



Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä

Ritva Mäkelä-Kurtto, Kimmo Louekari, Sari Nummivuori,
Jouko Sippola, Marika Kaasalainen, Erna Kuusisto,
Virpi Virtanen, Reijo Salminen, Timo Tarvainen
ja Jukka Malm



Maa- ja elintarviketalous 27
51 s., 12 liitettä

Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä

Ritva Mäkelä-Kurto, Kimmo Louekari, Sari Nummivuori,
Jouko Sippola, Marika Kaasalainen, Erna Kuusisto,
Virpi Virtanen, Reijo Salminen, Timo Tarvainen
ja Jukka Malm

ISBN 951-729-769-6 (Painettu)
ISBN 951-729-770-X (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
www.mtt.fi/met/pdf/met27.pdf

Copyright

MTT

Kirjoittajat

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietopalvelut, 31600 Jokioinen

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

sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisuvuosi

2003

Kannen kuva

Ritva Mäkelä-Kurtto

Painopaikka

Data Com Finland Oy

Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä

Ritva Mäkelä-Kurtto¹⁾, Kimmo Louekari²⁾, Sari Nummivuori³⁾,
Jouko Sippola¹⁾, Marika Kaasalainen¹⁾, Erna Kuusisto⁴⁾, Virpi Virtanen³⁾,
Reijo Salminen⁴⁾, Timo Tarvainen⁴⁾ ja Jukka Malm³⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Ympäristöntutkimus, 31600 Jokioinen, ritva.makela-kurtto@mtt.fi, jouko.sippola@mtt.fi, marika.kaasalainen@mtt.fi

²⁾ TTL (Työterveyslaitos), Työhygienian ja toksikologian osasto, Riskinarviointiyksikkö, Topeliuksenkatu 41 a A, 00250 Helsinki, kimmo.louekari@ttl.fi

³⁾ SYKE (Suomen ympäristökeskus), Kemikaaliyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki, sari.nummivuori@ymparisto.fi, virpi.virtanen@ymparisto.fi, jukka.malm@ymparisto.fi

⁴⁾ GTK (Geologian tutkimuskeskus), Espoon yksikkö, Maaperä ja ympäristö, PL 96, 02151 Espoo, erna.kuusisto@gtk.fi, reijo.salminen@gtk.fi, timo.tarvainen@gtk.fi

Tiivistelmä

Tutkimuksen tavoitteena oli tuottaa ajankohtaista tietoa ja sadan vuoden ennusteita kadmiumin pitoisuuksista, taseista ja riskeistä Suomen peltoekosysteemeissä. Maaveden kadmiumpitoisuus mitattiin 16 maanäytteestä kyllästysuuttoa käyttäen. Mittaustuloksista johdettiin matemaattinen yhtälö, jonka avulla laskettiin maaveden kadmiumpitoisuus 338 maanäytteessä, joista määritettiin myös kadmiumin kokonaispitoisuus kansainvälisellä standardimenetelmällä. Tuloksia tarkasteltiin maalajiryhmittäin ja alueittain.

Kansainvälisillä malleilla selvitettiin nykyisiä ja ennustettiin tulevia kadmiumtaseita ja -riskejä, kun fosforilannoitteet sisälsivät eri määriä kadmiumia. Sitä oli joko tavanomainen suomalainen pitoisuus, 2,5 mg/kg fosforia (P), Suomessa suurin sallittu pitoisuus, 50 mg/kg P, tai eurooppalainen keskivertopitoisuus, 138 mg/kg P. Viljelykasveina olivat vehnä, peruna ja sokerijuurikas.

Fosforilannoitteiden osuus peltojen kadmiumkuormituksesta oli 10–95 %. Lannoitteiden nykyinen kadmiumpitoisuus näytti turvaavan kadmiumkuormitusten ja -poistumien tasapainon peltomaassa sadan vuoden kuluttuakin. Jos kadmiumpitoisuus nousisi tämänhetkiselle suurimmalle sallitulle tasolle, seuraavan sadan vuoden aikana maan ja maaveden kadmiumpitoisuus kasvaisi 10–50 %:lla ja satojen 5–15 %:lla. Sen sijaan eurooppalaisia keskivertolannoitteita käyttäen maan ja maaveden kadmiumpitoisuus nousisi Suomessa sadan vuoden kuluessa 50–150 % ja viljelykasvien 20–40 %. Eniten kasvaisi vehnän ja vähiten sokerijuurikkaan kadmiumpitoisuus. Eniten maan ja maaveden kadmiumpitoisuus suurensi perunan viljelyssä ja vähiten sokerijuurikkaan viljelyssä. Jo Suomessa suurimman sallitun määrän kadmiumia sisältävät fosforilannoitteet heikentäisivät viljelymaan, satojen ja vesien laatua sekä lisäävät ympäristö- ja terveysriskejä. Niinpä fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden tulisi pysyä Suomessa pienenä, jos haluamme pitkällä

tähtämellä huolehtia elintarvikkeiden turvallisuudesta, ympäristön puhtaudesta ja kestävästä kehityksestä.

Avainsanat: kadmium, fosfori, lannoitteet, viljelymaa, maavesi, vehnä, peruna, sokerijuurikas, huuhtoutuminen, ennuste, riskit, ympäristö, terveys

Cadmium in Finnish agro-ecosystems: concentrations, balances and risks

Ritva Mäkelä-Kurtto¹⁾, Kimmo Louekari²⁾, Sari Nummivuori³⁾,
Jouko Sippola¹⁾, Marika Kaasalainen¹⁾, Erna Kuusisto⁴⁾, Virpi Virtanen³⁾,
Reijo Salminen⁴⁾, Timo Tarvainen⁴⁾ and Jukka Malm³⁾

¹⁾ MTT (Agrifood Research Finland), Environmental Research, FIN-31600 Jokioinen, Finland, ritva.makela-kurtto@mtt.fi, jouko.sippola@mtt.fi, marika.kaasalainen@mtt.fi

²⁾ FIOH (Finnish Institute of Occupational Health), Department of Industrial Hygiene and Toxicology, Unit of Toxicological Risk Assessment, Topeliuksenkatu 41 a A, FIN-00250 Helsinki, Finland, kimmo.louekari@ttl.fi

³⁾ SYKE (Finnish Environment Institute), Chemicals Division, P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland, sari.nummivuori@ymparisto.fi, virpi.virtanen@ymparisto.fi, jukka.malm@ymparisto.fi

⁴⁾ GSF (Geological Survey of Finland), Espoo Unit, Quaternary Deposits and Environmental Geology, P.O. Box 96, FIN-02151 Espoo, Finland, erna.kuusisto@gsf.fi, reijo.salminen@gsf.fi, timo.tarvainen@gsf.fi

Abstract

The aim of this study was to produce current scientific data and 100-year scenarios on concentrations, balances and risks in the Finnish agro-ecosystems. Total concentrations of cadmium in 338 cultivated soils were determined by an international standard method. Concentrations of cadmium in soil water of 16 soil samples were measured from the soil extracts saturated with water. With an aid of an algorithm derived from the 16 measurements soil water concentrations of cadmium in the 338 samples was estimated. Results were presented by soil type groups and by regions.

We carried out balance calculations and risk assessments of three cadmium concentration levels of phosphorus (P) fertilisers by using international models. The levels tested were as follows: 2.5 mg/kg P, the present cadmium concentration in Finnish P-fertilisers; 50 mg/kg P, a maximum allowable cadmium concentration in the P-fertilisers in Finland; and 138 mg/kg P, an average cadmium concentration in the P-fertilisers in Europe. Three crops, wheat, potato and sugar beet, were used in the tests. Phosphorus fertilisers accounted for 10-95% of the total cadmium input to the cultivated soils. At the existing cadmium level of the domestic fertilisers, cadmium inputs and outputs seemed to be balanced. If the cadmium level reached the Finnish limit value for P-fertilisers, then after 100 years, the cadmium concentrations in soils and soil waters would increase by 10-50% and in crops by 5-15%. If the P-fertilisers of typical European cadmium level were used in Finland, increases in soils and soil waters would be 50-150% and in crops 20-40% during the same period. A change in the crop cadmium would be the largest in wheat and the least in sugar beet. The biggest rise in the soil and soil water cadmium would occur in the potato cultivation and the smallest one in the

sugar beet cultivation. It is obvious that the use of the P-fertilisers with the maximum allowable cadmium content in Finland would have harmful effects on the quality of soils, waters and crops and would increase health and environmental risks. Therefore it would be better to use the low-cadmium P-fertilisers in order to maintain safety of foodstuffs, a clean environment and sustainable development.

Key words: phosphorus fertiliser, cultivated soil, soil water, cultivated plant, leaching, mass balance, risk assessment, environment, health, scenario

Alkusanat ja kiitokset

Tässä raportissa esitetään tutkimustulokset Maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarojen kestävästä käytöstä yhteistutkimushankkeesta nimeltä ”Kadmiumin kokonaispitoisuuden ja liukoisuuden määrittäminen viljelymaasta riskien arviointia ja hallintaa varten (2001-2002)”, projektinumero 310907 vuonna 2001 ja 310901 vuonna 2002. Hanketta MMM:ssä seurasivat ympäristöylitarkastaja Heikki Granholm ja ylitarkastaja Elina Nikkola.

Hankkeen vastuullinen johtaja oli vanhempi tutkija, FM Ritva Mäkelä-Kurtto, *Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus* (MTT), Ympäristöntutkimus, josta hankkeeseen osallistuivat myös professori, MMT Jouko Sipola, kemisti, FM Marika Kaasalainen, laboratoriomestari, laboratorioteknikko Taina Lilja, laboratoriomestari, Luk Leila Lindstedt ja laborantti Pirjo Kujansuu. Muut osallistuvat tahot olivat *Suomen ympäristökeskus* (SYKE), Kemikaaliyksikkö: yksikönpäällikkö, MMM Jukka Malm; ylitarkastaja, MMM Sari Nummivuori, ja ylitarkastaja, FM Virpi Virtanen; *Työterveyslaitos* (TTL), Työhygienian ja toksikologian osasto, Riskinarviointiyksikkö: erikoistutkija, FT Kimmo Louekari; *Geologian tutkimuskeskus* (GTK), Espoon yksikkö, Maaperä ja ympäristö: tutkimusprofessori, FT Reijo Salminen, erikoistutkija, FT Timo Tarvainen ja tutkija, geologi, FK Erna Kuusisto; *Hel-singin yliopisto* (HY), Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta, Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Maa- ja ympäristökemia: professori, MMT Helinä Hartikainen ja harjoittelija, mmyo. Elina Kerko.

MTT vastasi viljelymaiden ja maaveden kadmiumpitoisuusmäärittämisestä, jotka tehtiin vuoden 2001 aikana. Analyysit suoritettiin MTT:n laboratorion tiloissa ja laitteilla. Analysointityöhön osallistui myös HY maatalous-metsätieteellisen tiedekunnan opiskelija harjoittelutyönään. Vuoden 2001 aikana MTT:ssä aloitettiin myös kadmiumtaseita koskevat mallilaskelmat. Vuonna 2002 saatettiin pääosin loppuun analyysitulosten tilastolliset käsitteilyt, taselaskelmat ja riskien arvioinnit. SYKE vastasi kadmiumin ympäristöriskien arvioinnista ja TTL terveystieteiden arvioinnista. Tutkimushankkeessa hyödynnettiin GTK:n tulosaineistoja ja GTK osallistui tutkimustulosten tulkintaan ja julkaisujen kirjoittamiseen. Tarvittavat toimenpide-ehdotukset ja -suositukset kadmiumriskien hallintaa varten mietittiin yhdessä kaikkien tutkimukseen osallistuneiden tahojen kanssa.

Tekijät lausuvat parhaat kiitöksensä Maa- ja metsätalousministeriölle saastaan taloudellisesta tuesta sekä myös kaikille hanketta tavalla tai toisella edistäneille henkilöille. Näistä erikseen mainittakoon erikoistutkija ATK-suunnittelija Kaarina Grék, joka suoritti tulosaineiston tilastollista käsittelyä ja valmisti tuloksista teemakarttoja, ja projektipäällikkö, merkonomi Leif Söderlund, joka teki englanninkielen tarkastuksen.

Sisällysluettelo

1 Johdanto	9
2 Aineisto ja menetelmät.....	12
2.1 Maanäytteet	12
2.2 Maa- ja maavesianalyysit	14
2.3 Taselaskelmat	15
2.4 Ympäristöriskien arviointi.....	17
2.5 Terveysriskien arviointi.....	18
3 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	18
3.1 Kadmium maaympäristössä.....	18
3.1.1 Kadmiumin kokonaispitoisuudet viljelymaassa	18
3.1.2 Maaveden kadmiumpitoisuudet	22
3.1.3 Kadmiumtaseet.....	25
3.2 Kadmiumin ympäristöriskit.....	31
3.3 Kadmiumin terveysriskit	33
3.3.1 Kadmiumin saanti elintarvikkeista	33
3.3.2 Kadmiumille altistumisen ja virtsan kadmiumtason välinen yhteys	36
3.3.3 Kadmiumin vaikutukset terveyteen.....	37
3.3.4 Riskin luonnehdinta.....	40
4 Yhteenveto	41
5 Kirjallisuus	44
6 Liitteet	52

1 Johdanto

Kadmium on kalkofiilinen eli luonnon ympäristössä rikin kanssa helposti kemiallisia yhdisteitä muodostava alkuaine. Se kuuluu samaan jaksollisen järjestelmän alkuaineryhmään kuin sinkki ja muistuttaa sinkkiä suuresti kemiallisilta ominaisuuksiltaan. Kadmium ja sinkki voivatkin korvata toisiaan mineraaleissa ja orgaanisissa yhdisteissä (Sahama 1947). Magmaattisissa prosesseissa kadmium kerääntyy varhaismagmaattiseen sulfidisulaan ja kiteytyy siitä viimeisimmässä vaiheissa hydrotermisiin muodostumiin yhdessä sinkin kanssa. Itsenäiset kadmiummineraalit (greenockiitti CdS, octaviitti CdCO_3 , monteponiitti CdO) ovat luonnossa hyvin harvinaisia ja esiintyvät lähinnä sinkkivälkkeen rapautumispinnoilla. Kadmiumin pääasiallinen esiintyminen onkin juuri sinkkivälkkeen hilassa. Myös muut sinkkimineraalit samoin kuin lyijymineraalitkin voivat sisältää merkittäviä määriä kadmiumia. Sinkkivälke voi sisältää kadmiumia 0,5% ja smithsoniitti jopa 5%.

Maankuoren keskimääräiseksi kadmiumpitoisuudeksi ilmoitetaan 0,1-0,15 mg/kg (Wedepohl 1995, Taylor & McLennan 1995, Lide 1996). Kivilajeissa korkeimmat kadmiumpitoisuudet on tavattu merellistä alkuperää olevissa metamorfisissa liuskeissa, joiden keskipitoisuudeksi on arvioitu 0,25 mg/kg, mustaliuskeissa ja eräissä fosforiiteissa on todettu satunnaisesti paljon korkeampiakin luonnollisia pitoisuuksia (jopa 15 mg/kg), graniiteissa keskimääräinen pitoisuus on 0,1 mg/kg, emäksisissä kivissä (gabro, basalti) 0,2 mg/kg (Reimann & Caritat 1998). Alhaisimmat pitoisuudet kivilajeissa ovat ultraemäksisissä kivissä ja hiekkakivissä (<0,05 mg/kg). Kivihiilen keskimääräinen Cd-pitoisuus on 1 mg/kg, ja hiilen poltto onkin yksi merkittävimpiä kadmiumin lähteitä luonnossa (Tauber 1988).

Suomen kallioperässä kadmiumpitoisuudet ovat yleensä alhaisia. Hieman kohonneita pitoisuuksia tavataan Laatokka-Perämeri -vyöhykkeen vulkaanis-peräisten sinkkimalmien yhteydessä (Papunen 1986). Outokummun seudun sulfidimineralisaatiot ja mustaliuskeet sisältävät myös kohonneita kadmiumpitoisuuksia.

Rapautumisessa vapautuva kadmium kulkeutuu happamassa vedessä pääasiassa Cd^{2+} - ionina, mutta voi muodostaa myös komplekseja Cl^- - ja SO_4^{2-} - ionien ja humuksen kanssa. Rauta- ja mangaanisaostumat yhdessä maan humuspitoisen pintaosan kanssa sitovat kadmiumia ja kontrolloivat siten veden Cd-pitoisuuksia. Sorakuopissa, joissa maan humuspitoinen, pidättävä pintakerros on poistettu, kadmiumia saattaa esteettä päästä pohja- ja pintavesiin. Suomen peltomaille tyypillinen suuri humusaineen määrä pidättää kadmiumia, mutta toisaalta alhainen pH suosii kadmiumin kulkeutumista. Tämä näkyy esimerkiksi Vaasan seudulla, jossa happamat, mineralisoituneet vedet sisältävät runsaasti kadmiumia. Liukenevinta kadmium on pH:n ollessa 4,5-

5,5, emäksisissä olosuhteissa se on lähes stabiilia ja saostuu karbonaatteina ja fosfaatteina (Kabata-Pendias & Pendias 1992).

Kadmium on ympäristömyrky ja elintarvikeketjun haitallisin raskasmetalli, koska se on suuren liukoisuutensa vuoksi helposti kasvien saatavilla ja myös alttiina huuhtoutumaan pinta- ja pohjavesiin. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen seurantatutkimus, joka on alallaan Pohjoismaiden pitkäaikaisin, osoittaa, että helppoliukoisien kadmiumin pitoisuudet kasvoivat viljelymaissa aikavälillä 1974-87 noin 30 %:lla (Erviö ym. 1990). Syynä oli se, että 1970-luvun loppupuolella fosforilannoittemme poikkeuksellisesti valmistettiin afrikkalaisesta paljon kadmiumia sisältäneestä raakafosfaatista. Euroopassa viljelymaiden suurin kadmiumlähde ovat olleet fosforilannoitteet (Eurostat 1995), jotka raakafosfaatin alkuperästä riippuen ovat voineet sisältää huomattaviakin määriä kadmiumia epäpuhtautena. Muita peltojen kadmiumlähteitä ovat epäorgaaniset ja orgaaniset lannoitteet ja maanparannusaineet mukaan lukien karjanlanta sekä lisäksi ilmasta tuleva laskeuma (Mukherjee ym. 2000, Mäkelä-Kurto & Sippola 2001). Viimeisimpien seurantatulosten mukaan, jotka koskevat aikaväliä 1987-1998, helppoliukoisien kadmiumin pitoisuuksien nousu suomalaisissa viljelymaissa pysähtyi (Mäkelä-Kurto & Sippola 2002).

Suuret kansainväliset järjestöt, kuten OECD ja EU-komissio, ovat olleet huolissaan lannoitteiden kadmiumpitoisuuksista ja niiden aiheuttamista haitoista peltoekosysteemeissä. OECD keräsi jäsenmailtaan 1990-luvun puolivälissä tilannetietoja näistä asioista (OECD 1996a ja 1996b), ja EU-komissio on teettänyt jäsenmaillaan arviointeja kadmiumin ympäristö- ja terveysvaaroista mm. lannoittdirektiivin valmistelua varten. Parhailtaan on menossa laaja EU-hanke: Assessment and reduction of heavy metal input into agroecosystems, AROMIS, 2001-2003 (Eckel ym. 2003), jossa on mukana noin parikymmentä Euroopan maata ja jonka tavoitteena on tuottaa EU-komissiolle Euroopan laajuinen strategia kadmiumin, ja myös muiden raskasmetallien, kuormituksen vähentämiseksi peltomaahan ja maatalousympäristöön.

Vuonna 1997 suomalaisten kadmiuminsaanti elintarvikkeista oli 7,9 µg/henkilö/vrk. Se oli pienentynyt vajaan 80 prosenttiin vuodesta 1986 (Kumpulainen 2002). Keskimäärin 80-90 % väestömme kadmiuminsaannista on peräisin kasvukunnan tuotteista (Tahvonen 1994). Pelkästään viljatuotteiden osuus saannista on noin 60 %. Kadmiumin enimmäispitoisuudet elintarvikkeissa on viimeksi määritellyt komission (EY) asetuksissa EYA 8.3.2001/466 ja EYA 6.2.2002/221. Ruotsissa (Karlsson 1994), samoin kuin Suomessakin (Eurola ym. 2003), on todettu viljoissa pitoisuusrajan ylityksiä. Ne koskevat erityisesti kauraa ja sen eri lajikkeita.

Kasvien kadmiumsisällöstä suurin osa on peräisin maasta ja loppuosa kulkeutuu kasviin maanpäällisten osien kautta ilmasta. Mitä suurempi on maan

kadmiumpitoisuus, sitä suurempi on yleensä myös kasvin kadmiumpitoisuus. Kasvien kadmiuminotto maasta riippuu kuitenkin paljon maaperätekijöistä, kuten happamuudesta ja orgaanisen aineksen ja saveksen määrästä. Myös kasvin perimä vaikuttaa ratkaisevasti kadmiuminottokykyyn. Lisäksi kasvin kadmiumpitoisuus riippuu kasvinosasta niin, että juurissa on useimmiten korkeimmat kadmiumpitoisuudet ja pitoisuudet laskevat sen mukaan mitä kauempana juuresta kasvinosa sijaitsee. Siemenet, mukulat ja hedelmät sisältävät tavallisesti vähiten kadmiumia. Myöskin ilmastollisilla ja sääolosuhteilla on merkitystä kadmiumin saatavuuteen kasveille.

Lannoitteiden kadmiumpitoisuuden merkitystä maan kadmiumtaseisiin sekä ympäristö- ja terveysriskeihin Suomessa on jo kahteen kertaan selvitetty (Nikunen ym. 1997, Louekari ym. 2000). Tuolloin käytettävissä olevat tiedot kadmiumin kokonaispitoisuudesta viljelymaissa eivät olleet kovin kattavia ja tiedot olivat jo noin 25 vuotta vanhoja, sillä viimeisimmät, vuonna 1986 julkaistut tulokset (Sippola & Mäkelä-Kurtto 1986) perustuivat vuonna 1974 kerättyihin maanäytteisiin. Peltojemme maaveden kadmiumpitoisuuksista ei ennen tätä tutkimusta ollut vielä lainkaan mittaustuloksia olemassa. Näiden ajantasaisten perustietojen puuttuminen oli syynä tämän tutkimushankkeen syntymiselle.

Tutkimuksen tavoitteet olivat:

- 1) tuottaa tuoretta, alueellista ja myös maalajikohtaista, tietoa viljelymaissamme olevan kadmiumin kokonaispitoisuuksista sekä maaveden kadmiumpitoisuuksista ja niihin vaikuttavista tekijöistä,
- 2) tehdä tuoreita pitoisuustietoja hyväksi käyttäen ajantasaisia kadmiumtaselaskelmia ja ympäristö- ja terveysriskien arviointeja,
- 3) suorittaa sadan vuoden ennustelaskelmia lannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutuksista viljelymaiden kadmiumtaseisiin ja kadmiumriskeihin sekä
- 4) antaa tulosten pohjalta tarvittaessa toimenpide-ehdotuksia ja/tai -suosituksia kadmiumriskien hallitsemiseksi agro-ekosysteemissä.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Maanäytteet

Kadmiumin kokonaispitoisuusmäärittämissä hyödynnettiin MTT:n valtakunnallisessa seurantatutkimuksessa (Mäkelä-Kurtto & Sippola 2002) vuonna 1998 kerättyjä maanäytteitä, joiden perusominaisuudet, maalaji, pH(H₂O), orgaanisen aineksen pitoisuus, helppoliukoiset raskasmetallit (Taulukko 1) ja ravinteet tunnetaan (Mäkelä-Kurtto ym. 2002a, Mäkelä-Kurtto ym. 2002b). Seurantatutkimuksen runsaasta 700 maanäytteestä, jotka oli otettu pellon muokkauskerroksesta (0-20 cm), tähän tarkoitukseen valittiin 338 siten, että tutkittavien näytteiden näytepisteet sijaitsivat kattavasti koko viljellyn Suomen alueella (Liitekuva 1).

Taulukko 1. Tutkittujen maanäytteiden ominaisuuksia, niiden tilastollisia tunnuslukuja maalajiryhmittäin sekä analyysitulosten jakautuminen erikokoisiin prosenttiosuuksiin (persentiileihin). Esimerkiksi 5 % vastaava lukuarvo tarkoittaa muuttujan arvoa, jonka alapuolelle jää 5 % koko aineiston tapauksista.

Maalajiryhmä	Tilastollisia tunnuslukuja									
	Min	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %	Max	Mean	Std	n
	pH(H ₂ O)									
Karkeat kivennäismaat	4,65	5,08	5,52	5,89	6,24	6,76	7,03	5,89	0,49	219
Savimaat	4,80	5,17	5,65	6,00	6,38	6,76	7,27	6,02	0,49	51
Eloperäiset maat	3,89	4,37	4,96	5,24	5,53	6,00	6,41	5,22	0,50	68
Kaikki yhdessä	3,89	4,86	5,37	5,78	6,20	6,67	7,27	5,77	0,57	338
	Orgaaninen hiili (C), % kuiva-aineessa									
Karkeat kivennäismaat	1,24	1,60	2,35	2,98	4,24	8,33	11,61	3,64	2,01	219
Savimaat	1,16	1,27	2,24	3,11	3,98	6,00	8,11	3,27	1,46	51
Eloperäiset maat	1,96	11,69	17,74	26,00	36,45	46,04	48,38	27,46	11,55	68
Kaikki yhdessä	1,16	1,65	2,51	3,40	7,02	38,29	48,38	8,38	11,02	338
	AAAc-EDTA –Cd, mg/l ilma-kuivaa maata									
Karkeat kivennäismaat	0,010	0,027	0,044	0,064	0,093	0,175	0,295	0,075	0,043	219
Savimaat	0,035	0,052	0,076	0,089	0,123	0,187	0,281	0,101	0,043	51
Eloperäiset maat	0,022	0,043	0,072	0,094	0,138	0,220	0,256	0,107	0,050	68
Kaikki yhdessä	0,010	0,029	0,052	0,077	0,104	0,184	0,295	0,085	0,047	338

Lyhenteet: pH(H₂O) = happamuus, Orgaaninen hiili (C) = orgaanisen hiilen pitoisuus, AAAC-EDTA –Cd = happamaan (pH 4,65) ammoniumasetaatti-EDTA:han uuttuvan kadmiumin pitoisuus, Min = pienin luku, Max = suurin luku, Mean = keskiarvo, Std = keskihajonta, n = näytteiden lukumäärä.

Seurantatutkimuksen tavoitteena oli maasta ennen kaikkea selvittää kasveille käyttökelpoisen ja huuhtoutuvan kadmiumin pitoisuutta eikä niinkään maan

kokonaispitoisuutta. Tämän, helppoliukoisen kadmiumosuuden mittaamiseen käytettiin hapanta (pH 4,65) ammoniumasetaatti-EDTA -uuttoa Lakasen ja Erviön (1971) mukaisesti. Mainittu liuos uuttaa maasta keskimäärin noin 40 % kuningasveden uuttamasta määrästä (Mäkelä-Kurtto ym. 1992). Helppoliukoisen kadmiumin alueellinen jakautuminen viljelymaissa käy ilmi teemakartasta (Liitekuva 2).

Maaveden kadmiumpitoisuusmittauksiin laboratorioissa käytettiin yhteensä 16 tuoretta maaerää (Taulukko 2), jotka tätä tarkoitusta varten otettiin MTT:n Jokioisten kartanoiden tai tutkimusasemien pelloilta muokkauskerroksesta (0-20 cm). Kyseisten viljelymaiden kemiallisia ominaisuuksia MTT on seurannut (Sippola ym. 2001). Tutkittavat maaerät valittiin niin, että ne olivat mahdollisimman vaihtelevia lajitekoostumuksen, pH:n sekä orgaanisen aineksen ja kadmiumpitoisuuden suhteen. Valtakunnallisen seurantatutkimuksen maanäytteistä (338 kpl) selvitettiin maaveden kadmiumpitoisuudet tutkimuksessa kehitetyn yhtälön (algoritmin) avulla, kuten myöhemmin esitetään.

Taulukko 2. Maaveden kadmiumpitoisuuden mittaamiseen tuoreena käytetyn 16 maanäytteen ominaisuuksia: happamuus [pH(H₂O)], sähkönjohtokyky (EC), orgaanisen hiilen (C) ja orgaanisen aineksen pitoisuus sekä savespitoisuus.

Näytteen numero	Näytepisteen tunniste *)	Näytteiden ominaisuuksia				
		pH(H ₂ O)	EC 10 ⁻⁴ S cm ⁻¹	Orgaaninen C %	Orgaaninen aines %	Savespitoisuus %
1	JK2/Kotkanoja	6,3	0,810	4,5	7,7	42,7
2	JK8/Lintupaju	6,3	0,520	4,3	7,3	50,7
3	JK9/Rehtijärvi	6,1	0,300	2,7	4,7	37,4
4	JK11/Rehtijärvi	6,2	0,670	2,8	4,8	7,0
5	JK12/Rehtijärvi	6,2	0,320	2,6	4,5	2,7
6	JK15/Nummela	6,2	0,510	3,0	5,2	73,9
7	JK16/Nummela	6,1	0,670	3,4	5,9	84,3
8	JK17/Kuuma	5,9	0,450	10,3	17,8	80,4
9	JK18/Kuuma	5,6	0,720	17,3	29,8	elop.
10	JK19/Kuuma	5,6	0,730	12,5	21,6	elop.
11	JK20/Kuuma	5,2	1,160	22,3	38,4	elop.
12	HE5/Ypäjä	6,1	0,440	4,2	7,2	26,7
13	HÄ1/Pälkäne	5,8	0,250	2,4	4,1	21,7
14	HÄ2/Pälkäne	5,6	0,410	1,7	3,6	5,7
15	HÄ4/Pälkäne	6,0	0,220	2,1	3,6	3,8
16	HÄ6/Pälkäne	6,4	0,340	2,4	4,1	2,6

*) Sippola ym. 2001

2.2 Maa- ja maavesianalyysit

Kadmiumin kokonaispitoisuuden määrittämiseksi ilma-kuivatut ja seulotut (seulan silmäkoko 2 mm) maanäytteet (338 kpl) uutettiin kuningasveteen (*aqua regia*) kansainvälisen standardimenetelmän (ISO 11466) mukaisesti. Kadmium mitattiin uutteista joko plasmaemissiospektrometrillä (ICP-AES) tai grafiittiuuni-atomiabsorptiospektrometrillä (GFAAS) riippuen pitoisuudesta. Kuningasvesiliuos, joka valmistetaan väkevästä suolahaposta (HCl) ja väkevästä typpihaposta (HNO₃), ei pysty liuottamaan maassa esiintyviä suuria mineraalirakeita eikä määrittäksessä näin ollen saada kadmiumin kokonaismäärää täydellisesti mitattua (Baghdady & Sippola 1983a). Kuningasveden uuttoteho on kuitenkin melko hyvä. Baghdadyn ja Sippolan (1983b) mukaan kuningasvesi uutti suomalaisten peltomaanäytteiden kadmiumsisällöstä keskimäärin 80 %, kun maan koko kadmiumsisällön määrittämiseen oli käytetty HF-HNO₃-HClO₄ -hajotusta eli fluorivetyhappo-typpihappo-perkloorihappo -hajotusta. Kuningasvesi uuttaa varmasti kaiken sellaisen kadmiumin, joka on biologisesti edes jollain lailla merkittävää. Usein kuningasveteen uuttuvasta osuudesta käytetään termiä ”kokonaispitoisuus” ja näin tehdään tässäkin julkaisussa.

Maaveden kadmiumpitoisuuden määrittämiseen valittiin kansainvälisesti yleisesti tunnettu ja käytetty kyllästysuutto- eli saturaatiouuttomenetelmä (Rhoades 1996), jossa tuoreet maanäytteet (16 kpl) kyllästettiin vedellä ja maa-vesi -suspensio imusuodatettiin. Suodoksista mitattiin kadmiumpitoisuus plasmaemissiospektrometrillä (ICP-AES). Tästä 16 näytteen aineistosta laskettiin kadmiumin kokonaispitoisuuden (Cds) suhde maaveden kadmiumpitoisuuteen (Cdl) eli kadmiumin jakautumiskerroin (KdCd) seuraavasti:

$$\text{KdCd} = \text{Cds}/\text{Cdl},$$

Lisäksi näistä samoista näytteistä selvitettiin kadmiumin jakautumiskertoimen, ja samalla myös maaveden, kadmiumpitoisuuden riippuvuutta, pH-luvusta ja orgaanisen hiilen (Org. C) pitoisuudesta, joilla yleisesti tiedetään olevan vaikutusta kadmiumin liukoisuuteen. Riippuvuudelle saatiin seuraava yhtälö:

$$\text{LogKdCd} = -2,25726 + 0,9193 * \text{pH} + 0,62124 * \log (\% \text{ Org.C})$$

Tätä yhtälöä (algoritmia) sovellettiin valtakunnallisen aineiston näytteille (338 kpl) jakautumiskertoimien laskemiseen. Jakautumiskertoimien perusteella voitiin maanäytteille laskea maaveden kadmiumpitoisuudet, kun näytteen kadmiumpitoisuus, pH-luku ja orgaanisen hiilen pitoisuus tunnettiin (Taulukko 1).

2.3 Taselaskelmat

Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutuksia viljelymaiden kadmiumtaseisiin nykyisin ja 100 vuoden kuluttua testattiin lannoitteiden kolmella kadmiumpitoisuustasolla: tavanomaisella suomalaisella pitoisuudella, 2,5 mg/kg fosforia (P) (Syvälahti J., Kemira-Agro Oy, 1996, Hero, H., Kemira-Agro Oy, 2000); Suomen suurimmalla sallitulla pitoisuudella, 50 mg/kg P (MMMp 21.1.1994/45); ja eurooppalaisella keskivertopitoisuudella, 138 mg/kg P (Davister 1996). Tase- ja ennustelaskelmissa käytettiin EU-komission suosittelemia dynaamisia malleja (ERM 2000), joissa maaveden kadmiumpitoisuuden laskemiseen testiolosuhteissa sovellettiin tässä tutkimuksessa kadmiumin jakautumiskertoimelle kehitettyä algoritmia. Tutkittaville viljelykasveille sovellettiin EU-komission suosittelemia algoritmeja (Eriksson ym. 1996) tai niiden puuttuessa kansallista algoritmia (Sippola, J., MTT, 2000). Laskelmiin valittiin väestön kadmiuminsaannin kannalta tärkeimmät viljelykasvit, joita ovat vehnä ja peruna, sekä erikoiskasviksi sokerijuurikas, jonka tiedetään keräävän kadmiumia muita kasveja paremmin (Erjala & Erviö 1994). Lisäksi mukaan otettiin myös eteläsuomalainen keskivertopelto, jonka kadmiumkuormitukset eri lähteistä edustavat suomalaisia keskiarvoja. Laskelmissa tarkasteltiin kolmea eteläisintä viljelyvyöhykettä, I-III, joille sijoittuu noin 80 % Suomen peltoalasta. Muut laskelmissa käytetyt viljely- ja kuormitusolosuhteet on esitetty taulukossa 3 ja 4 tai aiemmassa kadmiumin riskinarviointiraportissa (Louekari ym. 2000). Varsinaiset mallilaskelmat tehtiin Powersim-ohjelmaa käyttäen.

Taulukko 3. Tase- ja ennustelaskelmissa käytetyt viljelyolosuhteet (Louekari ym. 2000). (Cd = kadmium, Zn = sinkki).

Viljelykasvi	Viljelyvyöhyke	Maan pH(H ₂ O)	Orgaanisen aineksen pitoisuus %	Maan Zn-pitoisuus mg/kg ka	Kuiva-ainesato kg/ha/v	Sadon Cd-pitoisuus µg/kg ka	Sadon Cd-otto g/ha/v
Vehnä	I-III	5,8	10	60	3242	60	0,195
Peruna	I-III	5,8	10		4877	45	0,222
Sokerijuurikas	I-III	6,4	10		7337	200	1,467
Keskivertopelto	I-III	5,8	10		3275 *	42	0,138

* = 11 eri viljelykasvin keskimääräinen kuiva-ainesato

Taulukko 4. Kadmiumin (Cd) tase- ja ennustelaskelmissa käytettyjen fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet: 2,5 mg/kg fosforia (P) = keskimääräinen pitoisuus Suomessa; 50 mg/kg P = pitoisuusraja Suomessa; ja 138 mg/kg P = keskimääräinen pitoisuus EU-maissa; ja fosforilannoitteiden käyttömäärät eri viljelykasveille sekä kadmiumkuormitukset eri lähteistä: fosforilannoitteista, laskeumasta, kalkitusaineista, lannasta ja jätteistä (Louekari ym. 2000).

Viljelykasvi	P-lannoitteen käyttömäärä kg/ha/v	Kadmiumkuormitus eri lähteistä					
		P-lannoitus g/ha/v	Laskeuma g/ha/v	Kalkitusaine g/ha/v	Lanta g/ha/v	Jätteet g/ha/v	Yhteensä g/ha/v
<u>Vehnä</u>							
Cd 2,5 mg/kg P	15	0,037 (10 %)*	0,3	0,035	0	0	0,373
Cd 50 mg/kg P	15	0,750 (70 %)*	0,3	0,035	0	0	1,085
Cd 138 mg/kg P	15	2,070 (86 %)*	0,3	0,035	0	0	2,405
<u>Peruna</u>							
Cd 2,5 mg/kg P	40	0,100 (25 %)*	0,3	0	0	0	0,400
Cd 50 mg/kg P	40	2,000 (87 %)*	0,3	0	0	0	2,300
Cd 138 mg/kg P	40	5,520 (95 %)*	0,3	0	0	0	5,820
<u>Sokerijuurikas</u>							
Cd 2,5 mg/kg P	30	0,075 (18 %)*	0,3	0,035	0	0	0,410
Cd 50 mg/kg P	30	1,500 (82 %)*	0,3	0,035	0	0	1,835
Cd 138 mg/kg P	30	4,140 (93 %)*	0,3	0,035	0	0	4,475
<u>Keskivertopelto</u> (11 sadon ka)							
Cd 2,5 mg/kg P	10	0,025 (4 %)*	0,3	0,035	0,322	0,023	0,705
Cd 50 mg/kg P	10	0,500 (42 %)*	0,3	0,035	0,322	0,023	1,180
Cd 138 mg/kg P	10	1,380 (67 %)*	0,3	0,035	0,322	0,023	2,060

* (P-lannoitteen prosentuaalinen osuus kadmiumin kokonaiskuormituksesta)

2.4 Ympäristöriskien arviointi

Kadmiumin aiheuttamia ympäristöriskejä viljelymaissa tarkasteltiin vertaamalla ympäristön ennustettua pitoisuutta (PEC = Predicted Environmental Concentration) siihen pitoisuuteen, jonka ei odoteta aiheuttavan haitallisia vaikutuksia ympäristössä (PNEC = Predicted No Effect Concentration). Jos PEC/PNEC on > 1, on riski ympäristölle olemassa.

Riskinarvio tehtiin maaveden kadmiumpitoisuuden perusteella. Kadmiumin riskejä maavedessä tarkasteltiin viljelyvyöhykkeittäin, maalajeittain sekä erilaisilla pelloilla sen mukaan, mitä kasvia pellolla viljellään. PEC –arvoina käytettiin MTT:ssa algoritmin avulla laskettuja Suomen viljelymaiden maaveden kadmiumpitoisuuksia. Vyöhyke- ja maalajitarkastelussa PEC –arvoista käytettiin EU:n riskinarvioinnin teknisen ohjeen (Technical Guidance Document, TGD) (European Commission 1994) suositusten mukaisesti 90 persenttiä eli muuttujan arvoa, jonka alapuolelle jakaumassa jää 90 % tapauksista. Viljelykasvitarkastelussa käytettävissä oli ainoastaan keskimääräiset maaveden kadmiumpitoisuudet kullekin kasvilajille tyypillisessä viljelymaassa sadan vuoden ennusteena (Taulukko 5).

Taulukko 5. Maaveden kadmiumpitoisuudet nyt ja 100 vuoden ennusteina vehnä-, peruna- ja sokerijuurikaspellolla ja eteläsuomalaisella keskivertopellolla, kun fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuus (Cd mg/kg P) vaihtelee. Lisäksi maaveden kadmiumpitoisuuksien muutos (%) sadan vuoden aikana (Cd = kadmium, P = fosfori).

	Maaveden kadmiumpitoisuus						
		Cd 2,5 mg/kg P		Cd 50 mg/kg P		Cd 138 mg/kg P	
Peltotyyppi	Nyt µg/l	2100 µg/l	%	2100 µg/l	%	2100 µg/l	%
Vehnäpelto	0,051	0,051	0	0,061	20	0,079	55
Perunapelto	0,051	0,050	-1	0,076	51	0,124	145
Sokerijuurikas- pelto	0,014	0,009	-34	0,016	9	0,026	81
Keskivertopelto	0,051	0,051	0	0,063	23	0,075	47

EU:n riskinarvioinnin teknisen ohjeen (European Commission 1994) mukaan PEC ja PNEC –arvojen tulee edustaa samaa biologista saatavuustasoa. Maaveden PNEC –arvo johdettiin algoritmeilla maaperän PNEC –arvosta samalla tavalla kuin aiemmassa kadmiumin riskinarviointiraportissa (Louekari ym. 2000). Maaperän PNEC –arvo vuorostaan saatiin arviointikertoimen avulla heinäsiirikkakokeen LOEC –arvosta (LOEC = Lowest Observed Effect Concentration = pienin pitoisuus, jossa koe-eliössä havaitaan muutos tutkitussa suureessa), myös kuten vuoden 2000 raportissa. Maaperän PNEC –arvosta 0,06 mg/kg saatiin siis Christensenin (1989) algoritmin

$$\log K_d = -1,35 + 0,587\text{pH} + 0,157(\% \text{ OM})$$

avulla maaveden PNEC –arvoksi 0,035 µg/l (pH 7, % OM 3). Algoritmissa % OM (organic matter) on orgaanisen aineksen määrä prosenteissa.

EU:ssa valmisteilla olevassa kadmiumin riskinarviointiraportissa riskiä on tarkasteltu ainoastaan maaperässä. Suositeltavaksi PNEC_{soil} –arvoksi on annettu 0,9 mg/kg. Arvo on laskettu yhdistämällä monia eri toksisuuskokeita, ja se kuvaa sitä maaperän kokonaiskadmiumpitoisuutta, jolla ravintoketjurikastumisen kautta saavutetaan nisäkkäiden munuaisen kriittinen pitoisuus. Tämän tilastollisella menetelmällä saadun PNEC –arvon laskemisessa on hävinnyt tietoa alkuperäisistä koejärjestelyistä, joten se ei sovellu maaveden PNEC –arvon laskemiseen rajattuihin olosuhteisiin kehitetyn algoritmin avulla. Lisäksi PNEC_{soil} –arvon 0,9 mg/kg voidaan katsoa soveltuvan paremmin Keski- ja Etelä-Euroopan maihin, joissa kadmiumia on runsaammin kuin Suomen maaperässä (kadmiumin kokonaispitoisuus keskimäärin 0,18 mg/kg kuiva-ainetta).

2.5 Terveysriskien arviointi

Terveysriskien arviointi perustui: 1) tämän tutkimuksen tuloksiin kadmiumtaseista ja niiden ennusteista, erityisesti satojen kadmiumpitoisuuksien muutoksista lannoitteiden kadmiumpitoisuuden muutoksen seurauksena ja 2) epidemiologisiin tietoihin kadmiumin terveysvaikutuksista. Terveysriskien arviointi tehtiin EU:n riskinarvio-ohjeen (European Communities 2003) mukaan.

3 Tulokset ja tulosten tarkastelu

3.1 Kadmium maaympäristössä

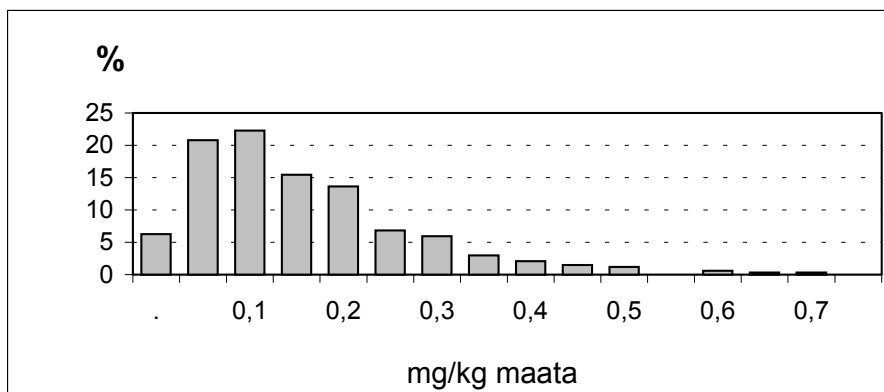
3.1.1 Kadmiumin kokonaispitoisuudet viljelymaassa

Kadmiumin kokonaispitoisuuden keskiarvo, 0,18 mg/kg kuiva-ainetta (ka) (Taulukko 6), viljelymaiden muokkauskerroksessa oli tämän, vuonna 1998 kerätyn maanäyteaineiston (n = 338) perusteella alhaisempi kuin vuonna 1974 kerätyn, suppeahkon aineiston (n = 86) vastaava keskiarvo, 0,21 mg/kg ka (Sippola & Mäkelä-Kurtto 1986). Pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,02-0,75 mg/kg keskimmäisen luvun ollessa 0,15 mg/kg ka. Noin 75 % pitoisuuksista oli alle 0,23 mg/kg ja 95 % alle 0,42 mg/kg ka (Taulukko 6). Kokonaispitoisuuksien jakauma esitetään histogrammina kuvassa 1. Tämän tutkimuksen keskiarvo oli lähes sama kuin Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) vuosien 1996-1997 peltomaanäytteistä (n = 129) samalla menetelmällä saama keskiarvo 0,185 mg/kg (Reimann ym. 2003, Taulukko 7). Myös Viljavuuspalvelun (Mäntylähti 2002) analyysitulosten (n = 353) kadmiumpitoisuuksien keskiarvo, 0,17 mg/kg, oli lähellä MTT:n ja GTK:n vastaavia pitoisuuksia.

Taulukko 6. Kadmiumin (Cd) kokonaispitoisuus eli kuningasveteen (AR) uutuvan kadmiumin pitoisuus maassa ja maaveden kadmiumpitoisuus tutkimuksissa näytteissä maalajiryhmittäin. Lisäksi aineiston tilastollisia tunnuslukuja, kuten tulosten jakautuminen erikokoisiin prosenttiosuuksiin. Esimerkiksi 5 % vastaava lukuarvo tarkoittaa muuttujan arvoa, jonka alapuolelle jää 5 % koko aineiston tapauksista.

Maalajiryhmä	Tilastollisia tunnuslukuja									
	Min	5 %	25 %	50 %	75 %	95 %	Max	Mean	Std	n
Maan AR-Cd, mg/kg kuiva-ainetta										
Karkeat kivennäismaat	0,016	0,041	0,077	0,116	0,177	0,327	0,641	0,138	0,088	219
Savimaat	0,085	0,104	0,156	0,196	0,250	0,472	0,624	0,222	0,107	51
Eloperäiset maat	0,073	0,127	0,210	0,289	0,376	0,510	0,748	0,298	0,130	68
Kaikki yhdessä	0,016	0,046	0,096	0,153	0,231	0,420	0,748	0,183	0,120	338
Maaveden Cd, µg/l										
Karkeat kivennäismaat	0,004	0,007	0,019	0,037	0,085	0,224	0,661	0,066	0,079	219
Savimaat	0,006	0,012	0,024	0,053	0,121	0,361	0,629	0,090	0,111	51
Eloperäiset maat	0,009	0,022	0,063	0,127	0,171	0,607	2,420	0,183	0,309	68
Kaikki yhdessä	0,004	0,008	0,022	0,052	0,118	0,276	2,420	0,093	0,164	338

Lyhenteet: Min = pienin luku, Max = suurin luku, Mean = keskiarvo, Std = keskihajonta, n = näytteiden lukumäärä



Kuva 1. Kadmiumin kokonaispitoisuuksien jakauma pitoisuusluokkiin tutkimuissa viljelymaissa (n = 338) vuonna 1998. Pitoisuudet ilmoitettu kuningasveteen uutuvana kadmiumina kilossa maan kuiva-ainetta.

Peltojen keskimääräiset kadmiumpitoisuudet vaihtelevat useimmiten välillä 0,1-0,5 mg/kg (Kabata-Pendias & Pendias 1992). Todetut viljelymaiden kadmiumpitoisuudet olivat alhaisia verrattuna monen muun Euroopan maan vastaaviin pitoisuuksiin (Eckel ym. 2001) ja jopa alhaisempia kuin Ruotsissa keskimäärin aikavälillä 1988-1995 (Eriksson ym. 1997). Myös Geologian tutkimuskeskuksen laajojen tulosaineistojen perusteella (Taulukko 7) maape-

rän kadmiumpitoisuudet ovat Suomessa selvästi alhaisempia kuin muualla Euroopassa, jos asiaa tarkastellaan keskiarvon perusteella. Ero häviää kuitenkin mediaaniarvojen tarkastelussa osoittaen näin, että muualla Euroopassa on ilmeisesti ihmistoiminnan tuloksena runsaammin hyvin korkeita pitoisuuksia. Sen sijaan huomattavan suuria alueellisia eroja peltojen kadmiumpitoisuuksissa ei ollut, kun tuloksia vertailtiin Barentsin euroarktisella alueella, johon Suomesta kuuluvat Lapin, Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun maakunnat, Norjasta ja Ruotsista 2-3 pohjoisinta lääniä ja Venäjältä Karjalan ja Komin tasavallat sekä Muurmannin ja Arkangelin alueet.

Kadmiumin kokonaispitoisuuksia viljelymaissa esitetään maalajeittain sekä viljelyvyöhykkeittäin liitetaulukossa 1. Korkeimmat kadmiumpitoisuudet olivat eloperäisissä maissa. Keskimääräistä suuremmat pitoisuudet lounaisessa Suomessa liittyvät hienojakoisiin maalajeihin, joissa kadmiumpitoisuudet ovat luonnostaan korkeampia kuin karkeissa kivennäismaissa. Viljavuuspalvelun Laatumaa –luokituksen mukaan suomalaista viljelymaata voidaan pitää hyvin puhtaana, jos kadmiumpitoisuus on alle 0,06 mg/kg, tavanomaisena, jos pitoisuus on välillä 0,06-0,30 mg/kg ja kohonneena, jos pitoisuus on yli 0,30 mg/kg (Mäntylähti 2002). Liitekuvassa 3 oleva kartta kuvaa tässä tutkimuksessa saatujen kadmiumpitoisuuksien alueellista jakautumista Laatumaa-luokituksen mukaisesti. Kaakkoisessa Suomessa esiintyvä keskitasoa korkeamman pitoisuuden alue todettiin myös aiemmassa tutkimuksessa (Sippola & Mäkelä-Kurtto 1986). Laatumaa-luokituksessa kohonneen maan pitoisuusraja 0,3 mg/kg vaikuttaa eloperäisille maille melko alhaiselta. Tässä tutkimuksessa runsaalla 25 prosentilla eloperäisistä maista (Taulukko 6) olisi Laatumaa-luokituksen mukaan ollut kohonnut kadmiumpitoisuus. Eloperäisten maiden muita maita korkeammat kadmiumpitoisuudet johtuvat kuitenkin näiden maiden pienestä tilavuuspainosta eikä likaantumisesta. Maalaji- ja laskeumaeroista johtuen kadmiumin kokonaispitoisuudet pienenevät pohjoista kohti. Kun tarkastelun kohteena olivat pelkästään kivennäismaat (Liitekuva 4 ja 5), erot etelässä ja pohjoisessa olevien viljelymaiden kadmiumpitoisuuksissa tulivat entistä selvemmin esille. MTT:n (Liitekuva 3) ja GTK:n (Liitekuva 6) kartat viljelymaiden muokkauksenerroksen kadmiumpitoisuuksista vahvistavat ja täydentävät toisiaan.

Taulukko 7. Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) tutkimusaineistojen kadmiumtulosten tilastollisia tunnuslukuja. Foregs-tutkimuksen tulokset ovat julkaisemattomia, mutta tietoa tutkimuksesta löytyy GTK:n internet-sivulta: <http://www.gsf.fi/foregs/>.

Tutkimusaineisto	n	Min	Median	Mean	Max
<u>Baltic Soil Survey</u> (Reimann ym. 2003) Pellon pintamaa (0-25 cm), mg/kg	129	0,003	0,164	0,185	0,632
Pellon pohjamaa (50-70 cm), mg/kg	129	0,003	0,048	0,078	0,465
<u>Foregs (Eurooppa)</u> (Julkaisematon aineisto)					
Pintamaa, ei viljelty, mg/kg	849	<0,01	0,14	0,28	14,10
Pohjamaa, ei viljelty, mg/kg	789	<0,01	0,09	0,19	14,20
Humus, mg/kg	358	<0,15	0,40	0,50	18,30
Tulvasedimentti, mg/kg	649	<0,02	0,29	0,59	23,60
Purosedimentti, mg/kg	778	<0,02	0,29	0,48	15,81
Purovesi, µg/l	780	<0,002	0,026	0,026	1,250
<u>Foregs (Suomi)</u> (Julkaisematon aineisto)					
Pintamaa, ei viljelty, mg/kg	67	0,02	0,06	0,07	0,17
Pohjamaa, ei viljelty, mg/kg	67	0,01	0,06	0,06	0,14
Humus, mg/kg	64	0,20	0,43	0,43	1,00
Tulvasedimentti, mg/kg	40	0,02	0,11	0,12	0,39
Purosedimentti, mg/kg	65	0,60	0,13	0,15	0,39
Purovesi, µg/l	65	<0,002	0,012	0,020	0,09
<u>Tuhat kaivoa</u> (Lahermo ym. 2002)					
Rengaskaivot, µg/l	739	<0,02	<0,02	0,044	1,27
Porakaivot, µg/l	263	<0,02	0,02	<0,02	0,56
<u>Suomen Geokemiallinen Atlas</u> (Lahermo ym. 1996)					
Orgaaninen purosedimentti, mg/kg	1164	<0,02	0,08	0,23	3,21
Purovesi, µg/l	1158	<0,02	<0,02	<0,02	1,40
<u>Barents Ecogeochemistry</u> (Koko aineisto) (Salminen ym. 2003)					
Purovesi, µg/l	1345	0,004	0,011	0,022	0,536
Humus, mg/kg	1340	<0,040	0,340	0,379	3,180
Sammal, mg/kg	1346	<0,020	0,125	0,147	0,827
<u>Barents Ecogeochemistry</u> (Suomi) (Salminen ym. 2003)					
Purovesi, µg/l	310	<0,020	0,038	0,038	0,480
Humus, mg/kg	309	<0,040	0,320	0,344	2,090
Sammal, mg/kg	310	0,038	0,105	0,115	0,564

Lyhenteet: n = näytteiden lukumäärä, Min = pienin luku, Median = keskimäinen luku, Mean = keskiarvo ja Max = suurin luku

Viljelymaan kadmiumpitoisuudelle on asetettu raja-arvo Valtioneuvoston päätöksessä, VNp 14.4.1994/282. Sen mukaan puhdistamolietettä saa käyttää maanviljelykseen, mikäli viljelymaan kadmiumpitoisuus ei ylitä arvoa 0,5 mg/kg ka. Tämän pitoisuuden ylittäviä viljelymaita on Suomessa hyvin vähän, sillä vain 5 %:lla tutkituista pelloista kadmiumpitoisuus oli yli 0,420 mg/kg ka (Taulukko 6). Näistä huomattava osa on eloperäisiä maita. Maan saastuneisuuden arviointiin Ympäristöministeriö (1998) on tehnyt ehdotuksen Valtioneuvoston päätökseksi. Sen mukaan ei-saastuneen maan korkein kadmiumpitoisuus saadaan kaavasta: $0,1 + 0,007(s + 3o)$, jossa s = savespitoisuus (%) ja o = orgaanisen aineksen pitoisuus (%). Mikäli maan kadmiumpitoisuus on yli 10 mg/kg ka, niin maa luokitellaan saastuneeksi. Tämän tutkimusaineiston suurin kadmiumpitoisuus oli 0,75 mg/kg ka.

GTK:n Baltic Soil Survey -aineistossa (Taulukko 7) peltojen pohjamaan kadmiumpitoisuuksien keskiarvo oli 0,078 mg/kg (Reimann ym. 2003). Mineraalisessa pohjamaassa nämä kuningasvesiliuotukseen (ISO 11466) perustuvat kadmiumpitoisuudet olivat Etelä-Suomessa Oulun korkeudelle asti korkeampia kuin Lapissa (Liitekuva 7). Korkeimmat pitoisuudet olivat Laatokalta Perämerelle ulottuvalla sulfidimalmivyöhykkeellä. Pintamaan kadmiumpitoisuudet (Liitekuva 6) olivat korkeampia (keskiarvo 0,18 mg/kg) eivätkä ne korreloineet kovinkaan hyvin pohjamaan luontaisten pitoisuuksien kanssa (Taulukko 7).

GTK:n Barents-aineistossa (Salminen ym. 2003) (Taulukko 7) sammalen kadmiumpitoisuudet, jotka kuvaavat ilmaperäistä laskeumaa, olivat aivan eteläisimmässä Suomessa lievästi korkeammat (0,2-0,3 mg/kg) kuin muualla Suomessa (0,02-0,18 mg/kg). Sen sijaan humuskerroksessa korkeimmat pitoisuudet (0,3-0,8 mg/kg) olivat Keski-Pohjanmaalla ja Oulun läänin eteläosassa. Muualla pitoisuudet olivat alempia eivätkä muodostaneet selvästi poikkeavia alueita. Metsämaissa kadmium rikastuu pintamaan humukseen, mutta on suotuisissa olosuhteissa taipuvainen liikkumaan alaspäin maannosprofiilissa, etenkin hienorakeisissa maalajeissa (Lodénius 1987).

3.1.2 Maaveden kadmiumpitoisuudet

Maaveden kadmiumpitoisuudesta suomalaisissa peltomaissa ei tähän saakka ole ollut olemassa mitattua tietoa. Maavedessä liukoisena, ja siten huuhtoutumiselle alttiina ja biologisesti saatavilla olevan kadmiumin pitoisuuden määrittämiseksi valittiin tähän tutkimukseen kirjallisuudesta menetelmä, joka tuntui soveltuvan suomalaisille, pääasiassa vähäadmiumisille maille, ja joka parhaiten kuvasti sadeveden mukana tapahtuvaa mahdollista helppoliukoisen kadmiumin huuhtoutumista syvempiin maakerroksiin. Tutkittujen 16 tuoreen maanäytteen keskimääräinen maaveden kadmiumpitoisuus oli 0,066 µg/l, ja pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,022-0,179 µg/l (Taulukko 8).

Taulukko 8. Tuoreista maanäytteistä ilmakeivauksen jälkeen mitatut kadmiumin kokonaispitoisuudet (Cds) (kuningasveteen uuttuva osuus) ja maaveden kadmiumpitoisuudet (Cdl) sekä näiden analyysitulosten perusteella lasketut kadmiumin jakautumiskertoimet ($KdCd=Cds/Cdl$) ja niiden logaritmit ($\log KdCd$).

Näytteen numero	Näytepisteen tunnistus*)	Maan Cd-pitoisuus Cds $\mu\text{g}/\text{kg ka}$	Maaveden Cd-pitoisuus Cdl $\mu\text{g}/\text{l}$	$KdCd = Cds/Cdl$ l/kg	$\log KdCd$
1	JK2/Kotkanoja	197	0,033	5981	3,777
2	JK8/Lintupaju	172	0,087	1991	3,299
3	JK9/Rehtijärvi	162	0,045	3606	3,557
4	JK11/Rehtijärvi	300	0,062	4838	3,685
5	JK12/Rehtijärvi	225	0,037	6129	3,787
6	JK15/Nummela	176	0,030	5913	3,772
7	JK16/Nummela	213	0,022	9771	3,990
8	JK17/Kuuma	378	0,024	15602	4,193
9	JK18/Kuuma	328	0,072	4531	3,656
10	JK19/Kuuma	325	0,107	3048	3,484
11	JK20/Kuuma	275	0,157	1750	3,243
12	HE5/Ypäjä	179	0,050	3612	3,558
13	HÄ1/Pälkäne	140	0,061	2313	3,364
14	HÄ2/Pälkäne	169	0,179	942	2,974
15	HÄ4/Pälkäne	160	0,068	2360	3,373
16	HÄ6/Pälkäne	88	0,024	3724	3,571
Keskimäärin		218	0,066	4757	3,580

*) Sippola ym. 2001

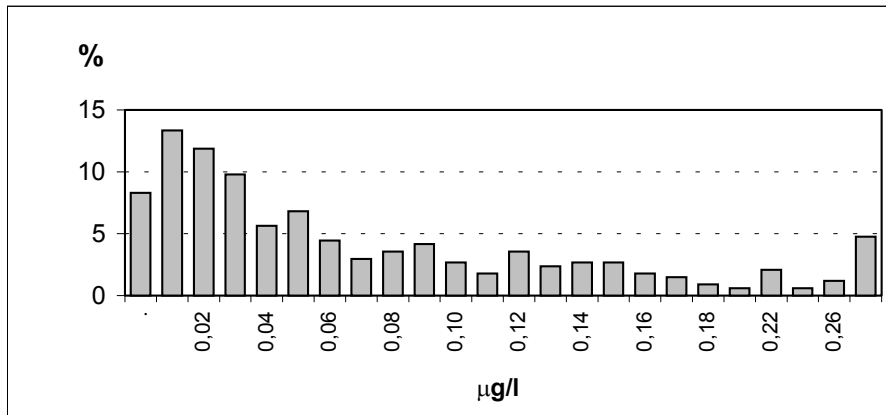
Maaveden kadmiumpitoisuuksia mitattaessa tuli ilmi, että maan kuivaus, joka on tavanomainen toimenpide valmisteltaessa maaeriä analyysiin, lisäsi merkittävästi kadmiumin liukoisuutta veteen ja antoi virheellisen kuvan tilanteesta pelto-olosuhteissa. Ilmakeivatuun maan (kosteus 1-6 %) saturaatio-utteen kadmiumpitoisuus oli 2,1–4,2 -kertainen tuoreella maalla (kosteus 20-35 %) saatuihin tuloksiin verrattuna. Tuoreella maalla saadut analyysitulokset vastasivat luotettavimmin sitä, mitä juuri luonnonolosuhteissa tapahtuu.

Saturaatio-utot ovat hyvin hitaita ja työläitä ja niin muodoin myös hyvin kalliita määrittämiä. Tuoreista 16 maanäytteestä mitattujen maaveden kadmiumpitoisuuksien (Taulukko 8) pohjalta selvitettiin kadmiumin jakautumiskerroin ($KdCd$) ja tämän jälkeen johdettiin matemaattinen yhtälö (algoritmi), joka osoittaa maaveden kadmiumpitoisuuden riippuvuuden maan kadmiumin kokonaispitoisuudesta, pH:sta ja orgaanisen hiilen pitoisuudesta. Kehitettyä yhtälöä sovellettiin valtakunnallisen seurantatutkimuksen (Mäkelä-Kurto ym. 2002a ja 2002b) maanäytteisiin (338 kpl). Samanlaista toimintamallia,

jossa suppeahkolla aineistolla saatuja käytännön mittaustuloksia sovelletaan matemaattisen yhtälön kautta laajaan näyteaineistoon, on kansainvälisissä tutkimuksissa käytetty maaveden kadmiumpitoisuuden selvittämiseksi (ERM 2000).

Kehitetyn yhtälön soveltaminen MTT:n valtakunnallisen seurantatutkimuksen (Mäkelä-Kurto ym. 2002a ja 2002b) maanäytteille (338 kpl) osoitti, että tulosaineiston keskimäinen luku, 0,052 µg/l (Taulukko 6), oli varsin lähellä aiemmassa kadmiumin riskinarvioinnissa (Louekari ym. 2000) käytettyä arvoa 0,050 µg/l, mutta että aineiston keskiarvo oli kuitenkin lähes kaksinkertainen, 0,093 µg/l (Taulukko 6). Pohjoismaisittain vertaillen maaveden kadmiumpitoisuudet olivat korkeahkoja (ERM 2000) ilmeisesti johtuen viljelymaidemme happamuudesta ja eloperäisten maiden runsaudesta. Pitoisuusjakauma oli varsin vino niin, että pitoisuuden 0,02 µg/l tienoilla olevan huipun lisäksi oli melko suuriakin pitoisuuksia paljon (Kuva 2). Noin 75 % maaveden kadmiumpitoisuuksista jäi alle 0,12 µg/l ja 95 % alle 0,28 µg/l (Taulukko 6). Maksimitulos, 2,416 µg/l saatiin turvemaanäytteelle, jonka pH oli 3,9 ja jonka kadmiumin kokonaispitoisuus oli 0,51 mg/kg ka. Myös muilla, runsaasti liukoista kadmiumia sisältävillä mailla, pH-luku oli alhainen, 4,5 tai tätä alhaisempi. Maaveden kadmiumpitoisuuksien tunnuslukuja maa-lajeittain ja viljelyvyöhykkeittäin esitetään liitetaulukossa 2. Maaveden kadmiumpitoisuudet olivat korkeampia kuin on arveltu. Viljelymaidemme kadmium on biosaatavampaa ja huuhtoutuvampaa kuin on uskottu.

Eloperäisten maiden suurempi osuus näkyi korkeampina pitoisuuksina pohjoisessa osassa maata (Liitekuva 8). Maaveden kadmiumpitoisuudet viljelymaissa olivat yleensä selvästi korkeampia kuin pinta- ja pohjavesien kadmiumpitoisuudet (Taulukko 7). Geologian tutkimuskeskuksen ”Tuhannen kaivon” valtakunnallinen pohjavesitutkimus vuosilta 1999-2000 (Lahermo ym. 2002) osoittaa, että rengas- ja porakaivojen kadmiumpitoisuudet olivat hyvin pieniä, mediaaniarvot alle 0,02 µg/l (Taulukko 7). Kadmiumin alueellisen jakautuman perusteella vain Outokummun seudulla oleva hieman kohonneiden kadmiumpitoisuuksien tihentymä näytti olevan peräisin sulfidimineralisaatioista ja mustaliuskeista (Liitekuva 9). Kadmiumin pieniä määriä pohjavesissä kuvaa se, että GTK:n pohjavesitietokannan yli 12 000 analyysissä vain yhdeksän rengaskaivon vedessä oli kyseisen pitoisuuden ylittävä määrä kadmiumia. Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen (STMA 19.5.2000/461) mukaan talousveden enimmäispitoisuus kadmiumille on 5,0 µg/l.



Kuva 2. Maaveden kadmiumpitoisuuksien jakautuminen pitoisuusluokkiin tutkituissa viljelymaissa (n = 338) vuonna 1998.

Luontaiset kadmiumpitoisuudet Suomen pohja- ja pintavesissä ovat alhaisia verrattuna Euroopasta mitattuihin vastaaviin pitoisuuksiin. Pintavesien alueellisesti korkeimmat pitoisuudet on todettu Etelä-Pohjanmaan sulfaattimaiden alueella, jossa veden happamuuden takia liuenneen kadmiumin määrä on selvästi korkeammalla tasolla (0,05-0,07 µg/l) kuin muualla maassa (<0,02 µg/l). Muualla maassa korkeita pitoisuuksia on havaittu vain yksittäisinä. Vuonna 1995 tutkittiin pintavesien kadmiumpitoisuuksia kattavasti lähes koko Suomen alueelta, ja tuolloin noin 75 % mittaustuloksista oli alle 0,02 µg/litra (Skjelkvåle ym. 1999). Kadmiumpitoisuuksista 97,5 % jäi alle 0,030 µg/l, ja suurin pitoisuus oli 0,230 µg/l.

GTK:n tulosten (Taulukko 7) perusteella purovesissä Suomessa on alhaisemmat pitoisuudet kuin Barentsin alueella keskimäärin, mutta korkeammat kuin muualla Euroopassa keskimäärin (Salminen ym. 2003). Ero muuhun Eurooppaan johtunee suomalaisten purovesien alemmasta pH:sta. Korkeimmat pitoisuudet orgaanisissa purosedimenteissä esiintyivät Lounais- ja Etelä-Suomessa sekä itäisellä Pohjois-Pohjanmaalla (0,2-1,0 mg/kg). Näillä alueilla veden kadmiumpitoisuudet ovat pieniä osoittaen orgaanisen pohjasedimentin sitovan tehokkaasti kadmium-ionit vedestä.

3.1.3 Kadmiumtaseet

Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudella todettiin olevan huomattava vaikutus pellon vuotaiseen kadmiumkuormitukseen (Taulukot 9-12). Kun lannoitteiden kadmiumpitoisuus oli tavanomaista suomalaista tasoa, 2,5 mg/kg fosforia (P), niin lannoitteista tulevan kadmiumin osuus kokonaiskuormituksesta oli 4-25 % riippuen viljelykasvista, sen fosforintarpeesta sekä muista lähteistä tulevan kuormituksen määrästä. Kun pitoisuus oli suurin tällä hetkellä Suomessa sallittu, 50 mg/kg P, niin lannoitteiden osuus kuormituksesta vaihteli välillä 42-87 %. Kun fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuus vastasi

eurooppalaista tasoa, 138 mg/kg P, niin lannoitteiden osuus kuormituksesta oli 67-95 %.

Tase- ja ennustelaskelmat osoittavat, että 100 vuoden aikanaakaan viljelymaiden ja satojen kadmiumpitoisuudet eivät juurikaan muutu viljeltäessä vehnää (Taulukko 9) ja perunaa (Taulukko 10), jos käytetään puhtaita fosforilannoitteita. Myös poistumat vesiin pysyvät lähes ennallaan. Sokerijuurikkaan viljelyssä (Taulukko 11) maan kadmiumpitoisuus ja kadmiumin poistumat vesiin jopa laskevat noin kolmanneksella ja juurikkaankin kadmiumpitoisuus pienenee 10 prosentilla. Sen sijaan keskivertopellon (Taulukko 12) kadmiumpitoisuus nousee 100 vuoden aikajaksolla 10 % ennen kaikkea muista lähteistä, pääasiassa lannasta, tulevan kadmiumkuormituksen takia.

Jos Suomessa ruvettaisiin käyttämään fosforilannoitteita, joissa olisi nykyisen lainsäädännön sallima suurin kadmiumpitoisuus, niin 100 vuoden kuluttua maan kadmiumpitoisuus ja kadmiumin poistumat maasta vesiin nousisivat sokerijuurikaspellolla 9 % (Taulukko 11), vehnäpellolla 20 % (Taulukko 9), keskivertopellolla 23 % (Taulukko 12) ja perunapellolla 51 % (Taulukko 10). Sokerijuurikkaiden, perunanmukuloiden ja vehnänyjvien kadmiumpitoisuudet nousisivat 3 %, 7 % ja 14 %.

Keskimääräisen eurooppalaisen kadmiumtason omaavien fosforilannoitteiden käyttö lisäisi 100 vuoden kuluessa maiden kadmiumpitoisuuksia sekä kadmiumpoistumia maasta vesiin keskivertopellolla 47 % (Taulukko 12), vehnäpellolla 55 % (Taulukko 9), sokerijuurikaspellolla 82 % (Taulukko 11) ja perunapellolla 147 % (Taulukko 10).

Maan kadmiumpitoisuudet kadmiumkuormitusten ja –lisäysten tasapainotilassa (Steady State) tulisivat tutkituilla kuormituksilla olemaan välillä 0,05-0,39 mg/kg, jos käytettäisiin vähäkadmiumisia fosforilannoitteita, välillä 0,22-0,94 mg/kg, jos käytettäisiin lannoitteita, joiden kadmiumpitoisuus olisi sama kuin Suomessa suurin sallittu pitoisuus, ja 0,53-2,38 mg/kg ka, jos käytettäisiin keskiverto eurooppalaisia lannoitteita (Taulukot 9-12). Vähäkadmiumisten lannoitteiden ansiosta sokerijuurikas- ja perunapellojen kadmiumpitoisuudet tulisivat pitkällä aikavälillä jopa hieman laskemaan. Kaikissa muissa tapauksissa viljelymaiden kadmiumpitoisuudet pysyisivät samoina tai tulisivat nousemaan 2-13 –kertaisiksi riippuen lannoitteiden kadmiumpitoisuudesta. Tase- ja ennustelaskelmien mukaan kuormituksen kasvaessa kadmiumin kertyminen maahan sekä siirtyminen vesiin ja satoihiin oli jonkin verran suurempaa kuin oli aiemmissa laskelmissa (Louekari ym. 2000) todettu, kun puuttuvien tai vanhentuneiden kansallisten tietojen tilalla oli käytetty kansainvälisesti alhaista maaveden kadmiumpitoisuutta (ERM 2000) ja taas kansallisesti korkeata kadmiumin kokonaispitoisuutta viljelymaille (Sippola & Mäkelä-Kurto 1986).

Taulukko 9. Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutus vehnäpellon kadmiumkuormitukseen ja maan, maaveden ja jyvien kadmiumpitoisuuteen sekä kadmiumpoistumiin huuhtoutumassa, eroosiossa ja jyväsadossa dynaamisen tasemallin mukaan laskettuina yhden ja 100 vuoden ennusteina sekä vastaavat muutokset (%), kun pellon jyväsadon on käytetty valtakunnallista keskiarvoa, 3242 kg kuiva-ainetta hehtaarilta. Lisäksi maan kadmiumpitoisuus, jossa kadmiumlisäykset ja -poistumat saavuttavat tasapainotilan kyseisellä kadmiumkuormituksella.

Cd-kuormitus yhteensä g/ha/v	Aika-jakso Vuosia	LÄHTÖTILANNE			TULOS						
		Cds mg/kg	logKdCd	KdCd	Maa-vedessä µg/l	Huuh-toutuu g/ha/v	Eroosi-ossa g/ha/v	Jyviin g/ha/v	Jyvissä µg/kg ka	Maassa mg/kg	Maassa SS-tilassa mg/kg
A											
0,373	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,150	46	0,180	
0,373	100	0,180	3,5496	3545	0,051 (1 %)	0,102 (1 %)	0,091 (1 %)	0,151 (1 %)	47 (1 %)	0,182 (1 %)	0,196
B											
1,085	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,150	46	0,180	
1,085	100	0,180	3,5496	3545	0,061 (20 %)	0,122 (20 %)	0,108 (20 %)	0,172 (14 %)	53 (14 %)	0,216 (20 %)	0,571
C											
2,405	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,150	46	0,180	
2,405	100	0,180	3,5496	3545	0,079 (55 %)	0,157 (55 %)	0,139 (55 %)	0,209 (39 %)	65 (39 %)	0,279 (55 %)	1,266

Lyhenteet: Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet: A = 2,5, B = 50, C = 138 mg/kg fosforia; Cd = kadmium; Cds = kadmiumin kokonaispitoisuus maassa lähtötilanteessa; KdCd = kadmiumin jakautumiskerroin; logKdCd = logaritmi kadmiumin jakautumiskertoimesta; SS = Steady State

Taulukko 10. Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutus perunapellon kadmiumkuormitukseen ja maan, maaveden ja mukuloiden kadmiumpitoisuuteen sekä kadmiumpoistumiin huuhtoutumassa, eroosiossa ja mukulasadossa dynaamisen tasemallin mukaan laskettuina yhden ja 100 vuoden ennusteina sekä vastaavat muutokset (%), kun pellon mukulasatona on käytetty valtakunnallista keskiarvoa, 4877 kg kuiva-ainetta hehtaarilta. Lisäksi maan kadmiumpitoisuus, jossa kadmiumlisäykset ja -poistumat saavuttavat tasapainotilan kyseisellä kadmiumkuormituksella.

Cd-kuormitus yhteensä g/ha/v	Aika-jakso Vuosia	LÄHTÖTILANNE			TULOS						
		Cds mg/kg	logKdCd	KdCd	Maa-vedessä µg/l	Huuh-toutuu g/ha/v	Eroosi-ossa g/ha/v	Muku-loihin g/ha/v	Muku-loissa µg/kg ka	Maassa mg/kg	Maassa SS-tilassa mg/kg
A											
0,400	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,248	50,8	0,180	
0,400	100	0,180	3,5496	3545	0,050 (-1 %)	0,100 (-1 %)	0,089 (-1 %)	0,248 (0 %)	50,8 (0 %)	0,178 (-1 %)	0,164
B											
2,300	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,248	50,8	0,180	
2,300	100	0,180	3,5496	3545	0,076 (51 %)	0,153 (51 %)	0,135 (51 %)	0,265 (7 %)	54,4 (7 %)	0,272 (51 %)	0,942
C											
5,820	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,248	50,8	0,180	
5,820	100	0,180	3,5496	3545	0,124 (145 %)	0,249 (145 %)	0,221 (145 %)	0,298 (20 %)	61,0 (20 %)	0,444 (147 %)	2,384

Lyhenteet: Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet: A = 2,5, B = 50, C = 138 mg/kg fosforia; Cd = kadmium; Cds = kadmiumin kokonaispitoisuus maassa lähtötilanteessa; KdCd = kadmiumin jakautumiskerroin; logKdCd = logaritmi kadmiumin jakautumiskertoimesta; SS = Steady State

Taulukko 11. Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutus sokerijuurikaspellon kadmiumkuormitukseen ja maan, maaveden ja juurikkaiden kadmiumpitoisuuteen sekä kadmiumpoistumiin huuhtoutumassa, eroosiossa ja juurikassadossa dynaamisen tasemallin mukaan laskettuina yhden ja 100 vuoden ennusteina sekä vastaavat muutokset (%), kun pellon juurikassatona on käytetty valtakunnallista keskiarvoa, 7337 kg kuiva-ainetta hehtaarilta. Lisäksi maan kadmiumpitoisuus, jossa kadmiumlisäykset ja -poistumat saavuttavat tasapainotilan kyseisellä kadmiumkuormituksella.

Cd-kuormitus yhteensä g/ha/v	Aika-jakso Vuosia	LÄHTÖTILANNE			TULOS						
		Cds mg/kg	logKdCd	KdCd	Maa-vedessä µg/l	Huuh- toutuu g/ha/v	Eroosi- ossa g/ha/v	Juurik- kasiin g/ha/v	Juurik- kaissa µg/kg ka	Maassa mg/kg	Maassa SS-tilassa mg/kg
A											
0,410	1	0,180	4,1012	12624	0,014	0,029	0,090	1,401	191	0,179	
0,410	100	0,180	4,1012	12624	0,009 (-34 %)	0,019 (-34 %)	0,059 (-34 %)	1,266 (-10 %)	173 (-10 %)	0,118 (-34 %)	0,049
B											
1,835	1	0,180	4,1012	12624	0,014	0,029	0,090	1,401	191	0,179	
1,835	100	0,180	4,1012	12624	0,016 (9 %)	0,031 (9 %)	0,098 (9 %)	1,437 (3 %)	196 (3 %)	0,196 (9 %)	0,217
C											
4,475	1	0,180	4,1012	12624	0,014	0,029	0,090	1,401	191	0,179	
4,475	100	0,180	4,1012	12624	0,026 (81 %)	0,052 (81 %)	0,163 (81 %)	1,722 (23 %)	235 (23 %)	0,327 (82 %)	0,530

Lyhenteet: Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet: A = 2,5, B = 50, C = 138 mg/kg fosforia; Cd = kadmium; Cds = kadmiumin kokonaispitoisuus maassa lähtötilanteessa; KdCd = kadmiumin jakautumiskerroin; logKdCd = logaritmi kadmiumin jakautumiskertoimesta; SS = Steady State

Taulukko 12. Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuden vaikutus eteläsuomalaisen keskivertopellon kadmiumkuormitukseen ja maan, maaveden ja satojen kadmiumpitoisuuteen sekä kadmiumpoistumiin huuhtoutumassa, eroosiossa ja sadoissa dynaamisen tasemallin mukaan laskettuina yhden ja 100 vuoden ennusteina sekä vastaavat muutokset (%), kun pellon satotasona on käytetty 11 viljelykasvin valtakunnallista keskiarvoa, 3275 kg kuiva-ainetta hehtaarilta. Lisäksi maan kadmiumpitoisuus, jossa kadmiumlisäykset ja -poistumat saavuttavat taapainotilan kyseisellä kadmiumkuormituksella.

Cd-kuormitus yhteensä g/ha/v	Aika-jakso Vuosia	LÄHTÖTILANNE			TULOS						
		Cds mg/kg	logKdCd	KdCd	Maa-vedessä µg/l	Huuh-toutuu g/ha/v	Eroosi-ossa g/ha/v	Satoon g/ha/v	Sadoissa µg/kg ka	Maassa mg/kg	Maassa SS-tilassa mg/kg
A											
0,705	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,138	42	0,180	
0,705	100	0,180	3,5496	3545	0,051 (0 %)	0,102 (0 %)	0,090 (0 %)	0,138	42	0,198 (10 %)	0,386
B											
1,180	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,138	42	0,180	
1,180	100	0,180	3,5496	3545	0,063 (23 %)	0,125 (23 %)	0,111 (23 %)	0,138	42	0,222 (23 %)	0,645
C											
2,060	1	0,180	3,5496	3545	0,051	0,102	0,090	0,138	42	0,180	
2,060	100	0,180	3,5496	3545	0,075 (47 %)	0,149 (47 %)	0,132 (47 %)	0,138	42	0,265 (47 %)	1,127

Lyhenteet: Fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudet: A = 2,5, B = 50, C = 138 mg/kg fosforia; Cd = kadmium; Cds = kadmiumin kokonaispitoisuus maassa lähtötilanteessa; KdCd = kadmiumin jakautumiskerroin; logKdCd = logaritmi kadmiumin jakautumiskertoimesta; SS = Steady State

3.2 Kadmiumin ympäristöriskit

Maaveden PEC/PNEC –suhde osoittautui olevan kaikilla viljelyvyöhykkeillä ja kaikilla maalajeilla yli riskitason (Taulukot 13 ja 14). Kun tarkasteltiin riskejä viljelykasveittain, voitiin arvioida nykyisen tilanteen lisäksi riskejä sadan vuoden kuluttua erilaisilla lannoitteiden kadmiumpitoisuuksilla. Vehnä- ja perunapelloilla riski on olemassa sekä tällä hetkellä että sadan vuoden kuluttua käytettäessä mitä tahansa tarkastelluista lannoitteiden kadmiumpitoisuuksista. Sen sijaan sokerijuurikaspeltojen kadmiumpitoisuudet eivät näytä nousevan riskitasolle saakka pitkänkään ajan kuluessa. Riskisuhde ei nouse yli yhden edes korkealla, EU:n keskimääräisellä lannoitteiden kadmiumpitoisuudella (Taulukko 15).

Taulukko 13. Maaveden kadmiumpitoisuuden (PEC) sekä sen ja ympäristölle haitattoman maaveden kadmiumpitoisuuden (PNEC) suhteet (PEC/PNEC) eri viljelyvyöhykkeillä.

	Viljelyvyöhykkeet				
	I	II	III	IV	V
PEC, µg/l	0,147	0,217	0,174	0,181	0,181
PEC/PNEC	4,20	6,21	4,97	5,18	5,18

Taulukko 14. Maaveden kadmiumpitoisuuden (PEC) sekä sen ja ympäristölle haitattoman maaveden kadmiumpitoisuuden (PNEC) suhteet (PEC/PNEC) eri maalajiryhmillä.

	Maalajiryhmät		
	Karkeat kivennäismaat	Savimaat	Eloperäiset maat
PEC, µg/l	0,153	0,156	0,317
PEC/PNEC	4,38	4,46	9,05

Taulukko 15. Maaveden kadmiumpitoisuuden (PEC) ja ympäristölle haitattoman maaveden kadmiumpitoisuuden (PNEC) suhteet (PEC/PNEC) vehnä-, peruna- ja sokerijuurikaspellolla sekä etelä-suomalaisella keskivertopellolla fosforilannoitteiden erilaisilla kadmiumpitoisuustasoilla ennustelaskelmien mukaan nyt ja vuonna 2100 (Cd = kadmium, P = fosfori).

Peltotyyppi	Lannoitteen kadmiumpitoisuus			
	Cd 2,5 mg/kg P		Cd 50 mg/kg P	Cd 138 mg/kg P
	Nyt	2100	2100	2100
Vehnäpelto	1,46	1,46	1,74	2,26
Perunapello	1,45	1,44	2,18	3,56
Sokerijuurikaspelto	0,40	0,26	0,46	0,74
Keskivertopello	1,45	1,45	1,79	2,13

Vuoden 2000 riskinarviointiraportissa (Louekari ym. 2000) laskettiin PNEC –arvo myös pintavesille. PNEC 0,0085 µg/l saatiin arviointikertoimen avulla vesikirpulla tehdyn myrkyllisyyskokeen tuloksesta LOEC 0,17 µg/l. Kadmiumin määrää, joka huuhtoutuu pelloilta salaojaputkia myöten pintavesiin, voidaan arvioida maaveden pitoisuuden ja sen laimenemiskertoimen avulla, joka EU:n riskinarvioinnin teknisen ohjeen (European Commission 1994) mukaan on 10. Näyttäisi siltä, että pintavesiin salaojaputkista tulevan veden kadmiumpitoisuus olisi pienempi kuin pintaveden PNEC –arvo, vaikka lannoitteiden kadmiumpitoisuus Suomessa nousisi. Poikkeuksen tästä muodostavat perunapellot, joiden salaojia pitkin kulkeutuvan veden pitoisuus nousisi EU:n keskimääräisellä lannoitteiden kadmiumpitoisuudella yli pintaveden PNEC –arvon.

Pelloilta pintavesiin huuhtoutunut kadmium on lisäystä vesien taustapitoisuuteen. Suomessa kadmiumin taustapitoisuudet järvissä ovat yleensä melko alhaisia, mediaani on 0,01 µg/l, ja 90 % pitoisuuksista on alle 0,03 µg/l (Skjelkvåle ym. 1999). Kun laimentuneen maaveden pitoisuus lisätään taustapitoisuuteen, pintaveden PNEC –arvo ylittyy reilusti. Jo pelkästään taustapitoisuudet ovat korkeampia kuin PNEC –arvo.

Käytettäessä nykyisenkaltaisia, vain vähän kadmiumia sisältäviä lannoitteita, kadmium ei aiheuta riskejä sokerijuurikaspelloilla, ja ajan myötä riskisuhde tulee jopa pienemään. Vehnä- ja perunaviljelyksillä kadmium aiheuttaa riskejä, ja riski tulee pysymään sadan vuoden kuluttua samansuuruisena kuin nykyäänkin, tosin perunapelloilla riskit voivat vähentyä hitaasti pidemmän ajan kuluessa. Jos Suomessa siirrytään käyttämään enemmän kadmiumia sisältäviä lannoitteita, riskit vehnä- ja perunapelloilla kasvavat. Sen sijaan sokerijuurikasviljelyksillä riskiä ei synny EU:n keskimääräisellä lannoitteiden kadmiumpitoisuudellakaan, vaikkakin riskisuhde lähenee ajan myötä riskirajaa.

Maaveden pitoisuuksiin perustuvan riskinarvioinnin tulokset eri viljelykasvien osalta ovat hyvin lähellä edellisen, vuoden 2000 raportin tuloksia (Louekari ym. 2000). Ainoastaan sokerijuurikaspeltojen arvioitu riskisuhde 100 vuoden kuluttua käytettäessä suurinta lannoitteen kadmiumpitoisuutta 138 mg/kg P, näyttää olevan pienempi kuin aikaisemmin on arvioitu. Riskisuhde jää alle yhden, eli on 0,74, kun aiemmin saatu arvo oli 1,1.

Kun riskiä arvioidaan PEC ja PNEC –arvoja toisiinsa vertaamalla, käytetään hyväksi ekotoksisuuskokeiden tuloksia. Kadmiumin vaikutuksia maalla eläviin eliöihin ei ole tutkittu riittävän laajasti. Lisäksi eliöiden saatavilla olevan liukoisen kadmiumin pitoisuutta ei ole useinkaan tutkimuksissa määritetty, vaan tulokset nojaavat kadmiumin kokonaispitoisuuksiin maassa. Kaikki tehdyt tutkimukset eivät myöskään ole luotettavia ja tarpeeksi läpinäkyviä. Myös tässä arviossa käytetyssä heinäsiirkkakokeessa on puutteensa, koska tutkimuksessa ei ole mainittu käytetyn maan ominaisuuksia. Jotta algoritmia

on voitu käyttää maaveden PNEC –arvon laskemiseksi, maan happamuus ja orgaanisen aineksen pitoisuus on pitänyt arvioida. Tämä aiheuttaa epävarmuutta lopullisen riskin arviointiin.

Tässä tutkimuksessa lannoitteiden kadmiumin aiheuttamat ympäristöriskit tarkistettiin uusiin maaveden pitoisuustuloksiin nojaten. Lisätutkimuksen tarvetta huomattiin olevan etenkin eliöiden toksisuuskokeissa. Nykyiset tutkimusvaatimukset täyttäviä ja kadmiumin biosaatavaan pitoisuuteen perustuvia tutkimustuloksia kaivattaisiin lisää riskinarvioinnin pohjaksi. Lisäksi tietoa tarvittaisiin myös siitä, miten kadmium käyttäytyy Suomen ympäristöolosuhteissa ja siitä, miten paljon alhaisella lämpötilalla, happamalla maaperällä sekä pehmeillä vesillä on vaikutusta kadmiumin myrkyllisyyteen.

3.3 Kadmiumin terveysriskit

Kadmiumiin liittyviä terveysriskejä on arvioitu Suomessa jo kahdesti (Nikunen ym. 1997, Louekari ym. 2000). Tämä riskinarvio poikkeaa edellisistä siinä, että pohjana käytetään uusia analyysituloksia viljelymaidemme kadmiumin kokonaispitoisuuksista sekä omia, kansallisia tuloksia peltojen maaveden kadmiumpitoisuuksista.

Tässä riskinarvioinnissa on käytetty uusimpia epidemiologisia tutkimuksia kadmiumin vaikutuksista munuasiin ja luuston haurastumiseen. Tärkeä arviointilähtökohta oli myös Belgiassa tehty riskinarvion luonnos (Federal Public Service of Belgium 2003), joka oli tarkoitettu EU:n olemassa olevien aineiden riskinarviointiohjelmaa varten, ja joka osaltaan varmensi käsitystä siitä, mikä virtsan kadmiumtaso liittyy haitallisiin terveysvaikutuksiin.

3.3.1 Kadmiumin saanti elintarvikkeista

Nykyisin kadmiumin saanti elintarvikkeista on Suomessa noin 7,9 µg/vrk/henkilö (Kumpulainen 2002). Saanti on pienentynyt 10 vuodessa noin 20 % (Kumpulainen 1991, Mustaniemi & Hallikainen 1994, Louekari ym. 1988). Useiden tutkimusten mukaan noin 5 %:lla väestöstä saanti on kuitenkin vähintään kaksinkertainen keskiarvoon verrattuna eli noin 16 µg/vrk/henkilö (Coomes ym. 1982, Louekari ym. 1989, Vahter ym. 1992). Kadmiumin enimmäismäärät elintarvikkeissa on vahvistettu kahdessa EY-säädöksessä: EYA 8.3.2001/466 ja EYA 6.2.2002/221 (Taulukko 16).

Seuraavassa ennakoidaan kadmiumaltistumisen muutosta olettaen, että seuraavan sadan vuoden ajan Suomessa käytettävien fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuus olisi 138 mg/kg P, joka on Euroopassa käytettävien fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuuksien keskiarvo. On huomattava, että Suomessa nykyisin käytettävät fosforilannoitteet sisältävät lähes kaksi kertaluokkaa pienemmän kadmiumpitoisuuden. Ennusteen tarkoitus oli selvittää, miten

maaperän ja elintarvikkeiden kadmiumpitoisuus muuttuisi, jos Suomessa jouduttaisiin luopumaan kansallisesta lannoitteiden kadmiumpitoisuuden raja-arvosta (50 mg/ kg P) ja meillä alettaisiin käyttää samantyyppisiä fosforilannoitteita (kadmiumpitoisuus keskimäärin 138 mg/kg P) kuin muualla Euroopassa. Muutokset peltomaassa, jota käytetään vehnän, perunan ja soke-rijuurikkaan viljelyyn, on kuvattu taulukoissa 9, 10 ja 11. Ennusteen mukaan vehnän kadmiumpitoisuus kasvaisi noin 35 %, perunan ja sokerijuurikkaan noin 20 %.

Taulukko 16. Elintarvikkeissa olevan kadmiumin enimmäismäärät (mg / märkä painokilogramma) EYA 8.3.2001/466 mukaan.

Elintarvike	Enimmäis- määrä mg/kg
1. Nautaeläinten, lampaiden, sian ja siipikarjan liha	0,05
2. Hevoseliha	0,2
3. Naudan, sian, lampaan ja siipikarjan maksa	0,5
4. Naudan, lampaan, sian ja siipikarjan munuainen	1
5. Kalanliha sellaisena	0,05*
5.1. Seuraavien kalojen liha: sarda, kaulussargi, ankerias, sardelli, keltti, piikkimakrilli, luvari, sardiinit, sardinops, tonnikalat ja kielikampela	0,1*
6. Äyriäiset paitsi ruskea ravunliha	0,5*
7. Simpukat	1
8. Pääjalkaiset (ilman sisälmyksiä)	1
9. Viljat, paitsi allamainitut	0,1
9.1. Leseet, alkiot ja vehnänjyvät ja riisi	0,2
10. Soijapavut	0,2
11. Vihannekset ja hedelmät, paitsi alla mainitut	0,05
11.1. Lehtivihannekset, tuoreet yrtit, selleri ja kaikki viljellyt sienet	0,2
11.2. Varsivihannekset, juurivihannekset ja perunat (kuorittuina)	0,1

* = EYA 6.2.2002/221 mukaan

Taulukon 17 laskelmassa on käytetty vanhoja tietoja elintarvikkeiden kadmiumpitoisuuksista, koska uusia ei ollut saatavana. Näiden tietojen perusteella ja olettaen, että myös muissa elintarvikkeissa kadmiumpitoisuus nousisi noin 20 %, kadmiumin saanti ravinnosta kasvaisi 10,8 µg:sta 14 µg:aan/henkilö/vrk. Uusimman tiedon mukaan saanti elintarvikkeista on kuitenkin pienentynyt arvoon 7,9 µg/henkilö/vrk. Vastaava muutos (10,8 µg:sta 14 µg:aan) suhteutettuna nykyiseen saantiin merkitsee, että noin 100 vuoden kuluttua kadmiumin keskimääräinen saanti elintarvikkeista olisi 10,3 µg/henkilö/vrk.

Taulukko 17. Elintarvikkeiden keskimääräinen kulutus, niiden kadmiumpitoisuudet ja elintarvikkeista tuleva kadmiumaltistuminen Suomessa nykyisin (Mustaniemi & Hallikainen 1994) sekä vuonna 2100, kun ennustelaskelmissa on oletettu fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuudeksi eurooppalainen keskiarvo, 138 mg/kg fosforia (P).

Elintarvike	Elintarvikkeiden keskimääräinen kulutus päivässä g/vrk	Nykyinen Cd-pitoisuus elintarvikkeessa µg/kg	Nykyinen altistuminen ravinnosta µg/vrk	Ennakoitu elintarvikkeiden Cd-pitoisuus vuonna 2100 µg/kg	Ennakoitu altistuminen ravinnosta vuonna 2100 µg/vrk
Vehnä	96	46	4,4	65	6,2
Ruis	66	10	0,7	14	0,9
Muut viljatuotteet	22	20	0,4	27	0,6
Vihannekset	108	10	1,1	12	1,3
Juurekset	29	21	0,6	25	0,7
Peruna	122	10	1,2	12	1,5
Hedelmät	183	<1	0,1		
Marjat	39	10	0,4		
Liha	62	1	0,06		
Sisäelimet	3	135 ¹⁾	0,4		
Kala	39	12 ²⁾	0,5		
Maitotuotteet	442	<2 ³⁾	0,04		
Öljyt ja rasvat	37	<20	0,4		
Alkoholi	155	<2 ⁴⁾	0,2		
Sokeri ja makeiset	31	<10	0,2		
Tee	109	<0,1	<0,01		
Kahvi	433	<0,2	0,04		
Altistuminen muista elintarvikkeista paitsi viljasta ja perunasta			2,35		2,8 ⁵⁾
Yhteensä	9,5*)		10,8		14,0

*) Jos kadmiuminsaanti on 9,5 µg/henkilö/vrk, se vastaa 1,1 µg kadmiumia kehon painokiloa kohden viikossa. Kadmiumin PTWI-suositus viikoittaiseksi enimmäissaanniksi (Provisional Tolerable Weekly Intake) on 7 µg/kg kehon painokiloa kohden viikossa.

¹⁾ Naudan ja sian maksan ja munuaisten Cd-pitoisuuksien keskiarvo.

²⁾ Silakan ja kirjolohen Cd-pitoisuuden keskiarvo

³⁾ Tässä Cd-pitoisuuden yksikkönä mg/kg kuivapainoa.

⁴⁾ Viinin ja oluen Cd-pitoisuuksien keskiarvo

⁵⁾ Arvio perustuu oletukseen, että Cd-altistuminen muista elintarvikkeista paitsi viljasta ja perunasta kasvaa noin 20 %, mikä vastaa perunalle ja sokerijuurikkaalle ennustettua Cd-pitoisuuden kohoamista.

3.3.2 Kadmiumille altistumisen ja virtsan kadmiumtason välinen yhteys

Epidemiologisissa tutkimuksissa, joissa on selvitetty kadmiumin vaikutuksia väestötasolla, on käytetty altistumisen ja kehon kuorman mittarina virtsan kadmiumpitoisuutta (U-Cd). Jotta riskinarviointi on mahdollista, tulee näin ollen luoda yhteys ravinnosta tulevan kadmiumaltistumisen ja virtsan kadmiumtason välille. Koska keskimääräinen kadmiuminsaanti ravinnossa olisi tulevaisuudessa noin 10,3 µg/henkilö/vrk ja 5 %:lla väestöstä kaksinkertainen eli noin 21 µg/vrk, tulee siis ensiksi laskea, mikä virtsan kadmiumtaso vastaa edellä mainittua altistumistasoa. Perusteena seuraavissa laskelmissa on äskettäin valmistunut belgialainen kadmiuminriskinarviointi (Federal Public Service of Belgium 2003), joka on tarkoitettu EU:n olemassa olevien aineiden riskinarviointiohjelmaan ja jonka pohjalta tullaan päättämään myös EU:n laajuisista riskinhallintatoimista.

Ravinnosta tulevan kadmiumaltistumisen määrinä on käytetty nykyistä keskiarvoa 7,9 µg/henkilö/vrk sekä ennustettua maksimia (21 µg/henkilö/vrk), joka siis koskee vain osaa väestöstä. Kadmiumin imeytyminen ruoansulatuskanavasta on normaalisti 5 %, mutta raudan puutos lisää imeytymistä jopa 10 %:iin asti. Siten päivittäisen ravinnon sisältämästä kadmiummäärästä, 21 µg, imeytyy raudanpuutoksen omaavilla henkilöillä 2,1 µg/vrk (Taulukko 18).

Belgian riskinarvioinnin (Federal Public Service of Belgium 2003) mukaan 50-vuotiailla ihmisillä, joilla elimistöön kertynyt kadmiumkuorma on suurimmillaan, 1 µg imeytynyttä kadmiumia vastaa noin 0,5 µg kadmiumia litrassa virtsaa. Näin ollen yllä olevan laskelman imeytynyt osuus 2,1 µg vastaa virtsan kadmiumpitoisuutta 1,1 µg/l. Belgialainen arvio perustuu seuraaviin tietoihin: kadmiumin puoliintumisaika elimistössä on 13,6 vuotta, 1/3 elimistön kuormasta on munuaisissa ja erittyminen virtsaan on noin 0,016 % munuaisten kadmiumsisällöstä.

Ruotsissa on arvioitu, että raudan puutos (elimistön rautavarasto tyhjä) olisi noin 175 000 - 700 000 naisella (Berglund & Vahter 1998). Kyse on siis merkittävästä riskiryhmästä. Berglund & Vahter (1998) edelleen arvioivat, että 250 000 tupakoivalla naisella, joilla on raudan puutos, munuaisten (ja todennäköisesti myös virtsan) kadmiumpitoisuus olisi 4-6 -kertainen verrattuna ei-tupakoiiviin, joilla on elimistössä riittävästi rautaa. Vastaavia arvioita riskiryhmien koosta Suomessa esitetään myöhemmin kohdassa 3.3.4 ”Riskin luonnehdinta”. Pelkästään tupakointi ilman raudanpuutosta lisää virtsan ja munuaisten kadmiumpitoisuutta noin 2-3 -kertaiseksi (Elinder ym. 1976, Nilsson ym. 1995).

Tässä valittiin tarkasteluun kolme altistumisennustetta (Taulukko 18):

- 1) normaali ja kohonnut kadmiuminsaanti ravinnosta;
- 2) raudanpuutos, joka lisää kadmiumin imeytymistä; ja
- 3) raudanpuutos yhdessä tupakan aiheuttaman altistumisen kanssa.

Näihin ennusteisiin on keskitetty huomio myös tuoreissa Belgian (Federal Public Service of Belgium 2003) ja Ruotsin (Elinder ym. 1998, Järup 1998) riskinarvioissa. Käyttäen belgialaisessa raportissa ja muussa kirjallisuudessa esitettyjä kertoimia ja tietoja voidaan laskea ravinnosta tulevan kadmiumaltistumisen ja virtsan kadmiumtason välinen suhde (Taulukko 18).

Riskiryhmien kadmiumaltistuminen on keskiarvoon verrattuna 5-10 -kertainen. Melko runsaasti kadmiumia sisältävien fosforilannoitteiden käyttö nostaa virtsan kadmiumtasoa jonkin verran kaikissa väestöryhmissä ja suurentaa riskiryhmien kokoa. Tätä tarkastellaan yksityiskohtaisemmin luvussa 3.3.4 ”Riskin luonnehdinta”.

Taulukko 18. Kadmiumin (Cd) saanti ravinnosta ja tupakasta (20 savuketta/henkilö/vrk), imeytyminen elimistöön sekä pitoisuus virtsassa eri väestöryhmillä. Vaihteluvälien alaraja vastaa nykyistä keskimääräistä tilannetta ja yläraja tilannetta 100 vuoden päästä 5 %:lla väestöstä.

Väestöryhmä	Cd-saanti ravinnosta µg/henkilö/vrk	Cd-saanti tupakasta µg/henkilö/vrk	Cd:n imeytyminen elimistöön µg/henkilö/vrk	Cd-pitoisuus virtsassa µg/l
1. Aikuiset, ei raudanpuutosta, ei-tupakoivat	7,9-21	-	0,4-1,1	0,2-0,6
2. Aikuiset, joilla raudanpuutos, ei-tupakoivat	7,9-21	-	0,8-2,1	0,4-1,1
3. Aikuiset, joilla raudanpuutos, tupakoijat	7,9-21	0,5-2,0 ¹⁾	1,3-4,1	0,65-2,1

¹⁾Yksi savuke sisältää 1-2 µg kadmiumia, josta keuhkoissa imeytyy 0,025-0,05 µg.

3.3.3 Kadmiumin vaikutukset terveyteen

Kadmiumin kriittiset terveysvaikutukset kohdistuvat munuasiin ja luustoon (Taulukko 19). Jo verrattain matalilla altistumistasoilla kadmium aiheuttaa munuaisten toiminnassa muutoksia, joista seuraa proteiinien ja kalsiumin erittymistä virtsaan sekä myöhemmin munuaisten toiminnan vajausta, muun muassa kreatiniinin erittymisen hidastuminen ja kertyminen seerumiin. Kadmiumaltistumisen vaikutukset munuasiin tunnetaan nykyisin varsin hyvin

sekä epidemiologisten tutkimusten että eläinkokeiden perusteella. Kriittinen altistumistaso, ilmaistuna virtsan kadmiumpitoisuutena, on noin 2-4 µg/l. On eräitä viitteitä siitä, että jo matalilla virtsan kadmiumpitoisuuksilla (noin 1 µg/l) voi olla tilastollinen yhteys munuaisten toiminnan häiriöihin, mutta nämä viitteet eivät ole kyllin todistusvoimaisia verrattuna aiempiin tutkimuksiin.

Taulukko 19. Terveysteen kohdistuvat kadmiumin (Cd) haitalliset vaikutukset, jotka on todettu väestötutkimuksissa, ei-työperäisesti altistuneilla ihmisillä, ja haitallista vaikutusta vastaava virtsan Cd-pitoisuus (kriittinen virtsan Cd-pitoisuus).

TERVEYSVAIKUTUKSET	Kriittinen virtsan Cd-pitoisuus * µg/l	Kirjallisuusviite
<u>Vaikutukset munuaisiin</u>		
Lisääntynyt proteiinien erittyminen virtsaan RBP, NAG, β ₂ -M, AA, Ca	1,4-2,8	Buchet ym. 1990
Munuaisten toiminnan vajuus	10	Roels ym. 1993
Kreatiniinin poistuminen hidastuu	2,8-7,0	Staessen ym. 1994
Seeruminen kreatiniinitaso nousee	1,6 ***	Ewers ym. 1985
Proteiinien erittyminen virtsaan kohoaa AAP, Alkalinen fosfataasi, NAG, α ₁ -mikroglobuliini	4,0	Jung ym. 1993
Lisääntynyt "merkkiproteiinien" erittyminen virtsaan: NAG ja AAP	2	Muller ym. 1989
Proteiiniurian prevalenssi (yleisyys väestössä) kasvaa 10 %	2	Järup ym. 2000
Albumiinin ja beettamikroglobuliinin erittyminen virtsaan lisääntyy	1,62	Nordberg ym. 1997
<u>Vaikutukset luun tiheyteen ja kalsiumin erittymiseen</u>		
Lisääntynyt kalsiumin erittyminen virtsaan	1,0-5,6	Buchet ym.1990
Lisääntynyt kalsiumin erittyminen virtsaan	0,81	Järup (julkaisematon tieto)
Luun tiheys alenee	0,4-2,4**	Alfven ym. 2000
Luun resorption kiihtyminen ja prostaglandiinin E ₂ -tason nousu	2	Roels ym. 1993
Seeruminen kalsiumtason nousu miehillä	2,8-7,0	Staessen ym. 1991

RBP=retinolia sitova proteiini; NAG=N-asetyyli-b-glukosamidase; β₂-M = virtsan β₂-mikroglobuliini; AA= virtsan aminohapot; Ca= virtsan kalsium; AAP= alaniini aminopeptidaasi
*) Kriittiset pitoisuudet pätevät väestöryhmiin, eivät yksilöihin. Kun kriittinen taso saavutetaan väestöryhmässä, havaitaan tilastollisesti merkitsevä munuaisvaurion tai luustovaikutusten yleistyminen.

**) Tämä tutkimus sisälsi myös työperäisesti altistuneita.

***) Geometrisen keskiarvo.

Ruotsalainen riskinarvio (Elinder & Nordberg 1998) esittää johtopäätöksenä: ”jotta voidaan estää munuaisvaurio, joka voi edetä kliiniseksi taudiksi ja mahdollisesti lisää kuoleman riskiä, kadmiumtaso munuaisissa tulee pitää alle 50 mg/kg ja virtsan kadmiumtaso alle 2,5 µg/l”. Tuoreimmat tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että kriittinen virtsan kadmiumtaso on matalampi kuin 2,5 µg/l (Taulukko 19). On huomattava, että niistä, joiden virtsan kadmiumtaso on 2-4 µg/l, noin 10 %:lle kehittyy munuaisvaurio (Buchet ym. 1990).

On useita riskitekijöitä, aiemmin mainittujen lisäksi, jotka vaikuttavat ihmisten herkkyyteen. Sellaisia ovat muun muassa ikä, sukupuoli ja munuaistoksisien lääkeaineiden käyttö. Kadmiumin ensimmäiset vaikutukset munuaisiin, kuten proteiinien erittyminen virtsaan, eivät ole luonteeltaan vakavia. Hieman korkeammilla altistumistasoilla (U-Cd todennäköisesti yli 4 µg/l) munuaisten toiminta kuitenkin heikkenee, ja on viitteitä myös kohonneesta kuolleisuudesta munuaisperäisiin tauteihin (Nakagawa ym. 1993, Nishijo ym. 1995). Edellä mainittu virtsan kadmiumtaso (>4 µg/l) on kuitenkin Suomessa hyvin harvinainen.

Kadmiumin vaikutus luustoon johtuu ilmeisesti kalsiumin lisääntyneestä erittymisestä virtsaan sekä mahdollisesti myös suorista vaikutuksista D-vitamiinitasoon ja luustoon. Kohonneesta kadmiumaltistumisesta seuraa alentunut luuston tiheys ja luuston haurastuminen vanhemmalla iällä. Tämä aiheuttaa luunmurtumien riskin kasvamisen. Tätä riskiä voidaan pitää kansanterveydellisesti varsin merkittävänä. Suomessakin on syytä seurata aiheutta koskevaa tutkimusta tarkoin ja tarvittaessa vähentää riskiryhmien kadmiumaltistumista eri keinoin. Luustovaikutuksiin liittyvä virtsan kadmiumtaso on noin 1-2 µg/l. Viime vuosina julkaistut epidemiologiset ja kokeelliset tutkimukset ovat tuoneet lisää näyttöä siitä, että kadmiumaltistumisen aiheuttama luuston haurastumisen riski on todellinen, ja liittyy varsin mataliin altistumistasoihin (Taulukko 19). FAO/WHO onkin harkitsemassa uudelleen suositusta, joka koskee ravinnosta saatavan kadmiumin enimmäismäärää (noin 60 µg/vrk aikuisella). Suomessa kadmiuminsaanti ravinnosta on nykyisin 7,9-16 µg/henkilö/vrk; riskinarvioinnissa on otettava huomioon myös lisääntynyt kadmiumin imeytyminen osalla väestöstä ja tupakointi.

Alfven ym. (2000) tutkivat luun tiheyttä (BMD) ja kadmiumin eritystä virtsaan 1066:lla työperäisesti ja ympäristön kautta kadmiumille, altistuneella henkilöllä. Tutkimuksessa havaittiin selvä annos-vaste -suhde virtsan kadmiumpitoisuuden ja luuston haurastumisen välillä. Naisilla alentunut luun tiheys havaittiin, kun U-Cd oli noin 1-2 µg/l.

3.3.4 Riskin luonnehdinta

Runsaasti kadmiumia sisältävän fosforilannoitteen käyttö sadan vuoden aikana kohottaisi suomalaisten keskimääräistä kadmiuminsaantia ravinnosta 7,9:stä 10,8:aan µg/vrk. Ennusteen mukaan osalla väestöstä saanti olisi noin 21 µg/vrk. Tämä altistumistaso ei sinänsä ole terveydelle haitallinen.

Taulukossa 18 esitetään suomalaisen väestön keskimääräinen ja riskiryhmien kadmiumaltistuminen. Riskiryhmillä on lisääntynyt kadmiumin saanti ravinnosta, lisääntynyt kadmiumin imeytyminen raudanpuutoksen vuoksi ja/tai he tupakoivat. Riskiryhmillä virtsan kadmium on enimmillään tasolla 1,1-2,1 µg/l. Jollain väestöryhmällä saattavat vaikuttaa kaikki edellä mainitut riskitekijät. Näyttää siltä, että jo kaksi riskitekijää, esimerkiksi kohonnut saanti ravinnosta ja tehokkaampi imeytyminen, riittävät nostamaan virtsan kadmiumpitoisuuden sellaiselle tasolle, joka on merkki lisääntyvästä luuston haurastumisriskistä vanhemmalla iällä. Verrattaessa tätä riskiryhmien virtsan kadmiumtasoa (1,1-2,1 µg/l) taulukon 19 lukuihin huomataan, että turvamarginaalia ei ole. Näin ollen terveyshaitat ovat mahdollisia.

Taulukossa 20 esitetään niiden väestöryhmien kokoa, joihin edellä mainitut riskitekijät vaikuttavat. Erillisinä ryhmät ovat verrattain suuria. Toistaiseksi on vaikeaa arvioida, kuinka suuria ovat ryhmät, joihin vaikuttaa kaksi tai kolme riskitekijää. Todennäköisesti Suomen väestössä on enintään joitakin tuhansia ihmisiä, joiden virtsan kadmiumtaso on 1-2 µg/l. Näillä ihmisillä on luuston haurastumisen riski vanhemmalla iällä.

Taulukko 20. Altistuminen kadmiumille (Cd), vastaavat virtsan kadmiumtasot ja arviot riskiryhmien koosta Suomessa.

Kadmiumin altistumlähteet ja riskitekijät	Vastaava virtsan Cd-pitoisuus µg/l	Väestö- tai riskiryhmän koko Suomessa henkilöä
Cd-saanti ravinnosta keskimäärin 7,9 µg/henkilö/vrk	0,2	noin 5 000 000
Cd-saanti ravinnosta 100 vuoden ennusteena 21 µg/vrk	0,6	250 000
Cd-saanti ravinnosta keskimäärin 7,9 µg/vrk ja tupakoinnista 0,5-2,0 µg/vrk (20 savukkeesta)	0,45-1,6	180 000
Cd-saanti ravinnosta keskimäärin 7,9 µg/vrk ja kaksinkertainen imeytyminen	0,4	100 000 – 400 000
Cd-saanti ravinnosta 100 vuoden ennusteena 21 µg/vrk sekä runsas tupakointi	0,85-1,6	?
Cd-saanti ravinnosta 100 vuoden ennusteena 21 µg/vrk sekä kaksinkertainen imeytyminen	1,1	?
Cd-saanti ravinnosta 100 vuoden ennusteena 21 µg/vrk, kaksinkertainen imeytyminen ja runsas tupakointi	1,35-2,1	?

Munuaisten kannalta haitallinen virtsan kadmiumtaso 2-4 µg/l koskee pienempää väestöryhmää, todennäköisesti joitakin satoja ihmisiä. Näitä lukuja voidaan verrata ruotsalaiseen riskinarvioon ottaen huomioon Ruotsin suuremman väkiluvun ja suuremman ravintoperäisen altistumisen. Johtopäätöksiamme tukee ruotsalainen riskinarviointi (Elinder ym. 1998), jonka mukaan useilla tuhansilla ihmisillä tulee kehittymään munuaisvaurio. Edelleen Elinder ym. (1998) arvioivat, että jos keskimääräinen saanti ravinnosta kaksinkertaistuisi 15:sta 30 mikrogrammaan/vrk, munuaisvaurion vallitsevuus (prevalenssi) väestössä olisi noin 100 000 henkilöä.

Terveysriskien arvioinnin perusteella on suositeltavaa, että lannoitteiden kadmiumpitoisuus Suomessa ei nousisi keskimääräiselle keskieurooppalaiselle tasolle. Lannoitteiden kadmiumpitoisuuden kohoaminen aiheuttaisi pitkällä aikavälillä kansanterveydellisiä ongelmia, joista tärkein on luunmurtumien riskin kasvu vanhenevalla väestöllä. Suomen tulisi olla aloitteellinen EU:n yhteisen, lannoitteiden kadmiumpitoisuutta koskevan enimmäisarvon antamisessa samoin kuin elintarvikkeiden enimmäispitoisuuksien alentamisessa. FAO/WHO:n suositusta kadmiumin viikoittaisesta enimmäissaannista tulisi tarkistaa.

4 Yhteenveto

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli tuottaa uutta tietoa viljelymaiden ja maaveden kadmiumpitoisuuksista sekä näihin tuoreisiin kansallisiin tietoihin perustuen selvittää lannoitteiden kadmiumpitoisuuden pitkäaikaisvaikutuksia peltomaan kadmiumtaseisiin ja kadmiumin ympäristö- ja terveysriskeihin. Kaikki tutkimuksessa käytetyt menetelmät olivat joko kansainvälisten standardien mukaisia, kansainvälisesti yleisessä käytössä tai Euroopan komission suosittelemia. Tutkimuksessa hyödynnettiin MTT:n viljelymaiden tilan valtakunnallisen seurantatutkimuksen maanäyte- ja tulosaineistoja ja tulosten tulkinassa GTK:n ja SYKE:n tuloksia.

Kadmiumin kokonaispitoisuudet peltomaista selvitettiin entistä kattavammin koko Suomen alueelta. Kadmiumpitoisuuksien keskiarvo, 0,18 mg/kg ka, viljelymaissa oli tämän, vuonna 1998 kerätyn maanäyteaineiston (n=338) perusteella alhaisempi kuin noin neljännes vuosisata aiemmin eli vuonna 1974 kerätyn, suppeahkon aineiston (n=86) vastaava keskiarvo, 0,21 mg/kg ka. Pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,02-0,75 mg/kg mediaanin ollessa 0,15 mg/kg ka. Peltojemme kadmiumpitoisuudet olivat alhaisia verrattuna moneen muuhun Euroopan maahan mukaan lukien Ruotsi.

Peltojen maaveden kadmiumpitoisuudet selvitettiin Suomen oloissa ensimmäistä kertaa. Tähän saakka pitoisuuksista ei ollut olemassa mitattua tietoa. Käytännössä maaveden kadmiumpitoisuus mitattiin 16 ominaisuusltaan vaihtelevasta maanäytteestä ja saatujen tulosten avulla kehitettiin matemaat-

tinen malli kadmiumin jakautumiskertoimelle ja sen riippuvuudelle maan pH:sta sekä kadmiumin ja orgaanisen hiilen pitoisuudesta. Tätä mallia sovellettiin valtakunnallisen seurantatutkimuksen maanäyteaineistoon, josta määritettiin myös kadmiumin kokonaispitoisuudet. Mallin mukaan maaveden keskimääräinen kadmiumpitoisuus pelloissamme oli 0,093 µg/l, joka oli pohjoismaisittain vertaillen korkeahko johtuen eloperäisten maiden runsaudesta ja peltojemme alhaisesta pH:sta ja korkeampi kuin aiemmin arveltiin. Pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,004-2,416 µg/l ja jakauma oli vino. Keskimäärin korkeimmat maan ja maaveden kadmiumpitoisuudet olivat eloperäisissä maissa. Mitä enemmän kadmiumia on maavedessä, sitä biosaatavampaa ja huuhtoutuvampaa kadmium on viljelymaassa. Kadmiumpitoisuudet olivat selvästi suurempia peltojen maavesissä kuin pinta- ja pohjavesissä.

Dynaamisissa tase- ja ennustelaskelmissa testatut olosuhteet vastasivat viljelyvyöhykkeitä I-III, jotka edustavat runsasta 80 % koko Suomen viljellystä alueesta. Testattavat viljelykasvit olivat vehnä ja peruna, koska väestömme pääasiallisin kadmiuminsaanti on näistä ruoka-aineista peräisin. Lisäksi testattiin eteläsuomalaista keskivertopeltoa, jonka satotasona käytettiin 11 eri viljelykasvin keskiarvosatoa ja jonka vuotuiset kadmiumkuormitukset eri lähteistä oli valtakunnan keskitasoa. Laskelmissa oli mukana myös erikoiskasvina sokerijuurikas, jonka tiedetään tehokkaasti ottavan metalleja maasta. Tase- ja ennustelaskelmien mukaan kuormituksen kasvaessa kadmiumin kertyminen maahan ja siirtyminen vesiin ja satoihin oli selvästi suurempaa kuin oli aiemmissa laskelmissa todettu, kun puuttuvien kansallisten tietojen tilalla oli käytetty kansainvälisiä tuloksia tai vanhentuneita kansallisia tuloksia.

Sadan vuoden ennusteet osoittavat, että nykyisen kadmiumpitoisuuden, 2,5 mg/kg fosforia (P), omaavilla fosforilannoitteilla ja nykyisellä vuotuisella kokonaiskuormituksella kadmiumpitoisuudet maassa, maavedessä ja sadoissa pysyvät lähes ennallaan. Jos fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuus nousisi tämänhetkisellemme suurimmalle sallitulle tasolle, 50 mg/kg P, ja kuormitukset muista lähteistä säilyisivät muuttumattomina, niin seuraavan 100 vuoden aikana maan ja maaveden kadmiumpitoisuudet lisääntyisivät 10-50 %:lla riippuen viljeltävästä kasvista sekä satojen kadmiumpitoisuudet 5-15 %:lla. Jos kotimaisten lannoitteiden tilalla käytettäisiin eurooppalaisia keskivertolannoitteita, joiden kadmiumpitoisuus on 138 mg/kg P, niin maan ja maaveden kadmiumpitoisuudet olisivat 100 vuoden kuluttua 50-150 % ja viljelykasvien kadmiumpitoisuudet 20-40 % korkeammat kuin nykyisin. Viljelykasveista suhteellisesti eniten nousisi vehnän jyvien kadmiumpitoisuus, toiseksi eniten perunan mukuloiden ja vähiten sokerijuurikkaiden kadmiumpitoisuus. Tase- ja ennustelaskelmat osoittivat, että runsaskadmiumisten fosforilannoitteiden käyttö ja sitä kautta pellon lisääntyvä kadmiumkuormitus heikentäisivät maaperän, pinta- ja pohjavesien sekä elintarvikkeiden laatua. Jos Suomessa halutaan pitkällä tähtäimellä säilyttää elintarvikkeiden turvallisuus, ympäristön puhtaus ja kestävä kehitys, niin jopa nykyinenkin fosfori-

lannoitteiden suurin sallittu kadmiumpitoisuus, 50 mg/kg P, vaikuttaa liian korkealta.

Kadmiumin ympäristöriskiarvioiden ja ennustelaskelmien mukaan Suomessa nykyisin käytettävien fosforilannoitteiden kadmiumpitoisuus (2,5 mg/kg P) aiheuttaa riskiä ympäristölle. Riskiä esiintyy kaikilla viljelyvyöhykkeillä ja kaikissa maalajeissa. Poikkeuksen muodostavat sokerijuurikaspellot, joiden kadmiumpitoisuus ei ylitä riskitasoa. Sokerijuurikasta viljellään korkeassa pH:ssa, jolloin kadmiumin sitoutuminen maahiukkasiin tehostuu. Maaveden kadmiumpitoisuus jää siten pienemmäksi, eikä riskiä maavedessä synny. Jos lannoitteissa sallitaan tulevaisuudessa korkeammat, EU:n keskimääräiset kadmiumpitoisuudet (138 mg/kg P), tulevat ympäristöriskit kasvamaan 100 vuoden aikana pelloillamme 47-145 %. Korkein riskisuhde (3,56) tulisi 100 vuoden päästä olemaan perunapelloilla. Suomessa tulisikin huolehtia siitä, ettei lannoitteiden kadmiumpitoisuus nouse nykyisestä tasostaan. Riskien vähentämiseksi pelloiltamme lannoitteiden kadmiumpitoisuutta tulisi jopa alentaa nykyisestä.

Kadmiumin terveysriskejä koskevat arvioinnit ja ennusteet osoittivat, että jos fosforilannoitteidemme kadmiumpitoisuus pysyy nykyisellä tasolla, kadmium ei aiheuta terveysriskiä keskimääräiselle suomalaiselle väestölle, jonka kadmiuminsaanti ravinnosta on 7,9 µg/henkilö/vrk. Väestöryhmässä, jolla kadmiumin imeytyminen on kasvanut raudanpuutoksen vuoksi ja joka tupakoi, elimistön kadmiumtaso voi vanhemmalla iällä olla haitallisen korkea. Arvioitu virtsan kadmiumtaso on heillä 1,1-2,1 µg/l. Ensimmäinen kadmiumin aiheuttama terveyshaitta näyttäisi olevan luuston haurastuminen, joka lisää luunmurtumien riskiä ja hieman korkeammalla altistumistasolla munuaisvaurion riski. Tämän riskiryhmän koko on enintään joitakin tuhansia henkilöitä. Sen sijaan Euroopassa keskimäärin vallitseva lannoitteiden kadmiumtaso aiheuttaisi pitkällä aikavälillä ravinnosta tulevan kadmiumaltistumisen selvän kasvun. Alustavien laskelmien mukaan siitä seuraisi, että sellaisten riskiryhmien, joilla virtsan kadmiumtaso ylittää 1-2 µg/l, koko kaksinkertaistuisi. Turvallisuusmarginaalia riskiryhmillä ei ole ja altistumisen kohoamista ei voida pitää hyväksyttävänä. EU:n riskinhallintakäytännön mukaan jo nykyisiä riskiryhmien altistumistasoja tulisi vähentää.

5 Kirjallisuus

- Alfven, T., Elinder, C.G., Carlsson, M.D., Grubb, A., Hellström, L., Persson, B., Petterson, C., Spang, G., Schutz, A. & Järup, L. 2000. Low-level cadmium exposure and osteoporosis. *Journal of Bone and Mineral Research* 15(8): 1579-1586.
- Baghdady, N.H. & Sippola, J. 1983a. Total heavy metal recovery by *aqua regia* in soils of different origin. *Annales Agriculturae Fenniae* 22: 175-185.
- Baghdady, N.H. & Sippola, J. 1983b. Efficiency of *aqua regia* in extracting Cd, Cr, Hg, Ni and Pb from soils of different origins. *Annales Agriculturae Fenniae* 22: 240-244.
- Berglund, M. & Vahter, M. 1998. Exposure and dose. Teoksessa: Health effects of cadmium exposure - a review of the literature and a risk estimate. *Scandinavian Journal of Work Environment and Health* 24. Supplement 1: 9-18.
- Buchet, J.P., Lauwerys, R., Roels, H., Bernard, A., Brauauux, P., Claeys, F., Ducoffre, G., De Plaen, P., Staessen, J., Amery, A., Lijnen, P., Thijs, L., Rondia, D., Sartor, F., Saint-Remy, A. & Nick, L. 1990. Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet* 366: 699-702.
- Christensen, T.H. 1989. Cadmium soil sorption at low concentrations: VIII. Correlation with soil parameters. *Water, Air, and Soil Pollution* 44: 71-82.
- Coomes, T.J., Sherlock, J.C. & Walters, B. 1982. Studies in dietary intake and extreme consumption. *Royal Society of Health Journal* 102(3): 119-123.
- Davister, A. 1996. Studies and research on processes for the elimination of cadmium from phosphoric acid. OECD Proceedings – Fertilizers as a Source of Cadmium. OECD Cadmium Workshop Saltsjöbaden, Sweden, 16-20 October 1995. Pariisi: Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, IOMC. s. 21-30.
- Eckel, H., Döhler, H. & Roth, U. 2001. Assessment and reduction of heavy-metal input into agro-ecosystems AROMIS. Report of the first meeting: Cemagref, Regional Centre of Rennes, France, 21-22 June 2001. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. 271 s. Viitattu 9.6.2003. Saatavissa myös internetistä: <http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/forum/>
- Eckel, H., Döhler, H. & Roth, U. 2003. Welcome to AROMIS. Concerted action, Assessment and reduction of heavy-metal input into agro-ecosystems. Viitattu 9.6.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.ktbl.de/english/projects/aromis/index.htm>

- Elinder, C.G, Berglund, M., Järup, L., Nordberg, G., & Vahter, M. 1998. Risk characterization. Teoksessa: Health effects of cadmium exposure – a review of the literature and a risk estimate. Scandinavian Journal of Work Environment and Health 24. Supplement 1: 41-51.
- Elinder, C.G., Kjellström, T., Lind, B. & Linnman, L. 1976. Cadmium concentrations in kidney cortex, liver and pancreas among autopsied Swedes. Archives of Environmental Health 31: 292-302.
- Elinder, C.G. & Nordberg, G. 1998. Kidneys. Teoksessa: Health effects of cadmium exposure – a review of the literature and a risk estimate. Scandinavian Journal of Work Environment and Health 24. Supplement 1: 18-31.
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. 1997. Tillståndet I svensk åkermark (Current status of Swedish arable soils). Naturvårdsverket Rapport 4778. Uppsala: Naturvårdsverket Förlag. 59 s.
- Eriksson, J., Oborn, I., Jansson, G. & Andersson, A. 1996. Factors influencing cadmium content in crops: results from Swedish investigations. Swedish Journal of Agricultural Research 26: 125-133.
- Erjala, M. & Erviö, R. 1994. Heavy metal concentrations in sugar beet fields and sugar beet in Finland. Conference on sugar processing research, Helsinki, 7.-9. elokuuta 1994. Mimeografia. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. 16 s.
- ERM 2000. A study to establish a programme of detailed procedures for the assessment of risks to health and the environment from cadmium in fertilizers. Final report. February 2000. European Commission, Directorate General Industry. Brussels: Environmental Resources Management (ERM). 72 s.
- Erviö, R., Mäkelä-Kurto, R. & Sippola, J. 1990. Chemical characteristics of Finnish agricultural soils in 1974 and in 1987. Teoksessa: Kauppi, P. ym. (toim.). Acidification in Finland. Berliini: Springer-Verlag. s. 217-234. ISBN 3-540-52213-1, ISBN 0-387-52213-1.
- Eurola, M., Hietaniemi, V., Kontturi, M., Tuuri, H., Pihlava, J.-M., Saastamoinen, M., Rantanen, O., Kangas, A. & Niskanen, M: 2003. Cadmium contents of oats (*Avena sativa* L.) in official variety, organic cultivation, and nitrogen fertilization trials during 1997-1999. Journal of Agricultural Food Chemistry 51: 2608-2614.
- European Commission 1994. Technical guidance document in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/04 on risk assessment for existing substances. Part II, Chapter 3. Environmental risk assessment. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities. 276 s. ISBN 92-827-8012-0.

- European Communities 2003. Technical guidance document, Part I. Luxembourg: Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, Office for Official Publications of the European Communities. 302 s.
- EUROSTAT 1995. Europe's environment, statistical compendium for the dobris assessment. Brussels: EUROSTAT, European Commission. 455 s.
- Ewers, U., Brockhaus, A., Dolgner, R., Ingeborg, F., Jerman, E., Hahn, R., Schlipkötter, H.-W. & Bernard, A. 1985. Cadmiumbelastung und Nierenfunktionsstörungen. Staub Reinhaltung der Luft 45 (12): 560-566.
- EYA 8.3.2001/466. Komission asetus (EY) tiettyjen elintarvikkeissa olevien vieraiden aineiden enimmäismäärien vahvistamisesta. Annettu Brysselissä 8.3.2001. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti 16.3.2001. s. L 77/1-L77/13.
- EYA 6.2.2002/221. Komission asetus (EY) tiettyjen elintarvikkeissa olevien vieraiden aineiden enimmäismäärien vahvistamisesta annetun asetuksen (EY) N:o 466/2001 muuttamisesta. Annettu Brysselissä 6.2.2002. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti 7.2.2002. s. L 37/4-L37/6.
- Federal Public Service of Belgium 2003. Risk assessment of 'cadmium metal' and 'cadmium oxide': CAS-N°: 7440-43-9 and 1306-19-0. Final Draft 3 July 2003. Brussels: Federal Public Service of Belgium, Health, food chain safety and environment. 1472 s.
- GTK 2003. Foregs-info. Espoo: Geologian tutkimuskeskus. Saatavissa internetistä: <http://www.gsf.fi/foregs/>.
- ISO 11466. Soil quality - Extraction of trace elements soluble in *aqua regia*. Helsinki: Suomen Standardisoimisliitto. Ensimmäinen painos. 1995. 5 s.
- Jung, K., Pergande, M., Graubaum, H.J., Fels, L.M., Endl, U. & Stolte, H. 1993. Urinary proteins and enzymes as early indicators of renal dysfunction in chronic exposure to cadmium. Clinical Chemistry 39 (5): 757-765.
- Järup, L. 1998. Bone. Teoksessa: Health effects of cadmium exposure – a review of the literature and a risk estimate. Scandinavian Journal of Work Environment and Health 24. Supplement 1: 31-34.
- Järup, L., Hellström, L., Alfven, T., Carlsson, M.D., Grubb, A., Persson, B., Pettersson, C., Spang, G., Schutz, A., & Elinder, C.G. 2000. Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. Occupational and Environmental Medicine 57 (10): 668-672.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1992. Trace elements in soil and plants. 2. painos. Boca Raton, Florida: CRC Press. 365 s. ISBN 0-8493-6639-9.

Karlsson, T. 1994. Varning för kadmium. Lantmannen 115(3): 18-20.

Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen geokemian atlas. Osa 2: Moreeni. Espoo:t0.03M0.00ian t

- MMMp 21.1.1994/45. Maa- ja metsätalousministeriön päätös lannoitteista. Annettu Helsingissä 21.1.1994. Suomen säädöskokoelma 1994. s. 117-163.
- Mukherjee, A., Mäkelä-Kurtto, R. & Lodenius, M. 2000. Cadmium in Finland: an assessment of sources, emissions and its cycle, with special emphasis on arable land. Teoksessa: Cadmium in the Environment Ecological and Analytical Problems. Special issue dedicated to Alina Kabata-Pendias for Jubilee of 50 Years of Biogeochemical Studies. Polska Akademia Nauk Warszawa. Zeszyty Naukowe Komitetu "Czlowiek I Srodowisko" PAN 26: 25-39., PL ISSN 0860-8296, ISBN 83-88031-35 X.
- Mustaniemi, A. & Hallikainen, A. 1994. Kadmiumin saanti ravinnosta. Elintarvikeviraston tutkimuksia 13/1993. Helsinki: Elintarvikevirasto. 20 s.
- Muller, P.W., Smith, S.J., Steinberg, K.K. & Thun, M.J. 1989. Chronic renal tubular effects in relation to urine cadmium levels. Nephron 52 (1): 45-54.
- Mäkelä-Kurtto, R., Lindstedt, L. & Sippola, J. 1992. Laboratorioiden ja analyysimenetelmien välinen vertailututkimus viljelymaan raskasmetalleista. Maatalouden tutkimuskeskuksen Tiedote 18/92. Jokioinen: Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. 61 s.
- Mäkelä-Kurtto, R. & Sippola, J. 2001. Finland. Teoksessa: Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems AROMIS; Report of the first meeting. Cemagref, Regional Centre of Rennes, France, 21-22 June 2001. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. s. 61-76.
- Mäkelä-Kurtto, R. & Sippola, J. 2002. Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. Agricultural and Food Science in Finland 11: 273-284.
- Mäkelä-Kurtto, R., Sippola, J., Grék, K. & Hakala, O. 2002a. Peltojen valtakunnalliset viljavuus ja raskasmetallikartat. Viitattu 9.6.2003. Saatavissa internetistä: http://www.mtt.fi/lva/peltojen_tila.html
- Mäkelä-Kurtto, R., Sippola, J. & Grék, K. 2002b. Peltomaiden viljavuus ja helppoliukoiset raskasmetallit. Teoksessa: Uusitalo, R. & Salo, R. Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta –juhlaseminaari Jokioinen, 24.9.2002. Maa- ja elintarviketalous 13. s. 30-46. Saatavissa myös internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met13.pdf>
- Mäntylähti, V. 2002. Laatumaa – luokittelurajat käytäntöön. Mikkeli: Viljavuuspalvelu Oy. Viitattu 9.6.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.viljavuuspalvelu.fi/article1.htm>
- Nakagawa, H., Nishijo, M., Morikawa, Y., Tabata, M., Senma, M., Kitagawa, Y., Kawano, S., Ishizaki, M., Sugita, N., Nishi, M., Kido, T. & Nogawa, K.

1993. Urinary beta 2-microglobulin concentration and mortality in a cadmium-polluted area. *Archives of Environmental Health* 48 (6): 428-35.
- Nikunen, E., Malm, J., Virtanen, V., Louekari, K. & Mäkelä-Kurtto, R. 1997. Cadmium in fertilizers – Risks to human health and the environment. Publications of the Ministry of Agriculture and Forestry 9/1997. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 93 s.
- Nilsson, U., Schultz, A., Skerfving, S. & Mattson, S. 1995. Cadmium in kidneys in Swedes measured in vivo using X-ray fluorescence analysis. *International Archives of Occupational Health* 67: 405-411.
- Nishijo, M., Nakagawa, H., Morikawa, Y., Tabata, M., Senma, M., Miura, K., Takahara, H., Kawano, S., Nishi, M. & Mizukoshi, K. 1995. Mortality of inhabitants in an area polluted by cadmium: 15 year follow-up. *Occupational and Environmental Medicine* 52 (3): 181-4.
- Nordberg, GF., Jin, T., Kong, Q., Ye, T., Cai, S., Wang, Z., Zhuang, F. & Wu, X. 1997. Biological monitoring of cadmium exposure and renal effects in a population group residing in a polluted area in China. *Science of the Total Environment* 199: 111-114.
- OECD 1996a. OECD Proceedings – Sources of cadmium in the environment. Pariisi: Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, IOMC. 482 s.
- OECD 1996b. OECD Proceedings – Fertilizers as a source of cadmium. Pariisi: Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, IOMC. 252 s.
- Papunen, H. 1986. Suomen metalliset malmiesiintymät. Teoksessa: Papunen, H., Haapala, I. ja Rouhunkoski, P. (toim.). Suomen malmigeologia: metalliset malmiesiintymät. Helsinki: Suomen Geologinen Seura r.y., s. 133-214.
- Reimann, C. & de Caritat, P. 1998. Chemical elements in the environment. Germany: Springer-Verlag. 398 s. ISBN 3-540-63670-6.
- Reimann, C., Siewers, U., Tarvainen, T., Bityukova, L., Eriksson, J., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Lukashev, V., Matinian, N.N. & Pasiieczna, A. 2003. Agricultural soils in Northern Europe : A geochemical atlas. *Geologische Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe D., Heft SD5*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 279 p. ISBN 3-510-95906-X.
- Rhoades, J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. Teoksessa: Sparks, D.L. (toim.). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods – SSSA Book series no. 5*, 1996. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, Inc. ja American Society of Agronomy, Inc. s. 417-435.

- Roels, H., Bernard, A.M., Cardenas, A., Lauwerys, R., Gelpi, A., Rosello, J., Mutti, A., Franchini, I., Stolte, H., De Broe, M.E., Nuyts, G.D. & Price, R. 1993. Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III Application to workers exposed to cadmium. *British Journal of Industrial Medicine* 50: 37-48.
- Sahama, Th.G. 1947. *Geokemia*. Tiedekirjasto N:o 2. Helsinki: Kustannusosakeyhtiö Otava. 447 s.
- Salminen, R., Bogatyrev, I., Chekushin, V., Glavatskikh, S.P., Gregorauskiene, V., Selenok, L., Tenhola, M. & Tomilina, O. 2003. Barents ecogeochemistry - a large geochemical baseline study of heavy metals and other elements in surficial deposits, NW-Russia and Finland. *Geological Survey of Finland, Current Researches 2001-2002, Special Paper* 36: 45-52.
- Sippola, J., Kivistö, P. & Mäkelä-Kurtto, R. 2001. Tutkimusasemien viljelymaiden ravinne- ja raskasmetallipitoisuuksien seuranta. Muutokset aikavälillä 1992-1997. *MTT:n julkaisuja Sarja B* 27. 13 s + 6 liitettä.
- Sippola, J. & Mäkelä-Kurtto, R. 1986. Cadmium in cultivated Finnish soils. *Annales Agriculturae Fenniae* 25: 255-263.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. & Roeyseth, O. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA (Norwegian Institute for Water Research) report SNO-4039-99. 71 s. ISBN 82-577-3641-4.
- Staessen, J., Amery, A., Bernard, A., Bruaux, P., Buchet, J.P., Bulpitt, C.J., Claeys, F., De Plaen, P., Ducoffre, G., Fagard, R., Lauwerys, R.R., Lijnen, P., Nick, L., Sain-Remy, A., Roels, H., Rondia, D., Sartor, F. & Thijs, L. 1991. Environmental exposure to cadmium influences calcium metabolism: a population study. *British Journal of Industrial Medicine* 45: 710-714.
- Staessen, J., Lauwerys, R., Ide, G., Roels, H., Vyncke, G. & Amery, A. 1994. Renal function and historical environmental cadmium pollution from zinc smelters. *Lancet* 343: 1523-1527.
- STMA 19.5.2000/461. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 19.5.2000. Viitattu 25.9.2003. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/lains/index.html>
- Tahvonen, R. 1994. Contents of lead and cadmium in foods in Finland. Turku: University of Turku, Department of Biochemistry and Food Chemistry. 115 s. ISBN 952-90-6323-7.

- Tauber, C. 1988. Spurelemente in Flugaschen. Köln, Germany: Verlag T&V Rheinland GmbH. 469 s.
- Taylor, R.S. & McLennan, S.M. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of geophysics* 33: 241-265.
- Vahter, M., Johansson, G., Åkesson, A. & Rahnster, B. 1992. Fecal elimination of lead and cadmium in subjects on a mixed and a lactovegetarian diet. *Food Chemicals Toxicology* 30: 281-287.
- VNp 14.4.1994/282. Valtioneuvoston päätös puhdistamolietteen käytöstä maanviljelyssä. Annettu Helsingissä 14.4.1994. FINLEX, Sähköinen Suomen säädöskokoelma. 6 s. Viitattu 9.6.2003. Saatavissa myös internetistä: <http://www.finlex.fi/linkit/sd/19940282>.
- Wedepohl, K.H. 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59: 1217-1232.
- Ympäristöministeriö 1998. Ehdotus Valtioneuvoston päätökseksi maa-alueen ja sen maaperän saastuneisuuden selvittämisestä ja puhdistustarpeen arvioinnista. Muistio 8.10.1998. Helsinki: Ympäristöministeriö. 15 s.

6 Liitteet

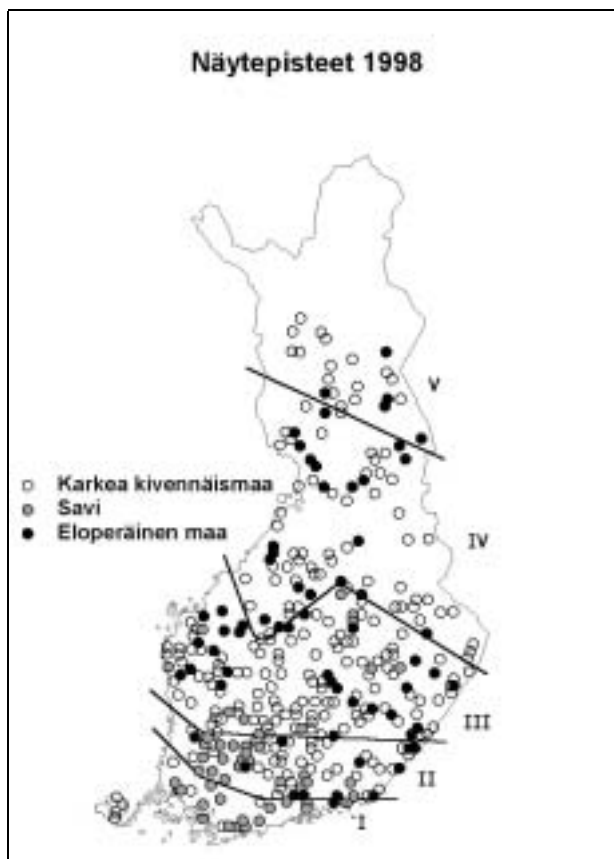
Liitetaulukko 1. Kadmiumin kokonaispitoisuuksia (kuningasveteen uuttuva osuus), mg/kg kuiva-ainetta, viljelymaissa vuonna 1998 viljelyvyöhykkeittäin (I – V) ja maalajiryhmittäin tilastollisin tunnusluvuin (n = lukumäärä, Median = keskimäinen luku, Mean = keskiarvo, Std = keskihajonta, Min = pienin luku, Max = suurin luku).

Maalajiryhmä		Viljelyvyöhyke					Keskimäärin
		I	II	III	IV	V	
Kark. kiv.maat	n	8	34	106	56	15	219
	Median	0,256	0,177	0,135	0,088	0,050	0,116
	Mean	0,246	0,219	0,140	0,092	0,056	0,138
	Std	0,112	0,127	0,064	0,045	0,024	0,088
	Min	0,084	0,065	0,040	0,016	0,021	0,016
	Max	0,435	0,641	0,347	0,242	0,105	0,641
Savimaat	n	17	21	13			51
	Median	0,195	0,191	0,210			0,196
	Mean	0,236	0,209	0,225			0,222
	Std	0,127	0,113	0,065			0,107
	Min	0,104	0,089	0,085			0,085
	Max	0,624	0,519	0,309			0,624
Eloperäiset maat	n	1	11	30	21	5	68
	Median	0,748	0,360	0,308	0,225	0,327	0,289
	Mean	0,748	0,371	0,298	0,245	0,270	0,298
	Std		0,161	0,101	0,094	0,139	0,130
	Min	0,748	0,101	0,129	0,073	0,101	0,073
	Max	0,748	0,656	0,510	0,469	0,397	0,748
Kaikki yhteensä	n	26	66	149	77	20	338
	Median	0,212	0,196	0,157	0,099	0,063	0,153
	Mean	0,259	0,241	0,179	0,134	0,109	0,183
	Std	0,154	0,140	0,097	0,092	0,116	0,120
	Min	0,084	0,065	0,040	0,016	0,021	0,016
	Max	0,748	0,656	0,510	0,469	0,397	0,748

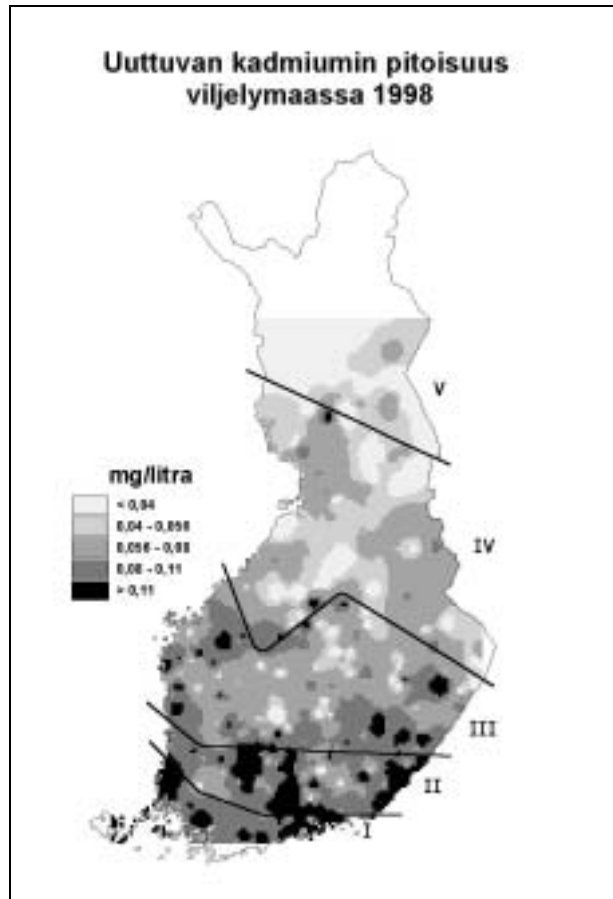
Liitetaulukko 2. Maaveden kadmiumpitoisuuksia, µg/litra, viljelymaissa vuonna 1998 viljelyvyöhykkeittäin (I – V) ja maalajiryhmittäin tilastollisin tunnusluvuin (n = lukumäärä, Median = keskimäinen luku, Mean = keskiarvo, Std = keskihajonta, Min = pienin luku, Max = suurin luku).

Maalajiryhmä		Viljelyvyöhyke					Keskimäärin
		I	II	III	IV	V	
Kark. kiv.maat	n	8	34	106	56	15	219
	Median	0,024	0,065	0,036	0,030	0,057	0,037
	Mean	0,057	0,101	0,058	0,064	0,053	0,066
	Std	0,073	0,097	0,063	0,098	0,039	0,079
	Min	0,009	0,005	0,004	0,005	0,005	0,004
	Max	0,222	0,421	0,349	0,661	0,115	0,661
Savimaat	n	17	21	13			51
	Median	0,045	0,045	0,064			0,053
	Mean	0,091	0,090	0,088			0,090
	Std	0,145	0,093	0,094			0,111
	Min	0,006	0,012	0,008			0,006
	Max	0,629	0,361	0,375			0,629
Eloperäiset maat	n	1	11	30	21	5	68
	Median	0,163	0,136	0,101	0,114	0,164	0,127
	Mean	0,163	0,134	0,220	0,139	0,250	0,183
	Std		0,081	0,444	0,113	0,231	0,309
	Min	0,163	0,031	0,017	0,009	0,010	0,009
	Max	0,163	0,276	2,420	0,419	0,607	2,420
Kaikki yhteensä	n	26	66	149	77	20	338
	Median	0,044	0,077	0,051	0,040	0,072	0,052
	Mean	0,084	0,103	0,094	0,084	0,102	0,093
	Std	0,124	0,093	0,215	0,107	0,142	0,164
	Min	0,006	0,005	0,004	0,005	0,005	0,004
	Max	0,629	0,421	2,420	0,661	0,607	2,420

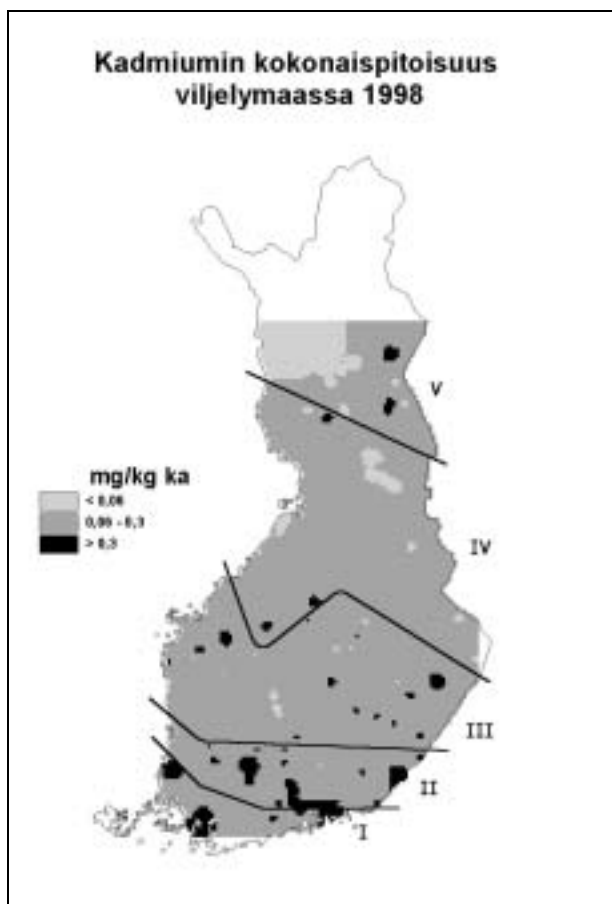
Liitekuva 1. Tutkittujen peltojen näytepisteet (n = 338) vuonna 1998 viljelyvyöhykkeittäin, I – V, ja maalajiryhmittäin.



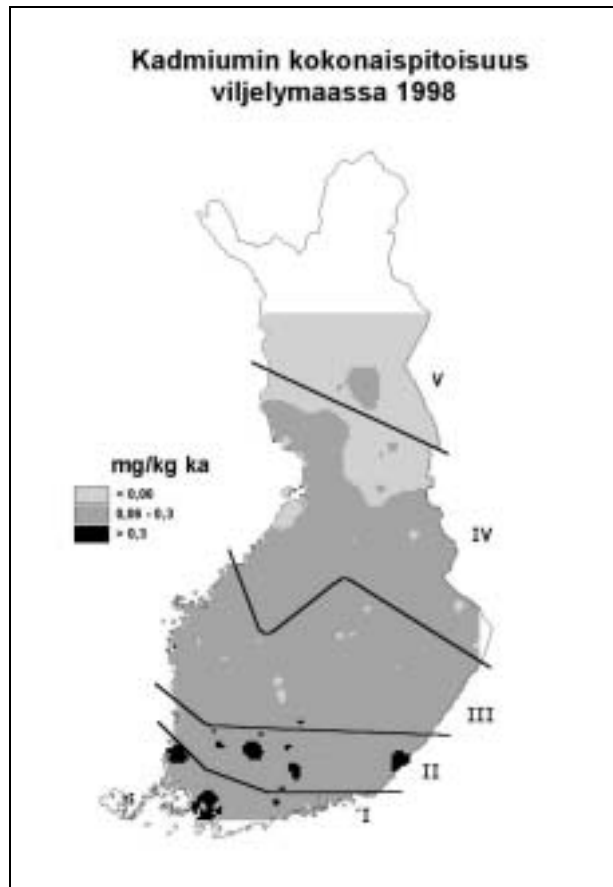
Liitekuva 2. Helppoliukoisen (happamaan, pH 4,65, ammoniumasetatti-EDTA:han uuttuvan) kadmiumin pitoisuudet, mg/litra ilmakeivaa maata, viljelymaissa (n = 338) vuonna 1998. Viljelyvyöhykkeet I – V.



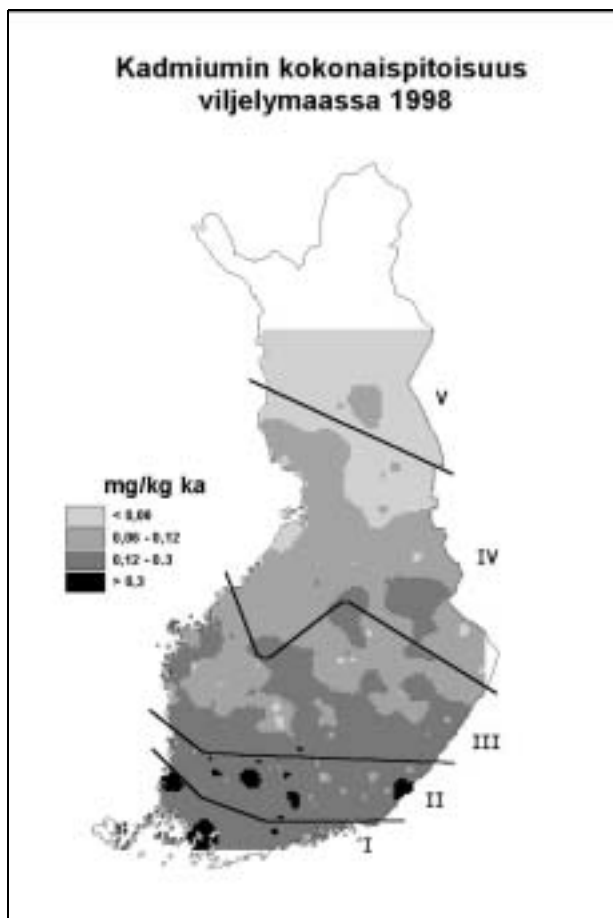
Liitekuva 3. Kuningasveteen uuttuvan kadmiumin pitoisuudet (kokonaispitoisuudet), mg/kg kuiva-ainetta, tutkituissa viljelymaissa (n = 338) vuonna 1998. Pitoisuusluokitus perustuu Viljavuuspalvelun (Mäntylähti 2002) Laatumaa-luokitukseen: <0,06 mg/kg ka = hyvin puhdas maa; 0,06 – 0,30 mg/kg ka = tavanomainen maa; ja >0,3 = maan pitoisuus kohonnut. Viljelyvyöhykkeet I – V.



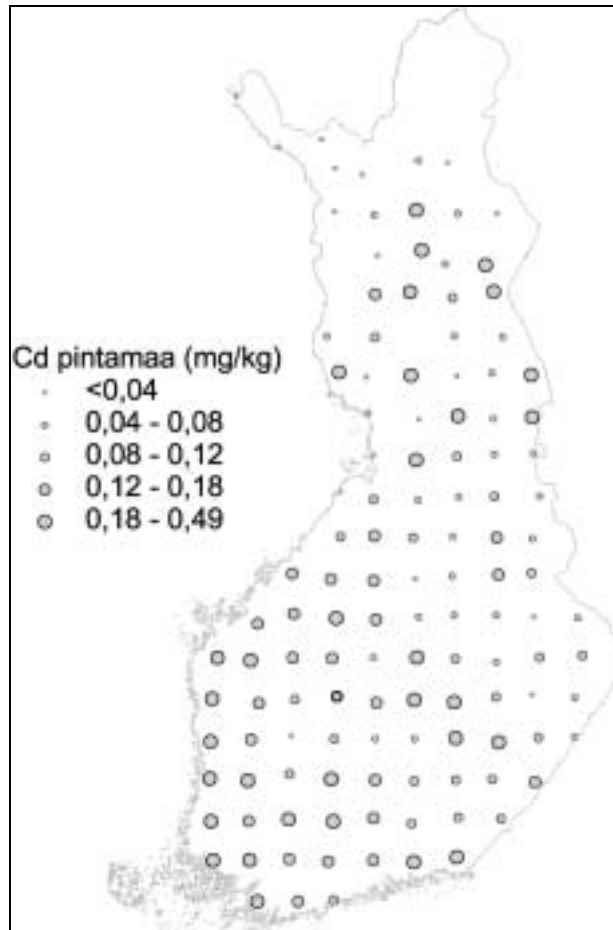
Liitekuva 4. Kuningasveteen uuttuvan kadmiumin pitoisuudet (kokonaispitoisuudet), mg/kg kuiva-ainetta, kivennäismaihin kuuluvissa viljelymaissa (n = 274) vuonna 1998. Pitoisuusluokitus perustuu Viljavuuspalvelun (Mäntylähti 2002) Laatumaa-luokitukseen: <0,06 mg/kg ka = hyvin puhdas maa; 0,06 – 0,30 mg/kg ka = tavanomainen maa; ja >0,30 = maan pitoisuus kohonnut. Viljelyvyöhykkeet I – V.



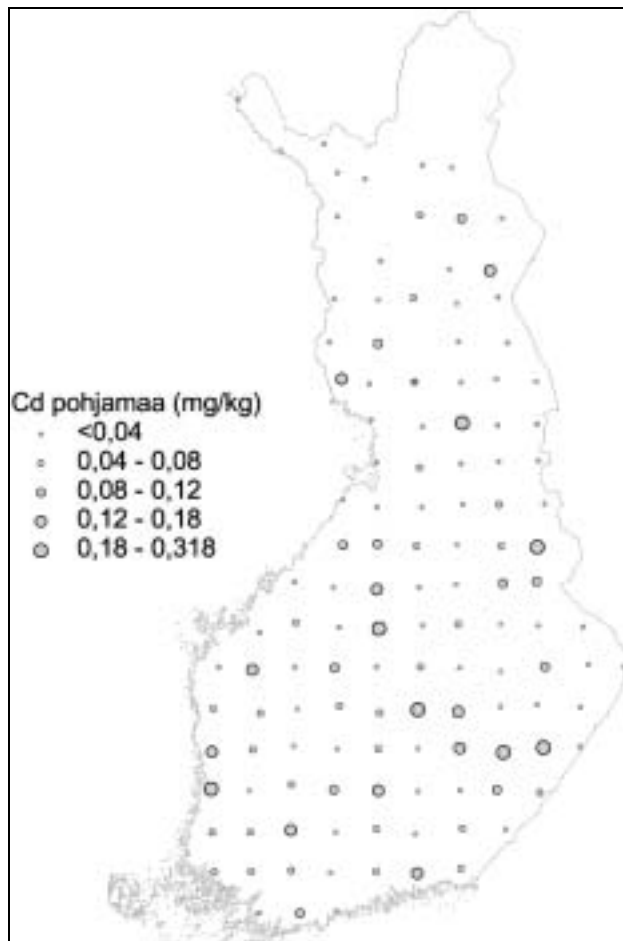
Liitekuva 5. Kuningasveteen uuttuvan kadmiumin pitoisuudet (kokonaispitoisuudet), mg/kg kuiva-ainetta, kivennäismäihin kuuluvissa viljelymaissa (n = 274) vuonna 1998. Pitoisuusluokitus perustuu muuten Viljavuuspalvelun (Mäntylähti 2002) Laatumaa-luokitukseen: <0,06 mg/kg ka = hyvin puhdas maa; 0,06 – 0,30 mg/kg ka = tavanomainen maa; ja >0,30 = maan pitoisuus kohonnut; paitsi, että tavanomaisen maan pitoisuusluokka on jaettu vielä kahteen alaluokkaan: 0,06 – 0,12 mg/kg ka ja 0,12 – 0,30 mg/kg ka. Viljelyvyöhykkeet I – V.



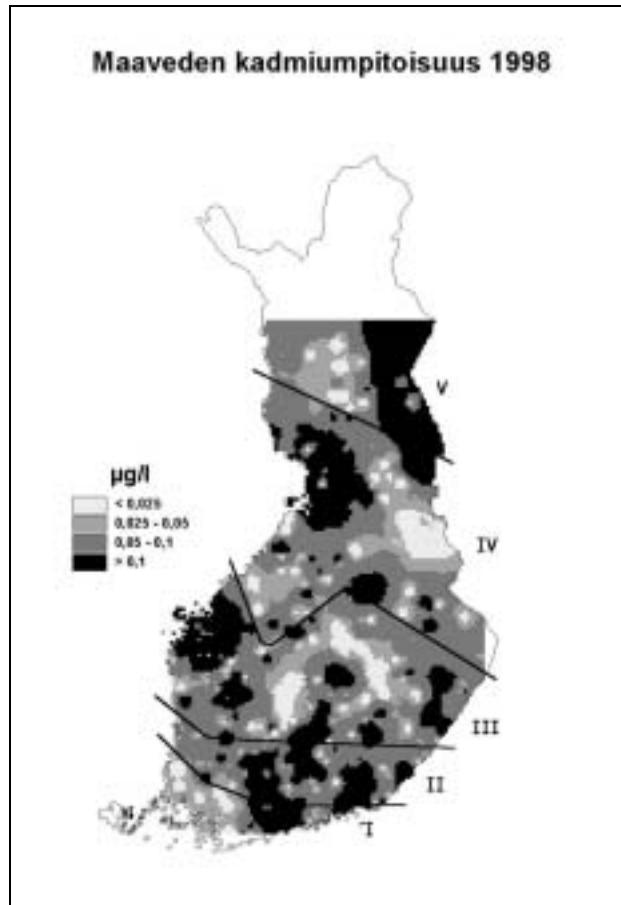
Liitekuva 6. Kuningasveteen uuttuvan kadmiumin pitoisuudet (kokonaispitoisuudet), mg/kg ka, peltojen (n = 129) pintamaassa vuosina 1996-1997 Geologian tutkimuskeskuksen selvitysten mukaan (Reimann ym. 2003).



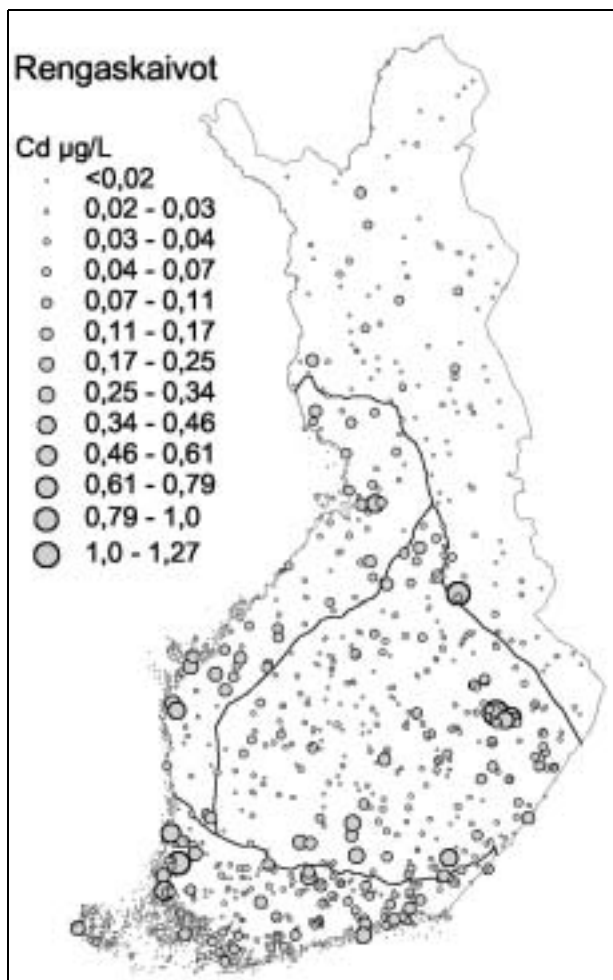
Liitekuva 7. Kuningasveteen uuttuvan kadmiumin pitoisuudet (kokonaispitoisuudet), mg/kg ka, peltojen (n = 129) mineraalisessa pohjamaassa vuosina 1996-1997 Geologian tutkimuskeskuksen selvitysten mukaan (Reimann ym. 2003).



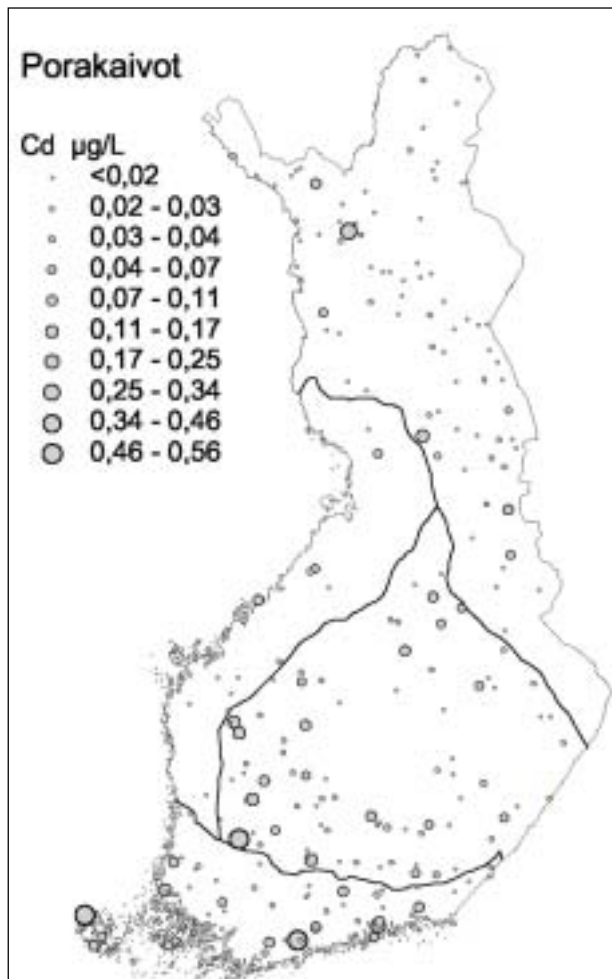
Liitekuva 8. Maaveden kadmiumpitoisuuksia, ($\mu\text{g/l}$), viljelymaissa (n = 338) vuonna 1998. Viljelyvyöhykkeet I–V.



Liitekuva 9. Kesällä 1999 ja 2000 rengaskaivoista (n = 739) kerättyjen vesinäytteiden kadmiumpitoisuuksia ($\mu\text{g/l}$) Geologian tutkimuskeskuksen valtakunnallisen pohjavesitutkimuksen mukaan (Lahermo ym. 2002).



Liitekuva 10. Kesällä 1999 ja 2000 porakaivoista (n = 263) kerättyjen vesinäytteiden kadmiumpitoisuuksia ($\mu\text{g/l}$) Geologian tutkimuskeskuksen valtakunnallisen pohjavesitutkimuksen mukaan (Lahermo ym. 2002).



Maa- ja elintarviketalous -sarjassa ilmestyneitä julkaisuja

Ympäristö

- 27 Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä. *Mäkelä-Kurto ym.* 51 s + 12 liitettä. Hinta 20 euroa.
- 35 Emmental Sinileima -juuston tuotantoketjun ympäristövaikutukset ja parannusmahdollisuudet. *Voutilainen ym.* 90 s. Hinta 20 euroa.
- 34 Kesäpöytä Juustokermaperunoiden ja Pirkka-perunajauhon ympäristövaikutukset. *Voutilainen ym.* 54 s. Hinta 20 euroa.
- 33 Elovena-kaurahiutaleiden ympäristövaikutukset. *Katajajuuri ym.* 47 s. Hinta 15 euroa.

Kasvintuotanto

- 26 Luomumansikan viljelytekniikka ja kasvinsuojelu. Kirjallisuusselvitys. *Prokkola ym.* 160 s. (verkkójulkaisu osoitteessa: www.mtt.fi/met/pdf/met26.pdf).
- 17 Uhanalaisten lääkekasvien markkinat ja viljely. Kirjallisuusselvitys. *Galambosi & Jokela.* 88 s. (verkkójulkaisu osoitteessa: www.mtt.fi/met/pdf/met17.pdf).

Talous

- 30 Suurten tilojen talous Suomessa ja vertailumaissa. *Remes ym.* 114 s. Hinta 25 euroa.
- 29 Kumppanuus kuntatasolla maaseutupolitiikan toimeenpanossa. *Mustakangas ym.* 179 s. Hinta 25 euroa.

Teknologia

- 31 Viljan korjuu ja varastointi laajenevalla viljatilalla. *Suomi ym.* 100 s. Hinta 25 euroa.
- 21 Luomusikala Suomen olosuhteissa. *Kivinen.* 79 s. Hinta 20 euroa.

Teematon

- 36 Results of the Finnish selenium monitoring program 2000–2001. *Eurola et al.* 42 p. Price 15 euros.

Julkaisuviitteet löytyvät sarjojen internetsivuilta
www.mtt.fi/julkaisut/sarjathaku.html

