koska niittäminen alkukesällä ja keskellä kesää hävittää perhosille tärkeät kukkivat kasvit ja häiritsee perhosten lisääntymistä.

4.3.7 Toimenpide-ehdotukset

Suojavyöhykkeiden arvo luonnon monimuotoisuuden kannalta kasvaa niiden iän myötä. Siksi suojavyöhykesopimuksissa tulisi pyrkiä mahdollisimman pitkiin sopimuksiin ja ihanteellisesti siihen, että suojavyöhykkeet saataisiin pysyvästi pois viljelyn ja maanmuokkauksen piiristä.

Luonnon monimuotoisuuden edistämiseksi tulisi kannustaa suojavyöhykkeiden perustamista monimuotoisuutta suosivilla siemenseoksilla, sisältäen esimerkiksi heikosti kilpailevia heinälajeja, niittykasveja ja pölyttäjähönteisten suosimia mesikasveja. Myös tavallista harvempi kylvö sekä vuosittain tai harvemmin toteutettava niitto edistävät lajistollisen monimuotoisuuden kehittymistä. Luonnon monimuotoisuuden kannalta on suositeltavaa ajoittaa niitto loppukesään, heinäkuun jälkeiseen aikaan, sekä korjata niittojäte pois. Monimuotoisuuden kannalta myös joidenkin puiden ja pensaiden kasvun salliminen suojavyöhykkeillä on suositeltavaa.

Kirjallisuus

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2005. Linjalaskenta perhosten tutkimusmenetelmänä. *Baptria* 30: 58–60.

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2008. Perhoskantojen seuranta maatalousalueilla vuosina 2001–2006. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 50–69.

Heliölä, J. & Kuussaari, M. 2007. Maatalousalueiden päiväaktiivisten suurperhoslajien ekologinen luokittelu ja kannankehitys. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. s. 266–288.

Kivinen, S., Kuussaari, M., Heliölä, J., Luoto, M., Helenius, J. & Härjämäki, K. 2008. Maatalousmaiseman rakenteen muutokset ja niiden merkitys lajiston monimuotoisuudelle. Teoksessa: Kuussaari, M., Heliölä J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 112–127.

Kleijn, D. & Snoeiijing, G.I.J. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413–1425.

Kuussaari, M. & Heliölä, J. 2004. Perhosten monimuotoisuus eteläsuomalaisilla maatalousalueilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.44–81.

Kuussaari, M. & Heliölä, J., Pöyry, J. & Saarinen, K. 2007. Päiväperhosten kannankehitys maatalousluonnon monimuotoisuuden indikaattorina. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. s. 246–265.

Kuussaari, M., Heliölä J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.). 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti

2000–2006. Suomen ympäristö 4 / 2008. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s. 194–195.

Kuussaari, M., Härmä, O. & Hyvönen, T. 2007. Viherkesantojen merkitys pölyttäjähönteisille. Teoksessa: Salonen, J., Keskitalo, M. & Segerstedt, M. (toim.). Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous 110. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Jokioinen. s. 47–69.

Ma, M., Tarmi, S. & Helenius J. 2002. Revisiting the species-area relationship in semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89: 137–148.

Pakkanen, H. & Helenius, J. 2004. Kasvien monimuotoisuuden seuranta – toimenpiteiden vaikutukset pientareilla ja suojaistoilla. Teoksessa: Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, M., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.). Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000–2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. s.30–43.

Pitkänen, M., Kuussaari, M. & Pöyry, J. 2001. Factors influencing butterfly diversity in the agricultural environment. Teoksessa: Pitkänen, M. & Tiainen, J. (toim.). Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Conservation Series (No. 3). BirdLife Suomi. Helsinki. S. 57–63.

Pollard, E. & Yates, T.J. 1993. Monitoring butterflies for ecology and conservation. Chapman and Hall. Lontoo. 274 s.

Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 205 s.

Pöyry, J., Heliölä, J., Rytteri, T. & Alanen, A. 2004. Perinnebiotooppien lajiston uhanalaistuminen. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I. P. & Toivonen, T. (toim.), Elämää pellossa. Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita. Helsinki. S. 220–233.

Tarmi, S., Hyvönen, T. & Jauni, M. 2010. Importance of establishment, management and edaphic factors for plant communities of buffer zones. *Käsikirjoitus (Weed Research)*.

Yletyinen, S. & Norrdahl, K. 2007. Habitat use of field voles (*Microtus agrestis*) in wide and narrow buffer zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123: 194–200.

Van Buskirk, J. & Willi, Y. 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology*

van Dyck, H., van Strien, A.J., Maes, D. & van Swaay, C.A.M. 2009. Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology* 23: 957–965.

4.4 Viherkesantojen luontovaikutukset

Terho Hyvönen, Erja Huusela-Veistola, MTT, Mikko Kuusaari & Eeva-Liisa Alanen, SYKE
terho.hyvonen@mtt.fi

4.4.1 Tausta

Viherkesantojen myönteisten ympäristövaikutusten vuoksi kesannot ovat olleet yksi maatalouden ympäristötuen toimenpiteistä. Ensimmäisellä maatalouden ympäristötukikaudella (1995–1999) tuettiin pitkäaikaisten viherkesantojen perustamista. Toisella tukikaudella kesannot eivät olleet mukana ympäristötuen, mutta yksi- tai kaksivuotisia kesantoja perustettiin CAP-tuella. Noin kolmannes Suomen maatiloista velvoitettiin kesannoimaan vähintään 10 % peltoalastaan CAP-säännösten perusteella. Esimerkiksi vuonna 2004 viherkesantojen pinta-ala Suomessa oli 0,2 miljoonaa hehtaaria (Maa- ja metsätalousministeriö 2004). Monivuotinen viherkesanto (luonnonhoitopelto) on yksi ympäristötuen tukikauden 2007–2013 toimenpiteistä. EU:n velvoitekesannointi lopetettiin vuonna 2008, mikä teki ympäristötuen viherkesantotoimenpiteestä entistä tärkeämpää.

Suosituimmat viherkesantojen perustamisessa käytetyt siemenseokset ovat halpoja ja pyrkivät nopeasti peittämään maanpinnan ehkäisten siten rikkakasvien taimettumista. Tähän tarkoitukseen soveltuvat hyvin monivuotisten heinien ja apilan seokset. Kasvilajiston monimuotoisuudelle edullisempia ovat heikommin kilpailevat kasvustot, jolloin siemenpankista pääsee taimettumaan enemmän kasvilajeja. Kesantojen kasvilajiston monimuotoisuutta voidaan edistää myös suoraan kylvämällä monimuotoisuutta edistäviä lajeja, kuten pölyttäjiä suosivia niittykasveja tai peltolintujen ravintokasveja. Kesantojen niitolla on havaittu olevan vain vähän vaikutusta kasvien lajimäärään. Kasvien lajimäärä, kasvilajiston koostumus ja kasvillisuuden rakenne heijastuvat kesantojen hyönteislajistoon, kuten lintujen hyönteisravintoon ja pölyttäjähyönteisiin.

4.4.2 Tavoite

Tämän osion tavoitteena oli tutkia viherkesantojen vaikutuksia lajistolliseen monimuotoisuuteen. Tulokset perustuvat Ypäjällä tehtyyn kesantokokeeseen, jonka tuloksia on jo aiemmin esitelty vuosien 2003–2006 osalta eri eliöryhmittäin (Huusela-Veistola 2007, Hyvönen 2007, Kuusaari ym. 2007). Tässä yhteenvedossa tarkastellaan eri eliöryhmiä yhdessä, päivitettyllä tutkimusaineistolla (2003–2008). Tarkastelemme viherkesantojen siemenseoksen ja niiton vaikutusta kasvien ja pölyttäjähyönteisten lajiston monimuotoisuuteen sekä kykyyn tuottaa siemen-

ja hyönteisravintoa linnuille. Tuloksissa esitetään siemenseoksen ja niiton vaikutus ja vaikutuksen muutos kesannon iän myötä kuhunkin eliöryhmään.

Kasvien osalta tässä raportoidaan lajimäärän muutos sekä kylvettyjen niittykasvien runsauden muutokset. Kasvien linnuille tuottaman siemenravinnon määrän muutokset on raportoitu aiemmin (Hyvönen 2007). Lintujen hyönteisravinnon tuotto raportoidaan päivitettyllä aineistolla. Tuhoeläinten luontaisten vihollisten osalta tulokset on raportoitu aiemmin (Huusela-Veistola 2007). Pölyttäjähyönteislajiston osalta tulokset esitetään aiempaa tarkemmin eri pölyttäjähyönteisryhmien (tarhamehiläisen, kimalaisen, päiväperhosten ja muiden päiväaktiivisten suurperhosten) osalta. Pölyttäjähyönteistuloksista on tekeillä myös tätä raporttia perusteellisempi tieteellinen artikkeli (Alanen ym. 2010, valmisteilla).

4.4.3 Tutkimusasetelma ja menetelmät

Kenttäkoe, joka koostui 24 koeruudusta (ruutukoko 0,25 ha), perustettiin Ypäjälle vuonna 2003. Kokeessa oli kuusi käsittelyä, joista jokaisessa oli neljä toistoa:

- puna-apila-timotei-nurminata (seos 1), vuosittainen niitto
- puna-apila-timotei-nurminata (seos 1), ei niittoa
- nurmirölli-lampaannata (seos 2), vuosittainen niitto
- nurmirölli-lampaannata (seos 2), ei niittoa
- nurmirölli-lampaannata-niittykasvit (seos 3), vuosittainen niitto
- nurmirölli-lampaannata-niittykasvit (seos 3), ei niittoa

Niittykasviseokseen valittiin 12 pölyttäjähyönteisille potentiaalisesti hyvää lajia yksi-, kaksi- ja monivuotisia mezikasveja (ks. taulukko 1).

Kasvit kartoitettiin kaksi kertaa kasvukauden aikana (kesä- ja elokuussa vuosina 2003–2008) kävelemällä koeruidut läpi ja tekemällä lajilista havaituista lajeista sekä arvioimalla kasvien runsaus yhdeksänportaisella asteikolla (1 = kasvilajin peittävyys koeruudulla < 0,125 %, 2 = 0,125 < x < 0,5 %, 3 = 0,5 < x < 2 %, 4 = 2 < x < 4 %, 5 = 4 < x < 8 %, 6 = 8 < x < 16 %, 7 = 16 < x < 32 %, 8 = 32 < x < 64 %, 9 = x > 64 %). Siemennäytteet kerättiin syys-lokakuussa vuosina 2003–2006 (ks. Hyvönen 2007).

Lintujen hyönteisravinnon tutkimista varten kerättiin hyönteisiä haavimalla kasvustot viisi kertaa kesässä (kesä-elokuussa noin kahden viikon välein) vuosina 2004–2008. Yhteen haavintänäytteeseen otettiin 60 haavinveettoa kultakin koeruudulta. Haavintänäyteaineistot analy-

soitiin ryhmätasolla (ks. kuva 3.). Ryhmistä laskettiin diversiteetti- (Shannon diversity) ja tasaisuusindeksit (Hill evenness). Lintujen hyönteisravinnon saatavuutta arvioitiin myös laskemalla haavintanäytteistä peltopyynn poikasten hyönteisravintoindeksi (CFI "chick food index"; Potts & Aebischer 1991): $CFI = 0,121x_1 + 0,120x_2 + 0,083x_3 + 0,006x_4 + 0,00004x_5$ (missä x_1 = maakiitäjäisten, x_2 = sahapistiäis- ja perhostoukkien, x_3 = lehtikuoriaisten ja kärsäkkäiden, x_4 = luteiden ja kaskaiden sekä x_5 = kirvojen lukumäärä).

Pölyttäjähönteisten runsauden ja lajimäärän kehitystä seurattiin vuosittain 2003–2008 perustuen neljä kertaa kesässä koealueilla ja ympäröivillä pientareilla tehtyihin linjalaskentoihin. Tutkimusmenetelmät on kuvattu tarkemmin aiemmassa raportissa (Kuussaari ym. 2007).

4.4.4 Tulokset

Kasvit

Kesantokokeelta tavattiin yhteensä 102 kasvilajia, joista 17 oli kylvettyjä ja 85 siemenpankista taimettuneita rikkakasveja. Kylvetyistä niittykasveista hunajakukka ja ruisvirna olivat odotetusti runsaita ensimmäisinä vuosina (taulukko 1) häviten kokonaan vuosien mittaan. Myös puna-apila katosi kokeelta lähes kokonaan kahden ensimmäisen vuoden jälkeen. Monivuotiset niittykasvit menestyivät vaihtelevasti. Niistä menestynein oli ahdekaunokki. Purtojuurta ei tavattu kokeelta lainkaan.

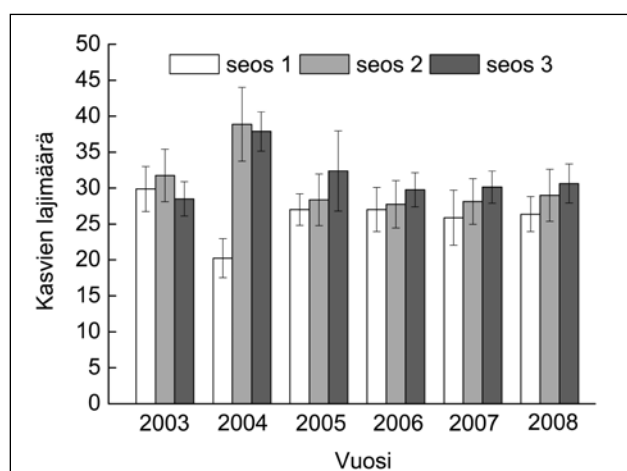
Taulukko 1. Kesantokokeeseen kylvettyjen niittykasvien runsaudet (peittävyys-%) 2003–2008.

| | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|--------------------------|------|------|-------|-------|------|-------|
| 1- tai 2-vuotiset | | | | | | |
| Harakankello | – | 0,01 | 0,04 | 0,04 | 0,02 | 0,01 |
| Hunajakukka | 70,5 | 0,5 | 0,04 | 0,01 | – | – |
| Puna-ailakki* | – | 0,05 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,1 |
| Ruisvirna | 3,9 | 20,5 | 0,02 | – | – | – |
| Valkoailakki | – | 0,1 | 1,0 | 2,6 | 1,0 | 0,2 |
| Monivuotiset | | | | | | |
| Ahdekaunokki | – | 0,6 | 1,5 | 3,4 | 18,2 | 46,1 |
| Keltasauramo | – | 6,5 | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,3 |
| Mäkitervakko | – | – | <0,01 | <0,01 | – | – |
| Nurmikohokki | – | 0,4 | 0,7 | 0,3 | 0,3 | 0,1 |
| Purtojuuri | – | – | – | – | – | – |
| Päivänkakkara | – | 0,3 | 1,8 | 0,2 | 0,2 | 0,1 |
| Ruusuruoho | – | 0,2 | 0,1 | 0,04 | 0,1 | 0,2 |
| Särmäkuisma | – | – | – | – | – | <0,01 |

*Puna-ailakin siementä tuli valkoailakin mukana kesantokokeeseen.

Siemenseoksen vaikutus

Kasvien lajimäärässä havaittiin eroja siemenseosten välillä. Kun kasvien lajimäärää tarkasteltiin siten, että mukana oli sekä kylvetyt lajit että siemenpankista taimettuneet rikkakasvit, niittykasviseoksella (seos 3) ja heikommin kilpailevalla heinäseoksella (seos 2) kylvetyt koeruodut eivät eronneet toisistaan (kuva 1). Sen sijaan pelkkien siemenpankista taimettuneiden rikkakasvien lajimäärien tarkastelussa seos 2 oli lajirunsain. Molemmista tarkasteluissa voimakkaasti kilpaileva puna-apila-timotei-nurminata-seos oli lajiköyhin. Siemenseoksen ja niiton välillä ei havaittu vuorovaikutusta, sen sijaan siemenseoksen ja vuoden välinen vuorovaikutus oli erittäin merkitsevä. Lajimäärien erot olivat suurimmillaan vuonna 2004, jolloin puna-apila-timotei-nurminata-seoksen lajimäärä oli alhaisimmillaan.



Kuva 1. Kasvien lajimäärä eri siemenseoksilla kylvetyillä kesantoruuduilla.

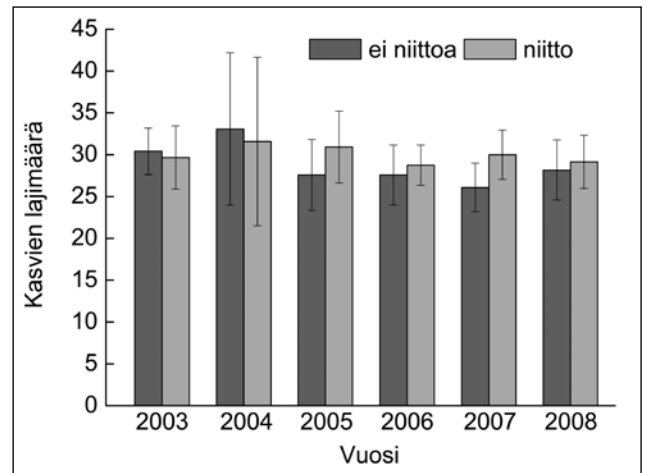
Niiton vaikutus

Niiton vaikutus kasvien lajimäärään oli voimakkaasti riippuvainen vuodesta sekä kokonaislajimäärälle (kuva 2) että pelkästään siemenpankista taimettuneille rikkakasveille (taulukko 2). Kahtena ensimmäisenä vuonna lajimäärä oli korkeampi niittämättömillä ja muina vuosina niitetyillä ruuduilla. Lajimäärien erossa käsittelyiden välillä ei kuitenkaan ollut havaittavissa selkeää kehityssuuntaa kokeen kuluessa.

Lintujen hyönteisravinto

Siemenseoksen vaikutus

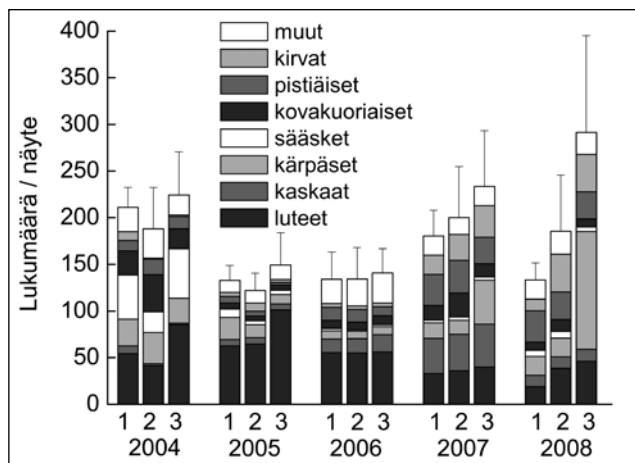
Siemenseos ja kesannon ikä vaikuttivat kaikkiin tarkasteltuihin muuttujiin (taulukko 2). Lintujen hyönteisravinnon määrä oli suurin (mutta ryhmädiversiteetti H' pienin) niit-



Kuva 2. Kasvien lajimäärä niitetyillä ja niittämättömillä kesantoruuduilla.

Taulukko 2. Siemenseoksen, niiton, keston (vuosi) sekä näiden parittaisten yhdysvaikutusten vaikutus eri eliöryhmien lajimäärään ja/tai runsauteen.

| | niitto | seos | vuosi | niitto*seos | niitto*vuosi | seos*vuosi |
|---------------------------------|--------|------|-------|-------------|--------------|------------|
| KASVIT | | | | | | |
| Lajimäärä | | | | | | |
| – kaikki lajit | 0 | ** | * | 0 | ** | *** |
| – rikkakasvit | 0 | ** | *** | 0 | * | *** |
| LINTUJEN HYÖNTEISRAVINTO | | | | | | |
| Haavintänäytteet | | | | | | |
| kokonaisuus | 0 | ** | *** | *** | ** | ** |
| CFI | 0 | o | *** | ** | ** | * |
| H' | 0 | *** | *** | 0 | 0 | *** |
| E' | 0 | ** | *** | * | 0 | ** |
| luteet | 0 | *** | *** | 0 | 0 | ** |
| kaskaat | 0 | o | *** | 0 | * | *** |
| kärpäset | 0 | *** | *** | ** | 0 | *** |
| sääsket | o | ** | *** | 0 | 0 | *** |
| kovakuoriaiset | 0 | * | *** | * | ** | ** |
| pistiäiset | 0 | ** | *** | ** | *** | *** |
| perhoset | 0 | 0 | *** | 0 | 0 | *** |
| kirvat | ** | 0 | *** | o | *** | *** |
| ripsiäiset | 0 | 0 | *** | 0 | 0 | * |
| PÖLYTTÄJÄT | | | | | | |
| Lajimäärä | | | | | | |
| – kimalaiset | 0 | *** | *** | 0 | *** | *** |
| – päiväperhoset | 0 | * | *** | 0 | * | *** |
| – muut perhoset | 0 | ** | *** | 0 | 0 | 0 |
| Runsaus | | | | | | |
| – tarhamehiläinen | 0 | *** | *** | * | *** | *** |
| – kimalaiset | ** | *** | *** | 0 | *** | *** |
| – päiväperhoset | 0 | 0 | *** | 0 | * | *** |
| – muut perhoset | 0 | ** | *** | 0 | *** | *** |



Kuva 3. Lintujen hyönteisravinnon määrä eri siemenseoksilla kylvetyillä kesantoruuduilla.

tykasviseoksessa, kun taas peltopyynn hyönteisravintoindeksi oli korkein nurmirölli-lampaannata-seoksessa.

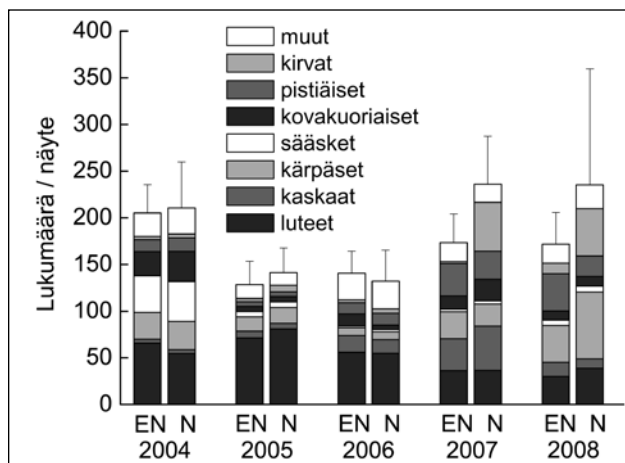
Paras siemenseos vaihteli hyönteisryhmittäin (kuva 3) eri siemenseoksilla kylvetyillä kesantoruuduilla. Luteita ja kärpäsiä oli eniten niittykasviseoksella, kovakuoriaisia nurmirölli-lampaannata-seoksella perustetuissa kasvustoissa. Monen ryhmän kohdalla seosten väliset erot vaihtelivat eri vuosina (taulukko 2, seos x vuosi -yhdysovaikutus tilastollisesti merkitsevä). Esimerkiksi kaskailla seosten paremmuusjärjestys vaihteli vuosittain. Pienimmät erot seosten välillä havaittiin tutkimusjakson puolivälissä vuonna 2006. Selvimmin seosten väliset erot näkyivät vuosina 2007–2008.

Niiton vaikutus

Niiton vaikutus ilmeni selvemmin vasta 4–5 vuotta vanhoissa kesannoissa (kuva 4). Niitetyissä kesannoissa kokonaissaalis oli suurempi kuin niittämättömissä kesannoissa, mutta ero näkyi vasta kahtena viimeisenä tutkimusvuonna. Peltopyynn hyönteisravintoindeksi oli suurempi niitetyssä kasvustossa tutkimusjakson ensimmäisinä vuosina, mutta ryhmädiversiteetti-/tasaisuusindeksiin niitolla ei havaittu olevan selvää vaikutusta. Kasvustossa esiintyvistä hyönteisryhmistä niittoon reagoivat selvimmän kirvat ja kovakuoriaiset, joita oli enemmän niitetyssä kuin niittämättömissä kesannoissa. Pistiaismäärissä ero oli kuitenkin päinvastainen. Niitto vaikutti myös seosten välisiin eroihin niin, että niitetyissä kesannoissa seosten väliset erot olivat selkeämmät. Esimerkiksi kovakuoriaisilla ja peltopyynn hyönteisravintoindeksissä seosten väliset erot olivat merkitseviä vain niitetyissä kasvustoissa.

Pölyttäjähyönteiset

Siemenseos ja niitto vaikuttivat samansuuntaisesti eri pölyttäjähyönteisryhmien laji- ja yksilömäärään, mutta mesipistiäisiin kuuluvat tarhamehiläinen ja kimalaiset run-



Kuva 4. Lintujen hyönteisravinnon määrä niitetyillä ja niittämättömillä kesantoruuduilla.

sastuivat kesannoilla huomattavasti perhosia nopeammin. Taulukossa 2 on esitetty yhteenveto aineiston tilastollisten analyysien tuloksista, jotka kuvataan tarkemmin tieteellisessä artikkelissa (Alanen ym. 2010).

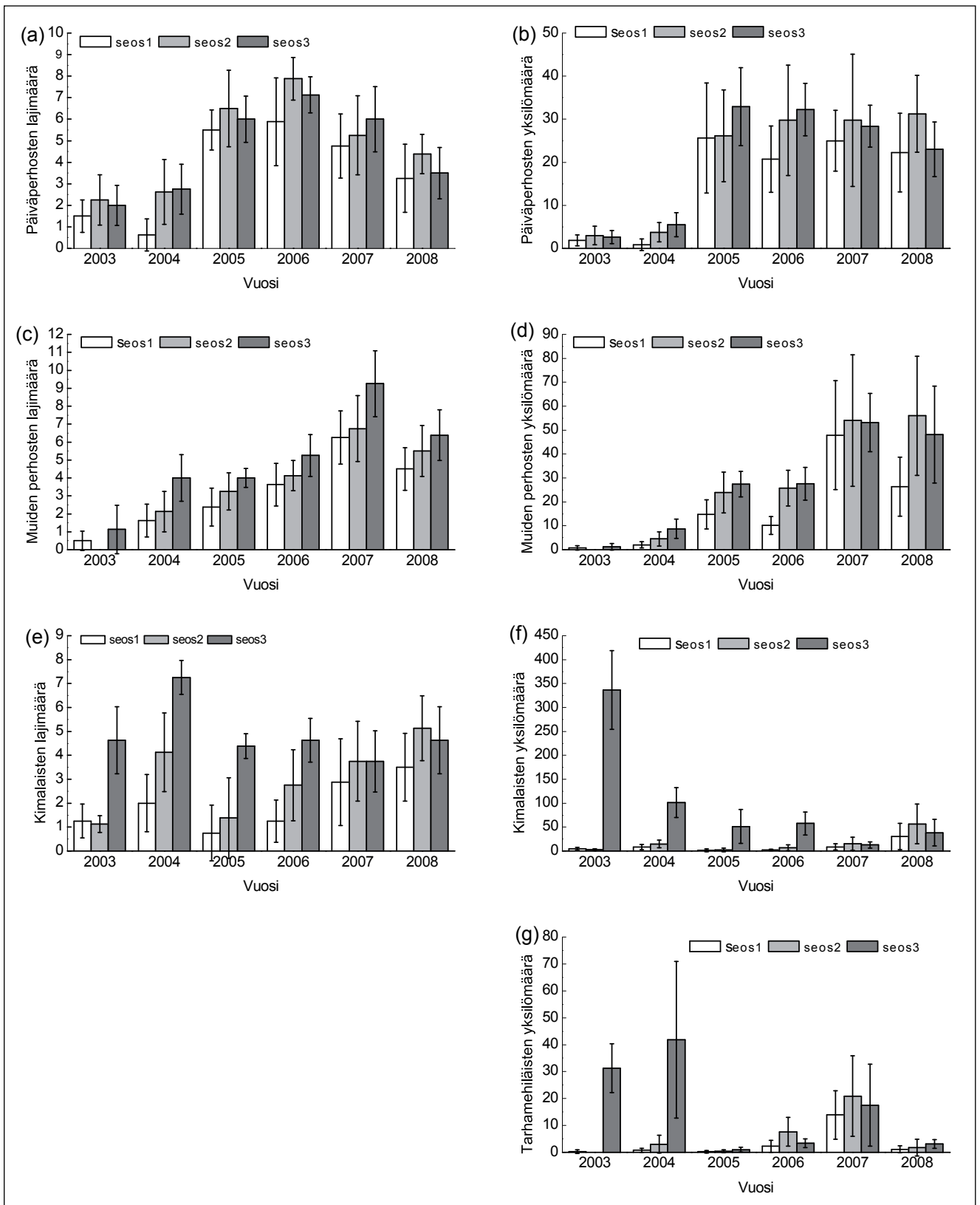
Siemenseoksen vaikutus

Kolmesta tutkitusta siemenseoksesta pölyttäjähyönteisille parhaaksi osoittautui odotusten mukaisesti mesi- ja siitepölykasveja sisältänyt siemenseos (kuva 5). Tämä seos oli voimakkaasti kilpailevaa seosta parempi kaikkien tutkittujen ryhmien osalta sekä heikommin kilpailevaa seosta parempi muissa tapauksissa, kuin päiväperhosten lajimäärässä sekä päiväperhosten ja muiden perhosten runsaudessa. Heikommin kilpaileva seos oli voimakkaasti kilpailevaa seosta parempi, poikkeuksina vain muiden perhosten lajimäärä ja runsaus, joissa tämä ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

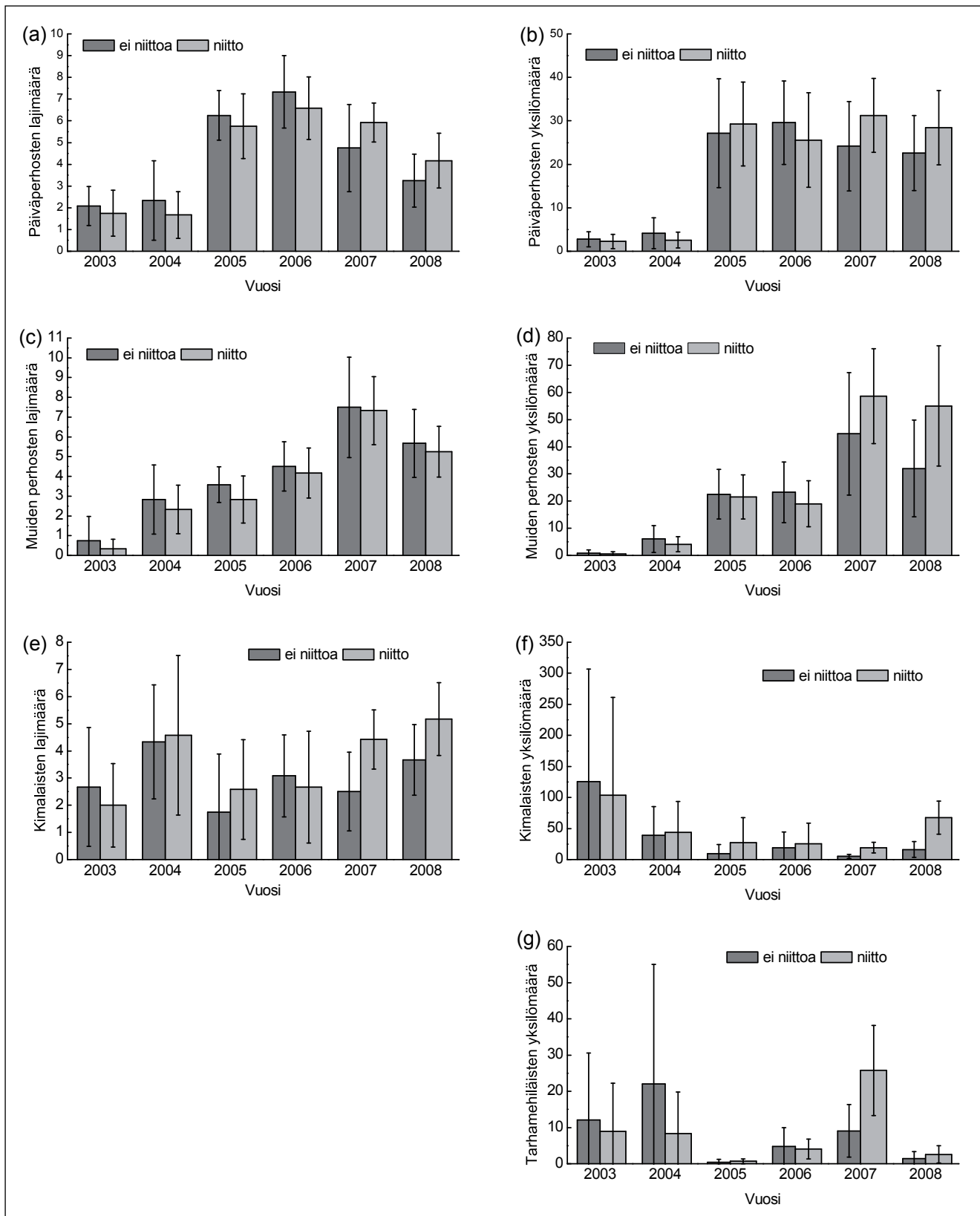
Vaikka siemenseoksen laadullinen vaikutus oli samankaltainen eri pölyttäjäryhmissä, oli ryhmien välillä suuria eroja suhteessa kesannon kehitykseen kuuden vuoden aikana. Kimalaiset ja tarhamehiläinen saavuttivat runsaushuippunsa jo kahtena ensimmäisenä vuonna (kuva 5), jolloin hunajakukka ja ruisvirna tarjosivat niille runsaasti ravintoa mesikasveja sisältäneiden siemenseosten koelaitteilla. Kahden ensimmäisen vuoden jälkeen kimalaisten ja tarhamehiläisten runsaudet laskivat, vaikkakin kimalaisten lajimäärä vähitellen kasvoi myös heikommilla siemenseoksilla kylvetyillä alueilla. Päiväperhoset ja muut suurperhoset runsastuivat mesipistiäisiin hitaammin siten, että päiväperhoset saavuttivat laji- ja yksilörunsautensa huipun neljässä vuodessa, kun taas muut suurperhoset runsastuivat viiden ensimmäisen vuoden ajan (kuva 5).

Niiton vaikutus

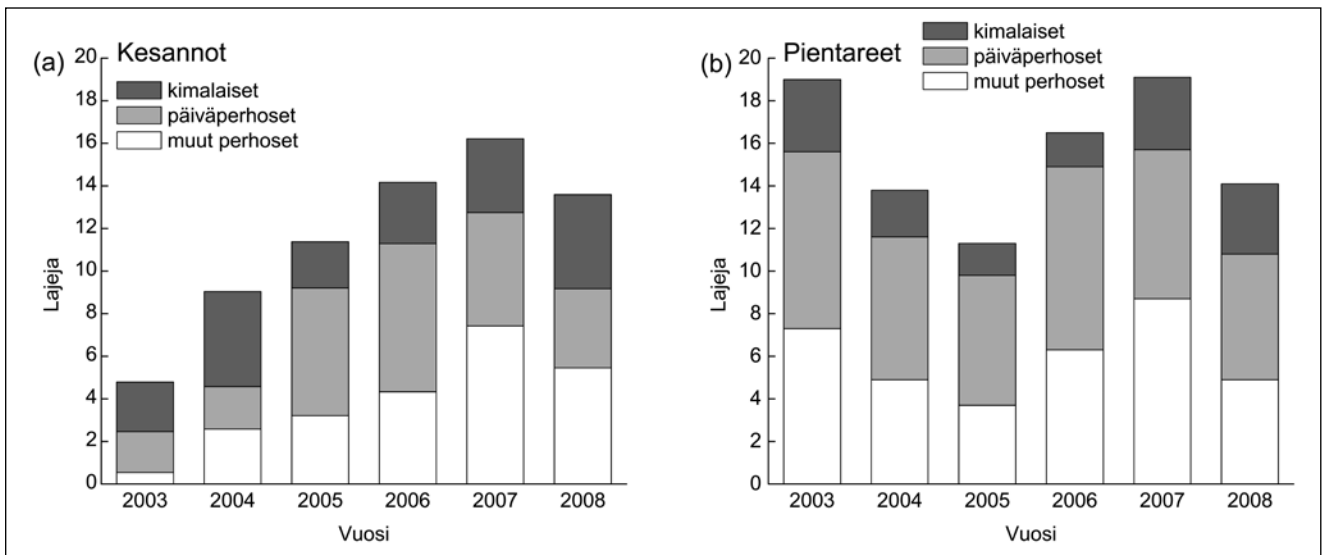
Niitolla oli pitkällä aikavälillä positiivinen vaikutus pölyttäjähyönteisten esiintymiseen. Niiton positiivinen vaiku-



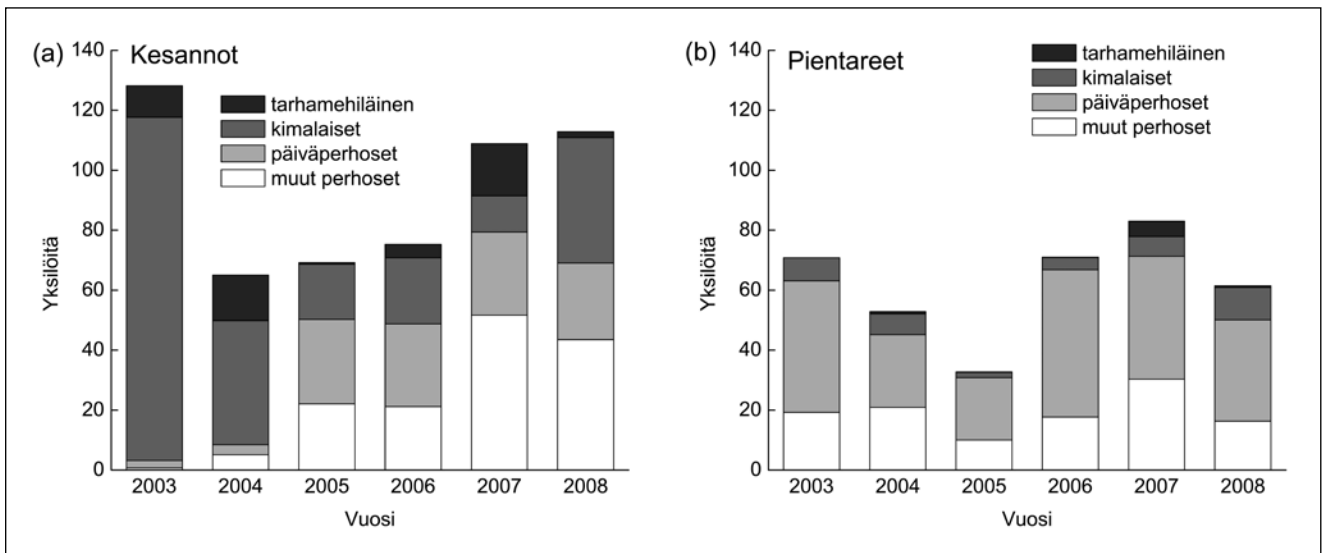
Kuva 5. Pölyttäjien laji- ja yksilömäärä eri siemenseoksilla kylvetyillä kesantoruuilla.



Kuva 6. Pölyttäjien laji- ja yksilömäärä niitetyillä ja niittämättömillä kesantoruuuilla.



Kuva 7. Pölyttäjien keskimääräinen lajimäärä kesantoruuduilla sekä tutkimusaluetta ympäröivillä pellonpientareilla.



Kuva 8. Pölyttäjien keskimääräinen yksilömäärä kesantoruuduilla (n = 24) sekä tutkimusaluetta ympäröivillä pellonpientareilla.

tus tuli esiin vasta kokeen kahtena viimeisenä kesänä (kuva 6). Kahtena viimeisenä vuonna pölyttäjien laji- ja yksilörunsaudet olivat systemaattisesti korkeampia vuosittain loppukesällä niitetyillä kuin niittämättömillä koelajoilla. Ainoa poikkeus tähän oli muiden suurperhosten lajimäärä, johon niitolla ei ollut vaikutusta.

Kesantojen ja pientareiden vertailu

Odotusten mukaisesti perhosten laji- ja yksilörunsaudet olivat kokeen alkuvuosina kesannoilla pienempiä kuin ympäröivillä pysyvästi muokkaamattomilla pientareilla (kuvat 7 ja 8). Kokeen aikana perhosten keskimääräiset laji- ja yksilörunsaudet kasvoivat kesannoilla tasaisesti ja saavuttivat ympäröivien pientareiden tason viimeistään viidentenä vuonna kesantojen perustamisen jälkeen. Osa pientareilla tavatuista perhoslajeista ei kuitenkaan levin-

nyt kesannoille. Pientareilla, joiden laadussa ei kokeen aikana tapahtunut oleellisia muutoksia, pölyttäjien laji- ja yksilömäärässä ei havaittu systemaattista trendiä, vaan ainoastaan normaalia, yleensä vaihtelevista sääoloista johtuvaa vuosittaista vaihtelua (kuvat 7 ja 8). Toisin kuin perhoset mesipistiäiset olivat koko kokeen ajan runsampia kesannoilla kuin ympäröivillä pientareilla. Pientareilla tavattiin samoja kimalaislajeja kuin kesannoillakin, mutta huomattavasti vähäisempiä määriä.

4.4.5 Tulosten tarkastelu

Kesannoinnin vaikutuksia kasvilajiston monimuotoisuuden mitattiin kasvien lajimäärän muutoksilla, jotka olivat odotusten suuntaisia, mutta yllättävän vähäisiä. Odotusten mukaisesti heikommin kilpaileva heinäseos mahdol-

listi rikkakasvilajien tehokkaamman taimettumisen siemenpankista, joka näkyi korkeampana lajimääränä. Niiton positiiviset vaikutukset alkoivat näkyä lajimäärässä kolmantena vuonna, mutta erot eivät kasvaneet selkeästi. Erot olisivat olleet varmaankin selkeämmät, jos tarkastelun kohteena olisi ollut kasvilajiston koostumus.

Niittykasvien kylväminen nosti lajimäärää. Niittykasvilajien menestyminen vaihteli huomattavasti. Ahdekaunokki, päivänkakkara, keltasauramo ja nurmikohokki olivat monivuotisista menestyneimmät lajit. Yksi- ja monivuotisten lajien sisällyttämistä siemenseokseen voidaan pitää suositeltavana, sillä silloin haluttu positiivinen vaikutus esimerkiksi pölyttäjähönteisiin saavutetaan jo heti kesannonin alussa.

Pölyttäjähönteisten osalta tulokset olivat selkeät. Mesikasveja sisältänyt siemenseos houkutteli pölyttäjähönteisiä paremmin kuin kaksi muuta seosta. Heikosti kilpailevilla heinillä perustettu kesanto puolestaan johti suurempaan pölyttäjien lajistolliseen monimuotoisuuteen kuin yleisesti käytetyllä voimakkaasti kilpailevien heinien siemenseoksella perustettu kesanto. Kaikilla kolmella kesantotyypillä pölyttäjähönteisten monimuotoisuus kasvoi vähitellen kokeen kuuden vuoden keston aikana. Niitolla oli pitkällä aikavälillä myönteinen vaikutus kaikkien pölyttäjärühmien monimuotoisuuteen, mikä tuli esiin kokeen kahtena viimeisenä vuotena.

Koekäsittelyjen havaitut vaikutukset pölyttäjähönteisiin vastasivat ennako-odotuksia. Mesikasveja sisältäneen siemenseoksen suuri houkuttelevuus oli luonnollista joutuessa mesikasvien tärkeydestä pölyttäjähönteisten ravintokasveina. Heikosti kilpailevilla heinillä perustetuilla koealoilla kasvillisuus monipuolistui siksi, että maaperän siemenpankista pääsi taimettumaan muita kuin kylvettyjä kasveja, ja tällä oli myönteinen vaikutus pölyttäjähönteisten monimuotoisuuteen. Myös ylipäätään kaikilla siemenseoksilla havaittu pölyttäjien monimuotoisuuden kasvu ajan myötä liittyy kesantojen kasvillisuuden vähittäiseen luonnolliseen monipuolistumiseen ajan myötä ja sen hyödyllisyyteen pölyttäjille. Viiveellä ilmennyt niiton myönteinen vaikutus niitettyjen koealojen pölyttäjiin on ymmärrettävissä erityisesti mesikasvien runsastumisen kautta.

Mesipistiäiset runsastuivat kesannoilla huomattavasti nopeammin kuin perhoset. Mesipistiäisten runsaushuippu ajoittui mesikasveja sisältäneen siemenseoksen koealoille jo kahdelle ensimmäiselle vuodelle, kun taas perhosten laji- ja yksilörunsaudet kasvoivat vähitellen 4–6 vuoden ajan. Mesipistiäisten ja perhosten välillä havaitut erot ovat ymmärrettävissä niiden erilaisten elintapojen kautta. Kimalaiset ja tarhamehiläinen ovat sosiaalisia hönteisiä,

jotka muodostavat suuria yhteiskuntia ja ovat riippuvaisia saatavilla olevan meden ja siitepölyn määrästä. Myös useimmat aikuiset perhoset tarvitsevat mettä ravinnokseen, mutta niiden esiintyminen on tiukemmin sidoksissa niiden toukkien ravintokasvien kuin mesikasvien esiintymiseen.

Kehittyneen viestintäjärjestelmänsä ansiosta tarhamehiläinen ja kimalaiset pystyvät nopeasti hyödyntämään kesannolla kukkivia kasveja heti sen perustamisvuodesta lähtien. Niiden pesänsisäinen tiedonvälitys mahdollistaa sen, että suuria määriä työläisiä voi löytää hyvillä mesi- ja siitepölylähteille pitkienkin matkojen päästä. Siksi mehiläisten ja kimalaisten suosiminen on mahdollista lyhytaikaisen kesantojen avulla, edellyttäen että siemenseos sisältää niille sopivia kasveja. Suomalaisten niittykasvien lisäksi jo ensimmäisenä vuonna kukkiva hunajakukka ja toisena vuonna kukkiva ruisvirna ovat suositeltavia kasvivalintoja.

Näyttää siltä, että kesantojen perhoskannat kasvoivat vähitellen vuosi vuodelta. Kylvetyistä kasvilajeista etenkin ahdekaunokki oli perhosten suosiossa. Hiirenvirna ja pelto-ohdake puolestaan olivat perhosten suosimia kasveja, jotka runsastuivat kesannoilla luonnostaan ilman kylvöä. Avointen elinympäristöjen sukkession aikana perhosten ja muidenkin kasvinsyöjähönteisten lajimäärät kasvavat tyypillisesti yhtä aikaa kasvien lajimäärän kasvaessa ja kasvillisuuden rakenteen monipuolistuessa. Tämän takia perhosia hyödyttävät kesannot vaativat pidemmän kestoajan kuin mesipistiäisiä hyödyttävät kesannot.

Lintujen hönteisravinnon kokonaismäärä oli niittykasvi-seoksella perustetussa viherkesannossa muita siemenseoksia suurempi, mutta ero tuli esille vasta kahtena viimeisenä tutkimusvuonna. Paras kesantosiemenseos vaihteli hönteisryhmittäin ja vuosittain, joten seosten paremmuusjärjestys riippui tarkasteltavasta hönteisryhmästä. Lajikohtaista tarkastelua ei tässä yhteydessä tehty sen työläyden takia, ja onkin todennäköistä, että ryhmien sisällä lajikoostumuksessa on eroja siemenseosten välillä.

Niiton vaikutus hönteismääriin ilmeni vasta 4–5 vuotta vanhoissa kesannoissa. Kokonaissaalis ja etenkin kirva-, kärpäs- ja kovakuoriaismäärät olivat suuremmat niitetyissä kesannoissa. Toisaalta pistiäismäärät kahtena viimeisenä vuonna olivat pienemmät niitetyillä koealoilla ja muiden hönteisryhmien osalta niiton vaikutukset jäivät vähäisiksi. Niiton ajankohdalla on merkitystä vaikutuksen suuruuteen (Morris 1981). Tässä kokeessa niitto tehtiin myöhään syksyllä, kasvijäte jätettiin maahan, eikä ennen jälkeä tilannetta seurattu. Hönteisten esiintymisrungsaudelle on tyypillistä suuri kasvukausien välinen vaihtelu, joka tuli esiin tässäkin tutkimuksessa. Osa havaituista

eroista voi selittyä vuosittaisella vaihtelulla ja riippua paljon mm. sääolosuhteista. Viisi vuotta ei ole vielä riittävän pitkä aika pitkäaikaisten vaikutusten tutkimiseen.

Peltopyyntö ravinnonkäytön kannalta eri hyönteisryhmien saatavuus vaihteli vuosittain ja kasvukauden aikana. Peltopyyntö hyönteisravintoindeksissä oli havaittavissa enemmän vuosien välistä kuin seosten välistä vaihtelua. Vaikka eri hyönteisryhmien osuus eri lintulajien ravintona vaihtelee, tarkastellut hyönteisryhmät ovat monelle peltolinnulle tärkeää ravintoa (Holland ym. 2006).

Englantilainen peltopyyntö hyönteisravintoindeksi ei välttämättä suoraan sovellu Suomen olosuhteisiin. Indeksit on alun perin laskettu pinta-ala-kohtaiselle imurinäyteaineistolle, joten eri näytteenottomenetelmille lasketut indeksit eivät ole keskenään vertailukelpoisia. Tässä tutkimuksessa indeksillä pyrittiin kuvaamaan lintujen hyönteisravinnon saatavuutta tarkemmin yhden esimerkkilajin, peltopyyntö, kannalta.

4.4.6 Johtopäätökset ja toimenpide-ehdotukset

Kenttäkokeen tulokset osoittavat selkeästi, että pitkäaikaiset viherkesannot voivat ylläpitää ja lisätä eri eliöryhmien lajimääriä sekä runsautta maatalousympäristöissä. Kesantotoimenpiteiden vaikutukset on koottu taulukkoon 3.

Vaihtoehtoisten siemenseoksien käyttö osoittautui hyödylliseksi, muille ekosysteemipalveluille paitsi lintujen siemenravinnon tuotolle. Tosin tarkastelujakso oli liian lyhyt (2003–2006), jotta monivuotisten siemenkasvien siemen tuoton ja niiton mahdollinen positiivinen vaikutus lintujen siemenravintoon olisi ehtinyt näkyä. Niittykasvit valittiin kokeeseen pölyttäjähönteisiä ajatellen. Linnuille hyödyllisempi siemenseos voisi pohjautua riistapelloilla käytet-

tävään siemenseokseen. Pölyttäjähönteisten kannalta selvästi paras tulos saavutetaan sisällyttämällä kylvettävään siemenseokseen myös mettä ja siitepölyä tuottavia kasveja, jotka tarjoavat pölyttäjille ravintoa heti perustamisvuodesta alkaen. Yksivuotisen hunajakukan ja kaksivuotisen ruisvirnan sisällyttäminen siemenseokseen hyödyttää erityisesti pölyttäjinä tehokkaiden ja nopeasti uudet mesikasvikeskittymät löytävien kimalaisten populaatioita. Kolmannesta vuodesta eteenpäin ahdekaunokki on tärkeä kylvetty niittykasvi.

Niiton hyödyt tulivat esiin vasta usean vuoden kuluttua. Vuosittainen loppukesällä tehtävä niitto on suositeltavaa, jotta sen myönteiset vaikutukset tulisivat mahdollisimman nopeasti esiin. Lisäksi niitto vähentää joidenkin haitallisten rikkakasvilajien (juolavehna ja pelto-ohdake) runsautta.

Kesanto kannattaa säilyttää samalla paikalla vähintään viiden vuoden ajan. Tällöin toimenpide hyödyttää laajasti maatalousympäristön kukilla vierailevia pölyttäjähönteisiä kuten perhosia, jotka runsastuvat kesannoilla huomattavasti kimalaisia hitaammin vasta usean vuoden aikana sekä lisäävät olennaisesti kesantojen hyönteisravinnon tuottoa linnuille. Koska eri lajien ja ryhmien elinympäristövaatimukset ja runsaudet vaihtelevat, monimuotoisuuden kannalta olisi parasta, jos alueella olisi samanaikaisesti erilaisia ja eri-ikäisiä kesantokasvustoja.

Niittykasveilla perustettujen monimuotoisuuspeltojen osuus kaikkien luonnonhoitopeltojen alasta oli vuonna 2009 vain noin 1 %. Maatalouden ympäristötuen monimuotoisuusohjelmien lisäämiseksi olisi löydettävä keinoja, joilla tätä osuutta voitaisiin huomattavasti kasvattaa. Ensinnäkin *niittykasveilla perustettavan monimuotoisuuspellon tukitaso olisi määriteltävä niin korkeaksi, että tuki kattaa riittävässä määrin sekä viljelijälle aiheutuvat tu-*

Taulukko 3. Viherkesantojen perustamisen, niiton ja keston vaikutus eri eliöryhmiin ja niiden tuottamiin ekosysteemipalveluihin.

| | Niittykasvi seos | Heikommin kilpaileva heinäseos | Niitto | Kesannon ikä |
|------------------------------------|------------------|--------------------------------|--------|--------------|
| Kasvit | + | + | + | 0 |
| Lintujen siemenravinnon tuotto* | 0 | 0 | + | 0 |
| Lintujen hyönteisravinnon tuotto | + | + | + | + |
| Tuholaisten luontaiset viholliset* | 0 | 0 | 0 | + |
| Pölyttäjähönteiset | + | + | + | + |

lonmenetykset että kasvuston perustamisen ja hoidon kustannukset. Toisekseen olisi edistettävä heikosti kilpailuvien heinien ja niittykasvien siementen saatavuutta. Saatavuuden parantuaessa myös tarvittavan siemenseoksen hinta saataneen nykyistä edullisemmaksi.

Jatkotutkimuksin olisi selvitettävä tarkemmin eri mesikavilajien käyttökelpoisuutta siemenseoksissa: millä pölyttäjähyönteisten suosimilla lajeilla taimettuminen onnistuu hyvin ja mistä lajeista saataisiin mahdollisimman kustannustehokas muutaman kasvilajin siemenseos pölyttäjähyönteisten monimuotoisuuden edistämiseksi. Ja millaisella siemenseoksella voitaisiin tehokkaimmin hyödyttää sekä pölyttäjähyönteisiä että muita toimintoja, kuten lintujen siemenravinnontuottoa.

Kirjallisuus

Alanen, E.-L., Hyvönen, T., Lindgren, S., Härmä, O. & Kuussaari, M. 2010: Differential responses of diurnal Lepidoptera and social bees to the succession of long-term set-asides. Käsikirjoitus.

Holland, J.M., Hutchinson, M.A.S., Smith, B. & Aebischer, N.J. 2006. A re-view of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* 148: 49–71.

Huusela-Veistola, E. 2007. Kesantojen ekosysteemipalvelut: lintujen hyönteisravinto ja tuholaisien luontaiset viholliset. Teoksessa: Jukka Salonen, Marjo Keskitalo ja Marjo Segerstedt (toim.). *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 34–46.

Hyvönen, T. 2007. Kesantojen kasvilajiston monimuotoisuus ja siemenravinnon tuotto linnuille. Teoksessa: Jukka Salonen, Marjo Keskitalo ja Marjo Segerstedt (toim.). *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 13–25.

Kuussaari, M., Härmä, O., Hyvönen, T. 2007. Viherkesantojen merkitys pölyttäjähyönteisille. Teoksessa: Jukka Salonen, Marjo Keskitalo ja Marjo Segerstedt (toim.). *Peltoluonnon ja viljelyn monimuotoisuus. Maa- ja elintarviketalous* 110. s. 47–69.

Maa- ja metsätalousministeriö 2004. Maatilatilastollinen vuosikirja 2004. TIKE. 268 s.

Morris, M.G. 1981. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III Adverse effects on *Auchenorhyncha*. *Journal of Applied Ecology* 18: 107–123.

Potts, G.R. & Aebischer, N.J. 1991. Modelling the population dynamics of the Grey Partridge: conservation and management. Teoksessa: Perrins, C.M., Lebreton, J.D. & Hiron, G.J.M. (toim.). *Bird population studies: their relevance to conservation and management*. Oxford: Oxford University Press. s. 373–390.

5 Vaikutusten mallintaminen ja selittäminen

5.1 Rakenteellisten muutosten vaikutus ravinnekuormitukseen ja biodiversiteettiin

Heikki Lehtonen, MTT
heikki.lehtonen@mtt.fi

5.1.1. Maatalouden alueellinen kehitys 2000–2009

Suomen kotieläintuotannon rakenne on muuttunut riipeästi viime vuosikymmeninä. Kotieläintilojen määrä on puolittunut noin kerran kymmenessä vuodessa (taulukko 1). Kotieläintuotannosta luopuneet tilat ovat pääosin jatkaneet kasvintuotantoa ainakin jonkin aikaa, tai niiden maat ovat siirtyneet vähitellen muiden maatalojen käyttöön, kasvavassa määrin kasvutilojen. Samalla pellonkäyttö on pysynyt suhteellisen vakaana (Tike 2009), joskin pientä muutosta viljavaltaiseen suuntaan on havaittavissa viime vuosina varsinkin Etelä-Suomen alueella, jossa kotieläintilojen väheneminen on ollut nopeinta. Viljakasvien ala on noussut 2000-luvun alun noin 1,15 miljoonasta hehtaarista runsaaseen 1,2 miljoonaan hehtaariin 2008–2009. Suurin osa vilja-alan kasvusta 2000–2009 johtuu vehnäalan kasvusta, kun taas rehuviljan ala on pysynyt lähes ennallaan. Nurmikasvien ala on 2000-luvulla pysynyt suhteellisen vakaana, vaihdellen 600 000–700 000 hehtaarin välillä, nautaeläinten ja nautakarjaa pitävien tilojen vähenemisestä huolimatta. Tämä selittyy osin kasvavien nautatilojen erikoistumisella nurmiviljelyyn ja pyrkimyksellä taata hyvälaatuinen karkearehu eläimille kuivina satovuosina. Etelä-Suomessa, jossa sekä maidontuotannon määrä että nautaeläinten lukumäärä on merkittävästi alentunut (maidontuotanto väheni AB-tukialueella noin 18 % kiintiökaudesta 1997–1998 kiintiökauteen 2008/2009), nurmialan vajaa 10 % väheneminen 2000–2009 johtuu todennäköisesti tuotannon

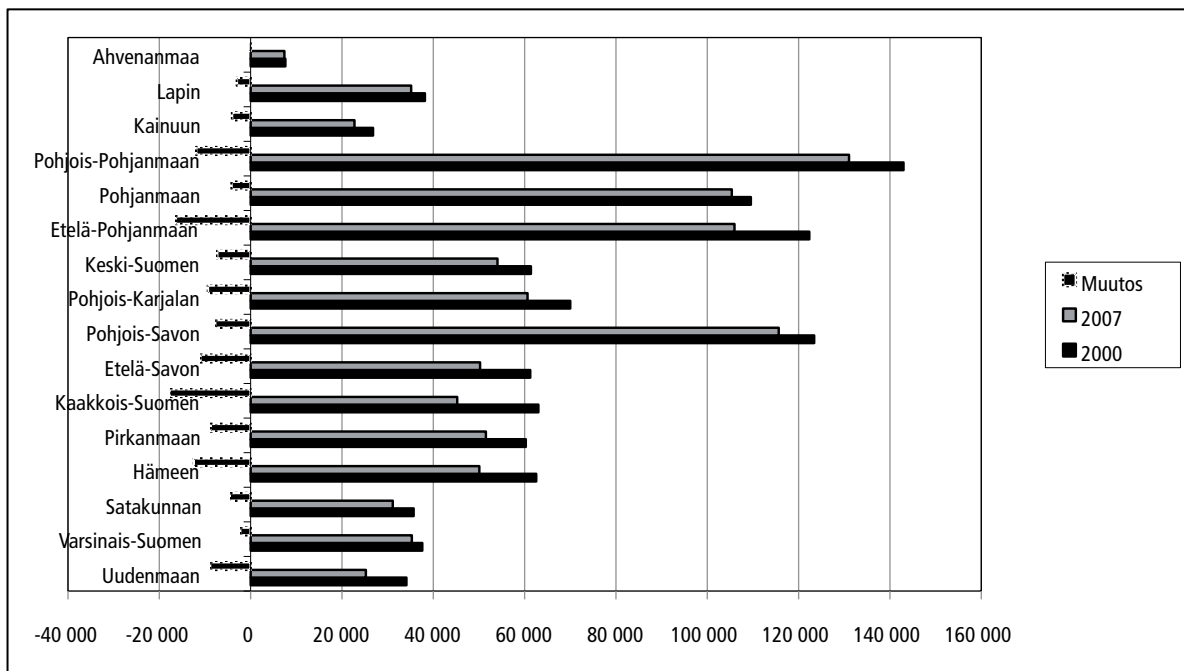
intensiteetin laskusta ja toisaalta hevosten määrän ja kivi- ja heinäntarpeen kasvusta (Tike 2009a, b). Samoin C-tukialueella nurmialan väheneminen on 2000-luvulla jäänyt alle 10 %:iin eli vähäisemmäksi kuin nautaeläinten väheneminen (kuva 1). Keskimäärin nurmialaa näyttäisi siis vain vähäisessä määrin siirtyneen viljanviljelyyn. Lannan ravinnepitoisuuden kasvu hehtaaria kohti on kuitenkin väistämässä ollut merkittävä alueilla, joilla kotieläintuotanto on kasvanut, mahdollisesti myös pellonkäytön muutos kotieläintalouden tarpeiden mukaiseksi.

Kasvinviljelytilojen osuus kaikista maatiloista on 2000-luvulla kasvanut koko maassa aina vuoteen 2008 asti. Samalla kun osa kotieläimistä luopuvista tiloista on jatkanut kasvinviljelyä, vastaava määrä kasvutiloja on lopettanut toimintansa ja niiden pellot ovat siirtyneet toisten tilojen käyttöön. Vilja on ollut useimmille kasvinviljelytiloille käytännössä ainoa markkinakelpoinen viljelykasvi, jota tilan on mahdollista viljellä. Toisaalta kasvinviljely on ollut välttämätöntä mm. CAP- ja LFA:n tukiehtojen täyttämiseksi (pellon viljelykunnan säilyttäminen ja sadonkorjuuvelvoite).

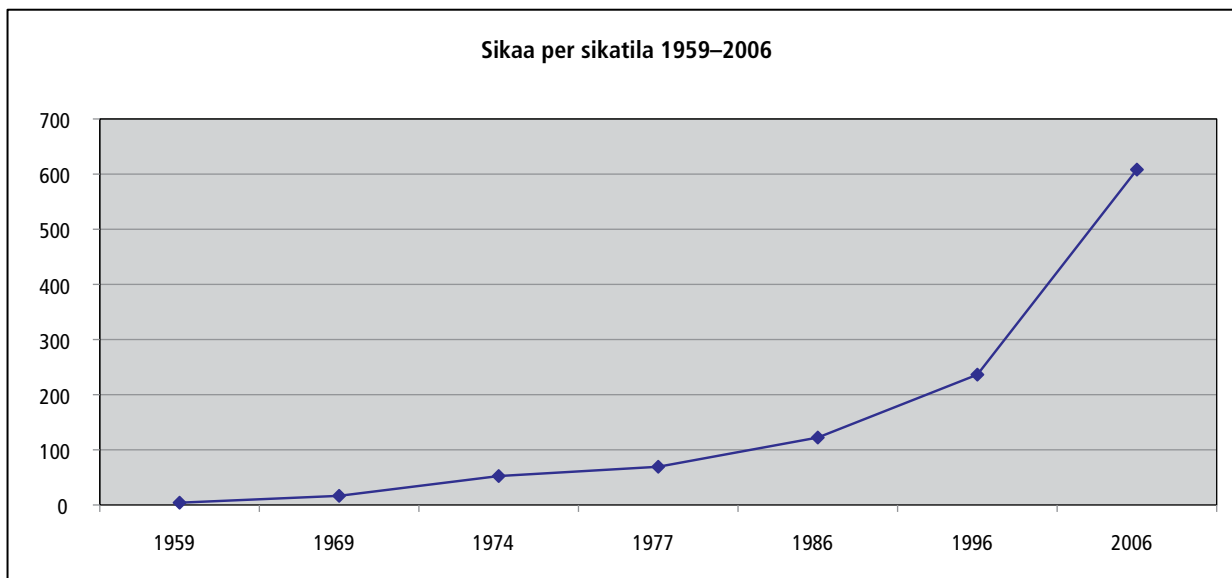
Tilojen keskikoko on kasvanut ja etenkin suurten tilojen merkitys on lisääntynyt. Yhtenä esimerkkinä tästä on kuvassa 2 esitetty sikalakoon muutos viime vuosikymmeninä. Koko sikalan käsite ja toimintaperiaate ovat muuttuneet ja sianlihan tuotannosta on tullut pitkälle erikoistunut elinkeino. Samansuuntainen, joskaan ei yhtä raju muutos on tapahtumassa lypsykarjatuotannossa. Vuonna 2000 lypsylehmistä vain 3 % oli yli 50 naudan tiloilla, mutta vuonna 2007 jo 15 %. Vastaavasti vuosituhannen alussa emakoista 17 % oli yli 200 emakon tiloilla, mutta vuonna 2007 jo 41 % (Eurostat 2008). Tuotanto on keskittymässä entisestään vahvoille tuotantoalueille, kuten sianlihan tuotanto suurimpien teurastamoiden ympäris-

Taulukko1. Maatalojen lukumäärän kehitys tuotantosuunnittain ja ennusteet (trendiennuste kotieläintiloille 1995–2008 keskimääräisen vuosimuutoksen perusteella; asiantuntija-arvio viljatilojen, muiden maatalojen ja kaikkien maatalojen osalta) vuoteen 2020. Lähde: Tike (1995–2008), MTT / Taloustutkimus (ennuste 2020).

| | 1995 | 2000 | 2005 | 2008 | Ennuste 2020 | Muutos 1995–2008 |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|--------------|------------------|
| Lypsykarjatilat | 32480 | 22913 | 16495 | 12455 | 4770 | -61,7% |
| Muut nautakarjatilat | 9394 | 5349 | 4508 | 4030 | 1728 | -57,1% |
| Sikatilat | 6249 | 4316 | 3165 | 2309 | 852 | -63,1% |
| Siiptarjatilat | 2239 | 1231 | 976 | 762 | 259 | -66,0% |
| Viljatilat | 29294 | 27510 | 28563 | 28478 | 20–25 000 | -2,8% |
| Muut maatilat | 15906 | 16577 | 15810 | 17768 | n. 15000 | +11,8% |
| Kaikki maatilat | 95562 | 77896 | 69517 | 65802 | 45000 | -31,1% |



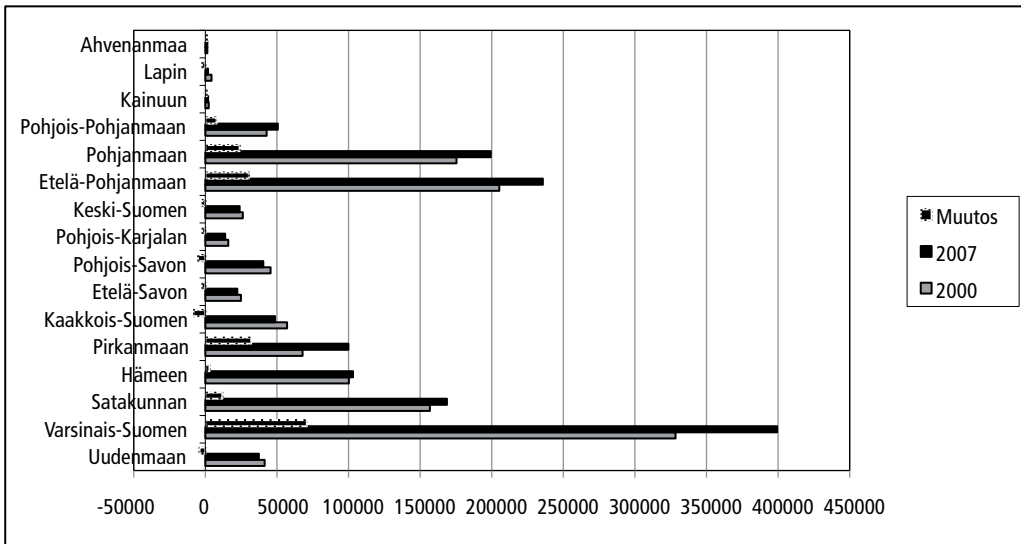
Kuva 1. Nautojen määrät TE-keskuksittain 2000 ja 2007. Lähde: Tike.



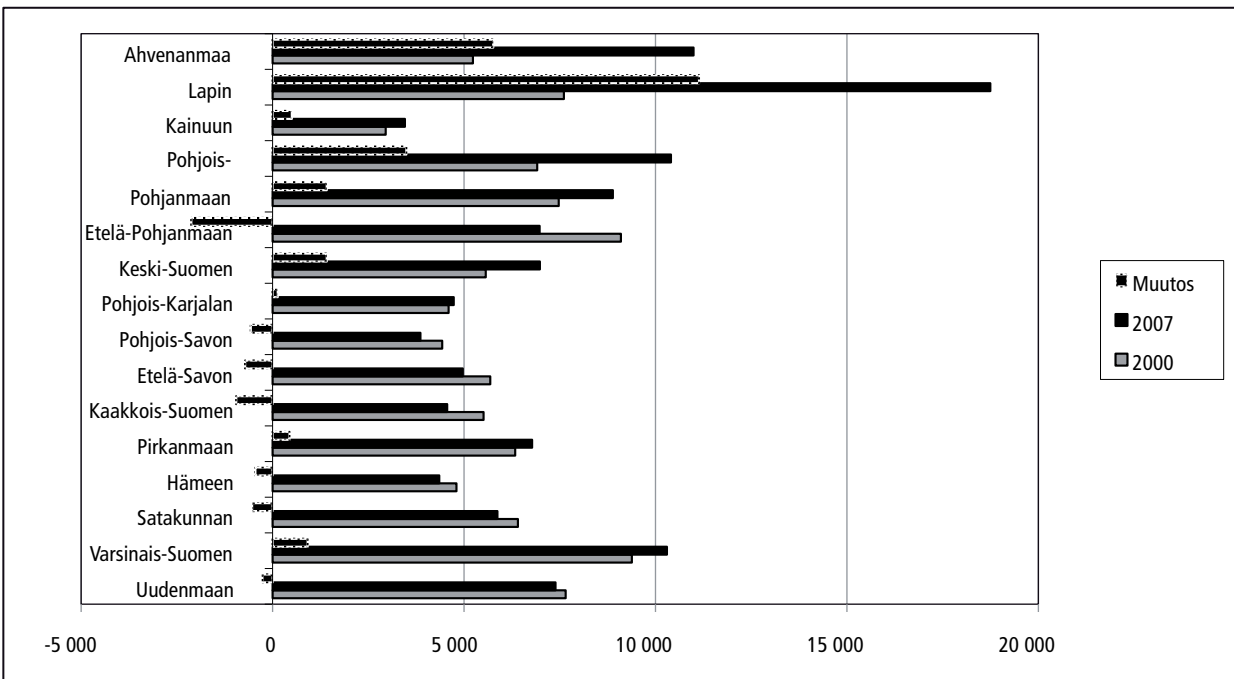
Kuva 2. Sikojen määrä per sikatila Suomessa. Lähde: Tiken Maatilatilastolliset vuosikirjat, Matilda (www.matilda.fi) ja Hassinen (1980).

töön (kuva 3). Alueellisesti tarkasteltuna sikojen määrä on lisääntynyt Länsi-Suomessa ja lampaiden Pohjois-Suomessa. Nautatuotanto on vähentynyt koko maassa ja voimakkaimmin Kaakkois-Suomessa (kuva 1). Lehtosen ja Pyykkösen (2005) mukaan tuotannon kehityksessä on suuria paikallisia eroja. Tilakoon kasvun ja kotieläintuotannon alueellisen keskittymisen on arvioitu jatkuvan, jopa kiihtyvän. Esimerkiksi Suomen ja EU:n komission sopimus Etelä-Suomen 141-tuista edellyttää korkeimpien investointitukien käyttöä A- ja B-tukialueilla, mikä voi kiihdyttää rakennekehitystä.

Rakennekehitys on elintarviketuotannon keino sopeutua kiristyvään kilpailuun ja erittäin tärkeää eläintuotannon säilyvyyden kannalta, mutta sen hyötyjä ja haittoja ei ole tutkittu perusteellisesti. Rakennekehityksellä voidaan saavuttaa monia hyötyjä, kuten ottaa käyttöön työtä säästäviä tai eläinten hyvinvointia parantavia tuotantoteknologioita, joiden käyttö ei olisi mahdollista entisellä tuotantorakenteella. Erityisesti tuotettua yksikköä kohti laskettua työmäärää vähentävien rakennusten ja koneiden käyttöönotto edellyttää usein tilakoon laajentamista ja suuria investointeja, joilla on vähän käyttöarvoa maa-



Kuva 3. Sikojen määrät TE-keskuksittain 2000 ja 2007. Lähde: TIKE.



Kuva 4. Lampaiden määrät TE-keskuksittain 2000 ja 2007. Lähde: TIKE.

talouden ulkopuolella. Maatalouden rakennekehitys on siksi luonteeltaan sarja käytännössä peruuttamattomia luopumis- ja investointipäätöksiä.

Merkittävimpanä yksittäisenä muutosvoimana maatalouden rakennekehityksessä voidaan pitää kotieläintilojen kasvua, minkä seurauksena pellonkäytön on mukauduttava kasvavien kotieläintilojen tarpeisiin, yleensä rehuntuotannon ja lannanlevitysalan tarpeen vuoksi. Kotieläintilat ovat 2000–2009 vähentyneet kaikilla alueilla, mutta joillakin alueilla tuotannon määrä on silti kasvanut merkittävästi kun taas useimmilla alueilla sen määrä on vähentynyt. Samoin tilojen määrä on voinut vähentyä kes-

kimääräistä vähemmän alueilla, joilla tuotanto on kasvanut. Voidaan siis osoittaa alueita, joilla tilojen määrä on vähentynyt keskimääräistä vähemmän ja tuotanto on kasvanut (Tike 2009b). Tällaiset alueet ovat tyypillisesti niitä, joilla tuotantoa on ollut jo ennestään paljon.

Tuotannon alueellinen keskittyminen näkyy erityisen selvästi sikataloudessa, jossa suurin osa tuotannon kasvusta on tapahtunut Varsinais-Suomessa, Pirkanmaalla, Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaalla. Tuotanto on kasvanut suhteellisesti paljon Pirkanmaalla, joka ei ole perinteisesti ollut vahvimpien sikatalousalueiden joukossa.

Noin 65 % sikatiloista sijaitsee Varsinais-Suomen ja Pohjanmaan alueilla. Näillä alueilla sikatilat ovat kasvaneet keskimääräistä enemmän. Kolmas sikatalouden kasvukeskittymä näyttäisi olevan syntymässä Pirkanmaalle, jossa sikojen määrä on kasvanut suhteellisesti nopeammin kuin esim. Satakunnassa.

5.1.2. Maatalouden alueellinen kehitys 2010–2020

MTT:n Dremfia-sektorimallilla (Lehtonen 2001, Lehtonen ym. 2007) on jo aiemmissa ympäristötuen seurantahankkeissa arvioitu maataloustuotannon määrän muutoksia tulevaisuuteen. Tässä yhteydessä arvioidaan lyhyesti tuotannon ja pellonkäytön odotettavissa olevia muutoksia tiedossa olevien maatalouspolitiikkamuutosten perusteella. Erityisesti maitokiintiöpolitiikan alasajolla sekä siioille ja siipikarjalle maksettavien kansallisten tukien muutoksilla on todennäköisesti vaikutusta tuotantoon ja pellonkäyttöön. Maidontuotanto vähenee suhteellisesti heikon kilpailukyvyn alueilla, mikä vähentää nurmialaa, ellei emolehmätuotantoa lisätä merkittävästi. Maidontuotanto keskittyy aiempaa enemmän alueellisesti erit. Pohjanmaan suuralueelle, mikä todettiin jo edellisen kauden MYTVAS-seurantatutkimuksessa (Lehtonen ym. 2007, Turtola ym. 2008). Uudenlaiseksi kehityssuunnaksi näyttäisi muodostuvan kuitenkin sianlihantuotannon vähentyminen. MTT:n arvioiden mukaan sianlihantuotanto vähenee 10–20 % vuoden 2008 tasosta kansallisen tukipolitiikan muutoksen takia vuoteen 2015–2020 (Lehtonen & Niemi 2008). Tuotanto voi silti kasvaa Varsinais-Suomen ja Pohjanmaan yksittäisissä harvoissa kunnissa merkittävästi, mistä voi seurata paikallisten ravinnetaseiden kasvua. Jos sianlihantuotanto vähenee kuitenkin jopa 20 %, siitä voi seurata laajemmassa mitassa keskimääräisen ravinnetaseen lievää alenemista Varsinais-Suomen, Etelä-Pohjanmaan ja Pohjanmaan alueilla. Pääosin sianlihantuotanto kuitenkin alenee näiden alueiden ulkopuolella Etelä- ja Itä-Suomessa.

Tiedossa olevilla politiikkamuutoksilla vilja- ja nurmialat eivät kuitenkaan ole koko maan tasolla merkittävästi muuttumassa. Nurmiala vähenee 10–20 % lähinnä Etelä-Suomen ja osin Itä-Suomen alueella, eli muutosta jo havaittuun trendinomaiseen nurmialan vähenemiseen ei ole syytä odottaa. Itä-Suomessa pellon heikko tuotto voi viedä entistä nurmialaa kesannoksi viljan asemesta, sen sijaan Etelä-Suomessa viljaa viljellään tukipolitiikan vuoksi likimain entisessä laajuudessa, vaikka viljanviljelyn kannattavuus olisi heikko ja kesantoala kasvaisi.

Pellonkäytön tai alueellisten ravinnetaseiden merkittäviä muutoksia ei ole näköpiirissä tiedossa olevan maatalous- ja ympäristöpolitiikan vallitessa. Lantaravinteiden määrä hehtaaria kohden voi jatkossakin kasvaa alueilla, joilla tuotanto kasvaa; sitä tosin hillitsevät ympäristötuen ehdot (kannustin peltoalan lisäämiseen) ja ympäristölupakäytännöt. Olennaista on, että jatkossa lantaravinteiden kasvu hehtaaria kohden on aiempaa todennäköisempää kasvavan lypsykarjatalouden alueilla kuin sikatalousvaltaisilla alueilla. Lähivuosina ja -vuosikymmeninä lypsykarjatalouden erikoistuminen ja keskittyminen jatkuu, kun taas sikatalouden rajuihin alueellisiin tuotannon kasvu lieenee jo ohitse mm. tukipolitiikan muutosten takia. Lisäksi OECD-FAO (2009) ennustaa suhteellisesti heikompaa kehitystä sianlihan kuin siipikarjanlihan hinnoille. Samanlainen viljan reaalihinnan nousu tarkoittaisi myös sianlihantuotannon kannattavuuden alenemista.

Nykyinen ympäristötuki on edelleen houkutteleva vaihtoehto viljelijälle esim. viljan ja lannoitteiden hintojen vaihtelun takia: ympäristötuki hillitsee haluja tavoitella suuria viljasatoja ja tuottoja markkinoilta suurella lannoitepanoksella (tilanteissa joissa viljan hinta nousee suhteessa lannoitteen hintaa enemmän). Hyvässä hintasuhteessa viljanviljelyn lisäämistä harkitsevan viljelijän on tärkeää ottaa huomioon, että korjatun viljasadon lisääntyminen aiheuttaa myös kustannuksia (puinti, kuivaus ym.), sekä epävarmuus, joka vallitsee viljan ja keskeisten tuotantopanosten, kuten energian ja lannoitteiden, tulevista hinnoista. Esimerkiksi vilja-alan ja lannoituksen keskimäärin lievä kasvattaminen 2007–2008 ei tuonut osalle viljelijöistä odotettua tuottojen kasvua, koska viljan hinta aleni merkittävästi 2008–2009. Riskiä karttavalle viljelijälle ympäristötuki onkin nykytasollaan merkittävä riskiä tasaava vaihtoehto, etenkin jos CAP-tukea alennetaan vuoden 2013 jälkeen. Ympäristötuki hillitsee näin ollen tehokkaasti lannoituksen ja ravinnekuormituspotentiaalinsa nousua, joka voisi muuten seurata viljan ja lannoitteiden hintojen vaihtelusta.

5.2 Pientareiden ja suojakaistojen siirto osaksi täydentäviä ehtoja ja ravinnetasetoimenpiteen siirto perustukeen

Kauko Koikkalainen, MTT
kauko.koikkalainen@mtt.fi

Vuoden 2012 alusta valtaosa ympäristötukisitoumuksista tulee uusittaviksi. Seuraavassa arvioidaan lyhyesti, mitä vaikutuksia on kahdella vaihtoehdolla:

- 1) pientareiden ja suojakaistojen siirtäminen täydentäviin ehtoihin; sekä
- 2) ravinnetaseiden siirto osaksi perustoimenpiteitä.

5.2.1 Pientareiden ja suojakaistojen siirtäminen täydentäviin ehtoihin

Ympäristötukea saavilla tiloilla pientareista ja suojakaistoista aiheutuu nykyisellä kustannustasolla 2,52 euron yhteenlaskettu kustannus ja tulonmenetys tukihehtaaria kohti. Koko ympäristötuen perustuen alaa (2 037 000 ha) kohti laskettuna kokonaiskustannus olisi 5,13 milj. euroa (taulukko 1). Jos pientareet ja suojakaistat veloitettaisiin perustettaviksi ja hoidettaviksi nykyisen ympäristötuen ehtojen mukaisesti täydentävien ehtojen kautta, olisi perustukea pienenettävä tämän summan verran. Tällöin kasvinviljelytilan perustuki olisi 90,5 euroa/ha. Koko maataloudelle kustannus olisi hieman suurempi, koska kaikki viljelyssä oleva peltoala ei ole tällä hetkellä ympäristötuen piirissä.

5.2.2 Ravinnetasetoimenpiteen siirto osaksi perustukea

Jos ravinnetaseet siirrettäisiin osaksi perustukea nykyisessä muodossaan, aiheutuisi siitä 32,55 milj. euron vuotuisen lisäkustannus. Vuonna 2008 perustuen piirissä oli 2 037 000 ha, ja ravinnetasetoimenpiteelle maksettiin korvausta 18 euroa/ha. Jos ravinnetasetoimenpide koskisi ympäristötuen perustuen piirissä olevaa kaikkea peltoalaa, olisi kokonaiskustannus 36,72 milj. euroa vuodessa. Tällä hetkellä ravinnetasetoimenpidettä toteutetaan 231 530 hehtaarilla, jolle maksetaan vuodessa 4,17 miljoonaa euroa. Tämä summa pitää laskea pois 36,72 miljoonasta eurosta, jotta saadaan aiheutuva lisäkustannus, jos ravinnetase siirretään osaksi perustukea. Tällöin kasvinviljelytilan perustuki nousisi 111 euroon/ha. Laskelmat voidaan tiivistää ao. taulukkoon (taulukko 2).

Pientareet ja suojakaistat (vuoden 2008/2009 kustannustaso)

| <i>Perustamiskustannukset (5 vuoden jakso)</i> | | Yksikköhinta | Yhteensä | Kustannus/ha/vuosi |
|--|----------|--------------|------------------|--------------------|
| | Määrä | | €/ha | €/ha/vuosi |
| Nurmikasvin siemen | 15 kg/ha | 2,0 €/kg | 30,0 | 6,0 |
| Traktorityö urakointihinnoin | | | | |
| Kyntö (kaksoisaura) | 4,0 h | 39,9 €/ha | 159,6 | 31,9 |
| Äestys (alle 5 m) | 3,0 h | 41,6 €/ha | 124,8 | 25,0 |
| Kylvö (2,5–3 m) | 2,0 h | 44,4 €/ha | 88,8 | 17,8 |
| Liikepääoma | | | 7,4 | 1,5 |
| Muuttuvat kustannukset yhteensä | | | | 82,1 |
| Ihmistyö | 6,0 h/ha | 24,60 €/ha | 147,6 | 29,5 |
| Perustamiskustannukset yhteensä hehtaaria ja vuotta kohti | | | | 111,6 |
| <i>Hoitokustannukset (joka toinen vuosi, eli 2,5 kertaa sopimuskauden aikana)</i> | | | | |
| Niitto urakointihinnoin | 4 h | 34,0 €/ha | 136,0 | 68,0 |
| Muuttuvat kustannukset yhteensä | | | | 68,0 |
| Ihmistyö | 1 h/ha | 24,60 €/ha | 24,6 | 12,3 |
| Hoitokustannukset yhteensä | | | | 80,3 |
| Perustamisen ja hoidon muuttuvat kustannukset vuotta kohden yhteensä eur/ha | | | | 191,9 |
| PIENNAR | | | | |
| Sadon menetyksen arvo katetuottona ilman pinta-alamatukia (ohra) | | | 21 €/ha | |
| Ympäristötukitiloilla (59530) valtaoajaan rajoittuvia pientareita | | | 713 m/tila | |
| Pientareen keskileveys | | | 1,6 m | |
| Pientareen ala tilaa kohti | | | 0,11 ha/tila | |
| Pientareen perustamis ja hoitokustannus tilaa kohti | | | 21,91 euroa/tila | |
| Pientareen tulonmenetys tilaa kohti | | | 2,40 euroa/tila | |
| Pientareen kokonaiskustannus | | | 24,31 euroa/tila | |
| Pientareen kokonaiskustannus hehtaaria kohti (tilakoko 35 ha) | | | 0,69 €/ha | |
| SUOJAKAISTA | | | | |
| Sadon menetyksen arvo katetuottona ilman pinta-alamatukia (ohra) | | | 21 €/ha | |
| Ympäristötukitiloilla vähintään 3 metrin suojakaistoja | | | 385 m/tila | |
| Suojakaistan keskileveys | | | 6 m | |
| Suojakaista-ala tilaa kohti | | | 0,23 ha/tila | |
| Suojakaistan perustamis ja hoitokustannus tilaa kohti | | | 44,30 euroa/tila | |
| Suojakaistan tulonmenetys tilaa kohti | | | 4,85 euroa/tila | |
| Suojakaistan kokonaiskustannus | | | 49,15 euroa/tila | |
| Suojakaistan kokonaiskustannus hehtaaria kohti (tilakoko 35 ha) | | | 1,40 €/ha | |
| Yhteensä | | | | 2,10 €/ha |
| + transaktiokustannus | 20% | | | 2,52 €/ha |
| Ympäristötuen perustuessa 2037000 ha, jolloin kokonaiskustannus olisi 5,13 milj. eur | | | | |

Taulukko 2. Ravinnetasetoimenpiteestä aiheutuva kustannus.

Ravinnetasetoimenpide

| | Työaika | Tuntipalkka | yhteensä | eur/ha | euroa/ha/ vuosi |
|---|--|------------------|------------------|-------------------------------|--------------------|
| Lohkokohtainen peltotase vuosittain | 7 | 24,6 | 172,2 | 4,92 | 4,92 |
| Ravinnetaseen tavoitesuunnitelma | 7 | 24,6 | 172,2 | 4,92 | 0,98 |
| Tavoitesuunnitelman arviointi ja toiminnan jatko | 7 | 24,6 | 172,2 | 4,92 | 0,98 |
| Tiedon hankinta ja perehtyminen | 7 | 24,6 | 172,2 | 4,92 | 0,98 |
| Tilakohtainen porttitase joka vuosi | 7 | 24,6 | 172,2 | 4,92 | 4,92 |
| Ravinnetaseen laskentaohjelma | | | 250 | 7,14 | 1,43 |
| Yhteensä | | | | | 14,22 |
| Transaktiokustannus | | | 20% | | 17,06 |
| Kokonaistason tarkastelua, jos ravinnetase siirretään osaksi perustukea nyky muodossaan: | | | | | |
| 231530 | ha nykyinen sopimusala | | | | |
| 5410 | nykyisten sopimusten lukumäärä | | | | |
| 4174123 | euroa, nykyisistä sopimuksista maksettu korvaus yhteensä | | | | |
| 772 | euroa/sopimus | tai | | <i>Nykyhinnoin laskettuna</i> | |
| 18 | euroa/ha nykyinen korvaustaso | | | | 17,06 euroa/ha |
| 2037000 | hehtaaria perustuessa vuonna 2008 | | | | |
| 36,72 | milj. euroa, jos nykyisellä tukitasolla korvaus | | | | 34,76 milj. euroa |
| Lisäkustannus nykyiseen tilanteeseen verrattuna olisi | | 32,55 milj.euroa | 30,59 milj.euroa | | |

Kirjallisuus

Eurostat 2008. Eurostat data – Agriculture. Saatavilla internetissä: [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1996,45323734&_dad=portal&_schema=P ORTAL&screen=welcomeref&open=/&product=EU_MASTER_agriculture&depth=2]

Hassinen, S. 1980. Maatalouden tuotantorakenteen kehitys. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen (MTTL) Tiedonantoja No 66. Helsinki 1980. 91 s.

Lehtonen, H. 2001. Principles, structure and application of dynamic regional sector model of Finnish agriculture. Academic dissertation. Systems Analysis Laboratory, Helsinki University of Technology. Publisher: Agrifood Research Finland, Economic Research (MTTL). Publications 98. Helsinki. 265 . Saatavilla internetistä: [<http://lib.tkk.fi/Diss/2001/isbn951225689>]

Lehtonen, H. 2007. Suomen maidontuotannon kehitys eri hintaskenaarioilla maitokiintiöiden vapautuessa. Teoksessa: Lehtonen, Heikki (toim.). EU:n maitokiintiöjärjestelmän poistumisen vaikutukset Suomen maitosektorille. MTT:n selvityksiä 144: 61–83. Saatavilla internetistä: [www.mtt.fi/mmts/pdf/mmts144.pdf]. Verkkojulkaisu päivitetty 25.9.2007.

Lehtonen, H. & Pyykkönen, P. 2005. Maatalouden rakennekehitysnäkymät vuoteen 2013. MTT:n selvityksiä 100:

40 s., 1 liite. Saatavilla Internetistä: [www.mtt.fi/mmts/pdf/mmts100.pdf]

Lehtonen, H. & Niemi, J.K. 2008. Arvioita 141-ratkaisun vaikutuksista sian- ja siipikarjanlihan tuotantoon Suomessa. Liite MTT:n tiedotteeseen 25.1.2008. 4s. www.mtt.fi – Ajankohtaista – Uutiset – Arkisto – 2008

OECD-FAO 2009. Agricultural Outlook 2009–2017. Saatavilla internetistä: [<http://www.agri-outlook.org/>]

Tike 2009a. Käytössä oleva maatalousmaa 2009. Saatavilla internetistä: [<http://www.maataloustilastot.fi/tilasto/35>].

Tike 2009b. Alueittainen maidontuotanto 2008. Saatavilla internetistä: [<http://www.maataloustilastot.fi/tilasto/26>].

Turtola, E., Grönroos, J., Ekholm, P., Uusitalo, R., Alakukku, L., Salo, T., Lehtonen, H., Koikkalainen, K., Granlund, K., Lemola, R., Rankinen, K., Esala, M. 2008. MYTVAS 2 -tutkimuksen johtopäätökset. Teoksessa: Eila Turtola ja Riitta Lemola (toim.). Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen 2000–2006 (MYTVAS 2). Maa- ja elintarviketalous 120: s. 88–92. Saatavilla internetistä: [<http://www.mtt.fi/met/pdf/met120.pdf>].

5.3 Ainevirtaamat valuma-alueilla ja niihin vaikuttavat tekijät

Katri Rankinen, Petri Ekholm, Heidi Sjöblom, Hannu Rita & Ljudmila Vesikko, SYKE
katri.rankinen@ymparisto.fi

5.3.1 Tausta

Jo vuonna 1984 maatalouden arvioitiin olevan suurin yksittäinen ravinnekuormittajamme (Kauppi 1984). Valuma-alueen ominaisuuksien, erityisesti maatalouden ja ravinnekuormituksen välistä yhteyttä Suomessa tarkasteli tilastollisesti jo Kajosaari (1965), ja myöhemmin mm. Kauppi (1978), Pekkarinen (1979), Rekolainen (1989), Ekholm ym. (2000), Vuorenmaa ym. (2002) ja Granlund ym. (2005). Uusitalo ym. (2007) arvioi maatalouden osuudeksi Itämereen päätyvästä fosforikuormituksesta Suomenlahdella 44 %, Saaristomerellä 69 %, Selkämerellä 57 % ja Perämerellä 52 %. Tyypellä vastaavat osuudet olivat Suomenlahdella 55 %, Saaristomerellä 77 %, Selkämerellä 64 % ja Perämerellä 51 %.

Valtioneuvoston vuonna 2006 tekemässä periaatepäätöksessä vesiensuojelun suuntaviivoista vuoteen 2015 todetaan fosfori- ja typpikuormituksen vähentämisen olevan edelleen vesiensuojelun keskeisin tavoite sekä sisävesillä että merialueella (Valtioneuvosto 2006). Maatalouden tulisi vähentää ravinnekuormitustaan 30 %:lla vuoteen 2015 mennessä. Maatalouden ympäristöohjelma luotiin torjumaan maatalouden aiheuttamia vesistöhaittoja 1990-luvun puolivälissä. Siinä tärkeimmät vesistökuormitusta vähentävät toimenpiteet koskevat lannoitusta ja kasvipeitteisyyttä.

Maahiukkasiin sitoutuneen fosforin kulkeutumiseen vaikuttavat eroosio ja peltomaan fosforin kokonaismäärä, liunneen fosforin huuhtoutumiseen erityisesti maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus (ks. 3.2, Ekholm ym.). Fosfori kiinnittyy tiukasti maahiukkasiin, joten vain osa maan fosforivarannosta on kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Uudismailla lannoituksena lisätty fosfori kasvattaa kasveille käyttökelpoisen fosforin varantoja, vaikka helppoliukoisen fosforin määrä kasvaa vain vähän. Maatalousvaltaisten alueiden typpikuormitus muodostuu suurelta osin helposti huuhtoutuvasta nitraattitypestä. Lannoitteiden lisäksi merkittävä typhen lähde on maan orgaaninen aines, jonka hajotessa tyypeä vapautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon.

Maatalouden kuormitus voidaan määrittää luotettavimmin peltolohkotason kokeilla, joilla saadaan tietoa yksittäisten toimenpiteiden vaikutuksista. Peltolohkokokeiden tuloksia on kuitenkin vaikea yleistää kattamaan koko Suomea ja sen erilaisia ilmaston, maaperän ja viljelykäytäntöjen yhdistelmiä. Ns. pienten maatalousvaltaisten va-

luma-alueiden vedenlaatumuutoksista voidaan suhteellisen luotettavasti arvioida maatalouden kuormitus, mutta alueita on vain muutama ja ne sijaitsevat Lounais-Suomen savivaltaisilla alueilla. Koko Suomen kuormitusta voi arvioida vain jokivesiseurantojen perusteella. Valumaaluetasolla maatalouden ravinnekuormituksen määrittäminen on vaikeaa, sillä mitä suurempi vesistöalue on, sitä vaikeampi on saada selville yksittäisen maankäyttömuodon osuus kuormituksesta. Lisäksi joen ainevirtaamaan vaikuttavat pistekuormittajat ja jokiprosessit.

Maatalouden muutosten lisäksi pelloilta kulkeutuvien ravinteiden määrään vaikuttavat ilmastolliset tekijät. Jo ensimmäisissä tutkimuksissa (Kajosaari 1965, Särkkä 1972) kiinnitettiin huomiota kevätkuormien aiheuttamiin suuriin ravinnehuuhtoumiin. Jokien fosfori- ja typpikuormat riippuvat voimakkaasti myös vuoden kokonaisvalunnasta (Vuorenmaa ym. 2002). Koska Suomessa jokien vuosivirtaamat vaihtelevat suuresti, täytyy virtaaman vaikutus suodattaa pois, jotta nähdään muiden tekijöiden vaikutukset kuormitukseen.

Ilmastonmuutos nostaa Pohjoismaissa erityisesti talvikauden lämpötilaa ja lisää sateisuutta (Räisänen ym. 2004). Toistaiseksi Itämereen laskevien jokien keskivirtaamissa ei ole havaittavissa trendiä (Korhonen 2007). Useissa vesistöissä oli kuitenkin havaittavissa nousua kevään ja laskua kesän virtaamisissa. Merkittävää kasvua oli talviviljelyssä Perämereen, mutta se selittyi ainakin osittain säännöstelyllä. Ilman lämpötila on noussut jo 1970-luvulta alkaen erityisesti talvisin (Tuomenvirta 2004). Leuto sää mahdollistaa maaperän hajotusprosessien jatkumisen myös talvella. Lisäksi talviset vesisateet lisäävät ravinteiden kulkeutumista lumettomilta pelloilta (Puustinen ym. 2007). Talven ankaruuden indikaattorina voidaan käyttää ns. NAO-indeksiä (North Atlantic Oscillation, Pohjois-Atlantin heilahdus), joka määritetään Islannin päällä olevan (matala)paineen ja Azorien päällä olevan (korkea) paineen erona (Rinne 1998). Kun NAO-indeksi on positiivinen, matalapaineet ovat Pohjois-Euroopassa tavallista voimakkaampia, ja talvet leutoja ja sateisia. Negatiivisen NAO-indeksin aikana matalapaineet kulkeutuvat Etelä-Eurooppaan ja Pohjois-Eurooppaan pääsee virtaamaan kylmää ilmaa. Suomessa sekä lämpötilan että jokien talviviljelyksen on todettu korreloivan positiivisesti NAO-indeksin kanssa (Arvola ym. 2002).

5.3.2 Tavoite

Tässä työssä tutkimme, muuttuivatko valuma-alueilta Itämereen kulkeutuneet maatalouden fosfori- ja typpikuormat vuosina 1985–2006. Tutkimuksen tarkoitus on tukea maatalouden aiheuttaman ravinnekuormituksen 30 % vähentämistavoitteen seuranta.

Taulukko 1. Tutkitut joet ja valuma-alueiden tärkeimmät maankäyttömuodot prosentteina valuma-alueen pinta-alasta.

| Tunnus | Joki | Pinta-ala km ² | Järviä % | Peltoa % | Metsää % | Asuinalueita % |
|--------|-----------------|---------------------------|----------|----------|----------|----------------|
| 11 | Virojoki | 357 | 3,8 | 13,5 | 78,5 | 1,4 |
| 16 | Koskenkylänjoki | 895 | 4,4 | 30,3 | 60,2 | 2,1 |
| 18 | Porvoonjoki | 1273 | 1,3 | 31,2 | 59,1 | 4,1 |
| 19 | Mustijoki | 783 | 1,5 | 30,3 | 61,1 | 3,6 |
| 21 | Vantaa | 1686 | 2,3 | 23,8 | 57,2 | 9,2 |
| 23 | Karjaanjoki | 2046 | 12,2 | 17,7 | 62,5 | 4,6 |
| 24 | Kiskonjoki | 629 | 8,1 | 17,1 | 65,2 | 3,0 |
| 25 | Uskelanjoki | 567 | 0,6 | 42,0 | 48,3 | 3,6 |
| 27 | Paimionjoki | 1088 | 1,6 | 42,8 | 49,0 | 2,5 |
| 28 | Aurajoki | 874 | 0,3 | 36,8 | 52,7 | 4,8 |
| 34 | Eurajoki | 1336 | 12,9 | 23,5 | 57,7 | 2,3 |
| 37 | Lapväärtinjoki | 1098 | 0,2 | 13,5 | 82,9 | 0,8 |
| 39 | Närpiönjoki | 992 | 0,4 | 21,6 | 73,2 | 1,3 |
| 42 | Kyrönjoki | 4923 | 1,2 | 24,6 | 67,2 | 1,7 |
| 44 | Lapuanjoki | 4122 | 2,9 | 21,1 | 70,1 | 1,4 |
| 47 | Ähtävänjoki | 2054 | 9,8 | 13,7 | 70,7 | 1,3 |
| 49 | Perhonjoki | 2524 | 3,4 | 10,1 | 83,0 | 0,8 |
| 51 | Lestijoki | 1373 | 6,2 | 10,5 | 80,7 | 0,8 |
| 53 | Kalajoki | 3658 | 1,9 | 15,5 | 78,7 | 1,2 |
| 54 | Pyhäjoki | 3712 | 5,2 | 9,0 | 80,1 | 1,0 |
| 57 | Siikajoki | 4318 | 0,5 | 8,0 | 85,5 | 0,5 |
| 60 | Kiiminginjoki | 3814 | 3,0 | 1,3 | 92,1 | 0,7 |

Työn pohjana käytettiin ympäristöhallinnon vedenlaatu- ja virtaamatietoja. Työssä tarkasteltiin 22 Itämereen laskevaa jokea, joille laskettiin kokonaisfosforin ja -typen kuormat neljälle jaksolle. Jaksot I (1985–1989) ja II (1990–1994) olivat vertailujaksoja vuodesta 1995 eteenpäin voimassa olleelle ympäristötukikaudelle. Jakso III (1995–1999) kattoi ensimmäisen tukikauden ja jakso IV (2000–2006) toisen tukikauden. Kiintoainemäärittämisä oli saatavilla vasta vuodesta 1990, joten kiintoainekuormitus laskettiin vain jaksoille II-IV. Jokien valuma-alueet ovat pääasiassa maatalousvaltaisia ja vähäjärvisiä, mutta tarkasteluun otettiin mukaan myös muutama joki, joiden valuma-alueen peltoisuus on pieni (taulukko 1).

Ravinnekuormituksen muutoksia verrattiin valuma-alueilla tapahtuneisiin maatalouden muutoksiin. Maataloustilastoista ja Tiken tietokannoista kerättiin tiedot maatalouskeskusten viljely- ja kesantoaloista ja kuntien lannoitus- ja eläinmääristä. Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuudet saatiin Viljavuuspalvelusta (Mäntylähti, 2003; www.tuloslaari.fi). Jouni Nousiainen (MTT) laski karjanlannan ravinnepitoisuudet. Ilmastonmuutoksen indikaattoriksi valittiin maan lämpösoma ja NAO-indeksi. Maan lämpötilamittaukset on tehty Ilmatieteen laitoksen asemilla.

Valuma-alueet jaettiin kahteen ryhmään maalajien perusteella. Ensimmäinen ryhmä sisälsi Etelä-Suomessa sijaitsevat valuma-alueet (tunnus 11–34) ja toinen Pohjanmaan valuma-alueet (tunnus 37–60). Etelä-Suomessa hienorakeiset maat ovat yleisiä, ja eroosioherkiksi luokitellut maalajit kattavat 20–60 % valuma-alueiden pinta-aloista. Pohjanmaalla Kyrönjoen (42) pinta-alasta eroosioherkkiä maalajeja on 28 %, mutta pohjoiseen mentäessä luku laskee alle 1 %:iin. Vastaavasti orgaanisten maiden osuus valuma-alueiden pinta-alasta on Etelä-Suomessa pienempi (2–14 %) kuin Pohjanmaalla (18–44 %). Viljelykasvit heijastivat ilmaston lisäksi maalajien jakautumista, siten että viljanviljely oli tyypillistä Etelä-Suomessa ja nurmiviljely Pohjanmaalla. Tämän vuoksi osa analyyseistä tehtiin erikseen näille alueille. Muita tekijöitä testattiin koko Suomen aineistolla.

5.3.3 Aikaisemmat MYTVAS-tulokset

MYTVAS 2 -tutkimuksessa tarkasteltiin trendianalyysin avulla maatalouden aiheuttamaa vesistökuormituksen muutosta jaksolla 1990–2004. Työssä tarkasteltiin ns. virtaamakorjattuja pitoisuuksia, eli trendianalyysissä pyrit-

tiin suodattamaan pitoisuuksista virtaaman aiheuttama vaihtelu pois (Libiseller & Grimvall 2002). Kohdealueet olivat osittain samat kuin nyt MYTVAS 3 -tutkimuksessa, mutta mukana olivat myös maatalousvaltaiset alueet ympäristöhallinnon ns. pienistä valuma-alueista. Toisaalta Pohjanmaan isot joet Lapuanjoesta (44) pohjoiseen puutuiivat aineistosta.

Vuosina 1990–2004 jokien kiintoainepitoisuus laski tilastollisesti merkitsevästi pienillä valuma-alueilla. Kiintoainepitoisuuden lasku oli havaittavissa myös suurissa jokivesistöissä, tosin se ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Kokonaisfosforin pitoisuudet seurasivat karkeasti kiintoaineksen pitoisuuksia. Tilastollisesti merkitsevä kokonaisfosforin pitoisuuden lasku havaittiin vain Kyrönjoessa (42) ja Lapuanjoessa (44). Trendi oli useassa muussakin joessa laskeva, mutta ei tilastollisesti merkitsevästi. Liuenneen fosforin pitoisuudet kasvoivat muutamalla valuma-alueella.

Kokonaistypen pitoisuudet nousivat useassa joessa, mutta merkitsevästi ainoastaan Lapuanjoessa (44). Nitraattitypen pitoisuudet nousivat tilastollisesti merkitsevästi myös Mustijoessa (19). Ammoniumtypen pitoisuudet laskevat yleisesti, Mustijoella (19), Aurajoella (28) ja Lapuanjoella (44) tilastollisesti merkitsevästi. Trendianalysissä Aurajoella (28) ei havaittu nitraattitypen pitoisuudessa muutosta, ja kokonaistypen pitoisuus laski, mutta ei tilastollisesti merkitsevästi.

5.3.4 Uudet MYTVAS-tulokset

Jokivesistöjen ravinnekuormitus

Jokien ravinnekuormien laskennassa käytettiin empiiristä regressiomallia, jolla mallinnettiin veden ravinnepitoisuuden ja virtaaman välistä yhteyttä (Sjöblom 2008, Wartiovaara 1975):

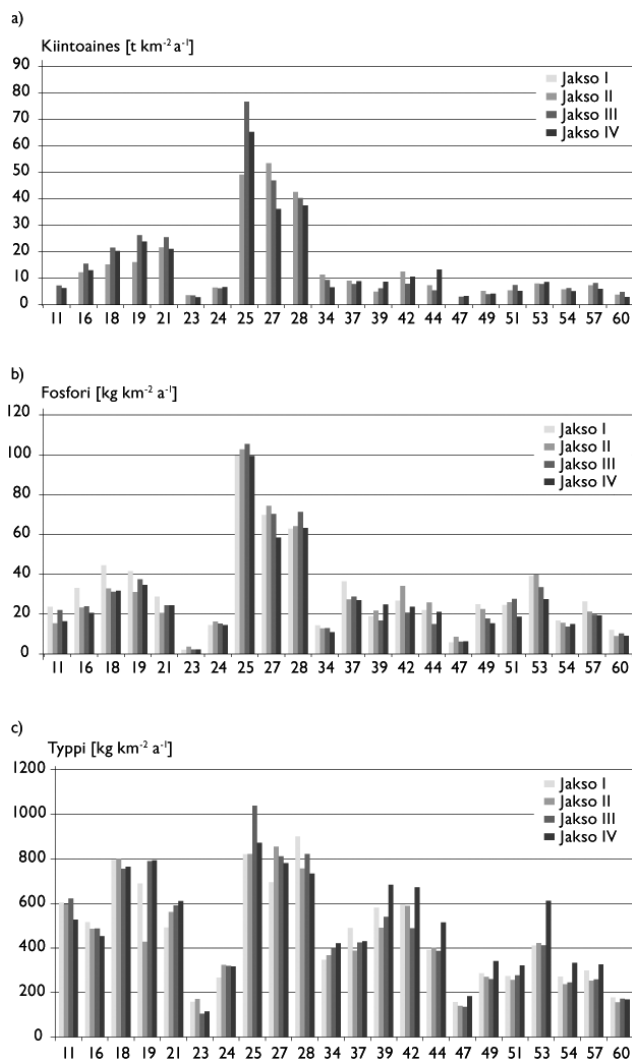
$$C = a + \frac{b}{Q} + cQ$$

missä C on ravinnepitoisuus (mg/m^3), Q havaittu virtaama (m^3/s) ja a , b ja c ovat parametreja.

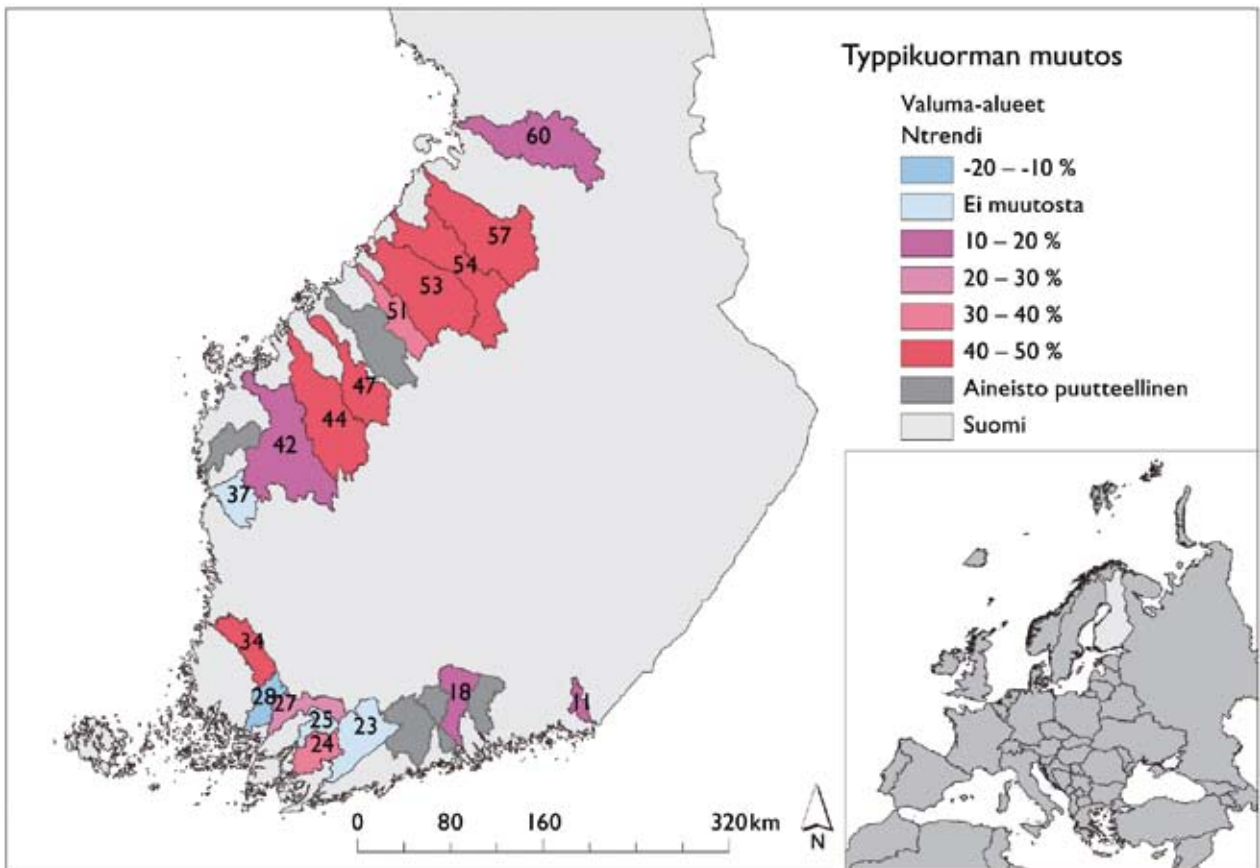
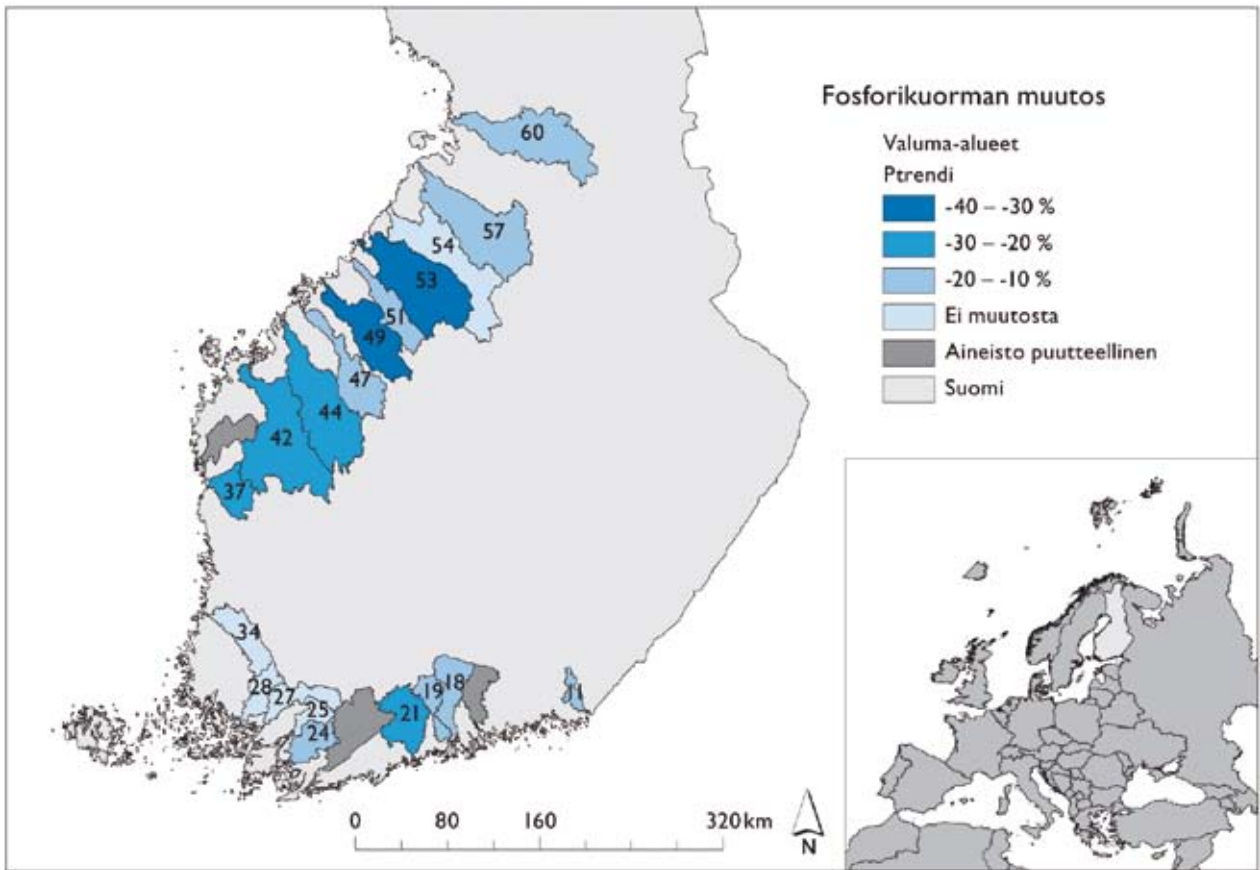
Fosforin ja typen kausittaiset kokonaiskuormat laskettiin mallinnetuista päivittäisistä pitoisuusarvoista ja mitatuista virtaamista. Virtaaman vaikutus suodatettiin pois laskemalla ravinnekuormituksen pitkän ajan (22 vuotta) keskiarvo. Mallinnetuista kokonaiskuormista vähennettiin tilastoidut yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesikuormat (VAHTI-tietojärjestelmä) sekä arvioidut haja-asutuksen jätevesien ja metsätalouden ravinnekuormat (VEPS-tietojärjestelmä). Jäljelle jäävä kuormitus oli suurimmalta osaltaan peräisin maatalousalueilta, mutta mukana oli

myös luonnonhuuhtouma. Kokonaisravinnekuormituksen (t/a^1) lisäksi laskettiin pinta-alaan suhteutettu kuormitus ($\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$).

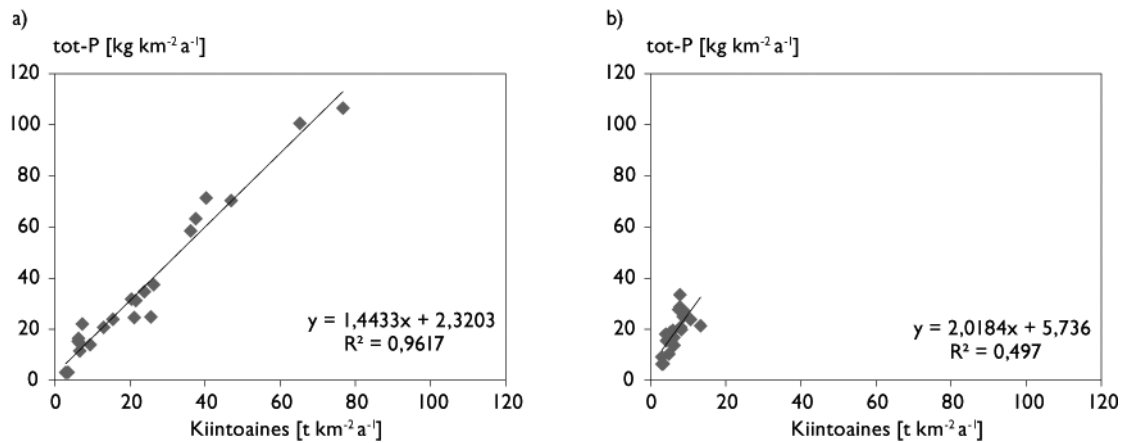
Jokien ravinnekuormat (t/a) olivat suurimpia Pohjanmaan isoissa joissa. Selvin alueellinen ero oli kuitenkin valuma-alueen pinta-alaan suhteutetussa kiintoainekuormituksessa. Se oli suurin Lounais-Suomessa eroosioherkillä viljanviljelypainotteisilla alueilla (25–28), joilla peltoprosentit olivat suuret (kuva 1 a). Pohjanmaalla kiintoainekuormitus oli alhainen johtuen karkeista maalajeista, tasaisesta topografiasta ja nurmiviljelyn yleisyydestä. Etelä- ja Lounais-Suomen joissa kokonaisfosforipitoisuus korreloi kiintoainepitoisuuden kanssa (kuva 2). Myös valuma-alueen pinta-alaan suhteutettu fosforikuormitus oli suurta Lounais-Suomessa (kuva 1 b), mutta alueellinen vaihtelu oli pienempi kuin kiintoainekuormituksessa. Lisäksi pinta-alaan suhteutettu typpikuorma oli suurin Lounais-Suomen valuma-alueilla, mutta alueelliset erot olivat edel-



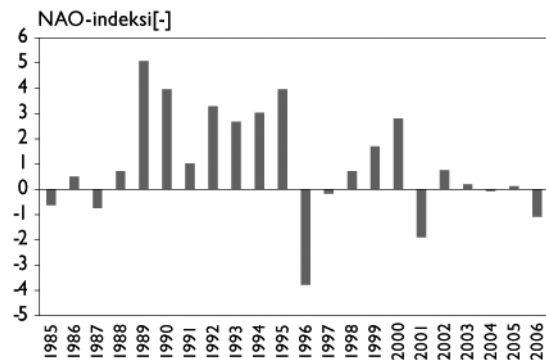
Kuva 1. Valuma-alueilta Itämereen tulevat ravinnekuormien keskiarvot eri jaksoilla: a) kiintoaines, b) fosfori, c) typpi. Jakso I on vuodet 1985–1989, jakso II vuodet 1990–1994, jakso III vuodet 1995–1999 ja jakso IV vuodet 2000–2006.



Kuva 2. Muutokset virtaamakorjatussa ravinnelkueumassa jaksolta I jaksolle IV: a) fosfori b) typpi.



Kuva 3. Jokien kiintoainepitoisuuden ja kokonaisfosforipitoisuuden välinen suhde a) Etelä-Suomessa ja b) Pohjanmaalla.



Kuva 4. NAO-indeksin muutokset vuodesta 1985 vuoteen 2006.

leen selvästi pienemmät kuin fosforikuormituksen alueelliset erot (kuva 1 c).

Maataloudesta peräisin oleva, virtaamakorjattu fosforikuormitus laski useimmilla jokivaluma-alueilla vuosina 1985–2006 (Kuva 3a). Ainoastaan Lounais-Suomen valuma-alueilla (25–34) ja Pohjanmaalla Pyhäjoella (54) ei tapahtunut muutosta. Fosforikuormituksen lasku oli voimakkain Pohjanmaan suurilla valuma-alueilla, niin että Kalajoen (53) ja Perhojoen (49) alueella se oli yli 30 % jaksolta I jaksolle IV. Kuormituksen väheneminen ei kuitenkaan tapahtunut tasaisesti kaudelta toiselle, sillä monella Länsi-Suomen valuma-alueella kuormitus oli suurin jaksolla II.

Virtaamakorjattu typpikuormitus kasvoi lähes kaikilla joilla (kuva 3b). Vain kolmella joella (Lapväärtinjoki 37, Uskelanjoki 25 ja Karjaanjoki 23) typpikuormitus pysyi muuttumattomana ja yhdellä laski (Aurajoki 28). Typpikuormituksen kasvu oli suurinta Pohjanmaalla, ja useissa joissa kasvu oli jatkuvaa jaksosta I eteenpäin. Erityisesti Pohjanmaan joissa suurin muutos tapahtui jaksolla III ja jaksolla IV välillä.

Kiintoaines- ja fosforikuormien välistä yhteyttä tarkasteltiin jaksolla II-IV, sillä kiintoainemääritykset puuttuivat

ensimmäiseltä jaksolta. Kiintoainekuormitus kasvoi kuudella valuma-alueella 17:stä. Näistä kolmella (Porvoonjoki 18, Vantaanjoki 21 ja Uskelanjoki 27) myös fosforikuormitus nousi. Viidellä valuma-alueella fosforikuormitus ei merkittävästi muuttunut, vaikka kiintoainekuormitus väheni. Nämä valuma-alueet olivat Paimionjoki (27) ja Aurajoki (28) Lounais-Suomessa, ja Pyhäjoki (54), Siikajoki (57) ja Kiiminginjoki (60) Pohjanmaalla. Lapuanjoella fosforikuormitus laski vaikka kiintoainekuormitus kasvoi.

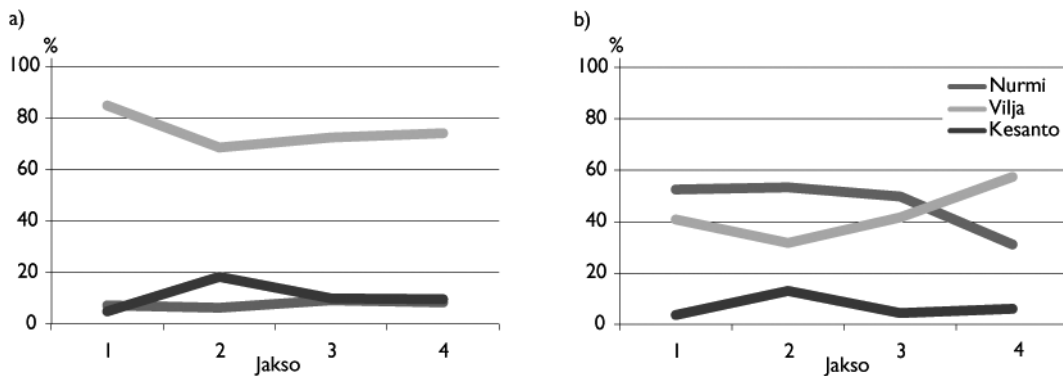
Muutokset ilmasto- ja maatalouden indikaattoreissa

NAO-indeksi oli 1980- ja 1990-luvuilla lähes koko ajan positiivinen (kuva 4). Tutkimusjaksolle osui pitkä positiivisten NAO-indeksien jakso vuosille 1988–1995, mutta 2000-luvulla NAO-indeksi oli lähellä nollaa. NAO-indeksi korreloi Etelä-Suomen jokien (11–34) sekä muutaman Länsi-Suomen joen (37–42) talviovirtaamien kanssa jaksolla 1985–2006, joten sitä voi käyttää indikaattorina näiden jokien talviovirtaamille. NAO-indeksi ei korreloinut Pohjanmaan isojen säännösteltyjen jokien talviovirtaamien kanssa.

Vuosina 1985–2006 ei löytynyt tilastollista trendiä talviovirtaamista eikä myöskään vuosivirtaamista. Valunnan viisivuotiskeskivirrat olivat suurimmillaan jaksolla I, paitsi Saaristomeren valuma-alueella jaksolla II (positiivisten NAO-indeksien jakso). Useimmilla valuma-alueilla valunta laski jaksolle IV mentäessä. Maan lämpötila nousi erityisesti alkusyksyllä ja keskitalvella useassa Ilmatieteen laitoksen mittauspisteessä. Suurin lämpötilan nousu, lähes 3 astetta, havaittiin Jokioisilla syyskuussa.

Muutokset viljelytoimenpiteissä ja maatalouden rakenteissa

Viljellyn pellon ala on ollut kasvussa Suomessa (Tike, 2007). Viljanviljelyn osuus oli suurin jaksolla I Pohjanmaata lukuun ottamatta. Sielläkin viljanviljelyn osuus kasvoi, niin että se oli jaksolla IV jo yli 50 % peltopinta-alasta (kuva 5). Nurmiviljelyn (alle 5 v. nurmet) osuus laski lähes koko maassa jaksolla I jaksolle IV.



Kuva 5. Peltomaan käytön muutokset a) Lounais-Suomessa b) Pohjanmaalla.

Kesantojen pinta-ala oli suurimmillaan jaksolla II, jolloin se oli 13–20 % peltopinta-alasta. Tällä jaksolla oli voimassa kesannointipakko. Pohjanmaalla kesantojen osuus kasvoi jälleen jaksolta III jaksolle IV, mutta on edelleenkin selvästi alle 10 % peltopinta-alasta.

Muutokset ravinneindikaattoreissa ja eläinten määrässä

Eläinten lannassa pelloille levitettävien ravinteiden määrä laski lähes koko maassa jaksolta I jaksolle IV. Erityisesti nautojen määrä laski, mutta sikojen määrässä ei tapahtunut suurta muutosta (Tike 2007). Eläintuotanto kuitenkin keskittyi tietyille alueille Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Ympäristötuen aikana ainoastaan Keski-Pohjanmaan maaseutukeskuksen alueella nautojen määrä peltohehtaaria kohden kasvoi. Samanaikaisesti nautaeläinten ruokinta muuttui, niin että lannan ravinnesisältö kasvoi. Seurauksena esimerkiksi Lestijoen valuma-alueella pelloille lannan mukana levitettävän typen määrä kasvoi noin 20 % jaksolta I jaksolle IV.

Väkilannoitetypen käyttö väheni jo ennen ensimmäistä ympäristötukikautta, ja väheneminen jatkui jaksolle IV. Sadon mukana pelloilta poistuva typpimäärä pysyi suunnilleen samalla tasolla, vaikka vuosien välinen vaihtelu oli suurta. Kaiken kaikkiaan Suomen typpitase on vähentynyt 40 kg/ha vuodesta 1990 vuoteen 2005 (Salo ym. 2007). Alueellisesti väheneminen oli suurinta Sisä-Suomessa ja Pohjois-Pohjanmaalla, ja pienintä Etelä-Pohjanmaalla.

Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuudet kasvoivat useimilla valuma-alueilla vielä jaksolle III asti, minkä jälkeen ne kääntyivät laskuun. Lasku oli erityisen selvää Pohjanmaalla, mutta myös Etelä-Suomen valuma-alueilla on tapahtunut laskua. Ainoastaan Lounais-Suomen valuma-alueilla ei laskua ollut havaittavissa (ks. Ekholm ym., luku 3.2).

Vesistökuormitukseen vaikuttavat tekijät

Valuma-alueen maankäytön ja viljelytoimenpiteiden vaikutusta jokien ravinnekuormiin tutkittiin lineaarisiin regressiomalleihin perustuvilla analyyseillä. Monimuuttujaregres-

siossa yhdessä selitettävässä muuttujassa Y havaittua vaihtelua pyritään tutkimaan kahden tai useamman selittävän muuttujan X_1, X_2, \dots, X_p avulla (Ranta ym. 1991):

$$Y = b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_pX_p + c$$

missä b :t ovat regressiokertoimia ja c vakio. Useimmissa analyyseissä regressiomalli sovitettiin jokivesistöille kullekin neljälle jaksolle samanaikaisesti. Näin tehtynä havaintojen määrä on suurempi ja testi voimakkaampi kuin jos regressiomalli olisi tehty kullekin jokivesistölle erikseen.

Ravinnekuormitusta (Y) selitettäessä kiinnostavimpia muuttujia olivat pellonkäyttö (viljanviljely, nurmi ja kesanto), ravinteiden käyttö ja karjan määrä. Koska ravinnekuormitukseen vaikuttivat myös kokonaispeltoala, järvisyys ja valunta, niiden vaikutus vakioitiin ennen muiden muuttujien vaikutusten tarkastelua.

Yksittäisen muuttujan vaikutuksen suuruutta ravinnekuormaan kuvaa kyseisen muuttujan kulmakerroin b regressiomallissa. Kun esimerkiksi kokonaispeltoala kasvaa yhden prosenttiyksikön, typpikuormitus kasvaa peltoalan kulmakertoimen verran. Koska kokonaispeltoalan muuttuessa myös pellon käyttö muuttuu, on yksittäisen pellonkäyttömuodon itsenäistä vaikutusta ravinnekuormaan vaikea saada selville. Kun peltoisuus lisättiin selittäjäksi regressiomalliin (eli kun se vakioitiin), viljanviljelyalan kasvun vaikutus ei enää sisältänyt peltoalan kasvun vaikutusta.

Peltoisuus selitti yksinään 58 % jokien kuljettamasta kokonaisfosforin hajakuormituksesta. Kun järvisyys ja valunta lisättiin malliin, kasvoi selitysaste 73 %:iin (taulukko 2). Tähän perusmalliin lisättiin vuorollaan yksittäisiä pelton ja ravinteiden käyttöä kuvaavia muuttujia (viljojen, kesantojen ja nurmien osuus peltoalasta, maan helppoliukoisen fosforin pitoisuus, lannan fosforin määrä).

Karjanlannan sisältämän fosforin määrä ei selittänyt fosforikuormitusta. Peltojen keskimääräisellä helppoliukoi-

Taulukko 2. Fosforikuormitusta (kg/km²/a) selittävät tekijät regressio-analyysissä, koko Suomi.

| Tekijä | yksikkö | <i>b</i> | Merkitsevyys | <i>R</i> ² |
|-------------------------|--------------------|----------|--------------|-----------------------|
| Peltoisuus | % | 1,4 | *** | |
| Järvisyys | % | -1,7 | *** | |
| Vuosivalunta | mm | 89 | *** | 0,73 |
| Maan helppo-liukoinen P | mg l ⁻¹ | 3,8 | *** | 0,83 |

*** 0,001 ** 0,01 * 0,05 + 0,1

sen fosforin pitoisuudella oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen yhteys fosforikuormitukseen, eli kuormitus kasvoi P-luvun kasvaessa. Kun helppoliukoinen fosfori lisättiin perusmalliin, kasvoi selitysaste 83 %:iin. Tämä tilastollinen malli ei merkittävästi yli- tai aliarvioinut kuormitusta millään jaksolla (ero alle 10 %).

Pellonkäyttömuotojen vaikutusta tarkasteltiin erikseen Etelä-Suomen (11–34) ja Pohjanmaan (37–60) valuma-alueilla. Etelä-Suomen valuma-alueilla nurmialan kasvaminen näytti vähentävän fosforikuormitusta ja vilja-alan kasvaminen lisäävän sitä, mutta nurmialan yhteys fosforikuormitukseen oli merkitsevä (taulukko 3). Vilja-alan kasvaminen lisäsi myös kiintoainekuormitusta, mutta tämäkään yhteys ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Pohjanmaalla tilanne oli päinvastainen, sillä viljanviljelyalalla ja fosforikuormituksella oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen, ja nurmialalla ja kuormituksella positiivinen yhteys.

Jokien typpikuormitusta selitettiin pellon käytöllä, lannan typpimäärällä, alueellisella typpitaseella ja sen jakeilla, sekä soiden ja turvepeltojen osuudella. Peltoisuus yksin selitti 69 % typpikuorman vaihtelusta, ja peltoisuus, järvisyys ja valunta yhdessä 86 % (taulukko 4). Lisäksi valuma-alueen turvepeltojen osuudella ja typpikuormituksella oli positiivinen yhteys. Pelloille eläinten lannassa levitettävän typpimäärän ja typpikuormituksen välillä oli po-

Taulukko 3. Fosforikuormitusta (kg/km²/a) selittävät tekijät regressio-analyysissä.

| Tekijä | yksikkö | <i>b</i> | Merkitsevyys | <i>R</i> ² |
|---------------|---------------|----------|--------------|-----------------------|
| Etelä-Suomi | | | | |
| Nurmiviljely | % peltoalasta | -0,63 | + | 0,90 |
| Viljanviljely | % peltoalasta | 0,57 | | 0,90 |
| Kesanto | % peltoalasta | -7,4 | ** | 0,91 |
| Pohjanmaa | | | | |
| Nurmiviljely | % peltoalasta | 0,77 | *** | 0,74 |
| Viljanviljely | % peltoalasta | -0,81 | *** | 0,67 |
| Kesanto | % peltoalasta | -2,2 | *** | 0,68 |

Taulukko 4. Typpikuormitusta (kg/km²/a) selittävät tekijät regressio-analyysissä, koko Suomi.

| Tekijä | yksikkö | <i>b</i> | Merkitsevyys | <i>R</i> ² |
|--------------|---------------------|----------|--------------|-----------------------|
| Peltoisuus | % | 16 | *** | |
| Järvisyys | % | -20 | *** | |
| Vuosivalunta | mm | 900 | *** | 0,87 |
| Turvepelot | % | 37,2 | * | 0,88 |
| Lannan N | kg ha ⁻¹ | 3,8 | * | 0,88 |

sitiivinen yhteys. Tämä malli selitti jo 88 % typpikuormituksen vaihtelusta. Toisaalta typpilaskeumalla ei ollut yhteyttä typpikuormitukseen. Malli, jossa oli mukana peltoisuus ja lannassa levitettävä typpimäärä, kuitenkin yliarvioi typpikuormitusta jaksoilla II–III.

Etelä-Suomen valuma-alueilla (11–34) viljanviljely- ja kesantoalalla oli negatiivinen yhteys ja nurmien pinta-alalla (ei-merkitsevä) positiivinen yhteys typpikuormitukseen (Taulukko 5). Alueellisella typpitaseella ei ollut merkitystä, mutta taseen komponenteista viljasadolla oli negatiivinen (tilastollisesti merkitsevä) yhteys typpikuormitukseen. Nämä mallit selittivät 85–88 % Etelä-Suomen valuma-alueiden typpikuormasta.

Pohjanmaalla kesantoprosentilla oli tilastollisesti merkitsevä negatiivinen yhteys typpikuormitukseen, samoin viljanviljelyalalla. Nurmialalla sen sijaan oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen yhteys typpikuormitukseen. Sadon typenotolla ei ollut vaikutusta, mutta typpitaseella oli lähes merkitsevä ($p = 0,057$) positiivinen yhteys. Nämä mallit selittivät 93–94 % Pohjanmaan valuma-alueiden typpikuormituksen vaihtelusta (taulukko 5). Lisäksi maan kasvukauden aikaisella lämpösummalla oli positiivinen yhteys typpikuormaan ($b = 1,8$ ***), eli havaittu maan lämpötilan nousu jaksolta I jaksolle IV näytti lisäävän kuormitusta. Malli, jossa oli maan kasvukauden aikaisen

Taulukko 5. Typpikuormitusta (kg/km²/a) selittävät tekijät regressio-analyysissä.

| Tekijä | yksikkö | <i>b</i> | Merkitsevyys | <i>R</i> ² |
|---------------|---------------------|----------|--------------|-----------------------|
| Etelä-Suomi | | | | |
| Nurmiviljely | % peltoalasta | 6,7 | + | 0,85 |
| Viljanviljely | % peltoalasta | -11 | ** | 0,94 |
| Kesanto | % peltoalasta | -34 | | 0,92 |
| Viljasato | kg ha ⁻¹ | -38 | * | 0,95 |
| Pohjanmaa | | | | |
| Nurmiviljely | % peltoalasta | 4,4 | *** | 0,97 |
| Viljanviljely | % peltoalasta | -4,4 | ** | 0,97 |
| Kesanto | % peltoalasta | -13 | *** | 0,97 |
| N tase | kg ha ⁻¹ | 1,4 | ** | 0,92 |

lämpösumman lisäksi peltoisuus, järvisyys ja valunta, selitti 95 % havaitusta typpikuorman vaihtelusta.

5.3.5 Suunnitelma vuosille 2010–2011

Vuosina 2010 ja 2011 on tarkoitus tarkastella ravinnekuormituksen ja siihen vaikuttavien tekijöiden välistä yhteyttä dynaamisilla valuma-alueilla Savijoella ja Yläneenjolla, joilta saadaan viljelijöiden haastattelutiedot. Valuma-aluemallien avulla tarkastellaan erityisesti nyt mielenkiintoa herättäneitä tekijöitä, eli nurmiviljelyn vaikutusta eroosioon ja ravinnekuormitukseen, sekä lämpötilan nousun vaikutusta typpikulkeumiin. Lisäksi tarkastellaan tarkemmin typpitaseen ja typpikulkeumien välistä suhdetta.

5.3.6 Tulosten tarkastelu

MYTVAS 3 -hankkeessa toistaiseksi saadut tulokset ovat samansuuntaisia MYTVAS 2-hankkeen trendianalyysin tulosten kanssa (Ekholm ym., 2007). Tulokset eivät ole täysin yhteneviä, sillä käytetyt menetelmät olivat erilaisia, ja nyt käytössämme oli pidempi tutkimusjakso. MYTVAS 2 -hankkeessa käytetyllä vertailujaksolla (vuodet 1990–1994) ravinnekuormitusta vähentävien kesantojen osuus oli suuri. Lisäksi MYTVAS 2 -tutkimuksen valuma-alueet edustivat vain Etelä- ja Lounais-Suomea.

Jokien Itämereen kuljettaman fosforin määrä laski jaksolta I jaksolle IV lukuun ottamatta Saaristomeren valuma-alueita. Lasku oli suurin Pohjanmaalla. Kesantojen suuri osuus (13–20 % peltopinta-alasta) luultavasti vähensi fosforikuormitusta jaksolla II. Peltojen helppoliukoisesta fosforin pitoisuudesta lasku voi myös osaltaan selittää fosforikuorman alenemista. Helppoliukoisesta fosforin keskimääräiset pitoisuudet laskivat jaksolta III jaksolle IV muualla paitsi Saaristomeren valuma-alueella (ks. luku 3.2). Voimakkainta lasku oli juuri Pohjanmaalla. Kun peltojen helppoliukoinen fosfori lisättiin tilastolliseen malliin, jossa oli jo mukana jakso, peltoisuus, järvisyys ja valunta, selitysaste parani tilastollisesti merkitsevästi. Tällä mallilla voitiin hyvin selittää fosforikuormitusta kaikilla neljällä jaksolla.

Itämeren typpikuormitus sen sijaan kasvoi erityisesti Pohjanmaalla. Kuormituksen nousu näyttää johtuvan lähinnä peltoalan kasvusta, karjatalouden keskittymisestä ja eläinten ruokinnan muuttumisesta. Lisäksi typpikuormituksen kasvua voi selittää ilmastonmuutos, jos maan kohonnut lämpötila lisää orgaanisen aineksen hajoamista ja typen vapautumista. Tilastollisen mallimme mukaan typpikuormitus oli yhteydessä eläinten lannan mukana tulevan typen määrään. Vaikka eläinten määrä koko Suomessa laski, niin eläintuotanto keskittyi ja typen erityis per eläin nousi. Lisäksi lannan pintalevitys kesällä on lisääntynyt tietyillä alueilla (Mattila ym. 2007).

Pohjanmaalla nurmiviljely näytti lisäävän sekä fosfori- että typpikuormitusta. Pohjanmaan jokivesissä kokonaisfosforipitoisuuden ja kiintoainepitoisuuden välinen suhde on heikko, sillä pellot ovat tasaisia ja maalajit eivät ole eroosioherkkiä. Näillä alueilla nurmiviljelystä saatava hyöty eroosion torjunnassa lienee vähäinen, jolloin nurmiviljelyn haitat korostuvat. Lannan pintalevitys nurmelle on yleistä ja nurmien lannoitustasot ovat korkeammat kuin viljakasvien. Lisäksi nurmien uudistaminen voi aiheuttaa kohonneen eroosion ja ravinnekuormituksen riskin. Nurmilla on myös havaittu korkea typen mineralisaatiopotentiaali (Paustian ym. 1990).

Aineistomme perusteella näyttää kuitenkin siltä, että ilmastonmuutoksen aiheuttamaksi esitetty ravinnekuormituksen kasvu ei johdu valunnan kasvusta, sillä keskimääräinen vuosivalunta on laskenut jaksolle IV tultaessa. Talvivalunnatkaan eivät ole tutkimuskaudella kasvaneet.

Typpi- ja fosforikuormituksen muutokset johtuvat eri syistä, sillä typpi ja fosfori käyttäytyvät maassa eri tavalla. Fosfori kiinnittyy maahiukkasiin ja sen kulkeutumista pelloilta vesiin selittää mm. maahan kertyneen fosforin määrä. Typpi on peltomaassa fosforia suuremmassa määrin helposti huuhtoutuvassa muodossa, joten peltoisuus yksinään selitti enemmän typpi- kuin fosforikuormitusta. Typpikuormitusta selittävät tekijät liittyivät lähinnä typen suoraan lisäykseen ja poistoon peltomaasta, mm. lannoitukseen ja sadon ottoon.

Saaristomeren valuma-alueiden ravinnekuormituksessa ei ollut havaittavissa muutoksia. Tämä on herkkä merialue, jonka kuormitukseen vaikuttaa eniten Suomen alueella tehtävät toimenpiteet. Typpikuormitus kasvoi eniten Perämeren valuma-alueilla. Koska Perämeri on fosforirajoitteinen, typpikuormituksen kasvu ei siellä näy huonontuneena vedenlaatuna. On kuitenkin epäselvää, kuinka paljon valuma-alueilta peräisin olevaa tyyppiä siirtyy Merenkurkun eteläpuolen typpirajoitteisille merialueille (Pietiläinen O.-P. & Räike, A. 1999, Tamminen T. & Andersen, T. 2007).

Maatalouden kuormitus voidaan luotettavimmin määrittää peltolohkotason kokeilla, joiden tuloksia on kuitenkin vaikea yleistää kattamaan koko Suomea. Tutkimuksemme osoitti, että maatalouden ravinnekuormitusta ja sen muutoksia voidaan selittää myös laajojen valuma-alueiden tasolla. Tämän aineiston perusteella ei kuitenkaan voi ottaa kantaa niiden vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutukseen (kosteikat, suojakaistat ja -vyöhykkeet, kevennetty muokaus), joista ei ollut alueellisesti kattavaa tietoa kaikilta jaksoilta.

5.3.7 Toimenpide-ehdotukset

Tutkimuksemme perusteella tehokas keino valuma-alueiden ravinnekuormituksen vähentämiseksi on vähentää lannoitusta ja lannan levitystä pelloille. Ravinnekulkeumia voidaan vähentää myös parantamalla kasvien ravinteiden ottoa, mikä kytkee vesien ravinnekuormituksen mm. peltojen kasvukunnon ylläpitämiseen.

Erosiontorjunta näyttää tämän aineiston perusteella vähentävän fosforikuormitusta Lounais-Suomessa. Nurmi-alan lisääminen eroosion torjumiseksi ei välttämättä kuitenkaan vähennä ravinnekuormitusta Pohjanmaalla, jossa pellot eivät ole niin eroosioherkkiä kuin Lounais-Suomessa. Koska nurmiviljelyyn näyttää liittyvän myös kohonneen ravinnekuormituksen riski, olisi nurmiviljelyssä kiinnitettävä huomiota lannoitusmääriin ja lannan levitustapoihin ravinnetappioiden vähentämiseksi.

Kesannot vähentävät tehokkaasti niin typen kuin fosforinkin kulkeutumista vesiin. Siksi olisi toivottavaa, että luonnonhoitopeltoja käytettäisiin ravinnekuormituksen vähentäjänä erityisesti riskikohteissa.

Kirjallisuus

Arvola, A., Hakala, I., Järvinen, M., Huitu, E. & Mäkelä, S. 2002. Effects of weather conditions on water quality in two small rivers. *Large Rivers*, 13 (195–208).

Granlund, K., Räike, A., Ekholm, P., Rankinen, K. and Rekolainen, S. 2005. Assessment of water protection targets for agricultural nutrient loading in Finland. *Journal of Hydrology* 304:251–260.

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*, 16(4): 282–300.

Ekholm, P., Kallio, K., Salo, S., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Laine, Y. & Joukola, M. 2000. Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system. *Water Research*, 34: 3709–3716.

Kajosaari, E. 1965. Huomioita fosforin huuhtoutumisesta vesistöihin. *Vesitalous*, 3: 17–25.

Kauppi, L., 1978. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen.

Kauppi, L. 1984. The contribution of agricultural loading to eutrophication in Finnish lakes. *Water Science & Technology*, 17: 1133–1140.

Korhonen, J., 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut.

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

Mattila, P., Rankinen, K., Grönroos, J., Siimes, K., Karhu, E., Laitinen, P., Granlund, K., Ekholm, P. & Antikainen, R. 2007. Viljelytoimenpiteet ja vesistökuormitus ympäristötukitiloilla vuosina 2003–2005. *Suomen ympäristö* 40. Suomen ympäristökeskus. 101 s.

Mäntylahti, V. 2003. Suomen peltojen viljavuus 1986–1990, 1991–1995, 1996–2000.

Paustian, K., Bergsröm, L., Jansson, P.-E. & Johnsson, H. 1990. Ecosystem dynamics. *Ecological Bulletins* 40; 155–278.

Pekkarinen, M. 1979. Ravinteiden huuhtoutuminen Siuntionjoen vesistöalueella.

Pietiläinen, O.P. & A., Räike. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina.

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 & Tillage Research*, 93: 44–55.

Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1991. *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille*. Yliopistopaino. 569 s.

Rekolainen, S., 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica*, 19: 95–107.

Rinne, J. (toim.) 1998. El Nino ja NAO. *Suomalainen sääkirja etanasta El Ninoon*.

Räsänen, J., Hansson, U., Ullerstig, A., Döscher, R., Graham, L. P., Jones, C., Meier, H. E. M., Samuelsson, P. & Wilén, U. 2004. European climate in the late twenty-first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios. *Climate Dynamics*, 22: 13–31.

Salo, T., Lemola, R. & Esala, M. 2007. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990–2004. *Agricultural and Food Science*.

Sjöblom, H., 2008. Suomesta Itämereen laskevien jokien fosfori- ja typpikuormat 1961–2006 – arvio maatalouden kuormitusmuutoksista. *Teknillinen korkeakoulu*. 84 s.

Särkkä, M. 1972. The washing out of nutrients in the watersheds. *Aqua Fennica*: 88–103.

Tamminen, T. & Andersen, T. 2007. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Marine Ecology-Progress Series*, 340: 121–138.

Tike 2007. Maatilatilastollinen vuosikirja 2007. Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus. Helsinki.

Tuomenvirta, H., 2004. Reliable estimation of climatic variations in Finland. *Finnish Meteorological Institute Contributions*, No. 43, Finnish Meteorological Institute, 80 s. + liitteet 78s. Saatavilla internetistä: [<http://ethesis.helsinki.fi/julkaisut/mat/fysik/vk/tuomenvirta/>].

Uusitalo, R., Ekholm, P., Turtola, E., Pitkänen, H., Lehtonen, H., Granlund, K., Bäck, S., Puusitnen, M., Räike, A., Lehtoranta, J., Rekolainen, S., Walls, M. & Kauppila, P. 2007. Maatalous Itämeren rehevöittäjänä. *Maa- ja elintarviketalous* 96: 34 s. Saatavilla internetissä: [www.mtt.fi/met/pdf/met96.pdf].

Valtioneuvosto 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös.

Wartiovaara, J. 1975. Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla, Vesihallitus.

Vuorenmaa, 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: 213–248.

Ympäristöministeriö 1998. Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005.

Ympäristöministeriö 2002. Suomen Itämeren suojeluohjelma. Valtioneuvoston periaatepäätös.

6 Ympäristötukijärjestelmän ominaisvaikuttavuus ja kokonaisvaikutuspotentiaali

Juha Grönroos, SYKE, Eila Turtola & Heikki Lehtonen, MTT
juha.gronroos@ymparisto.fi

6.1 Yhteenveto toimenpiteiden ominaisvaikuttavuudesta

Luvussa 2 esiteltiin nykyinen ympäristötukijärjestelmä ja järjestelmän ympäristönsuojelullisen tehon arvioinnissa sovellettava ominaisvaikuttavuuden arviointimenetelmä. Tässä yhteydessä esitetään lyhyt yhteenveto siitä, millä toimenpiteillä nykytietämyksen valossa katsotaan olevan merkittävimmät vaikutukset arvioitaviin ympäristö- ja muihin vaikutuksiin. Yhteenvetoa täydentää taulukko 1, jonne toimenpidekohtaiset arviointitulokset on tiivistetty. Varsinaisen toimenpidekohtaisen ominaisvaikuttavuusarvioinnin tulokset on koottu erilliseen taustadokumenttiin, jota täydennetään koko MYTVAS 3 -tutkimuksen ajan. Taustadokumentin viimeisin versio on saatavissa luvun kirjoittajalta (juha.gronroos@ymparisto.fi).

Vesistöjen ravinnekuormituksen vähentämisen potentiaalisimmat toimenpiteet ovat peltokasvien lannoitus ja luonnonhoitopellot -perustoimenpiteet sekä kasvipeitteisyyteen ja lannoitukseen liittyvät lisätoimenpiteet. Lannoitustoimenpiteillä pyritään vaikuttamaan kasvin tarpeen ja saatavissa olevien ravinteiden kannalta mahdollisimman tarkoituksenmukaisten lannoitusmäärien käyttöön. Talviaikaista kasvipeitteisyyttä lisäävien toimien suurin merkitys on eroosioon ja eroosioaineksen mukana vesiin kulkeutuvien ravinteiden ja torjunta-aineiden määrään. Kasvipeitteisyys voi lisätä liuenneen fosforin kuormitusriskiä, kun taas fosforilannoituksen vähentämisellä pyritään siihen, että maan helppoliukoisesta ja huuhtoutumisalttiin fosforin määrä vähenee pitkällä aikavälillä. Talviaikaisen kasvipeitteisyyden lisääminen, eli käytännössä peltojen vähennetty muokkausintensiteetti, säästää myös maaperän hiilivarjoja, mikä linkittää toimenpiteen maatalouden ilmastovaikutuksiin.

Ympäristövaikutusmielessä lannoitustoimenpiteen suurin epäkohta kohdistuu kotieläinten lannan käytön poikkeusmahdollisuuksiin. Tähän ja lannan ravinteiden hyväksikäytön parantamiseen liittyvä toinen kriittinen seikka on se, mikä on lannan kokonaistypen ja -fosforin käyttökelpoisuus kasveille ja miten se pitäisi ottaa lannoituksessa huomioon. Yleinen käsitys on, että turkiseläinten lantaa lukuun ottamatta lannan fosfori on melko lyhyen ajan si-

sällä kokonaan kasvien käytettävissä (Ylivainio ja Turtola 2009). Lannan kokonaistypen pitkäaikaisen lannoitusvaikutuksen tarkempi arviointi ja huomioiminen lannoituksessa ja edelleen ympäristötuesta on myös tärkeä selvittää. Koska lannoitus perustuu nykyään lannan liukoisesta tyypin pitoisuuteen, lannan orgaaninen tyyppi jää huomioidatta ja lannoitettaessa tyyppitaseen ylijäämä ja edelleen ravinnehukkapotentiaali muodostuvat suureksi. Suomessa on toistaiseksi vain vähän tietoa lannan orgaanisen tyypin myöhemmästä vapautumisesta ja sen aiheuttamasta huuhtoutumisriskistä (Lemola ym. 2009a).

Lannoituksen tarkentamisen ja kasvien ravinnetarpeen välille on pyrittävä löytämään tasapaino. Lannoitus voi varmistaa sadontuottoa olosuhteissa, joissa esimerkiksi maan liiallinen kosteus (Ylivainio ja Turtola 2009) tai kuivuus tai maan tiivistyminen heikentää kasvien kykyä ottaa ravinteita. Lohkot ja saman lohkon eri osat voivat poiketa toisistaan paljon sen suhteen, miten ne sietävät epäedullisia olosuhteita. Toisaalta on selvää, että ympäristötuesta ei ole perusteltua korvata huonosta maan rakenteesta johtuvia ongelmia suuremmalla lannoituksella, vaan maan rakenteeseen tulisi vaikuttaa viljelykiertoa ja kuivatustilaa parantamalla. Epäedullisille sääolosuhteille (kevätkuivuus, kesän rankkasateet) viljelijä ei mahda mitään, mutta voi vaikuttaa varautumiseensa parantamalla maan rakennetta ja säätämällä toimenpiteitään. Tähän liittyen voisi ainakin tietyillä kasveilla, kuten pitkän kasvuaajan tarvitsevilla myllyvehnäjaljikkeilla, olla syytä siirtyä enemmän jaettuun tyyppilannoitukseen, jolloin kasvukauden olosuhteet voidaan paremmin ottaa huomioon lannoituksessa.

Nykytuotoinen fosforilannoituksen tarkentaminen maan viljavuusfosforipitoisuuden mukaan on periaatteessa hyvä, mutta selvä epäkohta ympäristön kannalta on se, että se sallii alhaisen fosforin mukaisen viljavuusluokan peltojen viljavuusfosforipitoisuuden nostamisen ja siten myös fosforikuormituspotentiaalin lisäämisen näillä lohkoilla. Fosforilannoituskokeiden yhteenveto (Valkama ym. 2009) toi tietoa siitä, mikä on viljavuusfosforipitoisuuden noston satovaikutus tällaisilla lohkoilla.

Torjunta-aineiden käyttöön on merkittävin vaikutus kasvinsuojeluaineiden vähimmäisvaatimuksilla, jotka edellisellä ohjelmakaudella sisältyivät perustoimenpiteisiin ja sisältävät ruiskun testauksen ja kasvinsuojeluaineiden käyttökoulutuksen. Muilla toimenpiteillä ei ole merkittä-

Taulukko 1. Ympäristötukitoimenpiteiden, vähimmäisvaatimusten ja ei-tuotannollisten investointien ominaisvaikutavuus vesiin ja ilmaan kohdistuvaan kuormitukseen, maaseutuluonnon monimuotoisuuteen, maisemaan, satoon ja maan rakenteeseen.

0=ei merkitystä, (+) tai (-) = hyvin pieni merkitys; + tai - = pieni merkitys; ++ tai -- = kohtalainen merkitys, +++ tai --- = suurehko merkitys: ++++ tai ---- = suuri merkitys.

Positiivinen (+) = ympäristön kannalta hyvä vaikutus (BD kasvaa, kuormitus vähenee).

Negatiivinen (-) = ympäristön kannalta huono vaikutus (BD vähenee, kuormitus kasvaa).

| | Ravinne- kuormitus | Torjunta- aine- kuormitus | Päästöt ilmaan | BD | Maisema | Sato | Maan rakenne |
|---|---|---------------------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|
| VÄHIMMÄISVAATIMUKSET | | | | | | | |
| Lannoitteet | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kasvinsuojeluaineet | (+) | ++ | 0 | + | 0 | (+) | 0 |
| PERUSTOIMENPITEET | | | | | | | |
| Viljelyn ymp.suojelun suunnittelu ja seuranta | <i>Hyödyllinen taustatoimenpide, joka on edellytys muiden toimenpiteiden toteutukselle. Sen takia ei arvioida erikseen.</i> | | | | | | |
| Luonnonhoitopellot | ++/- ⁽¹⁾ | ++++/- ⁽²⁾ | +++/- ⁽³⁾ | +++ | +++ | ---- ⁽⁴⁾ | ++ |
| Peltokasvien lannoitus | ++ | 0 | + | 0 | 0 | 0 | + |
| Puutarhakasvien lannoitus | (+) | 0 | (+) | 0 | 0 | (-) | + |
| Pientareet ja suojakaistat (oma alue+peltoala jota reunustaa) | + | + | (+) | + | + | (-) | (+) |
| Luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpito | 0 | (+) | 0 | + | (+) | 0 | 0 |
| LISÄTOIMENPITEET | | | | | | | |
| Vähennetty lannoitus | +(+) | - | +(+) | 0 | 0 | - | 0 ⁽⁵⁾ |
| Typpilannoituksen tarkentaminen peltokasveilla | ⁽⁶⁾ | 0 | ⁽⁶⁾ | 0 | 0 | ⁽⁶⁾ | 0 |
| Ravinnetaseet | ⁽⁷⁾ | 0 | ⁽⁷⁾ | 0 | 0 | ⁽⁷⁾ | 0 |
| Lannan levitys kasvukaudella | + ⁽⁸⁾ | 0 | + ⁽⁸⁾ | 0 | 0 | - ⁽⁸⁾ | +/- |
| Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus | +/- ⁽¹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | ++ | (+) | +/- ⁽⁹⁾ | + |
| Peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla) | ++/- ⁽¹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | ++ | + | +/- ⁽⁹⁾ | + |
| Peltojen tehostettu talviaikainen kasvipeitteisyys (A- ja B-tukialueilla) | ++/- ⁽¹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | +/- ⁽⁹⁾ | ++ | + | +/- ⁽⁹⁾ | + |
| Viljelyn monipuolistaminen (A- ja B-tukialueilla) | + | +(+) | 0 | +(+) | ++ | +/- | +(+) |
| Laajaperäinen nurmituotanto (A- ja B-tukialueilla) | + | 0 | + | + | 0 | - | 0 |
| Kerääjäkasvien viljely (A- ja B-tukialueilla) | (+) | - | 0 | (+) | 0 | 0 | 0 |
| LISÄTOIMENPITEET | | | | | | | |
| Typpilannoituksen tarkentaminen puutarhakasveilla | ⁽⁶⁾ | 0 | ⁽⁶⁾ | 0 | 0 | ⁽⁶⁾ | 0 |
| Katteen käyttö monivuotisilla puutarhakasveilla | 0 | +++/0 ⁽¹⁰⁾ | 0 | +/0 ⁽¹⁰⁾ | +/0 ⁽¹⁰⁾ | 0 | (+)/0 ⁽¹⁰⁾ |
| Tuhoeläinten tarkkailumenetelmien käyttö | 0 | + | 0 | 0 | (-) | +/- | 0 |

| ERITYISTUKISOPIMUKSET | | | | | | | |
|--|---|-----------------------|----------------------|------|---------------------|----------------------|----|
| Suojavyöhykkeen perustaminen ja hoito | ++/- ⁽¹⁾ | ++++/- ⁽²⁾ | +++/- ⁽³⁾ | +(+) | ++(+) | ----- ⁽⁴⁾ | ++ |
| Monivaikutteisen kosteikon hoito | <i>Ylläpitävä toimenpide. Ks. kosteikon perustamisen vaikutukset kohdasta Eitutannolliset investoinnit</i> | | | | | | |
| Valumavesien käsittelymenetelmät: | | | | | | | |
| - sääätosalaojitus | + | 0 | - | 0 | 0/- ⁽¹¹⁾ | + | + |
| - sääätökastelu | + | 0 | - | 0 | 0 | + | + |
| - kuivatusvesien kierrätys | (+) | (-) | ? | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Luonnonmukainen tuotanto | +(+) | ++++ | + | +++ | +/- | -- | + |
| Luonnonmukainen kotieläintuotanto | <i>Toimenpiteellä välillisiä vaikutuksia jos luomurehun kysynnän kasvu toimenpiteen takia lisää luonnonmukaisessa tuotannossa olevan viljelyalan määrää (ks. kohta Luonnonmukainen tuotanto).</i> | | | | | | |
| Pohjavesialueiden peltoviljely | <i>Sovelletaan tapauskohtaisesti suunniteltuja toimenpiteitä. Tyypillisesti vähennetään torjunta-aineiden käyttöä ja typpilannoitusta.</i> | | | | | | |
| Perinnebiotooppien hoito | <i>Ylläpitävä toimenpide. Ks. kosteikon perustamisen vaikutukset kohdasta Eitutannolliset investoinnit</i> | | | | | | |
| Luonnon ja maiseman monimuotoisuuden edistäminen | 0 | 0 | 0 | ++ | + | 0 | 0 |
| Alkuperäisrotujen kasvattaminen | 0 | 0 | 0 | +++ | + | -- | 0 |
| Alkuperäiskasvien viljely | 0 | 0 | 0 | +++ | + | -- | 0 |
| Ravinnekuormituksen tehostettu vähentäminen | ++/- ⁽¹⁾ | ++++/- ⁽²⁾ | +++/- ⁽³⁾ | +(+) | ++(+) | ----- ⁽⁴⁾ | ++ |
| Lietelannan sijoittaminen peltoon | ++ | 0 | ++++/- | 0 | 0 | + | - |
| Turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely | ++ | + | +++ | (+) | (+) | | ++ |
| EI-TUOTANNOLLISET INVESTOINNIT | | | | | | | |
| Kosteikkojen perustaminen | +(+) | + | - | +++ | +++ | ----- | |
| Perinnebiotooppien peruskunnostus | 0 | 0 | 0 | +++ | +++ | 0 | 0 |

⁽¹⁾ Typen ja eroosiofosforin kuormitus vähenee, liukoisen fosforin kuormitus kasvaa

⁽²⁾ Jälkivaikutus saattaa olla negatiivinen, koska kestorikkakasvit voivat runsastua

⁽³⁾ Pääosin myönteisiä vaikutuksia mutta N₂O:n osalta päästöt voivat kasvaa

⁽⁴⁾ Niittojätteen saa hyödyntää. Jälkivaikutus maan rakenteen paranemisen kautta positiivinen, kestorikkojen runsastumisen kautta negatiivinen

⁽⁵⁾ Hyöty saadaan jo peltokasvien lannoitus-perustoimenpiteessä

⁽⁶⁾ Ei tutkittua tietoa siitä, miten lannoitusta säädetään toimenpiteen seurauksena. Epävirallisten tietojen mukaan ei säädetä.

⁽⁷⁾ Ei tutkittua tietoa siitä, miten lannoitusta säädetään toimenpiteen seurauksena.

⁽⁸⁾ Riippuu toteutustavasta. Vaikutus voi olla negatiivinenkin.

⁽⁹⁾ Riippuu toteutustavasta. Ks. erillinen taustadokumentti.

⁽¹⁰⁾ Rutiinitoimenpide ilman ympäristötukeakin; todellinen vaikuttavuus on nolla

⁽¹¹⁾ Jos sääätosalaojitus tehdään salaojittamattomille pelloille, vaikutus negatiivinen

viä vaikutuksia torjunta-aineiden käyttöön. Haitallisten vaikutusten ehkäisemisessä keskeisessä roolissa ovat torjunta-ainekohtaiset käyttörajoitukset, joiden noudattamista pyritään varmistamaan kasvinsuojeluaineiden vähimmäisvaatimusten käyttökoulutuksella.

Ilmaan kohdistuvien päästöjen – NH₃, CO₂, N₂O ja CH₄ – osalta nykyisessä ympäristötuessa ei ole muita suoria päästöjä vähentäviä toimenpiteitä kuin turvepeltojen pit-

käaikainen nurmiviljely -erityistukisopimus ja lietelannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimus. Välillisesti päästöihin vaikuttavat muutkin, lähinnä kasvipeitteisyyteen, muokkaukseen ja lannoitukseen liittyvät toimenpiteet. Esimerkiksi typpilannoituksen tarkentaminen vähentää suoria NH₃- ja N₂O-päästöjä ilmaan sekä epäsuoria N₂O-päästöjä typpihuuhtouman vähentyessä, ja luonnonhoitopellon N₂O-päästöt ovat pienet viljeltyyn verrattuna, koska peltoa ei lannoiteta eikä muokata.

Maatalousluonnon monimuotoisuuden kannalta ominaisvaikuttavuudeltaan parhaimmat toimenpiteet löytyvät erityistukisopimusten joukosta (Kuussaari ym. 2008). Eriytistukisopimusten teho perustuu pistemäiseen, kohdennettuun vaikutukseen. Perus- ja lisätoimenpiteiden ominaisvaikuttavuus on hyvin vaatimaton, mitä jonkin verran paikkaa niiden laaja-alainen toteutus. Maiseman kannalta jo viljelyn jatkuminen on ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävä tekijä, ja kasvipeitteisyys-lisätoimenpiteellä sekä erityistukisopimuksilla on toimenpidetasolla suurin ominaisvaikuttavuus (esim. Kuussaari ym. 2008).

Toimenpiteet voivat vaikuttaa satoon suoraan tai epäsuorasti. Merkittävimpiä suoria vaikutuksia aiheuttavia toimenpiteitä ovat ne pellonkäytön muutokset, jotka alaltaan estävät sadon tuotannon kokonaan. Moniin toimenpiteisiin, kuten suojavyöhykkeet, luonnonhoitopellot ja suojakaistat, liittyy mahdollisuus käyttää niittojäte hyödyksi lähinnä rehuna, mikä ei monissa tapauksissa kuitenkaan ole käytännössä mahdollista. Tällaisilla toimenpiteillä on kuitenkin epäsuoria, usein positiivisia vaikutuksia seuraavien vuosien satoon maan rakenteen parantuksessa. Lannoitusrajoitukset saattavat pitkällä aikavälillä heikentää sadon laatua, mutta toistaiseksi sellaista ei ole havaittu. Tiettyinä vuosina edulliset kasvuolosuhteet luovat korkean sadontuottopotentiaalin jolloin sadon määrää ja laatua rajoittaa lannoitustaso. Keskimäärin lannoitusohjeet vastaavat kuitenkin melko hyvin sadontuottopotentiaalia.

Maan rakenteen kannalta suurin merkitys on kasvipeitteisyydellä ja viljelykierron monipuolistamisella. Toisaalta tietyillä toimenpiteillä voi olla maan rakenteeseen epäedullisia vaikutuksia. Esimerkkinä tällaisesta on lannan levittäminen kasvukaudella -toimenpide, joka saattaa lisätä pellon tiivistymisriskiä kevätleivityksen yhteydessä.

6.2 Arvio kokonaisvaikutuspotentiaalista suhteessa järjestelmälle asetettuihin tavoitteisiin

Tässä luvussa peilataan nykytietämystä ympäristötukitoimenpiteiden ominaisuuksista ja toteutuslaajuudesta ympäristötukijärjestelmälle asetettuihin tavoitteisiin (MMM 2007). Luvussa pohditaan tavoitekohtaisesti, miten nykyinen ympäristötukijärjestelmä ja mahdollisesti muut tekijät vaikuttavat tavoitteiden saavuttamiseen.

”Ympäristötuen tavoitteena on maatalous- ja puutarhantuotannon harjoittaminen kestävästi niin, että tuotanto kuormittaa ympäristöä nykyistä vähemmän...”

Maataloustuotannon kestävyttä on parannettu alentamalla maatalouden tuotantointensiteettiä mm. lannoitus-

tasoja laskemalla ja ottamalla yleiseen käyttöön tarkennettu fosforilannoitus. Perustoimenpiteinä näitä toteutetaan laajasti ja ne ovat siten merkittäviä kuormituspotentiaalin vähentämisessä. Lanta on määrällisesti merkittävä ravinnelähde maataloudessa, ja siksi siihen liittyvillä toimenpiteillä ja tukiehdolla on suuri merkitys kokonaiskuormitukseen. Lanta itsessään ei ole ongelma vaan arvokas ravinnelähde. Koska lantafosforin lannoituskäyttöön sovelletaan poikkeusmahdollisuuksia, ja lannan orgaanisen tyypin huomioiminen lannoituksessa on edelleen vajavaista, lannan kuormituspotentiaali voi olla paljon väkilannoitetta suurempi. Lisäksi lannankäytön epätasainen jakautuminen lisää väkilannoitteiden käyttöä siellä, minne lannan ravinteita ei nykyisellään saada levitettyä (Lemola ym. 2009b).

Ympäristötuen lisätoimenpiteissä on kaksi laajasti toteutettua lannoitustoimenpidettä (ravinnetaseet, typpilannoituksen tarkentaminen), mutta erittäin vaatimattomaksi arvioidun ominaisvaikuttavuuden takia niiden merkitys kuormituksen vähentäjänä lienee lähes olematon.

Ohjelmakaudella 2007–2013 kaikkien ympäristötukeen sitoutuvien viljelijöiden on noudatettava lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käytön vähimmäisvaatimuksia ilman korvausta. Lannoitteiden käytön vähimmäisvaatimukset todetaan kuormituksen kannalta merkityksettömiksi. Kasvinsuojeluaineiden käytön vähimmäisvaatimus sen sijaan todennäköisesti vähentää selvästi torjunta-ainekuormitusta. Varsinaiset ympäristötukitoimenpiteet eivät vaikuta suoraan torjunta-ainekuormitukseen. Epäsuorista vaikutuksista merkittävimmät liittyvät viljelyn ympäristönsuojelun suunnitteluun ja seurantaan, eroosion estämiseen sekä suojakaistoihin, -vyöhykkeisiin ja luonnonhoitopeltoihin, eli alueisiin, joilla aineita ei käytetä lainkaan.

Kaasumaisiin päästöihin ympäristötuella on vaatimaton vaikutus. Suurempi merkitys on maatalouden toimintaympäristön yleisellä muuttumisella. On kuitenkin hyvä, että järjestelmään on otettu mukaan suopeltojen nurmiviljelyyn liittyvä erityistukisopimus sekä lietalannan sijoittamisen erityistukisopimus, joiden pitäisi kuitenkin selvästi yleistyä, jotta päästövaikutukset olisivat merkittäviä. Vuonna 2009 kyseisten toimenpiteiden osalta oltiin selvästi jäljessä tavoitepinta-aloissa. Toimenpiteillä on vaikutuksia myös ravinnekuormitukseen.

”...maatalouden luonnon monimuotoisuuden ja kulttuurimaisemien säilyminen turvataan...”

Viljelyn jatkaminen on aiemmissa tutkimuksissa todettu parhaimmaksi maisematoimenpiteeksi (esim. Kuussaari ym. 2008). Ympäristötuen yhtenä tavoitteena on säilyttää

tuotannon harjoittamisen edellytyksiä. Varsinaisista ympäristötuen toimenpiteistä perus- ja lisätoimenpiteillä monimuotoisuus-ominaisvaikuttavuus on pieni mutta positiivinen, ja laaja-alaisesti toteutettuna niiden merkitys on valtakunnan tasolla kuitenkin kohtalainen verrattuna tilanteeseen, jossa ympäristötukea ei olisi. Esimerkiksi luonnonhoitopellot, joita oli vuoden 2009 lopussa Manner-Suomen alueella 6 % koko peltoalasta, vaikuttavat myönteisesti luonnon monimuotoisuuteen. Monimuotoisuuden edistämisen kannalta ominaisvaikuttavuudeltaan parhaimmat toimenpiteet ovat erityistukisopimuksia, erityisesti perinnebiotooppien hoitoon liittyviä sopimustyyppiä. Sen lisäksi tärkeä tukimuoto on perinnebiotooppien alkuraivauksesta maksettava ei-tuotannollisten investointien tuki. Perinnebiotooppien hoidon piirissä oleva alue on pinta-alallisesti suhteellisen vaatimaton verrattuna laaja-alaisempiin perus- ja lisätoimenpiteisiin, mutta ilman tukijärjestelmää perinnebiotooppien tilanne olisi todennäköisesti huomattavasti huonompi kuin nykyään. Luonnonmukainen tuotanto -erityistukisopimuksella on myös selviä positiivisia monimuotoisuusvaikutuksia.

Ympäristötuen vastavoimana on tuotantoympäristön yleinen muutos, joka on johtanut mm. kotieläintalouden keskittymiseen ja tehostumiseen, ja siten perinteiselle kotieläintuotannolle tyypillisten luontoympäristöjen taantumiseen varsinkin karjattomilla alueilla. Lisäksi tilusjärjestelyt ja salaajitukset ovat vähentäneet piennarten ja muiden reuna-alueiden määriä. Ympäristötuki hidastaa maaseutuluonnon monimuotoisuuden taantumista, mutta pystyy nyky muodossaan korkeintaan pysäyttämään taantumiskehityksen.

”Haitallisten ympäristövaikutusten vähentämisen lisäksi ympäristötuki ohjaa tuotantomenetelmien käyttöä niin, että maatalouden ympäristönsuojelulle, luonnon monimuotoisuudelle ja maatalousmaiseman hoidolle asetetut yleiset tavoitteet saavutetaan ja samalla voidaan tuottaa puhtaita ja laadullisesti korkeatasoisia tuotteita.”

Valtioneuvoston periaatepäätöksessä Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 (Vesiensuojelun... 2007) maatalouden ravinnekuormituksen vähentäminen on avainasemassa. Periaatepäätös on laadittu ohjaamaan vesiensuojelua jo asetettujen tavoitteiden saavuttamiseksi sekä vastaamaan aiempien ohjelmien jälkeen esille tulleisiin vesiensuojelun uusiin haasteisiin. Periaatepäätöksen tavoitteeksi on asetettu, että maatalouden kuormitus vähenisi kolmanneksella vuoteen 2015 mennessä verrattuna vuosien 2001–2005 kuormitukseen.

On melko epätodennäköistä, että kyseinen tavoite voitaisiin saavuttaa ympäristötuelle: lannoitus muuttui eniten ensimmäisellä ympäristötukikaudella 1990-luvulla, ja sii-

tä huolimatta vesistökuormituksessa ei ole havaittu merkittäviä muutoksia. Lisäksi lannoitusehdoissa on edelleen väljyyttä lannan osalta. Fosforilla voitaneen päästä parempaan tilanteeseen kuin typellä, koska lannoituksen aleneminen vaikuttaa hitaammin fosfori- kuin typpekuormitukseen, ja koska fosforilannoitus on prosentuaalisesti vähentynyt huomattavasti typpeä enemmän viimeisten 15 vuoden aikana.

Ammoniakille on Göteborgin pöytäkirjassa (moniaine-monivaikutuspöytäkirja) asetettu vuodelle 2010 maakohtaiset päästökäytöt; Suomella se on 31 000 tonnia. Maatalouden ammoniakkipäästöt vuonna 2008 olivat virallisen maaraportin mukaan yhteensä 34 000 tonnia ja koko maan lähes 38 000 tonnia. Ilman pilaantumista koskeva teemakohtainen EU:n strategia vuodelta 2005 edellyttää, että maatalouden ammoniakkipäästöjä pitää vähentää 27 prosentilla vuoden 2000 tasosta vuoteen 2020 mennessä. Ammoniakki vaikuttaa happamoitumiseen, vesi- ja maaympäristön rehevöitymiseen ja sekundääristen pienhiukkasten muodostumiseen. Suurina pitoisuuksina sillä on suoria terveysvaikutuksia eläimiin ja ihmisiin esimerkiksi tuotantorakennuksissa.

Maatalouden pääasiallinen ammoniakkipäästölähde on kotieläinten lanta (96 % maatalouden ja 86 % koko maan päästöistä). Ympäristötuesta on ainoastaan lietalannan sijoittaminen peltoon -erityistukisopimus, jolla on ammoniakkipäästöjä vähentävä vaikutus. Toimenpide on lukumääräisesti suosituimpia erityistukia, mutta oletettavasti sen ovat valinneet tilat, joilla siihen siirtyminen on ollut helppoa, toisin sanoen menetelmä on ollut jo aikaisemminkin käytössä. Toimenpidettä merkittävästi enemmän päästöihin vaikuttavat eläinten lukumäärien ja eläinten lannassa erittämän typen määrän kehittyminen.

Kasvihuonekaasujen vähentäminen on EU:n strategioissa osoitettu tärkeäksi myös muille kuin päästökauppareille, kuten maataloudelle. Suomessa maatalouden kasvihuonekaasupäästöt ovat pysyneet melko ennallaan 2000-luvulla. Tällä ohjelmakaudella mukana oleva uusi erityistukisopimus turvepeltojen pitkäaikaisesta nurmiviljelystä voi yleistyessään vaikuttaa jonkin verran maaperän N₂O ja CO₂ päästöihin ja sitä kautta maatalouden kokonaiskasvihuonekaasupäästöihin. Mainittakoon, että virallisessa päästöarvioinnissa maaperästä vapautuvaa hiilidioksidia ei oteta huomioon maatalouden päästöissä, vaan ne kohdennetaan maankäyttömuutoksia tarkastelevan sektorin alle. Peltojen CO₂-päästöt ovat huomattavia verrattuna maatalouden muiden kasvihuonekaasujen yhteenlaskettuun ekvivalenttimäärään.

Valtioneuvosto teki 21.12.2006 periaatepäätöksen Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän

käytön strategiasta 2006–2016. Sen tavoitteiksi on mainittu muun muassa pysäyttää Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen vuoteen 2010 mennessä ja vakiinnuttaa Suomen luonnon tilan suotuisa kehitys vuosien 2010–2016 kuluessa. Kesäkuussa 2009 julkaistussa kansallisessa raportissa (Ympäristöministeriö 2009) todetaan, ettei Suomi osaltaan täytä tavoitetta vähentää luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä vuoteen 2010 mennessä. Maatalouden osalta uhiksi mainitaan perinteisen maatalouden, erityisesti karjatalouden harjoittamisen väistyminen ja maatalousmaan käytön tehostuminen. Tosin vain osa kotieläintiloista tuottaa merkittäviä monimuotoisuushyötyjä (esim. Heliölä ym. 2009). Monimuotoisia nurmia ja etenkin luonnonlaitumia hyödyntävä matalan intensiteetin karjatalous (riittävän alhainen lannoitustaso, monivuotinen nurmi ja riittävän alhainen laidunpaine) tuottaa selvästi suuremman monimuotoisuushyödyt kuin intensiivinen nautakarjatalous. Periaatepäätöksen mukaan maatalousluonnon monimuotoisuuden kehittymisen kannalta positiivista on ollut lannoitteiden käytön vähentyminen.

”Tavoitteena on myös vähentää peltomaan eroosiota, lisätä maaperäeliöiden monimuotoisuutta ja humuksen määrää maaperässä sekä säilyttää maan tuottokyky hyvänä tai parantaa sitä.”

Vaikka ympäristötukea ei olekaan varsinaisia maaperän laadun parantamiseen tähtäviä toimia, useat toimenpiteet, kuten kasvipeitteisyyden ja viljelyn monipuolisuuden lisääminen, vaikuttavat myönteisesti myös maan rakenteeseen ja eroosion vähenemiseen.

”Tavoitteena on, että ympäristötukijärjestelmään osallistui 93 % viljelijöistä (98 % peltoalasta).”

Vuonna 2009 ympäristötukeen osallistui noin 90 % viljelijöistä ja 94 % peltoalasta.

Kirjallisuus

Heliölä, J., Lehtomäki, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Piha, M., Schulman, A., Lehtonen, H., Miettinen, A. & Koikkalainen, K. 2009. Luonnoista arvokkaat maatalousalueet Suomessa – määrittely, seuranta ja hoidon taloudelliset edellytykset. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2009. Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 78 s.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Tiainen, J. & Helenius, J. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-loppuraportti 2000–2006. Suomen ympäristö 4/2008. Helsinki. 208 s.

Lemola, R., Esala, M. & Turtola, E. 2009a. Luomuviljelyn mahdollisuudet vesistökuormituksen vähentäjänä. Maataloustieteen päivät 2010. 12.–13.1.2010 Helsinki. Saatavissa Internetistä: [www.smts.fi/jul2010/esite2010/054.pdf] Viitattu 15.3.2010.

Lemola, R., Nousiainen, J., Huhtanen, P. & Turtola, E. 2009b. Fosforikierron biologinen säätövara ja sen vaikutus maatalouden fosforikuormitukseen. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.). Suomen kotieläintalouden fosforikierto – säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. Maa- ja elintarviketalous 138. Tampere. s. 224–244.

MMM 2007. Manner-Suomen maaseudun kehittämissuunnitelma 2007–2013. Hyväksytty 10.8.2007. Muutettu 14.4.2008, 23.1.2009, 18.6.2009. Maa- ja metsätalousministeriö. 260 s. + liitteet.

Ylivainio, K. & Turtola, E. 2009. Kotieläintalouden ylijäämäfosfori kasvintuotannossa. Teoksessa: Turtola, E. & Ylivainio, K. (toim.) Suomen kotieläintalouden fosforikierto – säätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. Maa- ja elintarviketalous 138. Tampere. s. 65–160.

Valkama, E., Uusitalo, R., Ylivainio, K., Virkajärvi, P. & Turtola, E. 2009. Phosphorus fertilization: a meta-analysis of 80 years of research in Finland. Agriculture, Ecosystems and Environment 130, 3–4: 75–85.

Vesienhallinnan suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös. Suomen ympäristö 10/2007. 93 s.

Ympäristöministeriö 2009. Fourth National Report on the Implementation of the Convention on Biological Diversity in Finland. 156 s. Saatavissa Internetistä: [www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=105207&lan=fi]. Päivitetty 25.6.2009. Viitattu 15.3.2010.

7 Yhteenveto, keskustelua ja suositukset toimenpiteiksi

MYTVAS 3 -tutkijaryhmä
Jyrki Aakkula, MTT
jyrki.aakkula@mtt.fi

MYTVAS 3 -seurantatutkimuksen tavoitteena on selvittää, miten ympäristötuella ja sen eri toimenpiteillä on kyetty vaikuttamaan maatalousympäristön tilaan, minkälaisia vaikutuksia ympäristötuella on ollut maatalouden harjoittamisen edellytyksiin ja miten ympäristötukea pitäisi kehittää, jotta sen vaikuttavuus lisääntyisi. Seuranta keskittyy erityisesti ympäristötuen vaikutuksiin maatalouden vesistökuormitukseen ja luonnon monimuotoisuuteen. MYTVAS 3 -seurantatutkimus on jatkoa ympäristötuen vaikuttavuuden aiemmille seurantatutkimuksille, joista ensimmäistä alettiin toteuttaa vuonna 1995 Suomen liittyttyä EU:hun ja ympäristötukijärjestelmän tultua käyttöön.

Tuloksia ja esitettyjä toimenpidesuosituksia arvioitaessa on muistettava, että seuranta-aineisto osoittaa monissa kohdin jotain tapahtuneen, mutta ei välttämättä selitä, mikä tapahtuneen on aiheuttanut. Toisin sanoen aina ei ole mahdollista osoittaa, että tietyt kehityskulut ovat seurausta nimenomaan nykyisestä ympäristötukijärjestelmästä ja sen toimenpiteiden soveltamisesta. Viive toimenpiteen ja havaitun vaikutuksen välillä on usein pitkä ja syy-seuraussuhteet monimutkaisia sekä osin tuntemattomia. Lisäksi monet muut maatalouspoliittiset ohjaustoimet kuin ympäristötuki sekä markkinoilla tapahtuvat muutokset vaikuttavat maatalousympäristön tilaan joko suoraan tai epäsuorasti.

Jäljempänä esitetään yhteenveto seurantatutkimuksen keskeisistä tuloksista sekä politiikka- ja toimenpidesuosituksia, joista osa pohjautuu suoraan seurannan tuloksiin ja osa taas heijastelee seurantatutkimuksen tiimoilla harjoitettua yleisempää pohdintaa ympäristötuen kehittämistarpeista.

7.1 Ravinnekuormituksen muutos

Yleisellä tasolla voidaan todeta, että maatalouden ravinnekuormituspotentiaali on jatkuvasti vähentynyt. Vaikuttaa siltä, että sen väheneminen on ennen kaikkea keinolannoitteiden käytön alenemisen ansiota. Sen sijaan on jonkin verran viitteitä siitä, että erityisesti kotieläintuotantokeskittymissä lannasta huuhtoutuvat ravinteet ovat muodostumassa aiempaa suuremmaksi ongelmaksi. Siksi olisikin kehitettävä sellaisia toimenpiteitä, jotka lisäävät ravinteiden kierrätystä tehostamalla erityisesti lannan sisältämien ravinteiden käyttöä.

Keinolannoitteiden käytön vähenemisestä on osoituksena typpi- ja fosforitaseiden aleneminen kaikkialla Suomessa. Typpita-

se oli ensimmäisen ympäristötukikauden aikana (1995–1999) keskimäärin 67,5 kg/ha, toisen ympäristötukikauden aikana (2000–2006) keskimäärin 53,6 kg/ha ja nykyisen ympäristötukikauden kahden ensimmäisen vuoden aikana (2007–2008) keskimäärin 43,1 kg/ha. Vastaavat fosforitaseen keskimääräiset arvot olivat: 13,0 kg/ha, 8,0 kg/ha ja 4,7 kg/ha.

Koska käytettävissä on vasta kahden vuoden aineisto nykyisen ympäristötukijärjestelmän ajalta, on vielä liian aikaista tehdä johtopäätöksiä siitä, onko väheneminen ollut nykyisen ympäristötukijärjestelmän tiukentuneiden lannoitusrajojen ansiota, ympäristötukijärjestelmän ulkopuolisten tekijöiden vaikutusta vai molempien edellä mainittujen tekijöiden yhteisvaikutusta. Lohkokohtaiseen ravinteiden käytön tarkentamiseen pyrkivien uusien toimenpiteiden vaikutusta pystytäänkin arvioimaan vasta talvikaudella 2010–2011 MYTVAS-tutkimusalueilla toteutettavan haastattelututkimuksen tulosten perusteella. Sama koskee koko tilan alueella vaikuttavien, lannoitusta vähentävien toimenpiteiden vaikutuksia.

Ympäristöhallinnon vedenlaatu- ja virtaamatiedoille pohjautuva, Itämereen laskevan 22 joen valuma-alueiden kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforikuormituksen mallinnus viittaa siihen suuntaan, että ravinnekuormituspotentiaalinen väheneminen ei kaikin osin heijastu maatalouden tuottamaan vesistökuormitukseen. Tarkastelu on toistaiseksi kyetty ulottamaan vasta vuoteen 2006 asti, joten tulosten perusteella ei vielä voida suoraan arvioida nykyisen ympäristötukijärjestelmän vaikuttavuutta.

Mallintamistulosten perusteella voidaan todeta, että fosforikulkeuma jokien valuma-alueilta Itämereen on laskenut koko analysoidun ajanjakson (1985–2006) ajan kaikkialla muualla paitsi Saaristomeren alueella. Tulos on samansuuntainen kuin maaperänäytteistä todennettu fosforipitoisuuden kehitys, joka osoittaa maan helppoliukoisen fosforin pitoisuuden lähteneen laskuun kaikkialla muualla paitsi Saaristomeren valuma-alueella. Yksi mahdollinen osaselitys tälle on erikoiskasvien (peruna, sokerijuurikas, avomaanvihannekset) suhteellisen laaja viljely-ala Varsinais-Suomessa yhdistettynä niiden nurmi- ja viljakasveja huomattavasti korkeampiin sallittuihin fosforilannoitusrajoihin. Itämereen päätyvän fosforikulkeuman vähentyminen on puolestaan ollut merkittävä Pohjanmaan alueella.

On harkittava, pitäisikö erikoiskasvien fosforilannoitusrajoja tiukentaa. Erikoiskasvien fosforinotto on tilastoiduilla satotasoilla noin 12–16 kg P/ha, joka on siten samaa suuruusluokkaa tai hieman suurempi kuin rehunurmien ja viljojen 8–16 kg/ha fosforinotto. Erikoiskasveilla voidaan käyttää fosforilannoitusta huomattavasti nurmi- tai viljakasveja enemmän. Kun viljojen ja

rehunurmien lannoituksessa on pellon ”tydyttävässä” ja ”hyvässä” fosforiluokassa mahdollista käyttää suunnilleen sadon ottaman fosforin määriä, voidaan erikoiskasveille antaa tällä hetkellä ”tydyttävässä” luokassa vähintään kolme kertaa keskimääräisen sadon ottama fosforimäärä. Tämä on johtanut siihen, että tällä hetkellä erikoiskasvien fosforilannoituksen enimmäistasot ovat huomattavan korkeat verrattuna satojen mukana keskimäärin poistuvan fosforin määrään. Lisäksi seurantalosten perusteella näyttää vahvasti siltä, että Saaristomeren valuma-alueella, joka on erikoiskasvien intensiivisintä viljelyaluetta Suomessa, Itämeren fosforikuormitus on jatkuvasti kasvanut.

Toimenpidesuositus TS1: Alennetaan erikoiskasvien fosforilannoituksen enimmäistasoja. Erikoiskasvien (peruna, soke-rijuurikas, avomaanvihannekset) fosforilannoituksen enimmäistasoja alennetaan vastaamaan paremmin vilja- ja nurmikasvien fosforilannoituksen enimmäistasoja ja erikoiskasvien todellista fosforitarvetta.

Typnikuormitus sen sijaan on kasvanut lähes kaikilla mallinnuksessa mukana olevilla jokivaluma-alueilla, mutta erityisesti Pohjanmaalla, mikä puolestaan näkyy Perämeren alueen typnikuormassa. Koska Perämeri on fosforirajoitteinen, typnikuormituksen kasvu ei näy siellä huonontuneena vedenlaatuna. On epäselvää, missä määrin Perämereen huuhtoutuvaa tyyppiä siirtyy Merenkurkun eteläpuolisille typpirajoitteisille merialueille.

Typnikuormituksen nousuun näyttävät erityisesti vaikuttavan peltoalan paikallinen kasvu, kotieläintuotannon keskittyminen eli lantamäärien paikallinen lisääntyminen, lannan pintalevityksen lisääntyminen tietyillä alueilla ja kotieläinten ruokinnan muuttuminen lannan typpipitoisuutta lisäävään suuntaan. Lisäksi typnikuormituksen kasvu voi selittää maaperän kohonnut lämpötila, koska sen katsotaan lisäävän orgaanisen aineksen hajoamista. Mikäli kysymys on ilmastonmuutoksesta, se näkyy toistaiseksi vain maaperän lämpötilan nousuna, sillä keskimääräinen vuosivalunta on jopa laskenut tutkimusajanjaksolla eikä talvivaluntakaan ole lisääntynyt.

Jossain määrin yllättävää on se, että Pohjanmaalla nurmiviljely näytti lisäävän sekä fosfori- että typnikuormitusta. Koska alueen pellot ovat tasaisia ja maalajit eivät ole eroosioherkkiä, nurmiviljelystä saatava hyöty eroosion ja sitä kautta maa-ainekseen sitoutuneen fosforin torjunnassa on heikko. Näin ollen nurmiviljelylle tyypillinen väkilannoitteiden sekä lannan pintalevitys ja nurmikasvien viljakasveja korkeammat kokonaislannoitustasot lisäävät fosforikuormitusta enemmän kuin mitä nurmien tuottama kasvipeitteisyys sitä vähentää.

Toimenpidesuositus TS2: Kehitetään edelleen lietalannan sijoittaminen peltoon -toimenpidettä ja nostetaan siihen liittyvää tukitasoa. Koska lannan pintalevitys on mitä todennäköisimmin osasyy typpihuuhtoumien kääntymiseen kasvuun, on lisättävä lannan sijoittamista peltoon kasvukaudella. Toimenpide aiheuttaa muita lannanlevitystapoja huomattavasti suurempia kustannuksia, joten toimenpiteestä maksettava tuki on myös nostettava vastaamaan kustannuksia.

Tulosten tulkintaa hankaloittaa myös se, että typpi- ja fosforikuormituksen muutokset johtuvat eri syistä, koska typpi ja fosfori käyttäytyvät maaperässä toisistaan poikkeavasti. Fosfori kiinnittyy maahiukkasiin ja sen kulkeutumista pelloilta vesiin selittää muun muassa maaperään kertyneen fosforin määrä. Typpi on peltomaassa fosforia suuremmassa määrin helposti huuhtoutuvassa muodossa, joten peltopinta-alan määrä yksinään riittää selittämään paremmin typpikuormitusta. Tekijät, jotka selittävät typpikuormitusta, liittyvätkin lähinnä typen suoraan lisäykseen ja poistoon peltomaasta.

Myös seuranta-aineistot ovat joiltain osiltaan ongelmallisia. Maaperänäytteistä tehtyä fosforilukujen kehityksen luotettavaa määrittelyä hankaloittaa se, että tutkimusajanjaksolla käytävissä olleet maaperänäytteet eivät ole muodostaneet luotettavuudeltaan samantasoista otosta yli vuosien. Näin ollen johdopäätösten teossa pitää olla jossain määrin varovainen, mutta suhteellisen varmasti voidaan todeta, että fosforin kuormituspotentiaalinen kasvu näyttää yleisesti taittuneen. Sen lisäksi fosforin kuormituspotentiaalinen alueellinen eriytyminen näyttää jatkuvan.

Lisäksi fosforin kuormituspotentiaalia määritettäessä olisi tiedettävä, mistä syvyydestä maanäyte tulee ottaa. Esimerkiksi nurmi- ja suorakylvömailla fosfori rikastuu maan pintakerrokseen, josta sitä huuhtoutuu maan pintaa pitkin virtaavaan veteen. Pintavalunnan mukana kulkeutuvan liuenneen fosforin kuormitus on suuri pelloilta, joissa maan helppoliukaisen fosforin pitoisuus on suuri parin senttimetrin paksuisessa pintamaakerroksessa. Jos näyte otetaan kyntösyvyydestä, niin suurta fosforipitoisuutta ei havaita, koska runsaasti fosforia sisältävä pintamaakerros sekoittuu vähemmän fosforia sisältävään alempaan maakerrokseen. Maan viljavuusnäytteiden otossa käytetty näytteenotto- ja -suotus ei siten aina sovi osoittamaan maasta veteen aiheutuvaa fosforikuormitusta.

Edelleen mallintamisen tulosten tulkintaa ympäristötuen vaikuttavuuden näkökulmasta heikentää se, että mallinnuksessa ei ole voitu analysoida monien keskeisten ympäristötuen toimenpiteiden kuten kosteikkojen, suojakaistojen ja -vyöhykkeiden sekä kevennetyn muokkauksen vaikutuksia, koska niistä ei ole ollut saatavilla alueellisesti kattavaa tietoa koko tutkimusajanjaksolta.

Maatalouden ravinnekuormituksen perusongelma on kotieläintuotannon ja kasvintuotannon pitkään jatkunut eriytyminen, joka on heikentänyt ravinteiden käytön tarkoituksenmukaisuutta. Esimerkiksi typen käyttö on tällä hetkellä varsin epätasaisesti jakautunut: puolella peltoalasta eli kasvinviljelytiloilla käytetään n. 80 kg/ha väkilannoitetyyppiä eikä juuri karjanlannan tyyppiä, ja toisella puolella peltoalasta eli karjatiloihin n. 100 kg/ha väkilannoitetyyppiä ja sen lisäksi valtaosa karjanlannan sisältämästä typestä (n. 70 kg/ha). Tästä huolimatta karjatilojen hehtaarituoituksen typpisisältö on yleensä parhaimmillaankin vain 30 % suurempi kuin kasvinviljelytiloilla. Johtopäätös luonnollisesti on, että lannan ravinteiden hyväksikäyttö on tällä hetkellä puutteellista ja että erityisesti nurmiviljelyn ravinnetalous toimii heikosti.

Syitä lannan ravinteiden heikkoon hyväksikäyttöön on monia. Ostoravinteiden ja maataloustuotteiden hintasuhteet eivät ole suosineet lannan käyttöä. Kotieläintuotannon alueellinen keskittyminen on lisäksi johtanut paikallisesti tilanteisiin, jossa levitysala on käynyt niukaksi suhteessa lantamääriin. Näin lannasta on tullut pikemminkin ylimääräisiä kustannuksia tuottava haitake, josta eroon pääseminen ympäristötukiehtoja tai lain-säädäntöä rikkomatta on muodostunut haasteelliseksi.

Nykyisessä ympäristötuessa sallitaan monivuotisilla nurmikasveilla käytettävän fosforia 15–30 kg/ha lohkon viljavuudesta riippuen, jos loholla käytetään fosforilannoitteena pelkästään kotieläinten tuottamaa lantaa. Lisäksi lannan kokonaisfosforista otetaan huomioon vain 85 % ja syksyllä levitetyn lannan liukoisesta typestä 75 %. Nämä poikkeukset hidastavat osaltaan lannan ympäristömyötäisen lannoituskäytön kehittämistä.

Lantaongelman ratkaisu vaatii uudenlaista ajattelua. Yksi vaihtoehto on ”primääriravinteiden panttimaksu”. Primääriravinteilla tarkoitetaan tässä maatalouteen maatalouden ulkopuolelta tulevia ravinteita, kuten väkilannoitteita. Panttimaksun idea on, että primääriravinteille asetetaan maksu, eräänlainen vero, jonka voi saada takaisin, mikäli käyttää vastaavan määrän sekundääri- eli kierrätysravinteita. Kierrätysravinteet ovat ravinteita, jotka ovat jo maatalouden sisällä, eivätkä siten lisää maatalouden kokonaisravinnemäärää (esim. karjanlanta). Mikäli perittävä ja hyvitetävä panttimaksu asetettaisiin sopivan suuruiseksi, järjestelmä olisi maataloudelle pitkällä aikavälillä kustannusneutraali. Järjestelmä jakaisi kierrätysravinteiden käytön tasaisemmin koko peltoalalle ja tehostaisi siten merkittävästi ravinteiden hyväksikäyttöä.

Primääri- ja kierrätysravinneajattelua voidaan hyödyntää myös ravinnetasetoimenpiteen edelleen kehittämisessä nk. primääriravinnetaseen (PRI) suuntaan. Primääriravinnetase auttaisi viljelijöitä paremmin ymmärtämään lannan ja muun ravinteiden kierrätyksen merkityksen ravinnetalouden kokonaistehokkuuden kannalta. Primääriravinnetase ilmaisee sen, miten paljon systeemi pystyy tuottamaan satoa (y) yhdellä maatalouden ul-

kopuolelta lisätyllä ravinnekilolla (p). Tase voidaan ilmaista suhteena: $PRI = y/p$. Primääriravinnetase on identtinen perinteisen peltotaseen kanssa tapauksissa, joissa ei esiinny lainkaan kierrätysravinteita. Sen sijaan aina, kun osa pellolle tuoduista ravinteista on kierrätysravinteita (jotka omalta osaltaan lisäävät satoa), antaa primääriravinnetase korkeamman arvon kuin peltotase.

Primääriravinnetase kertoo yhteismitallisesti, kuinka tehokkaasti tarkasteltava systeemi (yksittäinen maatila, koko Suomen maatalous) hyödyntää ravinteita, eikä ole riippuvainen tuotantosuunnasta. Pelto- tai porttitase eivät pysty tekemään eroa primääri- ja sekundääriravinteiden kesken, ja ne antavat näin ollen kierrätysravinteita käyttävälle systeemille heikompia arvoja kuin väkilannoitteita käyttävälle systeemille. Tulos on harhaanjohtava, koska ei ole mahdollista valita vapaasti näiden kahden ravinnelähteen välillä: Suomen maataloudessa 80 % kokonaissadosta käytetään karjan rehuna, jolloin jokaista satoa korjattua typpikiloa kohti syntyy puoli kiloa karjanlannan tyyppiä. Kokonaistehokkuuden ratkaisee se, kuinka paljon tällä syntyvällä kierrätystypellä voidaan syrjäyttää primääritypen käyttöä. Primääriravinnetase ilmaisee juuri tämän.

Tällä hetkellä koko Suomen maatalouden primääriravinnetase typen osalta on n. 70 %. Mikäli karjanlannan ravinteet hyödynnettäisiin tarkoituksenmukaisemmin, tase olisi helposti nostettavissa 100 prosenttiin. On huomattava, että ilman kierrätysravinteita (kasvinviljelytilat) primääriravinnetase ei käytännössä voi kohota yli 80 prosentin. Kierrätysravinteiden avulla olisi mahdollista päästä jopa 120 prosentin primääriravinnetaseisiin typen osalta.

Lannasta aiheutuvia ravinnepäästöjä on mahdollista vähentää myös nautakarjan ruokinnan keinoin. Rehuvalkuaisen hyväksikäyttö maitovalkuaisen tuotannossa on mahdollista nostaa oikeanlaisella ruokinnalla noin kolmasosaan. Tämä tarkoittaa, että silloin noin kolmannes eläimen syömästä typestä poistuu maidon valkuaisena ja kaksi kolmasosaa sonnan ja virtsan typenä. Typen hyväksikäyttöä voidaan parantaa tehokkaimmin välttämällä liian korkeita valkuaispitoisuuksia lypsylehmien ruokinnassa. Lehmien maitotuotoksesta ei tarvitse välttämättä tinkiä, jos valkuaisrehujen lisätypen vaikutuksia kompensoidaan rajoittamalla dieetin muiden komponenttien, erityisesti säilörehun valkuaispitoisuutta.

Valkuaisrehujen ruokinnan jaksottaminen laktaatiokauden aikana siten, että valkuaisa annetaan lisääntyvän maidontuotannon vaiheessa vähemmän ja laskevan maidontuotannon vaiheessa enemmän, laskisi dieetin keskimääräistä valkuaispitoisuutta ja parantaisi typen hyväksikäyttöä ja eläinten terveyttä. Apilanurmia viljeltäessä eri karkearehujen sekoittaminen ennen ruokintaa mahdollistaisi syysadon apilapitoisista kasvustoista korjattujen säilörehujen usein liian korkean valkuais-

pitoisuuden laimentamisen ensimmäisen sadon vähemmän valkuaista sisältävällä säilörehulla.

Myös sianlihantuotannossa voidaan ruokinnalla vaikuttaa lannan ravinnemääriin. Kasvuvaiheen mukaisesti sopeutettu monivaiheruokinta vähentää sekä P- että N-päästöjä, koska sikojen valkuaisen ja fosforin suhteellinen tarve pienenee sian kasvaessa. Näin ollen ruokintasuosituksia uudistamalla pystytään alentamaan sianlannan P- ja N-pitoisuuksia. Toimiva monivaiheruokinta edellyttää tilatasolla runsaampia siilotiloja ja nykyaikaisia ruokintalaitteistoja, mikä puolestaan lisää investointitarvetta. Ympäristötuki ei kuitenkaan liene sopiva väline sikojen monivaiheruokinnan edistämiseen eikä ruokinta- ja rehustuslaitteistoinvestointien tukemiseen. Koska lannan sisältämän kokonaisravinnemäärän rajoittaminen on tarpeellista etenkin niillä alueilla, joilla on suuria sikatalouskeskittymiä, on harkittava sikatilojen ympäristölupaehdojen kiristämistä. Tällä hetkellä ympäristölupa määrittää lannanlevitysalan ohjeellisen tarpeen sikapaikkaa kohti. Sikapaikan käyttöaste vaihtelee huomattavasti. Siksi lannanlevitysalavaatimuksen pitäisikin määräytyä sikatilan todellisen eläinyksikkömäärän eikä eläinpaikkamäärän perusteella.

Politiikkasuositus PS1: Kotieläintilojen tuottaman lannan P- ja N-kokonaismääriin voidaan tehokkaimmin vaikuttaa ruokinnalla sekä lannanlevitysalaja eläintiheysvaatimuksilla. Tämän tyyppisten toimenpiteiden sisällyttäminen ympäristötukeen on hankalaa. Siksi pitääkin kiinnittää erityistä huomiota siihen, mitä voidaan saavuttaa neuvonnan keinoin ja uudistamalla kotieläintilojen ympäristölupajärjestelmää siten, että lannanlevitysalavaatimus kytketään eläinyksikkö- eikä eläinpaikkamäärään.

Toimenpidesuositus TS3: Tehostetun lannankäytön toimenpide kotieläintiloille. Tehostetun lannankäytön toimenpiteessä kotieläintila sitoutuu siihen, että eläinyksikkötiheys on maksimissaan 1 ey/ha, kaikki lanta levitetään sijoittamalla maahan tai fraktioidaan tai muuten prosessoidaan ja lantaa ei levitetä lainkaan pelloille elokuun 15. päivän jälkeen (paitsi poikkeustapauksissa syysviljoille). Tällainen toimenpide edellyttäisi todennäköisesti myös tukea investoinneille lannanlevityskalustoon ja fraktiointilaitteistoihin.

Toimenpidesuositus TS4: Otetaan käyttöön primääriravinteiden panttimaksu. Primääriravinteilla tarkoitetaan tässä maatalouden ulkopuolelta tulevia ravinteita, kuten väkilannoitteita. Primääriravinteille asetetaan maksu, eräänlainen vero, jonka voi saada takaisin, mikäli käyttää vastaavan määrän sekundaari- eli kierrätysravinteita. Kierrätysravinteet ovat ravinteita, jotka ovat jo maatalouden sisällä, eivätkä siten lisää maatalouden kokonaisravinnemäärää (esim. karjanlanta). Primääriravinteiden panttimaksu kannustaisi erityisesti lannan tarkoituksenmukaiseen hyödyntämiseen.

Toimenpidesuositus TS5: Kehitetään ravinnetasetoimenpideä primääriravinnetasen (PRI) suuntaan. Primääriravinnetasen ilmaisee sen, miten paljon systeemi pystyy tuottamaan satoa (y) yhdellä maatalouden ulkopuolelta lisätyllä ravinnekilolla (p). Tase voidaan ilmaista suhteena: $PRI = y/p$. Primääriravinnetas auttaisi viljelijöitä paremmin ymmärtämään lannan ja muun ravinteiden kierrätyksen merkityksen ravinnetalouden kokonaisuuden kannalta, sillä se kuvaa portti- tai peltotasetta havainnollisemmin kierrätysravinteiden vaikutuksen satoon ja sitä kautta viljelyn taloudelliseen tulokseen.

7.2 Luonnon monimuotoisuuden kehitys

Useimmat luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen ja lisäämiseen tähtäävät ympäristötukijärjestelmän erityistuet ovat siinänsä olleet toimivia, mutta niiden pinta-alat ovat jääneet melko vähäisiksi. Suurin ongelma liittyy perustoimenpiteisiin, joiden vaikuttavuus luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta on rajallinen. Ainoastaan luonnonhoitopellot ovat sellainen perustoimenpiteiden osa, jolla on selvästi vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen, mutta niiden perustaminen on vapaaehtoisia. Pientareiden ja suojakaistojen hoitaminen sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpito ovat tärkeitä toimenpiteitä, mutta eivät todellisuudessa riitä luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseen siinä tapauksessa, että tila ei toteuta mitään muita toimenpiteitä luonnon monimuotoisuuden vaalimiseksi. Viljelykiertojen lisääminen olisi yksi keino edistää peltoviljelyn monimuotoisuutta.

Suurin uhka luonnon monimuotoisuudelle aiheutuu maisemarakenteen kehityksestä, jonka tyypillisin piirre on varsinaisen viljelykäytön ulkopuolella olevien avoimien tai puoliavoimien alueiden väheneminen. Peltosaarekkeiden ja erilaisten reuna-alueiden raivaaminen sekä viljelyalan lisäämiseen tähtäävät ojitustoimenpiteet ja kaikkalainen peltokuvioiden rationalisointi pienentävät juuri niitä alueita, jotka ovat tärkeimpiä maatalousluonnon monimuotoisuuden näkökulmasta. Tässä on selvä ristiriita ympäristötuen ja yleisen maatalouspolitiikan tavoitteiden välillä, sillä myös peltoaluemittakaavan rationalisointitoimenpiteitä tuetaan julkisista varoista. Siksi tilusjärjestelysuunnitteluun tulisi ottaa mukaan myös luonnon monimuotoisuusvaikutusten arviointi. Silloin, kun peltolohkoja on mielekäästi kasvattaa esim. ojien aiheuttamien viljelyteknisten hankaluuksien poistamiseksi, tulisi poistuvien pientareiden tilalle luoda monimuotoisuuskaistoja tai muita vastaavia viljelemättömiä alueita siten, että viljelemättömien alueiden mosaiikki säilyisi peltoaukeamittakaavan maisemarakenteessa riittävällä tasolla. Hyvällä suunnittelulla nämä korvaavat elinympäristöt voitaisiin yleensä sijoitella pellonkäytön kannalta vähempiarvoisiin maastonkohtiin.

Seurantatutkimuksen toimenpidekohtaiset tulokset osoittavat, että monimuotoisuushyötyjä on kyetty paikallisesti saavuttamaan siellä, missä toimenpiteitä on toteutettu riittävässä laajuudessa. Esimerkiksi varsin pienialainenkin perustettu kosteikko voi ylläpitää tavallisella maatalousalueella kohtalaisen monipuolista hyönteisyhteisöä. Luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta olisi tarkoituksenmukaista perustaa muutamien suurten ja kalliiden kosteikkojen sijasta suurempi määrä erikoisia, mutta enimmäkseen pienialaisia kosteikkoja.

On huomattava, että kosteikkolinnuston kannalta hyvin pienillä kosteikoilla (alle 1 ha) ei ole juuri vaikutusta. Vesi- ja muut kosteikkolinnut hyötyvät laaja-alaisemmista kosteikoista, joita perustamalla lintukannat voivat kasvaa merkittävästi nykyisestä. On hyvä pitää mielessä, että maatalousympäristö on yleisimpien vesilintujen, kuten sinisorsan, tavin ja telkän pesimäalue.

Erityistukea olisi myönnettävä monimuotoisuuden edistämisen kannalta mielekkäille kosteikkohankkeille, vaikka niiden vesien-suojelulliset vaikutukset olisivat melko vähäisiä. Pienialaisten kosteikkojen kohdalla erityistukihakemusten käsittelyssä voisi myös harkita kevennettyä menettelyä.

Pitkään samalla paikalla sijainneilla suojavyöhykkeillä on huomattavan myönteinen merkitys tavallisten maatalousalueiden yleiselle kasvi- ja perhoslajistolle. Suojavyöhykkeillä tulisi pyrkiä mahdollisimman pitkään sopimukseen. Taantuneen ja vaateliaan niittylajiston kannalta suojavyöhykkeiden arvo pysyy tuolloinkin vähäisenä. Suojavyöhykkeillä on merkitystä myös linnustolle, sillä ne tarjoavat suojakaistoja enemmän monivuotista (pysyvää) kasvustoa.

Seurannan tulokset osoittavat selkeästi, että pitkäaikaiset viherkesannot voivat ylläpitää ja lisätä eri eliöryhmien lajimääriä sekä runsautta maatalousympäristöissä. Tämä vaatii huomion kiinnittämistä sekä perustamis- että hoitotoimenpiteisiin. Perustamisvaiheen siemenseoksen valinta vaikuttaa siihen, minkä eliölajien kannalta viherkesanto tai luonnonhoitopelto osoittautuu soveliaaksi elinpiiriksi. Viherkesanto kannattaa perustaa joko heikosti kilpailevalla heinä- tai niittykasviseoksella. Niiton ajankohta on myös olennainen tekijä. Vuosittainen loppukesälä tehtävä niitto on suositeltava.

On huomattava, että nykyisessä ympäristötukijärjestelmässä viherkesanto ei enää ole tukikelpoinen. Sen korvaavat käytännössä erityyppiset luonnonhoitopellot (monivuotiset nurmipellot ja monimuotoisuuspellot). Niiden hoitomääräykset eroavat jonkin verran viherkesantojen hoitomääräyksistä, mutta monimuotoisuusvaikutusten ei ole syytä olettaa eroavan ratkaisevasti viherkesantojen monimuotoisuusvaikutuksista ainakaan huompaan suuntaan.

Kestää yleensä vuosia, ennen kuin viherkesannon tai luonnonhoitopeltojen hyödyt tulevat täysimääräisesti esiin. Niinpä viherkesanto tai luonnonhoitopelto kannattaa säilyttää samalla paikalla vähintään viiden vuoden ajan. Tällöin toimenpide hyödyttää laajasti maatalousympäristön kukilla vierailuvia pölyttäjähyönteisiä kuten perhosia, jotka runsastuvat kesannoilla huomattavasti kimalaisia hitaammin vasta usean vuoden aikana sekä lisäävät olennaisesti kesantojen hyönteisravinnon tuottoa linnuille. Koska eri lajien ja ryhmien elinympäristövaatimukset vaihtelevat, monimuotoisuuden kannalta olisi parasta, jos alueella olisi samanaikaisesti erilaisia ja eri-ikäisiä kesantokasvustoja ja luonnonhoitopeltoja.

Valitettavasti erityisesti niittykasveilla perustettujen monimuotoisuuspeltojen osuus kaikkien luonnonhoitopeltojen alasta oli vuonna 2009 vain noin 1 %. Maatalouden ympäristötuen monimuotoisuushyötyjen lisäämiseksi olisi löydettävä keinoja, joilla tätä osuutta voitaisiin huomattavasti kasvattaa. Niittykasveilla perustettavan monimuotoisuuspellon tukitaso olisi asetettava niin korkeaksi, että tuki kattaisi riittävässä määrin sekä viljelijälle aiheutuvat tulonmenetykset että kasvuston perustamisen ja hoidon kustannukset. Lisäksi olisi edistettävä heikosti kilpailevien heinien ja niittykasvien siementen saatavuutta. Sen parantua myös tarvittavan siemenseoksen hinta saataisiin nykyistä edullisemmaksi.

Luonnon monimuotoisuuteen kohdistuu selvästi myös uhkia. Vuosien 2001–2009 seuranta-aineistojen perusteella maatalousympäristön päiväperhoskannat ovat keskimäärin lievästi laskeneet. Myös putkilokasvien lajimonimuotoisuus on vähentynyt, vaikka se jonkin verran lisääntyi vuosina 2008–2009 vuoteen 2005 verrattuna. Tällainen kehitys sopii yhteen MYTVAS-tutkimusalueilla havaittujen maisemarakenteen muutosten kanssa, sillä myös perhosille ja putkilokasveille tärkeiden piennar- ja niittyalueiden määrät ovat seurantajakson aikana edelleen vähentyneet maatalouden maankäytön tehostuessa.

Sen sijaan linnusto on kokonaisuudessaan muuttunut suotuisasti 2000-luvun aikana, joskin joidenkin lajien kohdalla on havaittavissa vähentymistä. Euroopan leudot talvet saattavat selittää monien lajien runsastumista, mutta myös ympäristötuella on epäilemättä ollut merkitystä, vaikka tärkein linnuston monimuotoisuuteen vaikuttanut toimenpide onkin ollut CAP-kesanointi. Sen loputtua linnuston kehitys riippuu ennen kaikkea ympäristötuen luonnonhoitopeltojen suosiosta.

Kuten edellä jo todettiin, luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta nykyisen ympäristötuen ehdottomasti suurin ongelma on se, että pelkkä perus- ja lisätoimenpiteiden toteuttaminen ei sanottavasti edistä maatalousluonnon monimuotoisuuden säilymistä. Olisikin satsattava erityisesti siihen, että kaikilla viljelyalueilla säilyisi peltoaukeamittakaavassa riittävä suhteellinen osuus varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisia alueita, ovat ne sitten luonnonlaitumia, luonnonhoitopeltoja, monimuotoisuus-

kaistoja, suojavyojyhykkeita, suojakaistoja, pientareita, pelto-
saarekkeita tai muita vastaavia alueita.

Käytännössä varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisten alueiden pinta-alaa on vaikea kasvattaa, ellei perustoimenpiteisiin lisätä niihin liittyvää vähimmäispinta-alavaatimusta. Varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisten alueiden sopiva suhteellinen osuus tilan kokonaisalasta vaihtelisi 5–20 % välillä riippuen sijainnista, peltoaluemittakaavan maisemarakenteesta, tuotantosuunnasta, tuotantotavasta ja viljelykäytännöistä. Erityistä huomiota olisi tässä yhteydessä kiinnitettävä myös laidunnuksen lisäämiseen, joka on monimuotoisuuden kannalta ensiarvoisen tärkeä toiminto. Kaikkein tärkeintä olisi lisätä luonnonlaitumien käyttöä, mihin pyritään ennen kaikkea perinnebiotooppien hoidon erityistuen avulla. Yksi seurantatutkimuksen keskeisistä puutteista on, että perinnebiotooppien hoito-erityistukisopimusten vaikutuksia ei seurata, vaikka se on yksittäisistä toimenpiteistä luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävin.

Toimenpidesuositus TS6: Jokaisen ympäristökijärjestelmässä mukana olevan tilan on pidettävä 5–20 % peltoalastaan varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolisena alueena. Tila-kohtainen prosentiosuus määräytyy sijainnin, peltoaluemittakaavan maisemarakenteen, tuotantosuunnan, tuotantotavan ja viljelykäytäntöjen perusteella.

Huomiota olisi kiinnitettävä myös peltoviljelyn monimuotoisuuden lisäämiseen. Viljelytoimenpiteistä viljelykiertojen eli erityyppisten kasvien vuoroviljely on tällä hetkellä valittavan vähän käytetty. ProAgrian lohkotietopankin aineiston mukaan suurimmalla osalla viljelylohkoista viljeltiin edellisenä vuonna samaa kasvia. Neljän vuoden tarkastelujaksolla suurimmalla osalla tarkastelevista tiloista pääasiallisena kasvina olivat viljat. Tilanne on monella tapaa huolestuttava, kun otetaan huomioon viljelykiertojen monet positiiviset vaikutukset. Viljelykiertoja voidaan hyödyntää tuholaiten ja tautien hallinnassa, maaperän rakenteen parantamisessa sekä monimuotoisuuden lisäämisessä ekosysteemin eri tasoilla. Jatkossa olisikin harkittava toimenpiteitä, jotka tekevät monipuolisten viljelykiertojen käyttöönoton viljelijöille kannattavaksi.

Seurantatulokset osoittavat lisäksi, että varsin monilla ravinnekuormituksen vähentämiseen ensisijaisesti tähtäävillä toimenpiteillä voi olla suurta merkitystä myös luonnon monimuotoisuuden kannalta. Näitä ovat erityisesti kosteikot, suojavyojyhykkeet ja viherkesannot (luonnonhoitopellot). Yleisesti ottaen voidaan todeta, että varsinaisen peltoviljelyn ulkopuolella olevien alueiden lisäys sekä kasvattaisi luonnon monimuotoisuutta että vähentäisi ravinnehuuhtoumia vesistöihin. Tällaisten toimenpiteiden luonnon monimuotoisuuteen ja ravinnehuuhtoumiin kohdistuva yhteisvaikutus olisi myös otettava huomioon silloin, kun toimenpiteiden tarkoituksenmukaisuutta ja vaikuttavuutta arvioidaan.

Toisaalta on huomattava, että liuenutta fosforia suojavyojyhyke ei poista erityisen tehokkaasti. Suojavyojyhykkeen niittäminen ja niittojätteen poiskorjaaminen vähentävät liuenneen fosforin määrää kevään pintavalunnassa. Suojavyojyhykkeen niittoajan kohta vaikuttaa sekä fosforin huuhtoutumiseen että luonnon monimuotoisuuteen. Jatkossa tulee myös selvittää, miten liuenutta fosforia saataisiin paremmin sidottua pellon pintavalunnasta suojavyojyhykkeeseen.

7.3 Ilmastonmuutoksen hillintä

Ilmaan kohdistuvien päästöjen (NH₃, N₂O, CH₄, CO₂) osalta nykyisessä ympäristötuessa ei ole muita suoria päästöjä vähentäviä toimenpiteitä kuin turvepeltojen pitkäaikainen nurmiviljely-erityistukisopimus ja lietalannan sijoittaminen peltoon-erityistukisopimus. Nämä molemmat toimenpiteet voivat olla viljelijälle kalliita tai tuotannon joustavuutta merkittävästi vähentäviä. Toisaalta näistä toimenpiteistä koituu muitakin hyötyjä kuin pelkkä kaasupäästöjen vähentäminen. Peltojen pitkäaikainen nurmipeitteisyys vähentää eroosiota ja todennäköisesti myös ravinnepäästöjä (ellei typpilannoitus ole korkea saatoon nähden) ja lisää luonnon monimuotoisuutta kevätiljan viljelyyn verrattuna (varsinkin mikäli nurmen niitto tehdään lintujen pesintäajan jälkeen). Lietalannan sijoituslevitys peltoon (usein nurmeen) on lannan ravinnekiertoa ja lantatyypin hyödyntämistä edistävä toimenpide, joka tosin merkitsee viljelijälle suhteellisen suuria kalusto- ja työkustannuksia. Siksi korvaus näistä toimenpiteistä pitäisi nostaa tasolle, joka tekee toimenpiteet viljelijöille varteenotettaviksi vaihtoehtoiksi myös taloudellisesti. On tietysti muistettava, että välillisesti päästöihin vaikuttavat muutkin, lähinnä kasvipeliteisyyteen, muokkaukseen ja lannoitukseen liittyvät toimenpiteet.

EU on sopinut yhteisestä, kaikkia jäsenmaita koskevasta velvoitteesta vähentää kasvihuonekaasujen päästöjä vuoteen 2020 mennessä 20 prosentilla vuoden 1990 tasosta. Tavoitteena on myös lisätä uusiutuvien energialähteiden osuus keskimäärin 20 prosenttiin EU:n energian loppukulutuksesta. Lisäksi liikenteessä biopolttoaineiden osuus nostetaan 10 prosenttiin. Päästökaupan ulkopuolisena sektorina Suomen maataloudelle on asetettu tavoitteeksi kasvihuonekaasupäästöjen vähentäminen 13 prosentilla vuoteen 2020 mennessä vuoden 2005 päästömäärästä.

Onkin selvää, että seuraavan ohjelmakauden aikana on panostettava nykyistä huomattavasti enemmän toimenpiteisiin, jotka sekä vähentävät maatalouden kasvihuone- ja muita kaasupäästöjä että lisäävät maatalouden roolia hiilinieluna. Metaani- ja dityppioksidipäästöjen vähentäminen onnistuu tuotantoteknologiaa kehittämällä, mutta niiden osalta maatalous ei ole muutettavissa nieluksi. Sen sijaan maatalouden kehittäminen hiilinieluksi eli hiilidioksidin vähentäjäksi ilmakehästä saattaa olla toteutettavissa. Tarvitaan vain menetelmiä, joiden avulla pystytään lisäämään maaperässä olevan hiilen määrää.

Yksi potentiaalinen tekniikka on biohiilen lisääminen viljelymaahan. Biohiilellä tarkoitetaan puuta tai jotakin muuta korkeassa lämpötilassa hapettomissa tai lähes hapettomissa olosuhteissa hiillettyä biomassaa. Biohiiltä syntyy esimerkiksi kuituvatsilauksen eli pyrolyysin sivutuotteena, kun puu tai muu biomassa kaasutetaan erilaisten biojalosteiden (mm. liikennebiopolttoaine) valmistamiseksi.

Hiilinieluvaikutuksen lisäksi biohiili toimii viljelymaassa maanparannusaineena, joka nostaa pH:ta, parantaa vedenpidätyskykyä ja tehostaa ravinteiden hyväksikäyttöä. Biohiilen käyttäytymisestä suomalaisissa olosuhteissa ei ole kuitenkaan vielä tarpeeksi tietoa, joten tutkimusta tarvitaan.

Politiikkasuositus PS2: Seuraavassa ympäristötukijärjestelmässä maatalouden kasvihuonekaasupäästöjen pienentäminen nostetaan samantarvoiseksi tavoitteeksi ravinnepäästöjen vähentämisen ja luonnon monimuotoisuuden lisäämisen kanssa.

7.4 Vaikutukset maatalouden harjoittamisen edellytyksiin

Ympäristötuen epäillään myös aiheuttavan tietyissä suhteissa haittaa maatalouden harjoittamiselle. Kritiikki kohdistuu lähinnä ympäristötuen kielteisiin vaikutuksiin rikkakasvien määrään sekä sadon laatuun ja määrään. Tässä yhteydessä on huomattava, että vaikka kritiikki jossain määrin pitäisikin paikkansa, se perustuu ympäristötuen sisällölliselle väärymmärtämiselle: ympäristötuki on määritelmällisesti korvausta niistä sadonmenetyksistä ja muista kustannuksista, joita aiheutuu ympäristötuen toimenpiteiden toteuttamisesta.

Seurantatulosten mukaan rikkakasvien kokonaiskappalemäärä on lisääntynyt sekä tavanomaisessa mutta erityisesti luonnonmukaisessa tuotannossa. Sen sijaan keskimääräinen lajimäärä peltoa kohti on vähentynyt hieman sekä luonnonmukaisessa että tavanomaisessa tuotannossa. Tällä hetkellä ei ole vielä mahdollista arvioida, mikä vaikutus ympäristötuen muilla toimenpiteillä kuin luonnonmukaisen tuotannon erityistuella on ollut rikkakasvien kokonaisrunsauden lisääntymiseen. Kevennetty muokkaus näyttää suosivan joitakin tiettyjä rikkakasvilajeja.

On lisäksi muistettava, että rikkakasvit ovat osa luonnon monimuotoisuutta ja tuottavat omalta osaltaan monimuotoisuushyötyjä. Luonnonmukaisen tuotannon runsaampi ja monipuolisempi rikkakasvilajisto hyödyttää mm. peltolinustoa ja pölyttäjähyönteisiä. Saavutetut monimuotoisuushyödyt ovat verrannollisia luonnonmukaisen tuotannon ja kasvinsuojeluainekäsitelyttä jääneen alueen kokonaispinta-alaan.

Kaikkiaan voidaan todeta, että rikkakasvit tai niiden torjuntaan käytettävät kasvinsuojeluaineet eivät kummatkaan aiheuta sel-

laisia ongelmia, joiden takia olisi harkittava selkeitä muutoksia ympäristötuen toimenpiteiden sisältöön. Kasvinsuojeluaineiden tarkennetun käytön vähimmäisvaatimusten noudattaminen riittää ohjaamaan kasvinsuojelutoimia tarkoituksenmukaiseen suuntaan. EU:n tiukentuva kasvinsuojeluainepolitiikka voi jatkossa edellyttää muita kansallisia toimia.

Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei puolestaan näytä olevan juurikaan vaikutusta sadon laatuun. Hehtolitrin ja tuhannen siemenen painon sekä valkuaispitoisuuden vaihtelut ovat vuosina 2006–2008 olleet samaa tasoa kuin 1995–2005. Viljaotanta-aineistossa korkeammalla lannoituksella saavutetaan pieniä positiivisia vaikutuksia sadon laatuun, mutta koska tämän hetkisen lannoitustason ero biologiseen optimilannoitukseen on enimmilläänkin typen osalta vain muutamia kymmeniä kiloja ja fosforin osalta muutamia kiloja, vaikutus sadon laatuun on lähinnä teoreettinen. Olennaista sen sijaan on seurantatutkimuksen havainto, että lajikkeiden erot typen hyväksikäytössä ovat suuria ja että uudet lajikkeet pystyvät hyödyntämään tehokkaammin sekä lannoitetypen että maasta vapautuvan typen ja siten pienentämään vesistöihin kohdistuvaa ravinnekuormitusta. Siksi uusimpien viljalajikkeiden käyttöönoton suosimista tulisi harkita osana ympäristötukitoimenpiteitä.

Ympäristötuen lannoitusrajojen noudattamisella ei näytä olevan merkittävää vaikutusta myöskään sadon määrään. Kuten tunnettua, viljojen vuosittaiset keskisadot vaihtelevat voimakkaasti kasvukauden sääolosuhteista riippuen. Vuosina 1986–2009 keskisadot ovat pysyneet samalla tasolla eikä 2000-luvulla ole ollut havaittavissa satotasoiltaan selvästi poikkeavia vuosia. On tosin mahdollista, että alentuneet lannoitustasot olisivat 2000-luvun aikana leikanneet sääolosuhteiltaan edullisimpina vuosina sadontuotantopotentiaalia.

7.5 Yleisiä havaintoja ja suosituksia

Seurantatulokset osoittavat, että ympäristön tilan kehityssuunnat vaihtelevat alueittain. Vaikka ei olekaan mahdollista aukottomasti osoittaa, miten maatalous kullakin alueella kehitykseen vaikuttaa, on selvää, että maatalouden tuotantorakenne ja sen myötä määräytyvät viljelykäytännöt ovat ratkaisevassa asemassa. Siksi ympäristötuen toimenpiteiden ja tukitasojen pitäisi olla enenevässä määrin alueellisesti, tuotantosuunta- ja tilakohtaisesti sovitettuja. Koska etenkin perustoimenpiteiden osalta tämä on vaikeasti toteutettavissa, ympäristötuen rahoituksellista painopistettä on perusteltua siirtää erityistukiin. Lisäksi ympäristötuen tilatason räätälöinti edellyttää tilakohtaisia ympäristönhoitosuunnitelmia, jotka viljelijä laatii yhdessä valtuutetun asiantuntijan kanssa. Tilakohtaisessa ympäristönhoitosuunnitelmassa kartoitetaan tilan luontoarvot ja merkittävimmät ympäristöriskit sekä arvioidaan, mitkä ympäristötuen toimenpiteet parhaiten edistävät luontoarvojen säilymistä ja ympäristöriskien hallintaa.

Politiikkasuositus PS3: Ympäristötuen tavoitteet, toimenpiteet ja tukitasot pitää enenevässä määrin sovittaa ja räätälöidä alueellisesti, tuotantosuunta- ja tilakohtaisesti, koska ympäristön tilan kehityssuunnat ja yhteiskunnan tarpeet vaihtelevat huomattavasti alueittain. Tämä edellyttää myös ympäristötuen rahoituksellisen painopisteen siirtämistä erityistukien suuntaan.

Toimenpidesuositus TS7: Laaditaan kaikille tiloille tilakohtainen ympäristönhoitosuunnitelma. Kaikille ympäristötuessa mukana oleville tiloille laaditaan viljelijän ja valtuutetun asiantuntijan yhteistyönä tilakohtainen ympäristönhoitosuunnitelma, jossa kartoitetaan tilan luontoarvot ja merkittävimmät ympäristöriskit ja jossa lisäksi arvioidaan, mitkä ympäristötuen toimenpiteet parhaiten edistäisivät kyseisellä tilalla luontoarvojen säilymistä ja ympäristöriskien hallintaa.

Jotta ympäristötukijärjestelmän alue- ja tilakohtainen räätälöinti todella onnistuisi, myös tukitasojen on vaihdeltava alue- ja tilakohtaisesti. Suuren ongelman kannustinnäkökulmasta muodostaa myös se, että EU-säädökset määrittelevät ympäristötuen korvaukseksi toimenpiteiden toteuttamisen aiheuttamista tulonmenetyksistä ja ylimääräisistä kustannuksista. Vaikka lisäksi sallitaan pieni kannustinosuus, tukea ei ole mahdollista mitoittaa toimenpiteiden tuottaman ympäristöhyödyn perusteella. Tämä johtaa väistämättä ympäristötuen kustannustehottomuuteen ympäristöhyötyjen tuottamisessa. Olisikin pyrittävä vaikuttamaan jatkossa siihen, että korvaustasot voitaisiin määritellä tuotettujen ympäristöhyötyjen arvon perusteella.

Politiikkasuositus PS4: Pyritään vaikuttamaan siihen, että jatkossa on mahdollista asettaa ympäristötuen korvaukset toimenpiteiden tuottamien ympäristöhyötyjen arvon pohjalta.

Ympäristötuen vaikuttavuuden seuranta on myös kehitettävä. Luonnon monimuotoisuuden seurannan suurimpana ongelmana tällä hetkellä on se, että osa ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmistä erityistuksista (esim. perinnebiotoopit) on seurannan ulkopuolella. Olisikin huolehdittava siitä, että ominaisvaikuttavuudeltaan merkittävimmät toimenpiteet tulisivat seurannassa aina huomioon otetuiksi. Lisäksi olisi perusteltua, että erilaisten monimuotoisuusseurantojen toteutusta koordinoisi jatkossa jokin viranomaistaho, kuten Luonnonvara- ja ympäristötutkimuksen yhteenliittymä (LYNET).

Myös seurantaan tukevia tietoaaineistoja on kehitettävä. Ravinnetaseiden luotettava ja kattava laskenta edellyttää, että kaikki rekisteröidyt lannoitevalmisteiden myyjät toimittavat myytyjen lannoitevalmisteiden ravinnemäärät kuntatason tarkkuudella yhteiseen tietokantaan. Samantyyppinen käytäntö olisi toteutettava maaperäanalyysien osalta eli kaikki maaperäanalyysijä tekevät tahot olisi veloitettava toimittamaan lohkokohtaiset analyysitulokset yhteiseen tietokantaan, jonka hallinnointi olisi esim. LYNET:n vastuulla.

