



Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne,
Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine &
Esko Rossi

Ympäristö- ja terveystriskien arviointimenetelmien vertailu

Ympäristö- ja terveystriskien arviointimenetelmien vertailu

Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne,
Terhi Kling & Anu Kapanen

VTT

Maarit Priha

Ekolab Environmental Oy

Eevaliisa Laine

Aalto-yliopiston teknillinen korkeakoulu

Esko Rossi

Esko Rossi Oy



ISBN 978-951-38-7650-0 (nid.)

ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 978-951-38-7651-7 (URL: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>)

ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>)

Copyright © VTT 2010

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

VTT, Vuorimiehentie 5, PL 1000, 02044 VTT

puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 4374

VTT, Bergsmansvägen 5, PB 1000, 02044 VTT

tel. växel 020 722 111, fax 020 722 4374

VTT Technical Research Centre of Finland, Vuorimiehentie 5, P.O. Box 1000, FI-02044 VTT, Finland
phone internat. +358 20 722 111, fax +358 20 722 4374

Toimitus Mirjami Pullinen

Edita Prima Oy, Helsinki 2010

Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne, Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine & Esko Rossi. Ympäristö- ja terveystarkastusten arviointimenetelmien vertailu [Comparison of environmental and health risk assessment models]. Espoo 2010. VTT Tiedotteita – Research Notes 2551. 130 s. + liitt. 52 s.

Avainsanat contaminated soil, risk assessment, transport models, health hazards, environmental impacts, evaluation

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa vertailtiin Suomessa käytössä olevaa neljää terveystarkastusten arviointimallia ja yhtä haitta-aineiden kulkeutumisen arviointiin tarkoitettua analyttistä mallia. Lisäksi kokeiltiin spatiaalisen tiedon riskinarviointiin yhdistävää ohjelmaa. Tarkasteltavat terveystarkastusten arviointimallit olivat Alankomaissa kehitetty RISC-HUMAN, Suomessa kehitetty SOILIRISK, Ruotsissa tehty SNV:n ohjelma ja Bp Oil International Ltd laatima RISC. Näistä malleista vain SNV:n ohjelma on ilmainen internetistä ladattavissa oleva riskinarviointimalli. Pelkästään kulkeutumisriskiin arviointiin tarkoitettu ohjelma oli maksullinen, Golder Associates Ltd:n laatima ConSim, ja spatiaalista tietoa käyttävä ohjelma oli internetistä vapaasti ladattavissa oleva SADA. Ekologista riskiä voidaan arvioida SNV:n ohjelmalla ja pohjaveden ja sedimenttien osalta RISCillä.

Tutkimuksen alussa käytiin läpi ympäristöhallinnon asetusta ja ohjeita maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista, ekologista riskien arviointia sekä haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamista niin yleisesti kuin tarkastelevien mallien osalta. Arvioitaviksi valittujen mallien sisältöä, kemikaalitietoja, maankäyttökensuoria, maaperä- ja altistusparametreja ja tulostustietoja kuvattiin yksityiskohtaisesti. Riskinarviointimallien tulosten erojen ja yhtäläisyyksien selvittämiseksi malleja käytettiin kolmesta esimerkkikohteesta saaduilla lähtöarvoilla. Ensimmäinen esimerkkikohteeseen kuvaa öljyhiilivedyillä pilaantunutta jakeluasemakohdetta, toinen klooratuilla orgaanisilla aineilla pilaantunutta kaatopaikka-aluetta ja kolmas sekapilaantunutta teollisuusaluetta, jonka tarkastelussa olivat mukana PAH-yhdisteet ja metallit. Esimerkkikohteiden lähtöarvot perustuivat todellisiin kenttäkohteisiin, joille tehtiin projektin aikana erilliset riskinarviointit. Riskinarviointiohjelmien vertailua varten todellisten kenttäkohteiden lähtöarvoja muutettiin jonkin verran tarkoitukseen paremmin sopiviksi.

Riskinarviointiin kuuluu tulosten epävarmuuden arviointi ja tulokseen merkittävimmin vaikuttavien muuttujien määrittäminen. Tutkimuksessa koottiin yhteen eri julkaisuissa esitettyjä tietoja eri muuttujien vaikutuksesta riskinarvioinnin lopputulokseen ja tehtiin uusia tarkasteluja muuttujien herkkyytarkastelulla eri muuttujien vaikutuksesta pitoisuuteen pohjavedessä.

Riskinarviointimallien vertailu esimerkkikohteiden lähtötiedoilla alkoi tarkastelemalla haitta-aineiden jakautumista eri faaseihin. Esimerkkikohteiden tulokset osoittavat, että yhtenäisillä haitta-aineiden kemiallisilla arvoilla haitta-aineiden jakautuminen eri faaseihin on samanlaista eri malleissa.

Seuraavaksi tarkasteltiin haitta-aineiden kulkeutumista ulkoilmaan, sisäilmaan ja pohjaveteen sekä kasveihin. Yhteenvetona voidaan todeta, että sisäilman ja ulkoilman pitoisuudet erosivat toisistaan tarkastelluilla riskinarviointimalleilla esimerkkikohteiden lähtötiedoilla alle yhden suuruusluokan, mitä voidaan pitää kohtuullisena. Suurimmat erot olivat pohjavesilaskennassa: RISCillä saatiin selvästi pienempiä pitoisuuksia kuin muilla pohjavesilaskennan sisältävillä riskinarviointimalleilla ja pohjavesilaskentaan tarkoitettulla ConSim-mallilla. SNV:n mallilla laskettiin korkeimmat pitoisuudet, jotka erosivat RISCillä saaduista pitoisuuksista enimmillään noin kaksi suuruusyksikköä ja SOILIRISKillä määritetyistä pitoisuuksista alle yhden suuruusyksikön.

Riskinarviointimallit eroavat lopputulosten suhteen, mikä vaikeuttaa lopputulosten vertailua. Useimmissa malleissa lasketaan erikseen syöpävaarallisten aineiden aiheuttama ylimääräinen syöpäriski ja vaarakerroin muille haitallisille aineille. Vaarakerroin saadaan vertaamalla laskettua annosta hyväksyttävään annokseen (RfD, *Reference Dose*). RISC-HUMAN kuitenkin laskee vaarakertoimen kaikille haitta-aineille. Syöpävaarallisille aineille vaarakertoimen laskennassa käytetään vertailutasoina ylimääräistä elinikaista syöpäriskiä 1×10^{-4} . RISC-HUMANissa on mahdollista verrata myös haitta-aineen pitoisuutta ilmassa hyväksyttävään pitoisuuteen. RISCissä, SNV:n mallissa ja RISC-HUMANissa lasketaan kumulatiivinen riski-indeksi, joka ei ota huomioon haitta-aineen vaikutusmekanismia ja vaikutusten kohde-elintä vaan laskee yhteen kaikki riskitasot. SOILIRISKin tuloksissa esitetään keskeisimpien haitta-aineiden pitoisuuksien prosenttiosuudet kohteelle lasketuista hyväksyttävistä enimmäispitoisuuksista. Tuloksissa esitetään myös samankaltaisesti vaikuttavien aineiden kokonaisvaikutus sekä yhteenvetona eri altistusreittien summavaikutus. Syöpäriskin osalta esitetään kaikkein syöpävaarallisimpien yhdisteiden aiheuttama syöpäriskin lisäksi kokonaisuudessaan.

Eri riskinarviointimallien parametrien vaikutusta tuloksiin arvioitiin epävarmuustarkastelulla. Tarkasteltava haitta-aine vaikuttaa osittain arvioitavan parametrin merkitsevyyteen. Yleisesti väliaineisiin kulkeutumiseen vaikuttaa eri riskinarviointimalleissa merkittävimmin orgaanisen hiilen pitoisuus, huokoisuus, vedenjohtavuus ja pohjaveden muodostus. Sisäilman pitoisuuden osalta eniten merkitystä on ilmanvaihtonopeudella ja paine-erolla.

Riskinarviointimallien tulosten vertailu ei sinällään anna tietoa siitä, kuinka ”oikein” jokin malli laskee. Mallien lähtöoletuksiin ja laskentakaavoihin perehtymällä voidaan arvioida sitä, miten malli pystyy ottamaan huomioon esimerkiksi kohteen maaperäolosuhteet, rakennusten ominaisuudet ja muut tarkasteltavien kohteiden altistumiseen vaikuttavat seikat. Päädyttäessä riskinarviointimallien käyttöön mallin valintaa kannattaa aina harkita tapauskohtaisesti. Valinnassa voidaan hyödyntää tässä raportissa esitettyjä riskinarviointimallien vertailutuloksia. Riskinarviointi aloitetaan yleensä suhteellisen yksinkertaisilla malleilla, jollainen voi olla esimerkiksi SNV-malli, ja tarvittaessa siirrytään enemmän lähtötietoja ja resursseja vaativiin malleihin.

Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne, Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine & Esko Rossi. Ympäristö- ja terveystieteiden arviointimenetelmien vertailu [Comparison of environmental and health risk assessment models]. Espoo 2010. VTT Tiedotteita – Research Notes 2551. 130 p. + app. 52 p.

Keywords contaminated soil, risk assessment, transport models, health hazards, environmental impacts, evaluation

Abstract

This study compared four health risk assessment models and one analytical contaminant transport model used in Finland. In addition, experiments were done on the program linking spatial data to risk assessment. The health risk assessment models evaluated were: RISC-HUMAN developed in the Netherlands, SOILIRISK developed in Finland, the Swedish SNV's program and RISC on behalf of Bp Oil International Ltd. Only the SNV's program can be freely downloaded from the Internet. Golder Associates Ltd has developed a chargeable contaminant transport model called ConSim and a fully functional freeware version entitled Spatial Analysis and Decision Assistance program SADA is available for download on their this web site.

At the beginning of the study a review was done on environmental management regulations and guidelines for soil pollution and cleaning needs assessment, ecological risk assessment and contaminant processes and transport modelling.

For evaluation of the content of the selected models, the chemical data, land-use scenarios, soil and exposure parameters and result data were described in detail. To determine the differences and similarities of results from risk assessment and contaminant transport models, they were used with input data obtained from three case study test sites. The first test site describes contaminated service station properties, another test site is contaminated with chlorinated organic substances in a landfill area and the final site deals with PAHs and metals at an industrial estate. The input data of the case study test sites was based on real field sites. During the project separate risk assessments were compiled for the real field sites. For the comparison of risk assessment programs, the data of the real field sites was changed somewhat to be more suitable for a comparison of the programs.

Risk assessment included evaluation of the uncertainty of the results and outcome of the most significant variables affecting the determination. This study also gathered together information presented in various publications on the different variables influencing the outcome of the risk assessment. New results on key factors effecting the concentration of groundwater were evaluated by sensitivity analysis.

The comparison of risk assessment and transport model with data from the case study began by examining interphase mass transfer of contaminants. Results of the case study test site show that with homogeneous chemical properties, interphase mass transfer is similar to the various risk assessment models.

The next examination were on migration of contaminants into the outside air, indoor air, groundwater and plants. In summary, the calculated indoor and outdoor concentrations differed less than one order of magnitude, which can be regarded as reasonable. The biggest differences were in the calculation of groundwater concentration. Significantly lower concentrations were obtained by using RISC than the other risk assessment model containing a groundwater migration option or the ConSim model which is designed for the calculation of groundwater transport. SNV's model predicted the highest concentration that deviated from concentrations obtained by RISC, by at most two orders of magnitude, and concentrations calculated by SOILIRISK by less than one order of magnitude.

Risk assessment models differ in the final results, making it difficult to compare the results of the models. Most models separately calculate excess risk of cancer for carcinogens and then for non-carcinogenic toxicants a hazard quotient, which is obtained by comparing an estimated exposure to the acceptable dose (RfD, Reference Dose). RISC-HUMAN, however, calculates for all toxicants the hazard quotient. When calculating of the hazard quotient for carcinogens, a value of 1×10^{-4} is used for the excess life-long risk of cancer. With RISC-HUMAN, it is possible to compare the concentration of contaminant in the air to acceptable concentration. RISC, SNV's model, and RISC-HUMAN calculate a cumulative hazard index, which does not take into account the adverse effect mechanism of contaminant and effects of the target organ, but rather evaluate together all levels of risk. SOILIRISK sets out the main results of the contaminants in concentrations of the percentages calculated in acceptable maximum values. These results also present similarly active contaminants as well as the overall summary, the sum of the different routes of exposure effect. Cancer risk evaluates the effect of the most carcinogenic compounds as a whole.

A sensitivity assessment was used to evaluate the effect of various parameters on the results of risk assessment models. The contaminant's properties partly affect the assessment of parameter significance. In general, the modelling transport pathway to the receptor in risk assessment models substantially affected the organic carbon content, porosity, hydraulic conductivity and groundwater recharge. The most importance in case of modelling indoor air concentrations is the ventilation rate and pressure difference.

The results of the risk assessment model comparison do not in itself give information on how "correct" one of the models calculates. The underlying assumptions and calculation formulas of models can be studied to evaluate how the model is able to take into account, for example soil conditions, building characteristics and other exposure factors under the considered site. The decision to use a particular risk assessment model should always be decided on a case-by-case basis. Selection can be based on results of comparison of risk assessment models described in this report. Risk assessment is usually initiated with relatively simple models, which may be the SNV-model and then if necessary move to more demanding models using more input information and resources.

Alkusanat

Tämän tutkimuksen taustana on maa-alueiden pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin lainsäädännön uudistaminen vuonna 2007. Valtioneuvoston asetus määrittää pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytettävät kynnysarvot, alemmat ja ylempät ohjearvot sekä niiden soveltamisen. Ympäristöhallinto on ohjeissaan tarkentanut asetuksen soveltamista ja kuvannut läpinäkyvästi ohjearvojen määrittämisessä käytettyjä lähtötietoja. Perustelluista syistä ohjearvoista voidaan poiketa ja käyttää pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa laskennallisia riskinarviointimalleja. Ympäristöhallinto ei ole nimennyt tiettyä mallia käytettäväksi arvioinnissa; omissa laskelmissaan se on käyttänyt RISC-HUMAN-riskinarviointimallia.

Tässä työssä tarkasteltavaksi valittiin ohjelmia, joissa on mukana terveysriskien arviointiosuus, poikkeuksena kuitenkin yksi pelkästään kulkeutumisriskien arviointiin tarkoitettu ohjelma. Terveysriskin arviointiohjelmat olivat RISC-HUMAN, SOILIRISK, SNV:n ohjelma ja RISC. Kulkeutumisriskiin arviointiin tarkoitettu ohjelma oli ConSim. Ekologista riskiä voidaan arvioida SNV:n ohjelmalla ja pohjaveden ja sedimenttien osalta RISCillä. Ohjelmien tarkastelujen tavoitteena oli kuvata niiden sisältö, parametrit, maankäyttökenaariot ja haitta-aineet sekä vertailla mallien välisiä eroja ja yhtäläisyyksiä käyttämällä niitä esimerkkikohteista saatujen lähtötietojen avulla. Lisäksi tavoitteena oli tarkastella mallien soveltuvuutta Suomen olosuhteisiin.

Tutkimuksen ohjausryhmässä mukana olivat rahoittajien edustajat Jussi Reinikainen SYKEstä (edusti ympäristöministeriötä), Harri Leppänen (Rautaruukki Oyj), Jorma Kempainen (Outokumpu Oyj), Helena Kumpulainen (Ovako Bar Oy Ab), Kai Larnimaa (Neste Oil Oyj), Marita Luntinen (Ratahallintokeskus), Katriina Kurenlahti (Helsingin kaupunki), Juha Anhava (Pöyry Environment Oy), Riina Rantsi (Niska & Nyyssönen Oy), Terhi Svanström (Suomen IP-tekniikka Oy), Kimmo Järvinen (Ramboll Finland Oy), Tapani Peltola (St1 Oy), Raakel

Jaloniemi (Pääesikunta), Saara Kajander (Pääesikunta) ja Reetta Skinnari (WSP Environmental Oy). Lisäksi tutkimusta on rahoittanut VTT. Ohjausryhmässä asiantuntijoina olivat Esa Wihlman (Lounais-Suomen ympäristökeskus) ja Sari Penttinen (Uudenmaan ympäristökeskus). Esitämme ystävälliset kiitokset kaikille projektiin osallistuneille asiantuntevasta avusta ja rahoituksesta.

Kirjoittajat

Espoo, lokakuu 2010

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	3
Abstract	6
Alkusanat	9
Lyhenneluettelo	14
1. Johdanto	17
2. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi	19
2.1 PIMA-asetus	19
2.2 Riskinarviointi	20
2.2.1 Riskinarviointitarpeen tunnistaminen	20
2.2.2 Perusarviointi	21
2.2.3 Tarkennettu arvio ja riskinarviointimallien käyttö	22
3. Ekotoksikologisten riskien arviointi	23
3.1 Suomen lainsäädäntö ja hallinnolliset ohjeet	23
3.2 Kansainväliset arviointikäytännöt	24
3.3 Ohjearvojen käyttö	25
3.4 Saatavilla olevan ekotoksisuustiedon käyttö	26
3.4.1 Ekotoksisuuden arvioinnin tietolähteitä	26
3.4.2 Biohajoavuuden, biokertyvyyden ja bioakkumulaation arviointi	28
3.4.3 Kohdekohtaisen ekotoksisuustestauksen tarve	29
3.4.4 Testimenetelmät maaperän ekologisen riskin arviointiin	31
3.5 Yhteenveto	34
4. Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi	36
4.1 Kulkeutuminen kyllästymättömässä vyöhykkeessä	38
4.2 Kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä	38
4.3 Kaasujen kulkeutuminen	39
5. Riskinarviointimalli	40
5.1 Yleistä riskinarviointimalleista	40
5.2 Hankkeessa tarkastellut mallit	41
5.3 Mallien laskentaperiaatteet	44
5.3.1 Tahaton maansyönti	44
5.3.2 Maapölyn hengittäminen	45
5.3.3 Maalle altistuminen ihon kautta	45
5.3.4 Kasvien syönti	45
5.3.5 Kulkeutumisen laskenta	46
5.4 Aikaisempien riskinarviointimallien vertailututkimuksien tuloksia	48
5.5 VERIS-hankkeen esimerkkikohteissa arvioitaviksi valitut mallit	51
5.6 Valittujen mallien kuvaus	53

5.6.1	Sisältö	53
5.6.2	Kemikaalitiedot.....	53
5.6.3	Maankäyttöskenaariot.....	54
5.6.4	Maaperäparametrit.....	55
5.6.5	Altistumisparametrit.....	55
5.6.6	Tulosten esitys	55
6.	Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa	57
6.1	Taustaa	57
6.2	KOHDE 1: Öljyhiilivedyillä pilaantunut jakeluasemakohde	58
6.2.1	Kohteen kuvaus	58
6.2.2	Arviointimallien vertailu	59
6.2.3	Altistumisen ja riskin arviointi	68
6.3	KOHDE 2: Klooratuilla orgaanisilla aineilla pilaantunut kaatopaikka-alue	69
6.3.1	Kohteen kuvaus	69
6.3.2	Tetrakloorieteenin kulkeutumisen ja terveysriskien arviointi	72
6.3.3	ConSim-mallin laskentatulosten epävarmuustarkastelua	77
6.3.4	Tarkasteltujen mallien soveltuvuus kulkeutumisen arviointiin	80
6.4	KOHDE 3: Sekapilaantunut teollisuusalue.....	80
6.4.1	Kohteen kuvaus	80
6.4.2	Altistuminen PAH-yhdisteille	81
6.4.3	Metallit.....	87
6.4.4	Esimerkkejä SADA-ohjelmiston käytöstä.....	91
7.	Mallien vertailutulokset.....	93
7.1	Yleistä	93
7.2	Mallien sisältämät parametrit ja niiden merkitys.....	94
7.2.1	Parametrien taustat.....	94
7.2.2	Fysikaalis-kemialliset parametrit	94
7.2.3	Maaperäparametrit.....	95
7.2.4	Toksikologiset parametrit	96
7.2.5	Altistusparametrit ja niiden merkitys	97
7.3	Kulkeutumisen laskenta	97
7.4	Terveysriskin arviointi.....	99
7.5	Ekologinen riskinarviointi.....	101
8.	Epävarmuus.....	103
8.1	Epävarmuuden arviointi	103
8.2	Herkkyystarkastelujen tulokset.....	105
8.2.1	RISC-HUMAN	105
8.2.2	RISC.....	105
8.2.3	SOILIRISK.....	108
8.2.4	SNV:n malli	109
8.2.5	Esimerkkejä kohteissa tehdyistä herkkyystarkasteluista	110
9.	Johtopäätökset.....	112
9.1	Mallien erojen merkitys ja soveltuvuus Suomen olosuhteisiin	112

9.1.1 Riskinarvioinnin suunnittelu	113
9.1.2 Mallien ongelmat ja rajoitukset.....	114
9.2 Ekologinen riskinarviointi.....	117
10. Yhteenveto.....	118
Lähdeluettelo.....	121

Liitteet

Liite B: Riskinarviointiohjelmien kuvaukset

Liite C: Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi malleissa

Liite F: Metallien riskinarviointi

Liite H: Biohajoavuus-tiedonhakujen tulokset

Lyhenneluettelo

ADI	<i>Acceptable Daily Intake</i> , päivittäinen kemikaaliannos, jonka elimistö nykyisen tiedon perusteella pystyy vastaanottamaan ilman havaittavaa riskiä
BOD	<i>Biological Oxygen Demand</i> , biologinen hapenkulutus
CIDAD	<i>Concise International Chemical Assessment Document</i>
COD	<i>Chemical Oxygen Demand</i> , kemiallinen hapenkulutus
D	Dispersiokerroin, m ² /s
D'	Mekaaninen dispersiokerroin, m ² /s
D _a	Vapaan ilman diffuusiokerroin, m ² /s
D _d *	Diffuusiokerroin maaperän vedessä, m ² /s
D _L	Dispersio pituussuunnassa, m ² /s
DNAPL	<i>Dense Non-Aqueous Phase Liquid</i> , Vettä raskaampi, lähes liukenematon neste, joka kulkeutuu maaperässä ja pohjavesivyöhykkeessä myös omana faasinaan; esimerkiksi halogenoitunut hiilivedyt
D _{pe}	Haitta-aineen läpäisevyyskerroin muoviputken läpi
D _w	Veden diffuusiokerroin, m ² /s
ECB	Euroopan kemikaalivirasto
eChemPortal	<i>The Global Portal to Information on Chemical Substances</i>
ECOTOX	<i>Ecotoxicology database</i>
EFDB	<i>Environmental Fate Database</i>
EU RAR	<i>European Union Risk Assessment Report</i>

f_{oc}	Orgaanisen hiilen arvo, %
ISO	<i>International Organisation for Standardisation</i> , kansainvälinen standardisointijärjestö
IUCLID	<i>International Uniform Chemical Information Database</i>
K	Maaperän vedenjohtavuus, m/s
K_d	Maa-vesi-jakautumiskerroin
KEMREK	Kemikaalien ympäristötietorekisteri
K_{oc}	Orgaaninen hiili-vesi-jakautumiskerroin, kuvaa orgaanisten haitta-aineiden pidättymis- ja liukoisuuskäyttäytymistä
K_{ow}	Oktanoli-vesi-jakautumiskerroin
Kynnysarvo	Maaperässä olevan haitta-aineen pitoisuuden arvo, jonka alitussa maaperää voidaan pitää turvallisena
LNAPL	<i>Light Non-Aqueous Phase Liquid</i> , Vettä kevyempi, lähes liukenematon neste, joka kulkeutuu maaperässä myös omana faasinään; esim. mineraaliöljyt
n	Maaperän huokoisuus
NAPL	<i>Non-Aqueous Phase Liquid</i> , termi viittaa sekä DNAPL- että LNAPL-nesteisiin
NITE	<i>National Institute of Technology and Evaluation</i> , japanilainen biohajoavuustietoja sisältävä tietokanta
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
Ohjearvo	Maaperässä olevan haitta-aineen korkeinta hyväksyttävää tai tavoiteltavaa pitoisuutta kuvaava suuntaa-antava päätöskriteeri (tavoite- tai raja-arvo)
PAH-L	Polysyklinen aromaattinen hiilivety, jolla alhainen molekyyli-paino; esimerkiksi naftaleeni ja asenafteeni

PAH-M	Polysyklinen aromaattinen hiilivety, jolla keskisuuri molekyyli- lipaino; esimerkiksi fluoreeni, fenantreeni ja antraseeni
PAH-H	Polysyklinen aromaattinen hiilivety, jolla suuri molekyyli- lipaino; esimerkiksi bentso(a)antraseeni, bentso(b)fluoranteeni ja bent- so(a)pyreeni
PCE	Tetrachloroethylene, tetrakloorieteeni
Raja-arvo	Haitta-aineen korkeinta hyväksyttävää pitoisuutta, annosta tms. suuretta kuvaava arvo ja suuntaa-antava päätöskriteeri
REACH	<i>Registration, Evaluation, Authorisation & restriction of CHemicals</i>
RfC, RfD	<i>Reference Dose, Reference Concentration</i> , referenssiannos tai -pitoisuus eli arvioitu annos tai pitoisuus, joka ei päivittäisessä al- tistuksessa (ihmiset) aiheuta merkittävää terveysriskiä elinaikana
RME	Maksimialtistus (altistusskenaario RISC-ohjelmassa)
SFS	Suomen standardisointiliitto
Slope Factor	Lineaarisen annos-vastekuvaajan kulmakerroin
SNV	<i>Svenska Naturvårdsverket</i>
STM	Sosiaali- ja terveysministeriö
TDI	<i>Tolerable Daily Intake</i> , siedettävä (hyväksyttävä) päivittäinen kokonaisannos, mg/kg*d
TTL	Työterveyslaitos
USEPA	<i>U. S. Environmental Protection Agency</i>
v	Virtausnopeus, m/s
α_L	Dispersiivisyys pituussuunnassa, m

1. Johdanto

Vuonna 2007 astui voimaan asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Asetuksen liitteenä annettiin pitoisuusarvot, joita on käytettävä arvioinnissa. Haitta-ainekohtaiset pitoisuusarvot on luokiteltu kynnyksarvoon, alempaan ohjearvoon ja ylempään ohjearvoon. Alempaa ohjearvoa käytetään pilaantuneisuuden vertailuarvona tavanomaisessa maankäytössä ja ylempää ohjearvoa teollisuus-, varasto- ja liikennealueilla. Ohjearvot on määritetty joko ekologisen riskinarvioinnin tuloksena tai terveysriskien arvioinnin perusteella. Ympäristöhallinto on julkaissut myös ohjeet asetuksen soveltamisesta. Esitetyt ohjearvot perustuvat suurelta osin sisäilma-altistukseen, eikä niiden määrittämisessä ole otettu huomioon vedenkäytön kautta tapahtuvaa altistusta. Tästä johtuen pohjavesialueilla tulee arvioida pilaantuneen alueen vaikutusta pohjaveden laatuun sekä altistusta veden kautta. Ohjearvojen laadinnassa on käytetty apuna RISC-HUMAN-riskinarviointimallia ja pyritty lähtöarvojen läpinäkyvyyteen. Jos perustelluista syistä ohjearvoista halutaan poiketa ja käyttää pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa laskennallista riskinarviointimallia, ympäristöhallinto ei ole asettanut vaatimuksia valittavalle mallille. Edellä kuvattua taustaa vasten VTT:ssä käynnistettiin terveys- ja ympäristöriskien arviointimenetelmien vertailuprojekti (VERIS-projekti), joka toteutettiin monitieteellisenä projektina.

Tässä raportissa kuvataan aluksi ympäristöhallinnon ohjeita pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (luku 2). Seuraavaksi tarkastellaan ekologista riskinarviointia ja julkisia, ekologisessa riskinarvioinnissa hyödynnettäviä tietolähteitä sekä ekotoksisuudesta (luku 3). Haitta-aineen käyttäytymistä ja kulkeutumista käydään läpi ensin yleisellä tasolla luvussa 4 ja sitten projektissa vertailtavien terveysriskien arviointimallien kautta (luku 5). Riskinarviointimalleja arvioidaan ohjeiden ja oppaiden avulla ja kokeilemalla niitä esimerkiksi kohteista saatujen lähtötietojen avulla (luku 6). Mallien vertailutulokset sisällön,

1. Johdanto

lähtötietojen ja laskennan osalta on esitetty luvussa 7. Ympäristöhallinnon ohjeiden mukaan riskinarviointiin tulee sisällyttää epävarmuustarkastelu, ja tässäkin työssä käsitellään tarkasteltavien riskinarviointimallien lähtöparametrien epävarmuutta luvussa 8. Luvussa 9 esitetään vertailuprojektin johtopäätökset eli kuvataan eri mallien soveltuvuutta riskien arviointiin.

2. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

2.1 PIMA-asetus

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa noudatetaan 1.6.2007 voimaan tullutta valtioneuvoston asetusta 214/2007 (PIMA-asetus). Asetuksen mukaan arvioinnin on perustuttava arvioon maaperässä olevien haitallisten aineiden aiheuttamasta vaarasta tai haitasta terveydelle ja ympäristölle. Haitan tai vaaran vakavuutta ja todennäköisyyttä voidaan arvioida ympäristö- ja terveys- sekä kulkeutumiskäytön arvioinnilla. Reinikaisen (2007) mukaan ympäristöriskillä tarkoitetaan yleensä ekologista riskiä, joka ilmenee maaperän haitta-aineiden mahdollisesti aiheuttamina haitallisina vaikutuksina pilaantuneeksi epäillyn alueen vaikutuspiirissä olevassa eliöstössä. Se voi viitata maaperän, pohjaveden, vesistön tai muun ympäristön tilassa mahdollisesti tapahtuvaan laadun huononemiseen. Terveysriskillä puolestaan tarkoitetaan ihmisen terveyteen kohdistuvia mahdollisia haittoja, jotka voivat aiheutua altistumisesta pilaantuneeksi epäillyn alueen ympäristössä esiintyvillä aineilla.

PIMA-asetuksen yleisiä periaatteita on tarkennettu Ympäristöministeriön ohjeessa (ympäristöministeriö 2007). Ohjeessa on annettu myös päätöksentekoa tukevaa aineistoa. Kohdekohtaisessa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytetään apuna PIMA-asetuksen liitteessä annettuja maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnys- ja ohjearvoja. Kynnysarvojen alittuessa maaperä ei ole pilaantunut eikä sitä tarvitse puhdistaa tai alueen maankäyttöä rajoittaa. Maaperää pidetään yleensä pilaantuneena ja puhdistamista tarpeellisena tavanomaisessa maankäytössä, jos yhden tai useamman haitallisen aineen pitoisuus maaperässä ylittää alemman ohjearvon eikä asetuksen mukaisella (riskin)arvioinnilla ole muuta osoitettu. Maankäytöltään epäherkillä alueilla, kuten

2. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

teollisuus- ja varastoalueilla, pilaantuneisuuden vertailuarvona käytetään vastaavasti ylempää ohjearvoa (Reinikainen 2007).

2.2 Riskinarviointi

Pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnin yleiset työvaiheet ovat Sorvari ja Assmuthin (1999) mukaan kriittisten aineiden valinta, kriittisten aineiden leviämisen arviointi, kohteen altistuksen arviointi, vaikutusten arviointi sekä riskien luonnehtiminen. Kriittisten aineiden valinta tehdään kemikaalitietojen ja pitoisuusmittausten perusteella, ja kemikaalien leviämistä arvioidaan aineiden ominaisuuksien ja ympäristöolosuhteiden pohjalta. Altistuksen arviointivaiheessa arvioidaan altistuksen suuruutta, tiheyttä ja kestoa. Vaikutusarvioinnissa sovelletaan tutkimustietoa altistuksen ja ihmisissä tai muissa eliöissä todettujen vaikutusten välisistä yhteyksistä. Riskien luonnehtimisvaiheessa tarkastellaan riskien laajuutta, ajallista ulottuvuutta, jakautumista ihmisryhmien kesken sekä riskinarvioinnin jokaiseen vaiheeseen liittyvää epäluotettavuutta ja riskien vertailua muihin riskeihin.

Ympäristöministeriön (2007) ohjeessa on esitetty vaiheittainen menettely riskinarviointiin. Vaiheittainen menettely on yleinen monien maiden kansallisissa riskinarviointiohjeissa ja erilaisten organisaatioiden tuottamissa ohjeissa esitetty tapa tarkastella riskejä. Esimerkiksi Öljyalan palvelukeskuksen ohjeessa SOILI-kohteiden riskinarviointimenettely suositellaan toteutettavaksi vaiheittain. Ympäristöministeriön ohjeessa (2007) arviointimenettelyn vaiheet on jaoteltu 1) arviointitarpeen tunnistamiseen, 2) perusarviointiin ja 3) tarkennettuun arviointiin.

2.2.1 Riskinarviointitarpeen tunnistaminen

Riskinarviointitarpeen tunnistaminen perustuu alustavasti kohteen historiatietoihin. Tarve varmennetaan vertaamalla kohteen maaperästä mitattuja haitta-aineiden pitoisuuksia valtioneuvoston asetuksessa määritettyihin kynnysarvoihin ja alueen taustapitoisuuksiin. Mikäli kynnysarvot ja kohteen taustapitoisuudet ylittyvät, maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve tulee arvioida Ympäristöhallinnon ohjeen 2/2007 mukaisesti. Kynnysarvot on laskettu riskinarvioinnilla siten, että kohteen pitoisuuksien alittaessa kynnysarvot pitoisuuksista ei pitäisi aiheutua maaperän, pohjaveden tai muun ympäristön pilaantumisen riskiä. Kynnysarvojen ylittyessä ihmistoiminnan aiheuttama kuormitus voi tietyissä tilanteissa aiheuttaa haitallisia vaikutuksia. Kynnysarvovertailun lisäksi mitattuja pitoisuuksia tulee verrata myös lähialueen taustapitoisuuksiin. Jos taustapitoisuus

2. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

ylittää asetuksessa esitetyn kynnysarvon, kyseisen alueen taustapitoisuutta käytetään mittaustulosten vertailuarvona pilaantuneisuuden arviointitarpeen tunnistamisessa. Yksittäisestä näytteestä mitattu kynnys- tai taustapitoisuusarvon ylittävä haitta-ainepitoisuus saattaa poiketa tausta-arvoista huomattavasti esimerkiksi silloin, kun alueella on ollut pistemäisiä päästölähteitä tai haitalliset aineet ovat jakautuneet epätasaisesti eri maankerroksiin. Haitta-aineiden jakautumiseen epätasaisesti eri maankerroksissa vaikuttavat maaperäolosuhteet, jotka Suomessa voivat olla hyvinkin heterogeenisiä. Yleisesti haitta-aineiden jakautumiseen vaikuttavat lisäksi haitta-aineiden ominaisuudet sekä päästön suuruus ja siitä kulunut aika.

2.2.2 Perusarviointi

Perusarvioinnissa pilaantuneisuus ja puhdistustarve arvioidaan kohteen kuvauksen perusteella. Kuvauksessa tarkastellaan aina 1) toimintoja, jotka ovat mahdollisesti pilanneet maaperää (käytetyt haitta-aineet, päästöjen sijainti ja määrä), 2) maaperässä todettujen haitallisten aineiden pitoisuuksia, kokonaismääriä, ominaisuuksia, sijaintia ja taustapitoisuuksia, 3) maaperä- ja pohjavesiolosuhteita alueella sekä tekijöitä, jotka vaikuttavat haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja leviämiseen alueella ja sen ulkopuolella, 4) alueen ja sen ympäristön ja pohjaveden nykyinen ja suunniteltu käyttötarkoitusta, 5) altistumahdollisuutta haitallisille aineille lyhyen ja pitkän ajan kuluessa, 6) altistumisen seurauksena terveydelle ja ympäristölle aiheutuvan haitan vakavuutta ja todennäköisyyttä sekä haitallisten aineiden mahdollisia yhteisvaikutuksia sekä 7) käytettävien tutkimustietojen ja muiden lähtötietojen sekä arviointimenetelmien epävarmuutta.

Kohteen kuvauksessa esitettyjen tietojen perusteella voidaan arvioida mahdollisten lisätutkimusten tarvetta, ohjearvojen soveltuvuutta pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin sekä arvioinnin tarkentamista.

Riskien hyväksyttävyydestä päätetään ensisijaisesti maaperän ohjearvojen ja tarvittaessa muiden viitearvojen avulla. Lisäksi tulee tunnistaa muut mahdolliset haitat, kuten viihtyvyyden väheneminen, ja tarvittaessa arvioida näiden vaikutusta puhdistamiseen.

Perusarvioinnin jälkeen on yleensä siirryttävä tarkennettuun arviointiin silloin, kun 1) ohjearvot eivät yksinään sovellu pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen määrittämiseen, 2) kohteessa havaitaan haitta-aineita selvästi taustatasosta kohtona pitoisuuksina muissa ympäristönosissa (ilma, pohjavesi, vesistöt) kuin maaperässä tai 3) kohteessa esiintyy haitta-aineita, joille ei ole esitetty kynnys-

2. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi

ja ohjearvoja. Ohjearvojen perustana ovat tietyt yleisperiaatteet ja ns. standardikohdetyypeille (asutus, teollisuus) tehdyt laskennalliset riskinarvioinnit. Arvioinnissa ei ole otettu huomioon mahdollisia samantyyppisten kohteiden erityispiirteitä.

Perusarvioinnin on todettu olevan yksinään riittämätön seuraavissa tilanteissa: 1) kohde sijaitsee tärkeällä tai vedenhankintaan soveltuvalla pohjavesialueella tai kohteen tai sen lähialueen pohjavettä käytetään talousvetenä, 2) kohteessa harjoitetaan ravintokasvien laajamittaista viljelyä tai muuta elintarviketuotantoa, 3) kohteessa sijaitsee päiväkotia tai leikkipuisto, 4) kohteella tai sen lähiympäristöllä on erityinen suojelutarve, 5) kohteessa on asuinrakennuksia ja maaperässä esiintyy merkittäviä määriä haihtuvia yhdisteitä, 6) kohteessa esiintyy haitta-aineita, joille ei ole esitetty kynnys- ja ohjearvoja tai 7) kohteen ympäristöolosuhteista, haitta-aineiden kokonaismäärästä tai ominaisuuksista johtuen aineiden kulkeutuminen alueen ulkopuolelle voi olla merkittävää tai niiden vaikutukset voivat olla huomattavia jo ohjearvoja pienimmissä pitoisuuksissa.

Teollisuusalueella ylempien ohjearvojen tai asuinalueella alempien ohjearvojen ylittyessä maaperä tulee joko puhdistaa tai selvittää puhdistustarve tarkennetussa arvioinnissa.

2.2.3 Tarkennettu arvio ja riskinarviointimallien käyttö

Tarkennettuun arviointiin sisältyy tarkasteltavien riskien ja haitta-aineiden määrittely, arvioinnin alueellinen ja ajallinen rajaus ja arviointimenetelmien valinta. Ohjearvojen ylittäneiden haitta-aineiden osalta tarkennettuun arviointiin tulee sisältyä kulkeutumisriskien, terveysriskien ja ekologisten riskien arviointi. Ympäristöministeriön ohje ei esitä vaatimuksia yksittäisen arviointimenetelmän käytölle. Arviointimenetelmä valitaan aina tapauskohtaisesti; yleensä arviointi voidaan aloittaa suhteellisen yksinkertaisilla menetelmillä, ja tarvittaessa siirytään enemmän lähtötietoa ja resursseja vaativiin menetelmiin. Tarkennetussa arvioinnissa voidaan käyttää hyväksi ohjearvojen määritysperusteita ja muuta kirjallisuutta, tarkennettuja ympäristömittauksia ja -tutkimuksia, laskentamalleja, ekotoksikologisia ja ekologisia tutkimuksia sekä altistusmittauksia ja terveyden tilan tutkimuksia. Tarkennettuun arviointiin kuuluu myös arvioinnin luotettavuuden määrittäminen.

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa ekologisella riskin-arvioinnilla tarkoitetaan pilaantuneeksi epäillyn alueen vaikutuspiirissä oleviin eliöihin kohdistuvia haitallisten vaikutusten arviointia.

3.1 Suomen lainsäädäntö ja hallinnolliset ohjeet

Ekologisten riskien perusarviointi tehdään vertaamalla vallitsevaa tilannetta kynnys- ja ohjearvoihin luvussa 2.2.2 esitetyllä tavalla. Ekologisen riskin tarkennettuun arviointiin voidaan käyttää muun muassa seuraavia menetelmiä (ympäristöministeriö 2007):

- pitoisuusmittausten ja altistuslaskelmien vertaaminen ekologisiin viitearvoihin
- biotestit (haitta-ainekohtaiset testit ja testit kohteen maanäytteillä), malli-ekosysteemi-tutkimukset
- biomonitorointi ja biomarkkerit
- ekologiset tutkimukset.

Ympäristöhallinnon ohjeiden (ympäristöministeriö 2007) mukaan monissa kohteissa, kuten teollisuusalueilla, liikennealueilla ja päällystetyillä kaupunkialueilla, ihmistoiminnan vaikutus maaperän ekologiaan on hyväksytty jo maankäytöstä päätettäessä. Tällaisissa kohteissa maaperän suojelulta ei voi edellyttää erityisen korkeaa tasoa, eikä tarkennettu ekologinen riskinarviointi siksi yleensä ole tarpeen. Ekologinen riski on kuitenkin arvioitava aina, jos haitta-aineet voivat kulkeutua ja vaikuttaa alueen ulkopuolella oleviin herkempiin kohteisiin, kuten vesistöihin. Myös vaikutus vieraileviin eliöihin, aineiden kertyvyys, saatavuus ja vaikutukset ravintoketjussa on syytä arvioida.

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

Muissa kuin em. epäherkissä kohteissa ekologisen riskin arviointi voidaan rajata niihin haitta-aineisiin, joiden aiheuttamat vaikutukset eliöstössä ovat todennäköisimpiä ja/tai vakavimpia. Yleensä ekologisen riskin tarkennettu arviointi voidaan rajata aineisiin, joiden maaperästä mitattu enimmäispitoisuus ylittää aineen ekologisin perustein määritetyn ohjearvon tai ekologisen viitearvon. Silloin, kun aineelle ei ole esitetty maaperän ohjearvoja, aineiden valinta voidaan tehdä vertaamalla mitattuja pitoisuuksia kirjallisuudessa esitettyihin ekologiisiin viitearvoihin (ympäristöministeriö 2007).

Biotestien ja ekologisten tutkimusten etuna on, että ne antavat tietoa haitta-aineiden yhteisvaikutuksista ja todellisista vasteista. Lisäksi niiden avulla voidaan arvioida eliöiden sopeutumis- ja palautumiskykyä sekä kykyä välttää pilaantunutta ympäristöä ja pilaantuneita ravintolähteitä. Biologisten ja ekologisten tutkimusten vaikeutena on tulosten tulkinta, sillä eri testien antamat tulokset voivat olla hyvin erilaisia. Myös eroavaisuudet ympäristö- ja laboratorioolosuhteiden välillä sekä eri lajien välillä vaikeuttavat tulosten tulkintaa.

3.2 Kansainväliset arviointikäytännöt

Yleisiä kansainvälisiä ohjeita ekologisen riskinarvioinnin tekemiseen ei ole. Käytännöt vaihtelevat maittain ja koostuvat yleensä kolmen lähestymistavan yhdistelmästä (Clarinet 2001):

- verrataan maaperästä kemiallisesti analysoituja pitoisuuksia viranomaisohjeissa tai lainsäädännössä esitettyihin kynnys- ja ohjearvoihin tai laatuvaatimukseen, jotka on johdettu standardoiduilla ekotoksisuustesteillä saaduista tuloksista; laajasti käytössä useissa maissa
- testataan eliötesteillä maanäytteen tai siitä uutetun osan, valumaveden tai pohjaveden ekotoksisuus kohdekohtaisesti; yleisesti käytössä joissain maissa
- tehdään biologisia seuranta-tutkimuksia, jotka kohdistuvat biomarkkereihin, biokertyvyyteen, indikaattorilajeihin, yhteisö rakenteen muutoksiin jne.; harvoin käytössä riskinarvioinnissa, käytetään tutkimusprojekteissa.

Ekologisen riskinarvioinnin käytännöt eri maissa perustuvat yleensä erilaisiin vaiheittaisen etenemisen malleihin (*tiered approach*). Kohdekohtaisen ekotoksisuustestauksen tarve määritellään kohteen ominaisuuksien, maankäyttötarkoituksen ja potentiaalisen riskin perusteella. Hollannissa laaditussa opaskirjassa

(Jensen et al. 2006) kuvataan kolmiosainen pilaantuneiden maiden ekologisen riskinarvioinnin lähestymistapa, jossa ensimmäisessä vaiheessa kartoitetaan kohteen ominaisuudet ja maankäyttö, toisessa vaiheessa ekologiset ominaisuudet ja kolmannessa tehdään tarkka kohdekohtainen arviointi, jossa edetään portaittain ensivaiheen haarukoinnista yksityiskohtaiseen arviointiin (Tier 1–4). Jokaiseen portaaseen sovelletaan Triad-ajattelua, jossa otetaan huomioon kemialliset, toksikologiset ja ekologiset tekijät, ja mittaustarkkuutta laajennetaan ja syvennetään etenemän ja tarpeen mukaan. Vastaava lähestymistapa on omaksuttu myös ympäristöhallinnon ohjeissa Suomessa (ympäristöministeriö 2007).

3.3 Ohjearvojen käyttö

Suomen lainsäädännössä (valtioneuvosto 2007) hallinnolliset kynns- ja ohjearvot on asetettu joko toksisuus- tai ekotoksisuus tietojen perusteella järjestykseen niin, että arvo määräytyy haitallisemman vaikutuksen mukaan. Kynns- ja ohjearvot on asetettu noin 50 aineelle tai aineryhmälle. Arvojen perustana olevat ekologiset viitearvot on johdettu valituista maaperätoksisuus testien tuloksista lajien herkkyysjakautumaan perustuvilla tilastollisilla menetelmillä tai arviointikertoimilla tai vesiliötestien tuloksista jakautumislaskentaan perustuen (Reinikainen 2007).

Koska toksisuus- ja ekotoksisuusperusteiset kynns- ja ohjearvot voivat poiketa toisistaan merkittävästi, menettelystä seuraa, että hallinnolliset arvot eivät välttämättä kuvaa todellista ekologista riskiä mitenkään vaan painottuvat esimerkiksi sisäilman hengityksen aiheuttaman riskin minimoimiseen. Ainekohtaiset viitearvot ja niiden tietoperusta on esitetty haitallisten aineiden tietokorteissa (Reinikainen 2007), jotka sisältävät hyödyllistä taustatietoa kynns- ja ohjearvojen taustaksi kohdekohtaisten ekologisten riskinarviointien altistusarvioissa.

Kynns- ja ohjearvot on yleensä määritetty saatavilla olevien ja usein puutteellisten ainekohtaisten toksisuus- ja ekotoksisuus tietojen perusteella. Niiden asettamisessa on noudatettu tiettyjä turvakertoimia, jotka ovat sitä suurempia, mitä niukemmin aineesta on saatavilla testustietoa.

Ohjearvojen tapauskohtaisessa soveltamisessa tulee haitta-aineiden pitoisuuksien lisäksi ottaa huomioon muun muassa aineiden kokonaismäärät, fysikaalis-kemialliset ominaisuudet, mahdolliset haitalliset yhteisvaikutukset ja taustaltistus, kulkeutumisreitit, alueen maaperä- ja pohjavesiolosuhteet sekä alueen ja sen lähiympäristön ekologia, nykyinen maankäyttö ja mahdollinen tuleva käyttötarkoitus (ympäristöministeriö 2007).

3.4 Saatavilla olevan ekotoksisuustiedon käyttö

Todellista ekologista altistusriskiä voidaan pyrkiä arvioimaan kohdennetusti vertaamalla maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksia suoraan saatavilla oleviin ekotoksisuustietoihin. Tämä on hyödyllistä silloin, kun kohteessa tehdään perusteellisempi altistusreittien, aineiden kulkeutumisen ja käyttäytymisen ja maankäyttötavan arviointi. Puutteena on kuitenkin se, että testaustieto haitta-aineiden vaikutuksesta maaperäeliöihin on usein niukkaa tai puuttuu kokonaan. Suuri osa aineiden ekotoksisuusraja-arvoista on johdettu vesieliöillä tehtyjen testien tuloksista ja lisäksi usein lyhytaikaisten testien perusteella. Näihin arvoihin perustuva ekologinen riskinarvio on melko karkea, ja todennäköinen riskitömyysraja haetaan siinä korkeaa turvakerrointa käyttämällä. Tällöin menettely voi johtaa riskin yliarviointiin. Maaperäeliöillä testattu ekotoksisuustieto tulee kuitenkin todennäköisesti lisääntymään tulevaisuudessa, kun pilaantumista koskeva lainsäädäntö on astunut voimaan monissa maissa.

Lisäksi monet luonnossa tapahtuvat kemialliset ja fysikaaliset prosessit vaikuttavat aineiden kulkeutumiseen ja käyttäytymiseen ympäristössä. Tällaisia prosesseja ovat kompleksinmuodostus, hydrolyysit, ioninvaihto, mikrobiologinen hajoaminen, hapetus- ja pelkistysreaktiot, fotolyysi ja fototransformaatio, saostumisreaktiot, liukeneminen, sorptio ja haihtuminen. Näiden prosessien tuloksena aineiden saatavuus, myrkyllisyys, pysyvyys ja kulkeutuvuus saattavat huomattavasti muuttua. Lisäksi vallitsevat olosuhteet vaikuttavat prosessien nopeuteen ja voimakkuuteen ja sitä kautta eri aineiden esiintymismuotoon ja ekotoksikologisiin vaikutuksiin (Mroueh et al. 2003), minkä seurauksena ohjearvoihin perustuva riskinarviointi voi olla harhaanjohtava.

3.4.1 Ekotoksisuuden arvioinnin tietolähteitä

Erilaisissa julkisissa tietopankeissa on saatavilla paljon maaperän riskinarvioinnissa käyttökelpoista tietoa kemikaalien toksisuudesta, ekotoksisuudesta, biohajoavuudesta, kertyvyydestä ja pysyvyydestä sekä aineiden fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista. Tietolähteitä hyödyntämällä voidaan hankkia kohdekohtaisesti altistusreitit ja olosuhteet huomioon ottamalla täsmällisempiä tietoja ekotoksisuudesta sekä aineiden pysyvyydestä ja käyttäytymisestä kuin pelkästään kaavamaisesti vertaamalla maaperästä kemiallisesti analysoituja pitoisuuksia viranomaisohjeissa tai lainsäädännössä esitettyihin kynnys- ja ohjearvoihin tai laatuvaatimuksiin, joiden painotus ei aina vastaa kohteen olosuhteita.

Muun muassa Työterveyslaitos (TTL) on selvittänyt, millaista tietoa kemikaalien ympäristövaikutuksista ja vaikutuksista ihmisen terveyteen on saatavilla ja listannut myös kemikaaliturvallisuuden tiedonlähteitä (Riihimäki et al. 2005). Projektissa kartoitettiin laajasti sekä TTL:n luetteloimia että muita julkisia, internetin kautta käytettävissä olevia tietokantoja ja tietolähteitä tavoitteena arvioida tiedon saatavuutta maaperän ekologisen riskinarvioinnin kannalta. Tietokantatarkastelussa on kiinnitetty erityisesti huomiota ekotoksisuus- ja biohajoavuustietojen saatavuuteen. Liitteeseen G on listattu läpikäydyistä kotimaisista ja kansainvälisistä tietokannoista ja portaaleista käyttökelpoisimpia ja kuvailtu niiden sisältöä.

Kotimaisista tietolähteistä kattavin on KEMREK (<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=4719&lan=fi>). Sen käyttöliittymä on helppo ja tuloste selkeä. Puutteena on maaperäeliöllä tehtyjen tietojen vähyys. Kattavimmat ja luotettavimmat (revidoitu aineisto) tiedot löytyvät prioriteettiaineiden osalta ainekohtaisista Euroopan kemikaaliviraston (ECB) EU RAR- ja CIDAD-raporteista (<http://ecb.jrc.it/esis/>). Raporttien käyttö on melko työlästä ja halutun tiedon löytäminen vaikeaa, koska monet raporteista ovat usean sadan sivun mittaisia. Käyttö rajoittuu ainoastaan prioriteettiaineisiin, eivätkä kaikki raportit ole vielä valmiita. ECB:n IUCLID-tietokanta on puolestaan erittäin laaja ja sisältää myös jonkin verran maaperäeliötuloksia. Aineiston laatua ei kuitenkaan ole revidoitu. Samoin USEPAN ECOTOX-tietokanta (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>) on erittäin laaja mutta taulukkotulosteistaan huolimatta melko työläs käyttää, jos halutaan lisätietoja tulosten laatu- ja menetelmäarviointia varten.

KEMREK-tietokanta ja yllä mainitut EU-RAR raportit sisältävät kattavasti myös kemikaalien biohajoavuustietoja. Japanilaisen NITEn tietokannasta (http://www.safe.nite.go.jp/english/kizon/KIZON_start_hazkizon.html) löytyy tiedot MITI-testistä, joka kertoo, onko kemikaali helposti biohajoava. Biokatalyysi- ja biohajoavuustietokanta sisältää tietoa biohajoavusreiteistä mutta ei ota kantaa yhdisteiden hajoamiseen ympäristössä. Biohajoavuustietoja voi hakea myös seuraavista tietokannoista ja portaaleista: IUCLID, EFDB, IPCS INCHEM ja eChemPortal. Kansainväliset tietokantaportaalit ovat helpoin tapa hakea samanaikaisesti useita tietokantoja, vaikka tulosteet ovatkin erillisiä. Käyttökelpoisin läpikäydyistä portaaleista on OECD:n ylläpitämä eChemPortal (<http://webnet3.oecd.org/eChemPortal/>), jonka kautta pääsee hakemaan useita tässäkin läpikäytyjä ja hyödyllisiksi todettuja tietolähteitä.

Yhteenvetona voidaan todeta, että olemassa olevan tiedon haku ekologiseen riskinarviointiin on väistämättä työlästä. Tietoja on haettava useasta lähteestä,

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

helppokäyttöisiä ainekohtaisia yhteenvedoja ei ole ja tietojen käyttö edellyttää asiantuntemusta ja harkintaa. Joissakin tapauksissa voidaan hyödyntää haitta-aine- tai haitta-aineryhmäkohtaisia yhteenvetoraportteja ja kemikaaliriskinarviointeja. Lisäksi REACH-asetus parantaa lähivuosina kemikaalien riskinarviointitiedon saatavuutta.

3.4.2 Biohajoavuuden, biokertyvyyden ja bioakkumulaation arviointi

Ekologisessa riskinarvioinnissa otetaan huomioon haitta-aineiden ominaisuuksista myrkyllisyyden lisäksi myös pysyvyys, kertyvyys ja mahdolliset hajoamistuotteet (Pellinen et al. 2007). Riskinarvioinnissa käytettyjä ja biohajoavuuden arviointiin vaikuttavia parametreja ovat esimerkiksi vesiliukoisuus, oktanoli-vesi-jakaantumiskerroin, biokertyvyyskerroin ja puoliintumisaika.

Biohajoavuuden määrittäminen on tärkeä osa ympäristölle vaarallisten kemikaalien luokitteluperusteita ja riskinarviointia. Kemikaalien biohajoavuudesta on tietopankeista saatavilla huomattavasti vähemmän tietoa kuin kemikaalien ekotoksisuudesta. Tietokannoista vain muutama on erikoistunut biohajoavuustiedon keräämiseen. Yleisimmin saatavilla oleva biohajoavuustieto onkin, onko kemikaali helposti biohajoava eli kemikaalin biohajoavuus on testattu ns. *ready biodegradability* -testillä. Tietokannat sisältävät myös kemikaalien puoliintumisaikoja eri ympäristöissä. Puoliintumisaika kertoo kuitenkin vain kemikaalin biohajoavuuspotentiaalin ympäristössä. Tietopankkien lisäksi on varauduttava etsimään kemikaalien biohajoavuustietoa kansainvälisistä julkaisuista, jos halutaan perehtyä kemikaalin hajoamiseen esimerkiksi Suomen olosuhteissa.

REACH-lainsäädäntöön liittyvän EU Direktiivin 67/548/EEC Annex V ”*Classification, Packaging and Labelling of Dangerous Substances*” kuvaa standardimenetelmät (ISO, OECD), joilla kemikaalien biohajoavuutta voidaan tutkia. Hyväksytyjä menetelmiä ovat muun muassa nopeaa biohajoavuutta mittaavat menetelmät, kuten DOC *die-away* -testi, hiilidioksidin tuottoon perustuvat testit, MITI-testi (http://www.safe.nite.go.jp/english/kizon/KIZON_start_hazkizon.html) tai BOD₅/COD. Ympäristössä kemikaalien biohajoavuuteen vaikuttavat kuitenkin useat tekijät, kuten biosaatavuus, pH, lämpötila, mikrobiekologia sekä ravinteiden ja hapen saatavuus. Näitä muuttujia nopeaa biohajoavuutta mittaavat testit eivät ota huomioon.

Tässä projektissa kerättiin tietoa tetrakloorieteenin (PCE) ja öljyhiilivetyjen biohajoavuudesta sekä liitteessä G listatuista tietopankeista ja kirjallisuudesta. Tuloksista esitetään tiivistelmä liitteessä H. Yksityiskohtaiset arviot edellä mai-

nittujen yhdisteiden tai yhdisteryhmien biohajoavuudesta on raportoitu projektin esimerkkikohteista tehtyjen erillisten riskinarviointiraporttien yhteydessä.

Biokertyvyys tarkoittaa sitä, että organismeissa vallitseva pitoisuus on korkeampi kuin ympäristön (veden) pitoisuus. Biokertyvyyskerroin saadaan jakamalla kudoksen tasapainopitoisuus ympäröivän veden tasapainopitoisuudella. Bioakkumulaatio tarkoittaa suunnilleen samaa, mutta siinä on huomioitu myös ruuansulatuksen ja hengityksen mukana tuleva ainemäärä. Rikastuminen ravintoketjussa tarkoittaa kudosten pitoisuuden kasvua aineiden siirtyessä ravintoketjussa ylöspäin.

Edellä mainitut ilmiöt aiheuttavat kasvanutta riskiä ylempänä ravintoketjussa oleville eliöille. Riskiluokitteluissa tilanne oletetaan bioakkumulaatiota aiheuttavaksi, jos biokertyvyys- ja bioakkumulaatiokerroin on yli 500 tai 5 000. Kertoimet määritellään yleensä laboratoriossa. Useimmiten käytetään vain biokertyvyyskerrointa, koska se on helpompi määrittää. Se pätee vain tarkasteltaessa riskiä vesiympäristön eliöille. Muiden ympäristöjen eliöille soveltuvat bioakkumulaatio- ja rikastumistarkastelut.

3.4.3 Kohdekohtaisen ekotoksisuustestauksen tarve

Ekologisen riskinarvioinnin tavoitetasona on yleensä vähintään maaperän riittävän ekologisen toimivuuden varmistaminen. Arvioinnin tulisi perustua testiloksiin, jotka edustavat maaperän toimintakyvyn kannalta merkittäviä lajeja, vasteita ja prosesseja.

Ekotoksisuustestissä määritetään yhteys näytteessä olevan haitta-ainepitoisuuden ja eliöissä aiheutuvien vaikutusten välille. Testeissä seurattavaksi valitaan tyypillisesti ekosysteemin kannalta tärkeät vasteet, kuten kuolleisuus, kasvu ja lisääntyminen. Testissä testiorganismeja altistetaan tarkasteltavalle aineelle tai aineille (yhteisvaikutus) joko lisäämällä haluttuja aineita näytematriisiin (maanäyte, vesinäyte) tai altistamalla testiorganismeja suoraan kohteesta otetuille maa- tai vesinäytteille. Näistä jälkimmäinen tapa on suositeltavampi, koska kohteesta otetussa näytteessä myös muun muassa aineen biosaatavuutta ja jakautumista eri faaseihin koskevat fysikaalis-kemialliset olosuhteet ovat lähempänä todellista tilannetta.

Testien valinnassa tulee ottaa huomioon kohteen maankäyttö, ja testien tulee edustaa eri trofiatasoja (Jensen et al. 2006). Ensimmäisen portaan kartoituksessa voidaan käyttää yksinkertaisia ja lyhytkestoisia standarditestejä esim. bakteereilla ja selkärangattomilla. Toisessa ja kolmannessa portaassa trofiatasoja ja kohde-

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

prosesseja lisätään ja kroonisia vaikutuksia mitataan. Alimmalla trofiatasolla maaperän mikrobiprosesseilla on keskeinen merkitys ekologisen toimivuuden kannalta orgaanisen aineen hajottajina ja ravinnekierron ylläpitäjinä. Haitallisten aineiden vaikutukset kohdistuvat samanaikaisesti useisiin mikro-organismeihin, jolloin tarkkailun kohteena ovat koko maanäytteessä olevan mikrobiyhteisön ylläpitämät prosessit, kuten respiraatio, nitrifikaatio, mineralisaatio ja erilaiset entsyymiaktiivisuudet. Muita trofiatasoja ja mahdollisia kohdelajeja ovat lierot, muut selkärangattomat eläimet ja kasvit.

Ekotoksisuustestaus kohdistetaan yleensä ensisijaiseen altistumiseen eli eliöiden suoraan kontaktiin pilaantuneen maan kanssa. Myös kasvissyöjien ja petojen toissijainen altistuminen on mahdollista, mikä voidaan joutua ottamaan huomioon ekologisten riskien arvioinnissa.

Kansainvälisen standardioppaan mukaan (SFS 2006) maaperän ekotoksisuustestaukselle asetetaan seuraavia perusteita ja kriteerejä:

- Biotestit täydentävät perinteisiä kemiallisia analyysejä.
- Kemiallisia analyysituloksia voi käyttää ekotoksisuusarviointeihin yhdisteiden tunnettujen ekotoksisuustietojen perusteella, mutta nämä tiedot ovat usein niukkoja, niitä ei ole tai ne eivät kerro aineiden keskinäisistä yhteisvaikutuksista tai yhteisvaikutuksista maamateriaalin kanssa. Lisäksi perinpohjainen aineiden identifiointi ja kvantifiointi on kallista ja hidasta.
- Laboratoriotestitulosten ekstrapolointi kentälle edellyttää ympäristökijöiden ottamista huomioon ja sopivien ekologisten päätepisteiden (*endpoint*) valintaa.

Ekotoksisuustestausta tulisi harkita (SFS 2006), kun

- arvioidaan maan kykyä ylläpitää luonnollista biokenoosia tai maataloutta
- arvioidaan haitta-aineiden yhteisvaikutusta maaperässä
- arvioidaan potentiaalisesti haitallisten aineiden ekotoksisuutta maaperän vaikuttaessa mahdollisesti pohja- tai pintavesiin
- halutaan tunnistaa lievästi pilaantuneet maa-ainekset, jotka voidaan jättää paikalleen ilman lisäkäsittelyä
- halutaan tunnistaa potentiaalinen ekotoksisuus, jota ei havaita kemiallisilla analyyseillä

- halutaan seurata maaperän tai maa-ainesten in-situ-kunnostuksen onnistumista
- halutaan valvoa hyötykäytettävien, puhdistettujen maa-ainesten laatua.

Ekotoksisuustestausta ei puolestaan tarvita (SFS 2006), jos kyseessä ovat

- pilaantuneet maat, jotka on luokiteltu ongelmajätteeksi tai jotka voidaan kuvailla selvästi kemiallisilla analyysimenetelmillä
- teollisuus- ja vastaavassa käytössä olevat maa-alueet, joilla ei ole nähtävissä viljelyskäyttöä
- maa-ainekset, jotka voidaan tehokkaasti eristää ympäristöstään.

Suomessa ilmestyneessä ympäristöoppaassa (Pellinen et al. 2007) todetaan, että pilaantuneen maaperän riskinarvioinnissa on biotestien näkökulmasta seuraavalaista hyötyä:

- biotestillä voidaan usein osoittaa, milloin haitta-aine on eliölle biosaata-vassa muodossa
- biotestit voivat osoittaa maaperän sisältämiä erilaisten haitta-aineiden yhteisvaikutuksia
- biotesteillä voidaan arvioida toksisuutta myös tuntemattomille aineille
- biotestit voivat tuoda esiin haitta-aineen vaikutusmekanismien.

3.4.4 Testimenetelmät maaperän ekologisen riskin arviointiin

Pellinen et al. (2007) toteavat, että biologisissa tutkimuksissa tulee keskittyä sellaisiin eliölajeihin, jotka täyttävät mahdollisimman monta seuraavista edellytyksistä:

- laji esiintyy tai voisi esiintyä tutkittavalla alueella
- laji liittyy riskiarvioinnin kysymyksenasetteluun
- laji altistuu mahdollisimman paljon tutkittaville haitta-aineille
- laji on paikallaan pysyvä tai sen elinpiiri on pieni verrattuna kohdealueeseen
- lajin lisääntymisnopeus on suuri
- lajiin kertyy haitta-ainetta mahdollisimman harvoista ravintoeliölajeista
- laji on merkittävä ylempien trofiatasojen ravintoeliö.

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

Maaperän ekologisessa riskinarvioinnissa suositellaan käytettäväksi seuraavia testimenetelmiä ja päätepisteitä:

- Lierotesti lisääntyminen, kasvu, hengissä selviytyminen
- Hyppyhäntäistesti lisääntyminen
- Salaatin kasvutesti itävyys, kasvu
- Valobakteeritesti¹ valon tuotto

Standardioppaassa (SFS 2006) kuvataan testien valinta- ja suunnitteluprosessia seuraavasti:

- valitaan testipatteri, joka sisältää useita lajeja ja trofiatasoja, jotta vältetään esimerkiksi sopeutumisesta johtuvat väärät negatiiviset tulokset
- käytännöllisintä on käyttää yksinkertaisten testien patteria ja turvakertoimia
- vähimmäissuosituksena on yksi mikrobiprosessi, yksi kasvilaji ja yksi eläinlaji (yleensä hajottajaorganismi); jos valitaan useampi eläin, otetaan mukaan peto
- peruskriteerit testeille ovat toistettavuus, tilastollinen validiteetti, yleinen hyväksyttävyyys ja toteutettavuus
- maasta veteen liukenevan jakeen testaus on tärkeää (kulkeutuminen veden mukana; vesijakeella voimakas vaikutus eliöihin; vedessä olevat aineet voivat muuttua metabolisesti tai hydrolysoitumalla)
- vertailumatriisina voidaan käyttää pilaantumaton maata, kvartsihiekkää, sertifioitua luonnonmaata tai standardisoitua keinomaata
- testauksessa on pyrittävä löytämään annosvaste maanäytettä laimentamalla.

Standardioppaassa suositellut testimenetelmät on esitetty taulukossa 1.

¹ ISO 21338 luonnon, flash-testi, sedimentit ja kiinteät näytteet

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

Taulukko 1. Standardioppaassa (SFS 2006) suositellut testimenetelmät maaperän likaantumisen arviointiin.

Maaliötestit					
Trofiataso	Eliöryhmä	Laji	Mittauskohde	Kesto	Standardi
Eläimet	Hyppyhäntäiset (Collembola)	Folsomia candida	Toksisuus, lisääntyminen	28 vrk	ISO 11267
	Liero (Lumbricidae)	Eisenia sp.	Toksisuus, kuolema, biomassa	14 vrk	ISO 11268-1
	Liero (Lumbricidae, Enchytraeidae)	Eisenia sp., Enchytraeus sp.	Toksisuus, lisääntyminen, kasvu, kuolema	6–8 vko	ISO 11268-2
	Hyönteistoukka) Cetoniidae	Oxythyrea funesta, toukka	Toksisuus, kuolema, biomassa	10 vrk	ISO 20963
Kasvit	Ohra	Hordeum vulgare	Toksisuus, juuren pituuskasvu	n. 7 vrk	ISO 11269-1
	Korkeammat kasvit	Useita lajeja	Toksisuus, itävyys, kasvu	> 14–21 vrk	ISO 11269-2
Mikrobit	Maaperän mikrobit	Mikrobiyhteisö	Toksisuus, typen mineralisaatio ja nitrifikaatio	28 vrk	ISO 14238
	Maaperän mikrobit	Mikrobiyhteisö	Respiraatio	6 t	ISO 14240-1
	Maaperän mikrobit	Mikrobiyhteisö	Toksisuus, mikrobeihin sitoutunut hiili	22–24 h	ISO 14240-2
	Maaperän nitrifikaatiobakteerit	Mikrobiyhteisö	Toksisuus, nitrifikaatio (ammoniumin hapetus)	6 t	ISO 15685
	Maaperän mikrobit	Mikrobiyhteisö	Toksisuus, respiraatio	5 vrk	ISO 17155
Vesieliötestit					
Eläimet	Vesikirppu (Cladocera, Crustacea)	Daphnia magna	Toksisuus, liikkumattomuus	48 t	ISO 6341
	Vesikirppu (Cladocera, Crustacea)	Daphnia magna	Toksisuus, lisääntyminen, kasvu, kuolema	21 vrk	ISO 6341

3. Ekotoksikologisten riskien arviointi

	Hankajalkainen (Copepoda, Crustacea)	Acartia tonsa, Tisbe battagliai, Nitorca spinipes	Toksisuus, kuolema	48 t	ISO 14669
	Sammakon toukka (Amphibia)	Xenopus laevis, Pleurodeles waltl	Genotoksisuus, mikrotumien lisääntyminen	12 vrk	AFNOR NF T90-325
	Seeprakala (Teleostei, Cyprinidae)	Brachydanio rerio	Toksisuus, kuolema	96 h	ISO 7346
Kasvit	Viherlevä (Chlorophyceae)	Scenedesmus subspicatus, Pseudokirchneriella subcapitata	Toksisuus, kasvunopeus, biomassa	72 t	ISO8692
	Piilevä (Bacillariophyceae)	Skeletonema costatum, Phaeodactylum tricorutum	Toksisuus, kasvunopeus	72 t	ISO 10253
	Limaska (Lemnaceae)	Lemna minor	Toksisuus, lehtien lukumäärä, ala, paino, klorofylli	7 vrk	ISO 20079 (ei valmis)
Mikrobit	Valobakteeri	Vibrio fischeri	Toksisuus, valon tuotto	15 ja 30 min	ISO 11348
	Salmonella	Salmonella typhimurium	Genotoksisuus, mutaatioiden indusoituminen	6–7 t	ISO 13829
	Salmonella	Salmonella typhimurium	Genotoksisuus, mikrotumien indusoituminen	48–72 t	ISO/WD 21427

3.5 Yhteenveto

Ekotoksikologinen testaus on perusteltua kohdekohtaisessa ekologisessa riskinarvioinnissa erityisesti seuraavissa tapauksissa:

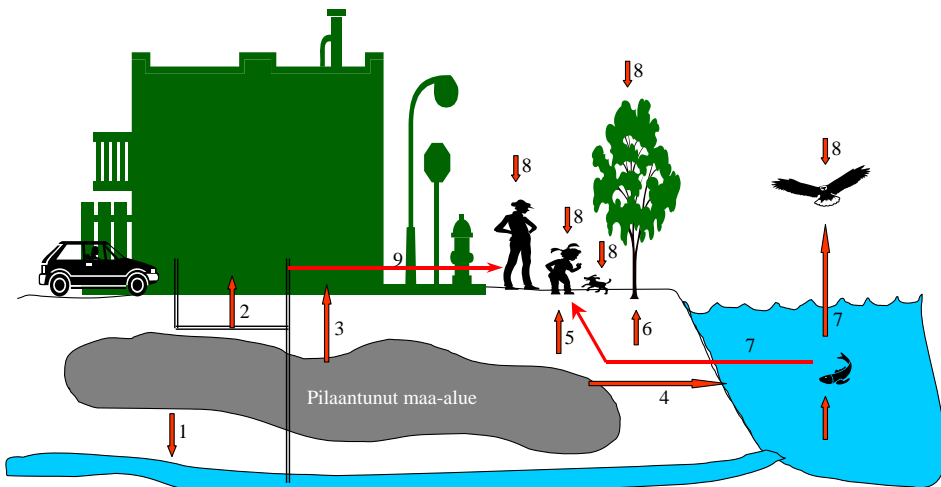
- kun maaperän kemiallisen karakterisoinnin perusteella kynnys- ja ohjearvot ylittyvät mutta ainekohtaiset ekotoksisuustiedot vaikutuksista kohteesta tunnistettuihin altistusreitteihin ovat puutteellisia
- kun pilaavien aineiden käyttäytymistä ja vaikutuksia tietyssä kohdeympäristössä ei tunneta

- kun kohde on monella aineella pilaantunut paikka eikä aineiden yhteisvaikutusta voida arvioida ainekohtaisten tietojen perusteella
- kun kohteessa esiintyy sellaisia pilaavia aineita, joille ei ole hallinnollisia raja- ja ohjearvoja
- kun kohteen tuleva maankäyttötapa on sellainen, että merkittävä ekotoksisuusriski tietyllä altistusreitillä on mahdollinen.

Ympäristöhallinnon ohjeissa ei ole annettu yksiselitteistä suositusta käytettävistä ekotoksikologisista testimenetelmistä, mikä on perusteltua, koska menetelmät on syytä valita kohdekohtaisen tarkastelun ja altistumisreittien perusteella. Käyttökelpoisia standardoituja ohjeita myös maaperäeliöille on nykyisin saatavana jo runsaasti.

4. Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi

Pilaantuneeseen maa-alueeseen liittyviä haitta-aineiden leviämisprosesseja ja ihmisten sekä eliöiden mahdollisia altistusreittejä on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Pilaantuneeseen maa-alueeseen liittyvät haitta-aineiden leviämisprosessit ja altistusreitit. Selitykset: 1 = suotautuminen pohjaveteen, 2 = haihtuminen talousvedestä sisäilmaan, 3 = haihtuminen rakenteiden läpi sisäilmaan, 4 = pintavalunta vesistöön, 5 = suora maan/sedimentin syönte ja altistuminen kontaktissa ihon kautta, 6 = kasvien otto juurien kautta, 7 = altistuminen ravintoketjun kautta, 8 = altistuminen ilmasta (hengityselimistö, iho, kasvien maanpäälliset osat), 9 = altistuminen talousvedestä.

Haitta-aineiden aiheuttamien riskien arviointi edellyttää tietoa siitä, miten yhdiste jakautuu maa-aineksen, huokosveden ja huokosilman välillä. Tämän jakauman perusteella arvioidaan edelleen, miten haitta-aineet kulkeutuvat niihin väliaineisiin, joiden kautta altistuminen tapahtuu (sisäilma, ulkoilma, juomavesi, ravintokasvit).

4. Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi

Haitta-aineiden ominaisuudet ja alueen ympäristöolosuhteet vaikuttavat aineiden käyttäytymiseen maaperässä ja niiden leviämiseen muihin ympäristönsiin. Maan alla tapahtuu erilaisia fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia prosesseja, jotka siirtävät haitta-ainetta tai massaa nesteiden, kaasujen ja kiinteän aineen välillä (Domenico & Schwartz 1997). Domenico & Schwartz (1997) ovat luokitelleet kemialliset reaktiot seuraavasti: happo-emäsreaktiot, liukeneminen, haihtuminen, saostuminen, kompleksien muodostumisreaktiot, maarakeiden pinnalla tapahtuvat reaktiot, hapettumis-pelkistymisreaktiot, hydrolyysi ja isotooppiset prosessit. Biologiset reaktiot liittyvät biohajoamiseen ja biomuuntumiseen. Fysikaalisia prosesseja ovat haitta-aineen kulkeutuminen eri faaseissa (vesi, kaasu, *Non-Aqueous Phase Liquid*: NAPL).

Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamiseen on olemassa vaatavuudeltaan ja monimutkaisuudeltaan hyvin erilaisia malleja. Tämä riippuu malleissa mukana olevien prosessien määrästä. Keskeinen asia on se, miten kylästyntön vyöhyke ja NAPL-faasi ovat mukana malleissa ja miten ne on mallinnettu. Kyllästyntömyssä vyöhykkeessä on mukana aina kaasu-, vesi- ja kiinteä (maa/kallio) faasi. Kyllästyntömyssä vyöhykkeestä puuttuu kaasufaasi. Lähes veteen liukenematon, omana faasinaan kulkeva NAPL voi olla vettä raskaampi (DNAPL), kuten orgaaniset klooratut haitta-aineet, tai vettä kevyempi, (LNAPL) kuten mineraaliöljyt. Haitta-aineen ollessa DNAPL vettä raskaampi omana faasinaan oleva yhdiste virtaa kyllästyntömyssä vyöhykkeeseen. DNAPL-yhdistettä voi olla jääntöspitoisuutena myös kyllästyntömyssä kerroksessa. Kun kyseessä on vettä kevyempi LNAPL, haitta-ainetta ei virtaa omana faasinaan pohjavedenpinnan alapuolella lainkaan.

Kaikilla tässä projektissa käsitellyillä terveystriskien arviointimalleilla voidaan tarkastella kaasufaasin kulkeutumista kyllästyntömyssä vyöhykkeessä. Sen sijaan haitta-aineiden kulkeutumista veden mukana kyllästyntömyssä kerroksessa ja kyllästyntömyssä vyöhykkeessä on mallinnettu tarkastelluissa riskinarviointimalleissa eri tavoin, ja esimerkiksi RISC-HUMAN-mallista veden kulkeutumisen mallintaminen puuttuu kokonaan. NAPL-faasin prosesseja ei ole mukana missään riskinarviointimallissa. Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointiin on saatavissa myös erillisiä, edistyneempiä ja kohteen olosuhteet paremmin huomioon ottavia kulkeutumismalleja.

Luvuissa 4.1, 4.2 ja 4.3 on käsitelty yleisesti haitta-aineiden käyttäytymiseen ja kulkeutumisen prosesseja. Luvussa 5.3.5 ja liitteessä C on kuvattu yksityiskohtaisemmin se, miten prosessit ovat mukana tarkastelluissa terveystriskinarviointimalleissa.

4.1 Kulkeutuminen kyllästymättömässä vyöhykkeessä

Kemikaalit kulkeutuvat kyllästymättömässä kerroksessa useiden erilaisten prosessien avulla. Nämä prosessit ovat kemikaalien kulkeutuminen kaasu-, vesi- ja NAPL-faaseissa advektiolla, diffuusiolla ja dispersiolla sekä kemikaalien siirtymisen faasista toiseen. Monet kemikaalit reagoivat kiinteän faasin (maaperä/kallio) kanssa fysikaalisesti tai kemiallisesti. Lisäksi maan alla kemikaalit läpikäyvät erilaisia kemiallisia ja biologisia reaktioita. (Looney & Falta 2000.)

Yksinkertaisimmillaan kulkeutuminen kyllästymättömän kerroksen läpi pohjavedeen lasketaan huokosveden pitoisuudesta laimenemiskerrointa käyttäen eli suotautuvan vesimäärän sekä pohjavesivyöhykkeessä (sekoittumiskerroksessa) virtaavan veden määrän suhteen perusteella. Hiukan monimutkaisemmissa laskennoissa otetaan huomioon aineen pidättymisen johdosta aiheutuva kulkeutumisen hidastuminen ja aineen hajoaminen. Vielä edistyneemmissä laskentayhtälöissä voidaan ottaa huomioon pitoisuuteen vaikuttavia muita tekijöitä, kuten liuenneen aineen kulkeutuminen advektion avulla ja dispersio.

4.2 Kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä

Veteen liennut aine leviää virtaavan veden mukana keskimääräisestä virtausnopeudesta riippuvalla nopeudella (advektio) sekä hydrodynaamisen dispersion avulla. Hydrodynaaminen dispersio levittää liennutta ainetta sisältävää aluetta pelkästään advektion aiheuttamaa aluetta suuremmaksi. Lisäksi hydrodynaaminen dispersio laimentaa pitoisuuksia. Liuenneen aineen hydrodynaaminen dispersio maaperässä olevassa vedessä aiheutuu kahdesta erilaisesta prosessista: molekyylidiffuusiosta ja mekaanisesta dispersiosta. Siten hydrodynaamista dispersiota kuvaava dispersiokerroin (D) maaperän vedessä muodostuu molekyylidiffuusiota kuvaavasta kertoimesta (D_d^*) ja mekaanista dispersiota kuvaavasta kertoimesta (D'). Matemaattisesti esitettynä $D = D_d^* + D'$.

Molekyylidiffuusio on kemiallinen ilmiö, jossa haitta-aine kulkeutuu pitoisuusgradientin suuntaan gradientin suuruudesta riippuvalla nopeudella (Fickian malli). Mekaaninen dispersio johtuu paikallisista virtausnopeuden suuruuden ja suunnan vaihteluiden aiheuttamasta sekoittumisesta. Paikalliset vaihtelut virtausnopeudessa ja -suunnassa johtuvat huokoisen väliaineen hydrodynaamisten ominaisuuksien (vedenjohtavuus) heterogeenisuudesta ja aiheuttavat kulkeutumisreitteihin epäsäännöllisyyttä ja pitoisuusvaihteluita. Tärkein dispersioon vaikuttava tekijä on maaperän vedenjohtavuuden jakautuminen. Virtausnopeuden

kasvaessa dispersio johtuu yhä enemmän mekaanisesta dispersiosta (Domenico & Schwartz 1997). Maaperän heterogeenisuudesta aiheutuva vedenjohtavuuden vaihtelu voidaan osin ottaa huomioon dispersiokertoimen avulla. Dispersiota ja maaperän heterogeenisuuden vaikutusta haitta-aineen kulkeutumiseen on käsitelty muun muassa Kuusela-Lahtisen ja Vahanteen (2005) raportissa. Dispersion suuruus on riippuvainen virtausnopeudesta ja suunnasta. Esimerkiksi dispersio pituus-suunnassa $D_L = \alpha_L v + D_d^* n$, missä α_L on dispersiivisyys, v on virtausnopeus ja n on huokoisuus (de Marsily 1986). Dispersiivisyys on materiaaliominaisuus siinä missä vedenjohtavuuskin. Sen arvo on skaalasta riippuvainen siten, että arvo suurenee skaalan kasvaessa. Luotettavimmat määritykset on saatu lyhyillä etäisyyksillä. Domenicon ja Schwarzin (1997) mukaan kenttämittauksista pituus-suunnassa dispersiivisyys vaihtelee 0,1 ja 2 m:n välillä. Leveysuunnassa dispersiivisyys on ainakin yhden dekadin pienempi kuin pituussuunnassa, ja vastaavasti pystysuunnassa dispersiivisyys on 1–2 dekadia pienempi kuin leveysuunnassa.

4.3 Kaasujen kulkeutuminen

Kaasujen kulkeutumista rakennukseen simuloidaan usein Johnsonin ja Ettingerin (1991) esittämällä mallilla. Mallilla voidaan ottaa huomioon sekä diffuusion että advektion perustuva kulkeutuminen rakennuksen perustusten kautta. Advektio johtuu rakennuksen hieman alhaisemmasta paineesta verrattuna ilmanpaineeseen. Paine-eron syynä voi olla lämpötilaero, ilmanpaineenvaihtelut ja/tai tuuli. Mallissa painegradientti annetaan lähtöparametrina.

Johnsonin ja Ettingerin malli on stationääriseen virtaukseen perustuva malli. Lähteen pitoisuus pysyy vakiona eikä massa lähteessä vähene ajan suhteen. Mallia ei ole linkitetty muihin aineen käyttäytymis- ja kulkeutumismalleihin, eikä siinä oteta huomioon biohajoamista. Tämä oletus on riittävä kemikaaleille, jotka eivät hajoa helposti, lyhyillä diffuusiomatkoilla ja/tai riskinarvioinnin ensimmäisissä vaiheissa. Jos kemikaalit voivat hajota helposti tietyissä olosuhteissa, kuten esimerkiksi BTEX, voidaan käyttää hajoamisen huomioon ottavia laskentavaihtoehtoja.

Edellisiä yksinkertaisempi vaihtoehto on laskea haihtuvien aineiden pitoisuus laimenemiskertoimien avulla. Laimenemiskerroin ottaa huomioon kaasujen kulkeutumisen maassa diffuusion avulla, ilman vuotomäärät rakennukseen ja ilmanvaihdon talossa.

5. Riskinarviointimalli

5.1 Yleistä riskinarviointimalleista

Riskinarvioinnissa käytettävät matemaattiset laskentamallit voivat olla kohdekohtaiseen riskinarviointiin erikseen kehitettyjä ns. monireittimalleja tai yksityiskohtaisempia haitta-aineiden käyttäytymis- ja kulkeutumismalleja. Riskinarviointimallit voidaan jaotella myös arvioinnin kohteen perusteella seuraavasti:

- **Terveysriskien arviointimallit** ovat tyypillisesti monireittimalleja. Niissä arvioidaan laskennallisesti kohteen haitta-aineiden jakautuminen maaperän, huokoskaasun ja huokosveden välillä sekä edelleen leviäminen eri väliaineisiin (sisä- ja ulkoilma, juomavesi, kasvit) ja ihmisten altistuminen näiden kautta. Osassa terveysriskien arviointimalleista voidaan myös tarkastella haitta-aineiden kulkeutumista vajovesivyöhykkeessä ja kyllästyneessä vyöhykkeessä.

Terveysriskien arviointiin on saatavissa useita kaupallisia tai vapaasti internetin kautta jaettavia malleja. Monissa maissa on laadittu omia kansallisia malleja, joiden pohjana on maaperäohjearvojen määrittelyssä käytetty aineisto. Nämä mallit ovat useimmiten vapaasti saatavissa. Kaupalliset mallit on laadittu esimerkiksi kansallisen arviointiaineiston pohjalta tai yksityisten yritysten tai yritysryhmien käyttöön. Riskinarviointimallit eroavat toisistaan muun muassa lähtöoletusten, tarkasteltavien altistusreittien ja käytettävien vertailuarvojen osalta.

- **Ekotoksikologisten riskien arviointimallit** perustuvat esimerkiksi populaatiotason mallien ja laboratoriossa tehtyjen ekotoksisuustutkimustiedon yhdistämiseen, ravintoketjutarkasteluihin, tai monireittimallin ja ekotoksikologisten ohjearvojen yhdistämiseen. Ekotoksikologisten mallien käyttö riskinarvioinnissa on mallien rajoitetusta soveltuvuudesta johtuen vähäi-

sempää kuin terveysriskin arviointimallien, eikä niitä tarkastella tässä raportissa.

- **Haitta-aineiden kulkeutumisen simulointiin tarkoitettuihin kulkeutumismalleihin** ei ole liitetty terveys- tai ekologisen riskin arviointiosuutta. Kulkeutumismalleja voi olla monen tasoisia yksinkertaisista laimenemiskertoimiin perustuvista malleista kohteen ominaisuudet monipuolisesti huomioon ottaviin laajoihin malleihin.

5.2 Hankkeessa tarkastellut mallit

Hankkeessa tarkasteltiin terveysriskien ja kulkeutumisen arviointimalleja. Pääpaino oli terveysriskin arviointimalleissa. Ensimmäisessä vaiheessa kerättiin vertailuun otettavien mallien valintaa varten taustatiedot malleista ja niiden käyttökokemuksista. Tietolähteinä käytettiin malleista saatavilla olevaa tausta-aineistoa ja käyttöohjeita sekä aikaisempien riskinarviointimallien vertailututkimusten tuottamaa aineistoa. Lisäksi mallien käyttöä ja käyttökokemuksia Suomessa kartoitettiin haastattelemalla malleja käyttäneitä konsultteja ja Suomen ympäristökeskusta. Tämän vaiheen tulosten perusteella koottiin liitteessä A esitettävä yhteenvetotaulukko tarkasteltujen terveysriskinarviointimallien ominaisuuksista sekä liitteessä B esitettävät terveysriskinarviointimallien kuvaukset. Seuraavassa vaiheessa valittujen mallien laskentaperiaatteita ja -tuloksia vertailtiin esimerkki-kohteissa toteutettavien riskinarviointilaskelmien pohjalta.

Mallien valintavaiheessa tarkasteltiin seuraavia malleja, jotka haastattelujen tai saatavissa olevien raporttien mukaan ovat olleet käytössä Suomessa. Lisätietoa malleista on liitteessä B.

- CalTOX on Kaliforniassa kehitetty Excel-pohjainen ohjelma ihmisten altistuksen arviointiin ja maaperän puhdistustavoitteiden määrittelyyn. Ohjelmalla voidaan arvioida pilaantuneen maaperän ja sen läheisyydessä olevan ilman, pinta- ja pohjavesien sekä sedimenttikerrosten pilaantuneisuutta. (McKone & Enoch 2002.) Ohjelma käyttöohjeineen on vapaasti saatavissa osoitteesta <http://eetd.lbl.gov/ied/era/caltox/>. CalTOX on helpokäyttöinen ja selkeä, mutta se sisältää hyvin suuria laskentataulukkoita, ja laskentaan käytettävät tiedot ovat esitettyinä hajallaan. Ohjelma soveltuu kuitenkin hyvin varsinkin alustavan riskinarvioinnin tekemiseen. (Ympäristöministeriö 2007; Rossi 2002.)

5. Riskinarviointimalli

- MMSoils on DOS-pohjainen terveysriskien arviointiohjelma, jota on Suomessa käytetty jonkin verran aikaisempina vuosina. Ohjelma on ollut mukana Esko Rossin tekemässä riskinarviointiohjelmien vertailussa (Rossi 2002). Nykyisin riskinarvioinnissa on siirrytty pääasiassa Windows-pohjaisiin, helpokäyttöisempiin ohjelmiin.
- RISC on Windows-pohjainen terveysriskien ja kulkeutumisriskien arviointiin soveltuva ohjelma. Ohjelman on kehittänyt Bp Oil International Ltd., ja se perustuu American Society for Testing and Materialsin (ASTM) *Risk Based Correction Action* (RBCA) -menetelmään. Alun perin tavoitteena oli yrityksen omistamien kohteiden riskien johdonmukainen ja läpinäkyvä tarkastelu. Malli on kuitenkin levinnyt laajempaan käyttöön. Ohjelmassa on tarkastelluista vaihtoehtoista laajin kulkeutumisriskien arviointiosuus sekä mahdollisuus myös probabilistiseen mallinnukseen. Ohjelma on maksullinen.
- RISC-HUMAN, Hollannissa kehitetty ohjelma, jolla voidaan arvioida ihmisten altistumista maaperän, pohjaveden ja sedimenttien sisältämille haitta-aineille. Ohjelma perustuu National Institute of Public Health and Protection (RIVM) pilaantuneen maaperän ihmiselle aiheuttamien riskien arviointiin kehittämään CSOIL-malliin (Brand et al. 2007), jota on laajennettu kattamaan myös haitta-aineille altistuneiden eläinten lihan ja maidon vaikutukset. Ohjelma on maksullinen. Haluttaessa ohjelmaan on saatavissa myös käyttötuki.
- SOILIRISK, Suomessa Öljyalan palvelukeskus Oy:n (Öljyalan palvelukeskus Oy 2007a) toimeksiannosta laadittu arviointimalli pienialaisen (esim. huoltamoalue) öljytuotteilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kohdekohtaiseen riskinarviointiin. Mallia voidaan käyttää terveys- ja kulkeutumisriskien arviointiin. Ohjelma on Excel-pohjainen, ja sen rungon muodostavat ASTM:n suosittelemat ns. RBCA-yhtälöt, joita on kuitenkin muunnettu paremmin käyttötarkoitukseen soveltuviksi. Ohjelma on maksullinen.
- SNV:n riskinarviointiohjelma, Svenska Naturvårdsverketin toimeksiannosta laadittu Excel-pohjainen ohjelma, jonka lopullinen, kahden lausunto-kierroksen kommenttien perusteella tarkistettu versio on julkaistu syksyllä 2009. Kyseessä on Ruotsin maaperän ohjearvojen laskentaperiaatteisiin perustuva malli maaperän haitta-aineiden kohdekohtaisten hyväksyttävien

pitoisuuksien laskentaan. Terveysriskien arvioinnin lisäksi ohjelma laskee ekologisesti ja kohteen pohjaveden suojaamiseksi hyväksyttävät pitoisuudet. Ohjelma on yksinkertainen ja helppokäyttöinen. Se on saatavissa vapaasti SNV:n www-sivuilta (laskelmia tehtäessä ja raporttia kirjoitettaessa ohjelmasta oli käytettävissä lausuntoversio).

- ConSim, haitta-aineiden kulkeutumisen arviointiin kehitetty ohjelma, jonka lähtökohdista voidaan käyttää liukoisuustestien tuloksia tai maaperän pitoisuuksia. ConSimia on käytetty jonkin verran Suomessa tehdyissä riskinarvioinneissa. Ohjelma on maksullinen.

Taulukossa 2 on esitetty tiedot esivalinnassa mukana olleiden terveystarvintimallien käyttöjärjestelmästä ja saatavuudesta ja taulukossa 3 yhteenveto mallien sisältämistä altistus- ja kulkeutumisreiteistä.

Taulukko 2. Tarkastelujen mallien käyttöjärjestelmä ja saatavuus.

	RISC	RISC-HUMAN	MMSOILS	CaITOX	SOILIRISK	SNV	ConSim
Käyttöjärjestelmä	Windows	Windows	DOS	Excel	Excel	Excel	Windows
Saataavuus	Internet, 450 \$	Internet, 1 540 €	Internet, ilmainen	Internet, ilmainen	Öljyalan palvelukeskus, 250 €	Internet, ilmainen	Internet, 850 £

5. Riskinarviointimalli

Taulukko 3. Yhteenveto tarkasteltujen mallien altistus- ja kulkeutumisreiteistä.

	<i>RISC</i>	<i>Risc-Human</i>	<i>MMSOILS</i>	<i>CaTOX</i>	<i>SOILIRISK</i>	<i>SNV</i>
Malli sisältää*	T, E ¹ Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I	T, E, Po, I, Pi
Altistumisreitit						
- maa, ruoansulatus	+	+	+	+	+	+
- maa, ihokosketus	+	+	+	+	+	+
- ravinto	+	+	+	+	-	+
- juomavesi	+	+		+	+	+
- talousvesi	+	+	-	+	-	-
- hengitetty pöly	-	+	+	+	+	+
- hengitysilma	+	+	+	+	+	+
- pintavesi, ruoansulatus	+	+	?	+	-	-
- pintavesi, iho	+	+	+	+	-	-
- pintavesi, hengitys	-	-	-	+	-	-
Kulkeutumisreitit						
<u>Maaperästä kaasufaasissa</u>						
- sisäilmaan	+	+	-	+	+	+
- ulkoilmaan	+	+	+	+	+	+
-pohjavedestä sisäilmaan	+	+	-	+	+	-
<u>Kulkeutuminen vesiin</u>						
- maaperästä pohjaveteen	+	-	+	+	+	+
- kulkeutuminen pohjavedessä	+	-	+	+	+	+
- pohjavedestä pintaveteen	+	-	+	-	-	-

* T – terveysvaikutukset, E – ekologiset vaikutukset, E¹ – Malli sisältää ekologinen riskinarviointi-osuuden, jossa kuitenkin nykyisin voidaan arvioida vain pohjaveden ja sedimentin pitoisuudet, Po – kulkeutuminen pohjavesiin, I – kulkeutuminen kaasumaisina, Pi – kulkeutuminen pintavesiin.

5.3 Mallien laskentaperiaatteet

5.3.1 Tahaton maansyönti

Tahattomalla maansyönnillä on suuri merkitys ihmisen kokonaisaltistumiseen. Varsinkin huonosti kulkeutuvien haitta-aineiden kohdalla vaikutus ihmisen altistumiseen on suuri. Altistuminen maansyönnin kautta lasketaan kaikissa malleissa maaperän pitoisuuden ja maa-aineksen haitta-ainepitoisuuden perusteella. Mallien

laskenta-algoritmeissa ei siis ole eroja. Aikuisten ja lasten päivittäisestä maansyönnistä on tehty useita tutkimuksia. Yhteenvetotietoa löytyy Otte et al. (2001) kirjallisuuskatsauksesta aikuisten ja lasten keskimääräisestä vuosittaisesta maansyönnistä. Päivittäisen annoksen laskennassa käytetään maaperän pitoisuusarvoa (pitoisuus kaasu-, vesi- ja kiinteässä faasissa).

5.3.2 Maapölyn hengittäminen

Hengityksen kautta maapartikkeleille altistumisen merkitys riippuu haitta-aineesta. Altistusreitillä voi olla merkitystä metalleille ja haihtumattomille yhdisteille. Hengitettävän pölyn osuus kokonaisaltistuksesta on kuitenkin yleensä pieni maansyönnin tai kasvien syönnin kautta tapahtuvaan altistumiseen verrattuna. Merkittävin altistuminen haihtuville yhdisteille tapahtuu kaasufaasin hengittämisen kautta.

5.3.3 Maalle altistuminen ihon kautta

Ihon kautta tapahtuva altistus maassa oleville haitta-aineille on suhteellisen merkityksetön. On kuitenkin mahdollista, että tietyt orgaaniset haitta-aineet absorboituvat ihon läpi. Metallien ja ei-orgaanisten haitta-aineiden kohdalla tätä altistusreittiä ei oteta huomioon. Ihoaltistuksen laskenta perustuu yleensä absorptiokerrotimeen, jonka lisäksi malleissa otetaan vaihtelevasti huomioon altistusaika ja aineen haihtuvuus.

5.3.4 Kasvien syönti

Kasvien syönnin kautta tapahtuvan altistumisen laskentaperiaatteet ovat eri malleissa melko samanlaisia. Laskennan perustana on kohteessa kasvatettujen lehti- ja juurikasvien kulutus sekä kasviin kertyvän haitta-ainepitoisuuden laskenta kasvien haitta-aineita sisältävän veden oton, lehtipinta-alan sekä lehti- ja juurikasveille määritetyn biokertyvyyskerroimen perusteella. SOILIRISKissä kasvien syönti ei ole mukana. RISC taas käyttää juuresten haitta-aineen otolle muista poikkeavaa kerrointa 0,1.

5.3.5 Kulkeutumisen laskenta

Kulkeutuminen vajovesivyöhykkeessä

Liuenneiden haitta-aineiden kulkeutumista vajovesivyöhykkeessä pohjaveteen mallinnetaan yksinkertaisimmillaan laimenemiskertoimien avulla. Kehittyneimmissä malleissa voidaan ottaa huomioon lähteen pitoisuuden väheneminen haihtumisen ja suotautumisen johdosta, haitta-aineiden biohajoaminen, dispersio sekä kulkeutumisen hidastuminen pidättymisen seurauksena. Lisäksi kehittyneimmässä mallissa vajovesivyöhykkeelle voidaan määrittää kaksi ominaisuusiltaan erilaista maavyöhykettä.

Kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä

Tarkasteltavissa malleissa haitta-aineiden kulkeutumista ts. pitoisuuden muutosta pohjavedessä arvioidaan yksinkertaisimmillaan laimenemiskertoimien avulla kuten vajovesivyöhykkeen tapauksessa. Kehittyneemmät mallit ottavat huomioon hidastuminen pidättymisen vaikutuksesta, aineen hajoamisen ja dispersion kolmessa suunnassa. Lisäksi RISCissä voidaan pohjavedessä sijaitsevan lähteen tapauksessa arvioida lähteen poistumisen vaikutusta pitoisuuteen.

Kaasujen kulkeutuminen

Kaasujen kulkeutumista maassa mallinnetaan yleisesti diffuusion avulla. Kehittyneemmässä mallissa voidaan ottaa huomioon aineen hajoaminen. Kaasujen kulkeutumista rakennuksen alta sisäilmaan puolestaan arvioidaan RISCissä Johnsonin ja Ettingerin (1991) esittämällä mallilla, joka ottaa huomioon sekä diffuusion että advektion perustuvan kulkeutumisen.

Yhteenveto tarkasteltujen mallien kulkeutumisen laskentaperiaatteista on taulukossa 4.

Taulukko 4. Tarkasteluissa malleissa haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamisessa käytetyt menetelmät.

	RISC	RISC-HUMAN	SOILIRISK	SNV	ConSim
Liuenneen aineen kulkeutuminen vajovesiviyöhykkeessä	van Genuchten & Alves, 1982	-	Green-Ampt, 1911 Laimenemis kerroin	Laimenemiskerroin	Advektio-dispersioyhtälön ratkaisu Laplace-muunnoksella (Barker 1985, de Hoog et al. 1982)
Liuenneen aineen kulkeutuminen pohjavesiviyöhykkeessä	Yeh, 1981	-	Domenico, 1987	Laimenemiskerroin	Advektio-dispersioyhtälön ratkaisu Laplace-muunnoksella (Barker 1985, de Hoog et al. 1982, Domenico 1987)
Kaasujen kulkeutuminen maassa ja sekoittuminen sisäilmaan	Johnson & Ettinger, 1991	Diffuusio, haihtuvan veden aiheuttama virtaus, rajapinta virtaus, Rikken et al. 2001	Diffuusio, hyödynnetty radontutkimuksen tuloksia	Diffuusio, hyödynnetty radontutkimuksen tuloksia	-
Kaasujen kulkeutuminen maassa	Johnson et al. 1998; Johnson, 1998	Diffuusio, haihtuvan veden aiheuttama virtaus, rajapinta virtaus	Diffuusio	Diffuusio	-
Kaasujen sekoittuminen ulkoilmaan	Box-model	Rikken et al. 2001	Box-model	Miljöstyrelsen 1998	-

5.4 Aikaisempien riskinarviointimallien vertailututkimuksien tuloksia

Riskinarviointimallien vertailuja on tehty muun muassa kansallisten arviointimallien kehittämisen pohjaksi. Tietoa tehdyistä vertailuista löytyy muun muassa seuraavista lähteistä: Environment Agency (2000), Environment Agency Fact Sheets (2003a, b), Rossi (2002), Swartjes (2002), Swartjes (2007) ja ympäristöministeriö (2007). Environment Agencyn (2003) tuottamaa aineistoa on käytetty liitteen B riskinarviointimallien (RISC-HUMAN ja RISC) kuvausten pohjana.

Seuraavassa esitetään yhteenveto eurooppalaisen teollisuuden, tutkimuslaitosten ja palvelutuottajien pilaantuneisiin maihin liittyvien kysymysten yhteistyöfoorumin NICOLEn teettämästä eurooppalaisten riskinarviointimallien vertailusta (NICOLE/IGS 2004).

Vertailun tavoitteena oli auttaa riskinarviointimallien käyttäjiä ymmärtämään mallien välisiä eroja ja parantaa tulosten käyttäjien luottamusta arvioinnin tulosten käytettävyyteen riskinhallintapäätöksissä. Työn ensimmäisessä vaiheessa käytiin läpi riskinarviointikäytäntöjä ja tunnistettiin käytetyt mallit. Seuraavana työvaiheena oli mallien altistusreittien ja tulostietojen esitystavan läpikäynti. Mallien käytännön vertailu tehtiin kuvitteellisessa yleisessä testikohteessa sekä viidestä todellisesta testikohteesta saadulla aineistolla. Arvioinnin tuloksena saatuja pitoisuuksia altistuskohteessa, annostasoja ja riskitasoja verrattiin. Mallien herkkyyttä merkittävimille syöttötiedoille arvioitiin myös.

Vertailussa olivat mukana seuraava mallit:

- CLEA (UK, terveysriskit)
- JAGG (Tanska, kulkeutuminen)
- P20 (UK)
- RBCA Toolkit (kaupallinen, terveysriskit ja kulkeutuminen)
- RISC (kaupallinen, terveysriskit ja kulkeutuminen)
- RISC-HUMAN (Hollanti, terveysriskit)
- ROME (Italia)
- SFT 99:06 (Norja)
- UMS (Saksa, terveysriskit)
- Vlier-Humaan (Belgia-Flanders, terveysriskit).

Yleisessä testikohteessa todettiin, että mallien tulokset vastaavat parhaiten toisiaan maansyönnin sekä vihannesten ja kasvien syönnin osalta, joissa erot olivat

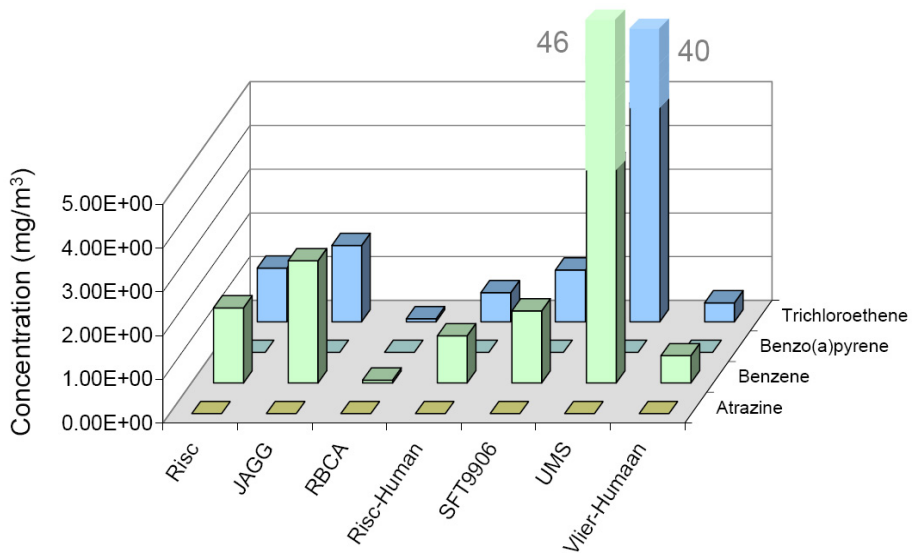
alle yhden suuruusluokan. Kaikissa malleissa näiden laskenta-algoritmit ovat samoja tai kasvien syönnin osalta lähes samoja.

Pohjavesimallinnuksessa erot olivat yhden suuruusluokan tasolla. Tällaisia eroja pidettiin raportissa vielä hyväksyttävänä. RISCissä käytetty pohjavesikulkeutumisen arviointimenettely poikkeaa joiltakin osin esimerkiksi RBCA-mallista, jota taas on käytetty pohjana tässä tutkimuksessa yhtenä vaihtoehtoisena mallina tarkasteltavan SOILIRISKin kehitystyössä. Jakaumakertoimet ovat molemmissa malleissa samanlaisia, ja kulkeutumismalli perustuu myös molemmissa yksidimensionaaliseen advektioon ja kolmidimensionaaliseen dispersioon. RISCillä lasketut pitoisuudet tarkkailupisteessä ovat kuitenkin yleensä pienempiä kuin vastaavat RBCA-mallin pitoisuudet muun muassa siksi, että RISCissä otetaan huomioon pitoisuuden väheneminen lähteessä. Eroja on myös tarkkailukohteen määrittelyssä.

Ihokosketuksen arvioinnissa ja sisäilma-altistuksen arvioinnissa mallien välillä oli noin kahden suuruusluokan eroja. Muun muassa RISC- ja RBCA-malleissa ihoaltistuksen laskenta perustui absorptiokertoimeen, joka kuvaa haitta-aineesta ihoon absorboituvaa osuutta. RISC-HUMANissa ihoaltistusmallissa absorboituvan määrään vaikuttaa altistusaika. CLEA-mallissa otetaan absorpti nopeuden lisäksi huomioon haihtuvuus, mikä johtaa haihtuville yhdisteille huomattavasti pienempään altistukseen kuin muissa malleissa.

Sisäilma-altistuksen osalta saksalainen UMS-malli poikkesi muista huomattavasti, koska siinä arvioidaan yksinkertaisesti, että 1 % huokoskaasusta päättyy sisäilmaan (kuva 2). Muissa malleissa käytettiin Johnson & Ettinger -algoritmia, jonka sovelluksissa oli kuitenkin eroja. Suurin ero on, että muun muassa RISC ja RBCA mallintavat sekä diffuusio- että advektiomekanismeilla sementin halkeamien kautta sisäilmaan kulkeutuvan haitta-ainemäärän, kun taas RISC-HUMANissa haitta-ainepitoisuus mallinnetaan diffuusion perusteella. RISCissä käytetään sisäilman hengitykselle keuhkorentiokerrointa 0,75. Muissa tarkastelluissa malleissa käytettiin retentiokerrointa ainoastaan hengitettävälle pölylle.

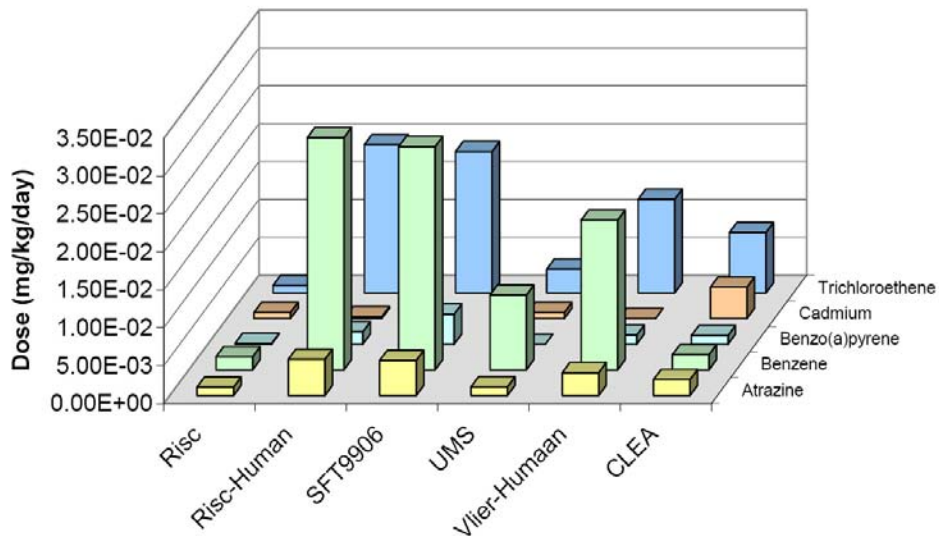
5. Riskinarviointimalli



Kuva 2. Trikloorieteenin, bentso(a)pyreenin, bentseenin ja atratsiinin pitoisuus sisäilmassa NICOLEN riskinarviointimallien vertailussa geneerisessä testikohteessa (NICOLE/ISG 2004).

Kuvassa 3 on esitetty toisena esimerkkinä kasvien syönnistä aiheutuvan altistuksen vertailu yleisessä kohteessa. Malleista RISC tuotti yleisesti pieniä altistuksia. Syynä oli juuresten haitta-aineiden otolle käytetty kerroin 0,01. CLEAssa tarkastellaan useampia kasviryhmiä kuin muissa malleissa.

Useimmissa malleissa lasketaan erikseen syöpävaarallisten aineiden aiheuttama ylimääräinen syöpäriski ja muille haitallisille aineille vaarakerroin, joka saadaan vertaamalla laskennallista annosta hyväksyttävään annokseen (RfD, *Reference Dose*). RISC-HUMAN kuitenkin laskee kaikille haitta-aineille vaarakertoimen. Laskettaessa vaarakerrointa syöpävaarallisille aineille käytetään vertailutasoina ylimääräistä elinikäistä syöpäriskiä 1×10^{-4} . RISC-HUMANissa on mahdollista verrata myös haitta-aineen pitoisuutta ilmassa hyväksyttävään pitoisuuteen.



Kuva 3. Kasvien syönnistä aiheutuvan altistuksen vertailu geneerisessä kohteessa (NICOLE/ISG 2004).

Mallien välisiä eroja pidettiin tutkimuksessa pääasiassa kohtuullisina. Lisäksi todettiin, että malleista saatavat arviot riskitasosta eivät erilaisen esitystavan vuoksi ole suoraan vertailtavissa. Mallien oletusarvot vaihtelevat huomattavasti, koska ne perustuvat usein kansallisten ohjeiden määrittelyyn. Siksi todellisissa kohteissa syöttöarvot tulisi aina tarkastaa. Kahdessa kohteessa verrattiin mitattuja pitoisuuksia mallien tuloksiin. Pohjaveden osalta mallien tulosten todettiin vastaavan melko hyvin todellisissa kohteissa saatuja tuloksia, kun taas sisäilmamallit yliarvioivat pitoisuuden mittauksiin verrattuna.

5.5 VERIS-hankkeen esimerkkikohteissa arvioitaviksi valitut mallit

Hankkeen jatkotarkasteluun valittujen mallien tärkeimmät valintakriteerit olivat seuraavat:

- ohjelma on käytössä Suomessa, ja siitä on käyttökokemuksia useammalla kuin yhdellä taholla
- ohjelma on julkisesti saatavissa
- ohjelma on Windows-pohjainen (käyttäjäystävällisyys)

5. Riskinarviointimalli

- arvioitaviksi valittavat mallit ovat lähtökohdiltaan (altistus- ja kulkeutumisreitit, haitta-aineiden kulkeutumislaskennan periaatteet jne., taulukot 3 ja 4) erilaisia
- aikaisemmin tehtyjen riskinarviointiohjelmien vertailututkimusten tulokset, kuten NICOLEn tutkimus.

Pääosin tarkasteltavaksi valittiin ohjelmia, joissa on mukana terveysriskien arviointiosuus, poikkeuksena kuitenkin yksi pelkästään kulkeutumisriskien arviointiin tarkoitettu ohjelma.

Malleista koottujen yhteenvetotietojen ja edellä esitettyjen kriteerien pohjalta esimerkkikohteissa käytettäväksi valittiin seuraavat ohjelmat:

- RISC-HUMAN-ohjelmaa on käytetty VNA:ssa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007) esitettyjen maaperän ohje-arvojen määrittelyssä. Mallista on runsaasti kansainvälistä käyttökokemusta, ja sitä on käytetty suhteellisen yleisesti myös Suomessa.
- SOILIRISK-ohjelma on laadittu Suomessa, ja siten sen oletusarvojen valinnassa on otettu Suomen olosuhteet huomioon. Ohjelmasta on käyttökokemuksia erityisesti öljypilaantuneiden kohteiden arvioinnista. SOILIRISK on tarkoitettu öljyhiilivedyille.
- SNV:n riskinarviointiohjelma on mallinnusperiaatteiltaan yksinkertainen, ja ohjelman lähtökohtien oletettiin vastaavan melko hyvin Suomen olosuhteita. Mallia oli käytetty Suomessa vasta vähän, koska se tutkimusta tehtäessä oli vielä koekäyttövaiheessa.
- RISC-ohjelmassa on tarkastelluista vaihtoehdoista laajin kulkeutumisriskien arviointiosuus sekä mahdollisuus myös probabilistiseen mallinnukseen.
- ConSim valittiin tarkasteltavaksi, koska haluttiin vertailla yllä olevien terveysriskin arviointimallien kulkeutumisen arviointia pelkästään kulkeutumisen arviointia varten rakennettuun malliin.

Lisäksi yhdessä esimerkkikohteessa (kohde 3) arvioitiin spatiaalisen tiedon riskinarviointiin yhdistävän SADA-ohjelman (*Spatial Analysis and Decision Assistance*) käytettävyyttä. SADA on Windows-pohjainen maksuton ohjelma. Ohjelmaan on integroitu seuraavia moduuleja: GIS, visualisointi, geospaatialinen analyysi, tilastollinen analyysi, terveys- ja ekologisten riskien arviointi, näytteenoton suunnittelu (Stewart & Purucker 2006). SADA-ohjelmisto käyttää lähtötietoinaan

haitta-ainepitoisuuksia, mittauspistetietoja ja niihin liittyvää paikkatietoa, haitta-ainetietokantoja ja karttatietoa.

5.6 Valittujen mallien kuvaus

5.6.1 Sisältö

Liitteen A taulukkoon on koottu tietoa riskinarviointimallien sisällöstä ja lähtötiedoista. Mukana ovat VERIS-projektin koekohteissa käytetyt RISC, SOIL-RISK, RISC-HUMAN ja SNV:n malli sekä kaksi muuta Suomessa käytettyä mallia MMSOILS ja CalTox. Riskinarviointimallien kuvaukset ovat nähtävissä liitteessä B. Maaperäparametrien lähtötietojen oletusarvot on esitetty liitteessä D ja altistusparametrien liitteessä E.

Kaikki käsiteltävät mallit sisältävät terveysriskin arvioinnin ja haitta-aineiden kulkeutumisen kaasumaisina. Haitta-aineiden kulkeutumista pohjaveteen ja pohjavedessä voidaan tarkastella kaikilla muilla malleilla paitsi RISC-HUMANilla. RISC-HUMANin VOLASOIL-mallilla (Waitz et al. 1996) voidaan arvioida pohjaveden haitta-aineiden haihtumista sisäilmaan. Arvioitavilla malleilla ei voida tarkastella erillisenä faasina olevan öljyn käyttäytymistä ja kulkeutumista eikä haitta-aineiden kulkeutumista kallioiden rakosysteemeissä. RISCiä lukuun ottamatta laskentamallit olettavat maaperä tasalaatuiseksi. Kulkeutumista pintavesiin voidaan tarkastella kaikilla muilla malleilla paitsi SOILRISKillä. Lisäksi SNV- ja RISC-mallissa on mahdollisuus arvioida ekologista riskiä. RISC-mallissa ekologisen riskin arviointi kohdistuu pohjaveden ja sedimenttien pitoisuuden tarkasteluun.

Kaikilla malleilla on mahdollisuus tarkastella maansyöntiä, ihokosketusta maahan sekä ravinnon ja juomaveden kautta tapahtuvaa altistusta. Ravintoaineiden tyyppi on eriasteisesti mukana eri malleissa. Talousveden haitta-aineille altistuminen iho ja hengityksen kautta on mukana RISCissä ja RISC-HUMANissa. RISCissä ei voida tarkastella ulkoilman pölyn vaikutusta. Pintavedelle altistumien ruoansulatuksen ja ihon kautta on mukana RISCissä ja RISC-HUMANissa.

5.6.2 Kemikaalitiedot

Riskinarviointiohjelmat sisältävät tietokantoja haitta-aineiden kemiallisista ja toksikologisista ominaisuuksista sekä alueen geologisista ja hydrologisista omi-

5. Riskinarviointimalli

naisuuksista. RISCissä on 87 haitta-ainetta mukaan lukien öljyhiilivetyjakeet. RISC-HUMANissa on noin 140 haitta-ainetta. Se ei sisällä seoksia, kuten PAH-tai öljyjakeita. SOILIRISK on keskittynyt öljytuotteiden riskinarviointiin ja sisältää eri öljyhiilivetyjakeet, BTEXit, MTBEn ja TAMEn ja karsinogeeniset PAHit. SNV:n mallissa on 75 haitta-ainetta.

RISC-HUMANin ja SNV:n laskentaohjelman kemikaalitietoja sekä sallitun annoksen ja sallitun hengitysilman pitoisuuden arvoja pystyy muuttamaan alkuperäistä kemikaalia pohjana käyttäen. Uusien, ominaisuuksiltaan muokattujen kemikaalien lukumäärää ei ole rajoitettu. SOILIRISKissä kemikaalitiedot on lukittu, ja vain ohjelman tekijä pystyy muuttamaan niitä tai syöttämään uusia kemikaaleja ohjelmaan. SOILIRISKin kemikaalitiedot perustuvat hollantilaiseen aineistoon ja ovat pääosin samoja kuin Suomen ympäristökeskuksen maaperän haitallisten aineiden ohjearvojen laskennassa käyttämät kemikaaliominaisuudet. RISCissä kemikaalin ominaisuuksia pystyy muuttamaan, mutta ohjelma tallentaa muutetun kemikaalin tietokantaan alkuperäisen kemikaalin tilalle. Alkuperäisten kemikaaliarvojen palautus on kuitenkin mahdollista.

RISCissä ja SOILIRISKissä on mahdollisuus valita haitta-aineiden biohajoamisnopeus, joka otetaan huomioon pohjaveden pitoisuuksien arvioinnissa. RISCissä voidaan valita tarkka arvo halutulle hajoamisnopeudelle. SOILIRISKissä taas on valmiiksi määritelty hitaan tai nopean hajoamisen arvo. SNV:n mallissa ja RISC-HUMANissa tätä mahdollisuutta ei ole. RISCissä voidaan ottaa huomioon hajoaminen myös arvioitaessa kaasujen kulkeutumista vajovesivyyhykkeessä. Tällöin voidaan syöttää tarkempaa tietoa hajoamiseen vaikuttavista ympäristön olosuhteista. Julkisia biohajoavuustietokantoja on esitetty liitteen G taulukossa. Lisätietoa kemikaalien biohajoavuudesta löytyy kansainvälisistä julkaisuista. PCE:n ja öljyhiilivetyjen biohajoavuuden tiedonhaun tuloksia on koottu liitteeseen H.

5.6.3 Maankäyttöskenaariot

Valmiit maankäyttöskenaariot vaihtelevat eri riskinarviointimalleissa. Monipuolisimmat skenaariot on RISCissä, jossa ne on luokiteltu seuraavasti: asuinalue, työpaikka, satunnaisesti kohteessa oleva, normaali altistus ja maksimialtistus (RME). SOILIRISKissä ja SNV:n mallissa on kaksi skenaariota; herkkä / asuinalue. ja vähemmän herkkä / kaupallinen / teollinen alue. RISC-HUMANissa oletusskenaariona on asuinalue.

5.6.4 Maaperäparametrit

RISC -mallissa on kymmenen maalajin tiedot, jotka eivät kaikin osin vastaa suomalaisia oletusarvoja. Suomessa laaditussa SOILIRISKissä on hiekan, siltin ja moreenin oletusarvot, jotka on määritetty vastaamaan suomalaisia olosuhteita. Samoin kuin maalajien osalta toksikologisten parametrien arvon suuruuteen vaikuttaa mallin valmistajan alkuperäisyyttä. Esimerkiksi RISCin parametrit ovat peräisin yhdysvaltalaisista lähteistä.

5.6.5 Altistumisparametrit

Terveysriskin arvioinnin pohjana käytettävät sallitun annoksen arvot ovat SOILIRISKissä pääosin samoja kuin Suomen maaperän haitallisten ohjearvojen laskennassa käytetyt arvot. SNV:n ohjelmassa sallitun annoksen arvot ovat monilla haitta-aineilla tiukempia kuin muissa ohjelmissa. Lisäksi SNV:n ohjelmassa pölyn hengityksen aiheuttaman riskin laskennassa käytetään myös useille heikosti haihtuville orgaanisille aineille vertailuarvona hengitysilman sallitun pitoisuuden arvoa. Muut ohjelmat laskevat pölyn hengityksestä aiheutuvan riskin vertaamalla pölyn kautta saatua annosta TDI-arvoon eli haitta-aineen hyväksyttävän annoksen vertailuarvoon (mg/kg*d). SNV:n ohjelmassa hengitysilman sallitut pitoisuudet ovat pieniä, ja pölyn hengityksen osuus sallitusta altistuksesta voikin ohjelmalla tehdyissä laskelmissa olla huomattavan suuri esimerkiksi joillakin PAH-yhdisteillä.

5.6.6 Tulosten esitys

Mallit esittävät riskinarvioinnin tulokset eri muodoissa:

- Syöpäriskin arviointi on erillisenä mukana RISC- ja SOILIRISK-malleissa, joissa syöpäriskiä ja haitta-aineiden syöpäriskiä ja muuta terveystarkeksia tarkastellaan erikseen. Syöpäriskitaso arvioidaan *slope factorin* avulla.
- RISC-mallissa syöpäriski ja vaaraindeksi voidaan tulostaa kemikaalikohtaisesti tai altistusreitikohtaisesti esitettynä. Lisäksi pystytään tulostamaan riskiperustaiset sallitun enimmäispitoisuudet. Mallinnuksen tulokset maaperän sekä pohja- ja pintavesien haitta-ainepitoisuuksien kehityksestä ajan funktiona voidaan esittää myös kuvaajina.

5. Riskinarviointimalli

- SOILIRISKissä tulokset esitetään prosentteina kohteelle lasketusta riskiperustaisesta sallitusta enimmäispitoisuudesta. Sallitut enimmäispitoisuudet esitetään mallin tavoitepitoisuudet -taulukossa erikseen maaperälle sekä muille väliaineille. Lisäksi malli sisältää taulukon, josta voidaan nähdä haitta-aineiden pitoisuudet eri väliaineissa.
- SNV:n mallissa lopputuloksena esitetään ihmisen altistumiseen sekä maa- ja vesiympäristön altistumiseen perustuvat ohjearvot, joista ohjelma valitsee pienimmän pitoisuustason. Ihmisen altistumisen ohjearvo lasketaan eri altistumisreiteille esitettyjen ohjearvojen perusteella.
- RISC-HUMANissa altistusta kullekin haitta-aineelle verrataan terveysperustaiseen viitearvoon (RfD-arvo). Eri altistusreittien osuudet kunkin haitta-aineen aiheuttamasta kokonaisaltistuksesta esitetään ohjelmassa piirakkakuvioiden ja altistustaulukon avulla. Lisäksi mallissa esitetään ulkoilman, sisäilman ja juomaveden pitoisuuden hyväksyttävät tasot, joihin kohteen vastaavia pitoisuuksia verrataan.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

6.1 Taustaa

Esimerkkikohteiden riskinarviointien tavoitteena oli

- arvioida mallien välisiä laskentatuloksiin vaikuttavia eroavuuksia laskennan eri vaiheissa
- tukea riskinarviointilaskelmien tekijöitä mallien valinnassa ja mallin tulosten arvioinnissa
- tukea tulosten käyttäjiä laskelmien luotettavuuden arvioinnissa.

Arvioinnin esimerkkikohteiden pohjana olivat hankkeessa mukana olevien yritysten todelliset riskinarviointikohteet. Kohteet valittiin mahdollisuuksien mukaan niin, että niissä esiintyvät Suomessa merkittävimmät haitta-aineet. Lisäksi tavoitteena oli tarkastella mallien käyttöä vaikeustasoltaan erilaisissa kohteissa. Koska osassa todellisista kohteista mahdolliset altistusreitit olivat rajoittuneita, kohteita on mallien vertailua varten muokattu siten, että voidaan tarkastella altistumista todellista useampien reittien kautta.

Vertailua varten mallien kemikaaliominaisuudet sekä haitallisten aineiden sallitun enimmäissaannin arvot yhtenäistettiin. Tämä tehtiin käyttämällä ensi sijassa maaperän haitallisten aineiden ohjearvojen laskennassa käytettyjä parametrien arvoja (Reinikainen 2007). Parametreille, joita ei tässä raportissa ole määritetty, käytettiin SOILIRISKin arvoja. Kemikaali- ja toksisuusparametrien lähtöarvojen vaikutusten havainnollistamiseksi osa riskinarviointilaskelmista tehtiin mallien alkuperäisiä parametreja käyttäen.

Laskennan lähtötietoina käytettiin mahdollisuuksien mukaan samoja maaperä-, kohde- ja altistusparametreja. Laskennan lähtöparametreissa on mallien välisiä

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

eroja, joita ei kaikilta osin pystytä yhtenäistämään. Nämä erot vaikuttavat osaltaan laskentatulosten eroihin. Kaikissa esimerkkikohteissa ei voitu käyttää kaikkia riskinarviointimalleja, mikä johtui mallien rajoituksista.

6.2 KOHDE 1: Öljyhiilivedyillä pilaantunut jakeluasemakohde

6.2.1 Kohteen kuvaus

Projektin esimerkkikohteina oli kaksi öljyhiilivedyillä pilaantunutta jakeluasemaa, joista toinen oli miehittämätön ja toisessa oli myymälä- ja kahviotoimintaa. Kummassakin maaperä oli pilaantunut bensiinisäiliöiden vuotojen sekä muiden jakelutoiminnassa tapahtuneiden vuotojen seurauksena. Arviointiohjelmien vertailua varten laadittiin kuvitteellinen esimerkkikohde, jonka maaperätiedot ja muut ominaisuudet vastaavat toista todellisista kohteista. Jotta arvioinnissa voitaisiin vertailla useampia kulkeutumis- ja altistusreittejä, oletettiin, että kohteessa on työpaikkana käytettävä rakennus.

Tarkasteltava kuvitteellinen esimerkkikohde on kuvattu seuraavassa:

- Kyseessä on jakeluasema, jossa ei ole pysyvää myymälä- ja kahviotoimintaa. Kohteessa on kuitenkin rakennus, jossa työntekijät oleskelevat os aikaisesti, korkeintaan 75 d/a ja 7h/d sisällä ja lisäksi noin 1h/d ulkoilmassa. Alueella asioivien altistuminen on vähäistä työntekijöihin verrattuna.
- Pilaantuneen alueen laajuus on 15 metriä pohjaveden virtaussuunnassa x 10 metriä leveysuunnassa. Alue on asfaltoitu. Maaperässä esiintyy BTEX-yhdisteitä 1,5–3,5 metrin syvyydessä. Lisäksi maaperässä on myös öljyhiilivetyjä. Maaperä on pinnasta 1 metriä hiekkaista täyttömaata, alla on turvekerros ja moreenia. Orgaanisen hiilen pitoisuutena käytettiin 1 %. Pohjaveden painetaso on noin 1 metrin syvyydessä maanpinnasta, ja sekoittumiskerroksen paksuus on noin 1,5 metriä. Vesi purkautuu kohteen rajalta lähimmillään 5 metrin päässä sijaitsevaan avo-ojaan.
- BTEX-yhdisteet ovat helposti tai kohtalaisesti haihtuvia ja pohjaveteen kulkeutuvia. Haihtuvuuden vuoksi hengitysilma on merkittävin altistusreitti. Pohjavettä ei käytetä juomavetenä, mutta puroveteen kulkeutuvat pitoisuudet ovat merkittäviä eliöiden altistumisen vuoksi. Siksi tarkasteltiin myös puroveteen purkautuvan veden haitta-ainepitoisuuksia. Bentseeni on luokiteltu syöpävaaralliseksi, ja muut yhdisteet voivat aiheuttaa ihmiselle

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

keskushermosto-, maksa tai munuaisvaurioita. Ne ovat myös myrkyllisiä vesieliöille. Haitta-aineiden pitoisuustasot ovat taulukon 5 mukaiset.

Taulukko 5. Kohteen maksimi haitta-ainepitoisuudet.

Aine	Pitoisuus maaperässä, mg/kg
Bentseeni	7,8
Etylibentseeni	32
Tolueeni	51
Ksyleeni	180
Aromaattiset hiilivedyt > 8–10	540
Alifaattiset hiilivedyt > 5–6	500
Alifaattiset hiilivedyt > 6–8	200

6.2.2 Arviointimallien vertailu

Jakeluasemakohteen BTEX-yhdisteiden riskinarvioinnissa käytettiin kaikkia neljää vertailuun valittua riskinarviointimallia: RISC-HUMANia, SOILIRISKiä, SNV:n mallia ja RISCiä.

Arvioinnin lähtökohtana oli haitta-aineen pitoisuus maaperässä. Kaikilla malleilla arvioitiin haitta-aineiden kulkeutuminen huokosilmaan ja huokosveteen sekä edelleen sisä- ja ulkoilmaan ja pohjaveteen. Kaikilla malleilla arvioitiin myös ihmisten altistus haitta-aineille sekä siitä aiheutuva terveysriski.

Vertailussa olivat mukana

- ohjelmien laskentaparametrit
- kemikaali- ja toksisuusominaisuudet
- haitta-aineiden jakautumalaskelmat ja niiden tuloksena saatava haitta-aineen pitoisuus huokosvedessä ja huokoskaasussa
- haitta-aineen kulkeutuminen ulkoilmaan ja laskettu ulkoilman pitoisuus
- haitta-aineen kulkeutuminen sisäilmaan ja laskettu pitoisuus oletetun rakennuksen sisäilmassa
- haitta-aineen kulkeutuminen kohteen pohjaveteen ja laskettu pitoisuus pohjavedessä (ei mukana RISC-HUMANissa)

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

- haitta-aineen kulkeutuminen pohjaveden mukana ja pitoisuus 5 metrin päässä kohteen rajalta olevassa pohjaveden purkautumispisteessä (ei mukana RISC-HUMANissa).

Ohjelmien laskentaparametrit

Tarkasteltujen arviointiohjelmien lähtöoletuksissa ja mallissa valittavissa olevien parametrien lukumäärässä on eroja, joita kuvataan tarkemmin seuraavassa. Eroja on sekä maaperäparametreissa, rakennusteknisissä laskentaparametreissa että altistusparametreissa. RISC-HUMANiin ja SNV:n malliin voi lähtöparametrina syöttää ainoastaan pilaantumisen etäisyyden maan pinnasta sekä vain yhden haitta-ainepitoisuuden koko pilaantuneelle maakerrokselle kerrallaan. Pitoisuusvaihtelun merkitystä voi tarkastella tekemällä laskelmat useilla pitoisuuksilla.

SOILIRISKissä voidaan syöttää pilaantumisen syvyys sekä tarvittaessa eri pitoisuudet pinta- ja pohjamaalle, samoin kuin pinta- ja pohjamaan syvyys. Myös RISCissä on mahdollisuus ominaisuuksiltaan erilaisten maakerrosten tarkasteluun, mutta eri pitoisuuksia eri kerroksille ei voida kuitenkaan antaa. RISCillä voidaan tehdä probabilistista mallinnusta.

Kemikaali- ja toksisuusominaisuudet

Seuraavassa on kuvattu haihtuvien aineiden riskinarviointilaskennassa käytettävät merkittävimmät kemikaaliparametrit sekä tärkeimmät laskennassa käytettyjen ohjelmien väliset erot parametrien käytössä:

- Henryn lain vakio (SOILIRISK, SNV, RISC) tai höyrynpaine (RISC-HUMAN), jota käytetään jakautumalaskelmissa. RISC-HUMAN poikkeaa muista ohjelmista siinä, että Henryn lain vakiota käytetään ainoastaan suihkussa haihtuvan määrän arvioinnissa. Henryn lain vakion tai höyrynpaineen oletusarvon määritysämpötilassa on eroja ohjelmien välillä. Laskelmissa käytettiin SOILIRISKin Henryn lain vakion arvoa, joka on määritetty lämpötilassa 8 °C. RISC-HUMANin höyrynpaineen arvo asetettiin samalle tasolle. RISC-HUMAN tarkasteluissa höyrynpainetta käytettiin maaperässä tapahtuvan kaasujen kulkeutumisen arviointiin. Tällöin lämpötila 8 °C kuvaa eri vuodenaikoina mitattujen maaperän lämpötilojen keskimääräistä arvoa.
- Vesiliukoisuus, jota käytetään jakautumalaskelmissa. SNV:n mallissa lähtöparametrina on vesiliukoisuuden sijasta maa-vesi-jakautumiskerroin (K_d).

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

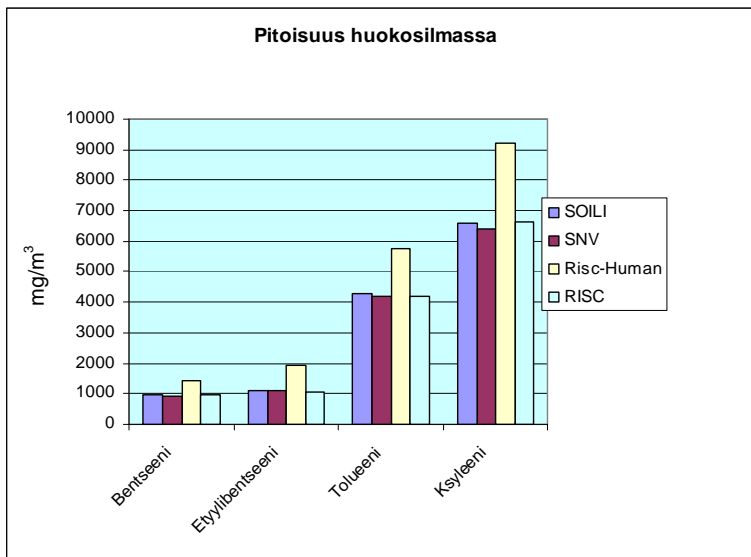
- Koc, orgaaninen hiili–vesi-jakautumiskerroin, kuvaa orgaanisten haitta-aineiden pidättymis- ja liukoisuuskäyttäytymistä. Mukana kaikissa malleissa.
- Kow, oktanoli–vesi-jakautumiskerroin, kertyvyys kasveihin (ei merkitystä tässä laskentaesimerkissä). Mukana kaikissa malleissa.
- Da, vapaan ilman diffuusiokerroin ja Dw, veden diffuusiokerroin, joita käytetään arviotaessa haitta-aineiden diffuusiota maaperästä kaasuna hengitysilmaan. SNV:n ohjelmassa diffuusiokertoimille on annettu vakioarvo, jota voi halutessa muuttaa kohdekohtaisesti (ei haitta-ainekohtaisesti). Muissa ohjelmissa kertoimet ovat ainekohtaisia.
- Dpe, läpäisevyyskerroin. Kerrointa käytetään RISC-HUMAN-mallissa arviotaessa haitta-aineen kulkeutumista muoviputken läpi.
- Hajoamisnopeus, haitta-aineen biohajoavuutta kuvaava parametri, joka on mukana vain SOILIRISKissä (ainoastaan vedellä kyllästyneessä kerroksessa) ja RISCissä.

Jakautumalaskenta

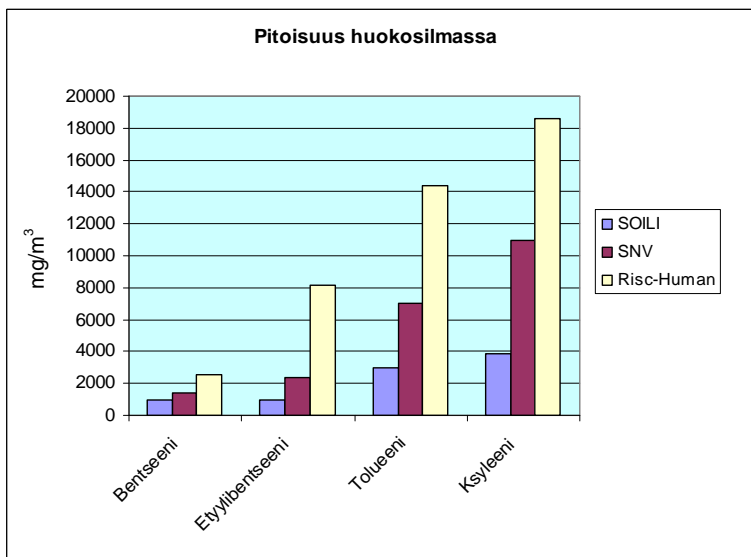
Kemikaaliominaisuuksien yhtenäistämisen jälkeen malleilla lasketut huokosveden ja huokoskaasun pitoisuudet olivat esimerkkitapauksessa RISC-HUMANilla tehtyjä laskelmia lukuun ottamatta samat (kuva 4). Ero RISC-HUMANin ja muiden mallien välillä johtuu siitä, että RISC-HUMAN käyttää jakaumalaskelmissa höyrynpainetta Henryn lain vakion sijasta eivätkä käytetyt arvot vastanneet täysin toisiaan.

Tuloksia voidaan verrata samoja lähtöoletuksia käyttäen ennen kemikaaliparametrien yhtenäistämistä tehtyihin laskelmiin. Erot tuloksissa johtuvat lähinnä siitä, että ohjelmissa on käytetyt eri lämpötiloissa määritettyä Henryn lain vakioita/höyrynpainetta.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



4a)



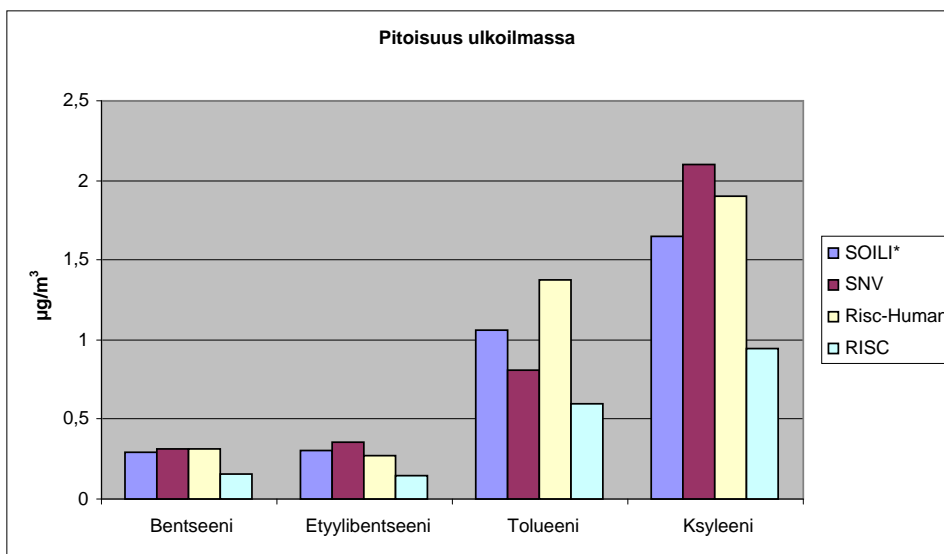
4b)

Kuva 4. Arvioinnissa käytetyillä malleilla lasketut BTEX-yhdisteiden pitoisuudet jakelu-
asemakohteen huokoskaasussa. Tapauksessa 4a) mallien kemikaalitiedot on standardoitu.
Tapauksessa 4b) käytettiin mallien alkuperäisiä kemikaalitietoja.

Ulkoilman pitoisuudet

Ulkoilman pitoisuuksien laskennassa lähtökohdaksi asetettiin aikuisen hengitysilmä ja hengityskorkeudeksi 2 metriä. Lisäksi RISC-HUMANissa käytettiin lähtökohtana samaa huokosilman pitoisuutta kun muissa ohjelmissa. Vaikka ohjelmien laskentatavassa on eroja, RISC-HUMANilla, SOILIRISKillä ja SNV:n ohjelmalla lasketut pitoisuudet ovat BTEX-yhdisteille samalla tasolla (kuva 5). Kaikissa malleissa kulkeutuminen ulkoilmaan arvioidaan maaperästä kulkeutuvan diffuusiovirtauksen ja ilmakerroksessa tuulen vaikutuksesta tapahtuvan sekoittumisen perusteella. Mallien välillä on eroja muun muassa diffuusiokertoimen laskennassa sekä ulkoilman sekoittumismallissa. Esimerkiksi RISC-HUMAN ottaa huomioon myös maaston epätasaisuuden (aukea, pensaikkoa, metsää, rakennuksia, jne.), mitä ei ole muissa tarkastelluissa malleissa.

SOILIRISK ottaa huomioon aineen kokonaismäärän, millä on merkitystä herkästi haihtuvien aineiden laskennassa. SOILIRISK jakaa ainemäärän kahden vuoden altistumisjaksolle. Menettely perustuu siihen, että pitoisuuksia verrataan pitkäaikaisaltistumisen siedettäviin enimmäisarvoihin. Lyhyen ajan maksimia ei pyritä laskemaan, koska sillä ei ole merkitystä terveysvaikutusten kannalta.



Kuva 5. Ulkoilman pitoisuus eri malleilla laskettuna.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

RISC-HUMANiin ja SVN -malliin voi lähtöparametrina syöttää ainoastaan pilaantumisen etäisyyden maan pinnasta sekä ainoastaan yhden haitta-ainepitoisuuden koko pilaantuneelle maakerrokselle kerrallaan. Pitoisuusvaihtelun merkitystä voi tarkastella tekemällä laskelmat useilla pitoisuuksilla.

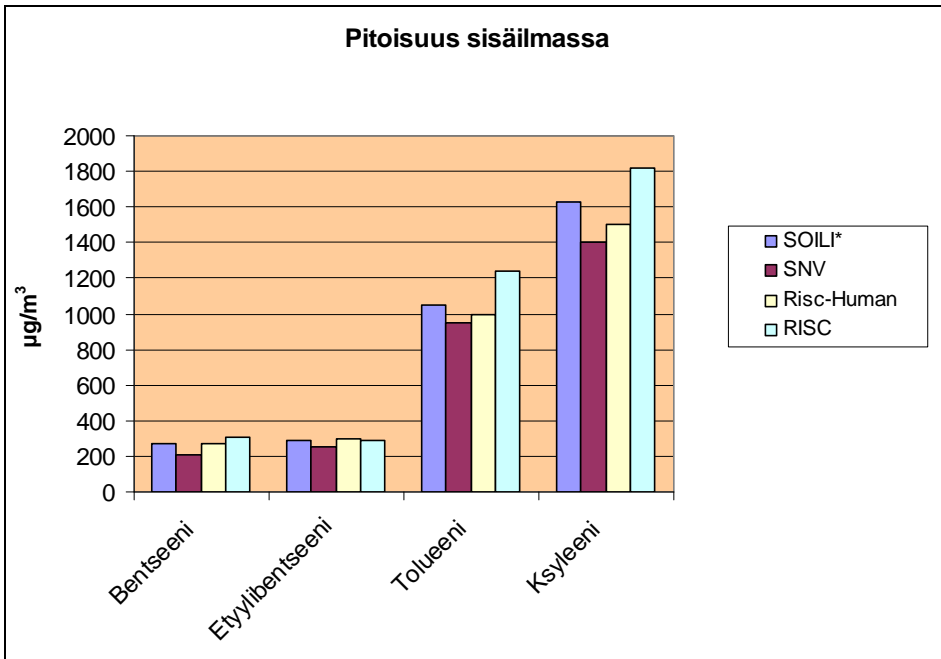
SOILIRISKissä voidaan syöttää pilaantumisen syvyys sekä tarvittaessa eri pitoisuudet pinta- ja pohjamaalle, samoin kuin pinta- ja pohjamaan syvyys. RISCissä on myös mahdollisuus ominaisuuksiltaan erilaisten maakerrosten tarkasteluun, mutta ohjelmassa ei voi antaa eri pitoisuuksia eri kerroksille. RISCillä voidaan tehdä probabilistista mallinnusta.

Laskentaparametreista erityisesti tuulen nopeuden oletusarvo vaihtelee malleissa. Näissä laskelmissa on käytetty SOILIRISKin oletusarvoa 3 m/s. Tuulen nopeus on ulkoilman pitoisuuden laskentakaavassa kertoimena, joten sillä on selkeä vaikutus laskennan lopputulokseen.

Sisäilman pitoisuudet

Sisäilman pitoisuuslaskennassa kaikki mallit käyttävät Johnson & Ettinger -algoritmia, jonka sovelluksissa on kuitenkin eroja. RISC-HUMANissa ja RISCissä on mahdollisuus valita haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavia rakennuksen alapohjan ominaisuuksia sekä joko maanvarainen kellariperustus tai tuuletettava ryömintätilainen perustus. SOILIRISKissä ja SNV:n mallissa voidaan näiden sijasta valita alapohjasta tulevan korvausilman määrä. RISC mallintaa diffuusion ja advektion perusteella sisäilmaan kulkeutuvan pitoisuuden. RISC-HUMANissa taas haitta-aineiden kulkeutuminen ryömintätilaan määritetään diffuusion ja haihtuvan veden aiheuttaman kokonaisvirtauksen tai rajakerrosvirtauksen perusteella.

Jos lähtökohdaksi asetetaan sama alapohjasta tulevan korvausilman määrä ja RISC-HUMAN-laskelmissa maanvarainen kellariperustus, saadaan kaikilla malleilla BTEX-yhdisteille samalla tasolla olevia sisäilman pitoisuustuloksia (kuva 6). Tuuletettava ryömintätilainen perustus vaikuttaa yleensä sisäilman pitoisuuksia pienentävästi, mikä näkyy myös RISC-HUMANilla tehtävien laskelmien tuloksissa. Tulokseen vaikuttaa merkittävästi myös sisäilman ja ryömintätilan haitta-ainepitoisuuksien suhde, joka voidaan RISC-HUMANissa valita erikseen.



Kuva 6. Sisäilman pitoisuudet eri malleilla laskettuna.

Lisäksi on huomattava, että RISCillä ei voida samanaikaisesti laskea sisä- ja ulkoilman pitoisuutta, vaan laskelmat on haluttaessa tehtävä erikseen. RISC-HUMAN malli korvaa sisäilman pitoisuuden ulkoilman pitoisuudella, jos ulkoilman laskennallinen pitoisuus on suurempi kuin sisäilmassa.

SNV-mallissa valittu etäisyys maanpinnalta haitta-aineeseen ei vaikuta sisäilman pitoisuuteen. Tästä syystä malli soveltuu parhaiten arviointiin silloin, kun haitta-aineiden etäisyys maan pinnasta on lähellä mallin olettaa 0,35 metriä.

Kulkeutumislaskelmat

Suurimmat erot mallien välillä ovat haitta-aineiden kulkeutumislaskennassa. Yksinkertaisin laskentatapa on SNV:n mallissa, joka laskee pitoisuuden pohjavesikaivossa huokosveden pitoisuuden sekä huokosveden ja pohjaveden pitoisuuksien välisen laimenemiskertoimen avulla. Laimenemiskerroin lasketaan pilaantuneen alueen läpi suotautuvan vesimäärän sekä sekoittumiskerroksessa virtaavan veden määrän suhteena. Kulkeutuminen kohteesta kauempana sijaitsevaan kaivoon lasketaan myös laimenemiskertoimella. Pitoisuuden ja etäisyyden suhde on lineaarinen.

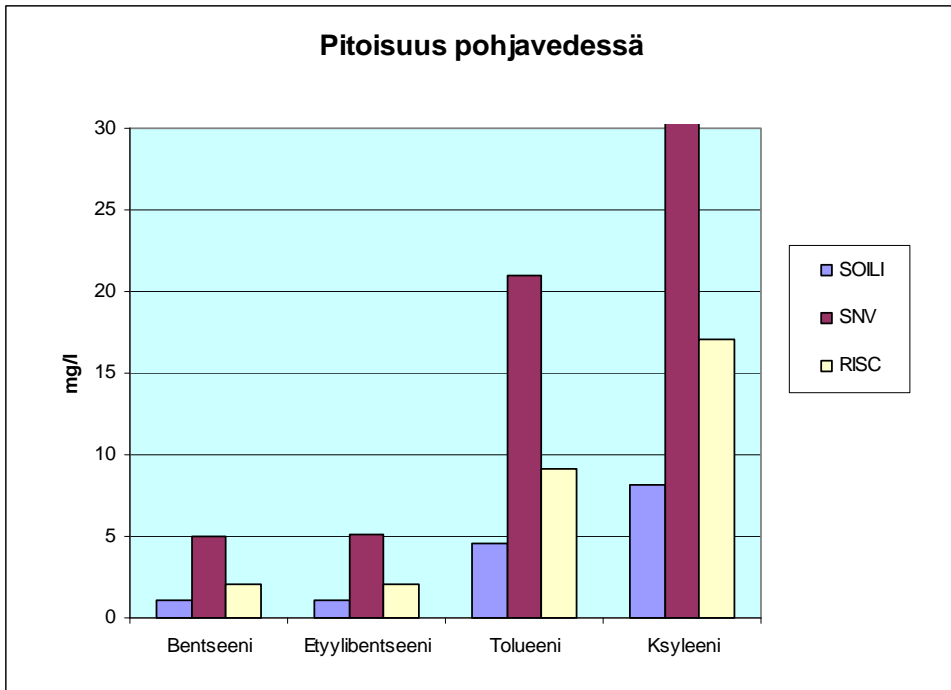
6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

SOILIRISKin ja RISCin mallinnusperiaatteet ovat lähellä toisiaan. Erityisesti RISCissä kohdeparametrit voidaan määrittää yksityiskohtaisemmin kuin SNV:n mallissa, mikä aiheuttaa eroja myös laskentatuloksiin. SOILIRISKissä kulkeutuminen pohjaveteen lasketaan etäisyyden, suotautuvan vesimäärän, maaperäominaisuuksien vaikutukset ja pohjavedessä tapahtuvan sekoittumisen huomioon ottavalla kaavalla. Haitta-aineiden kulkeutumista pohjaveden mukana arvioidaan kolmiulotteisella dispersiomallilla, jollaista myös RISC käyttää. Eroja aiheutuu muun muassa RISCin sekoittumisvyöhykkeen määrittelytavasta, joka johtaa pienempiin sekoittumisvyöhykkeen syvyyksiin sekä RISCissä käytetty semi-analyttinen kolmidimensionaalisen dispersiomallin ratkaisutapa. Myös pohjaveden tarkkailukaivon ominaisuudet voi RISCissä määritellä tarkemmin kuin muissa malleissa.

Sekä RISCissä että SOILIRISKissä voidaan ottaa huomioon haitta-aineiden hajoaminen pohjavedessä. RISCissä voidaan valita tarkka arvo halutulle hajoamisnopeudelle. SOILIRISKissä on taas valmiiksi määriteltä hitaan tai nopean hajoamisen arvo. Muista poiketen RISCissä lähde on vähenevä ja se laskee pohjaveden pitoisuuden sekä kohteessa että tarkkailukaivossa ajan funktiona. Vertailussa käytettiin pitoisuuksien maksimiarvoja. RISC-HUMAN ei sisällä pohjavesikulkeutumisosiota, joten sitä ei tarkasteltu tässä.

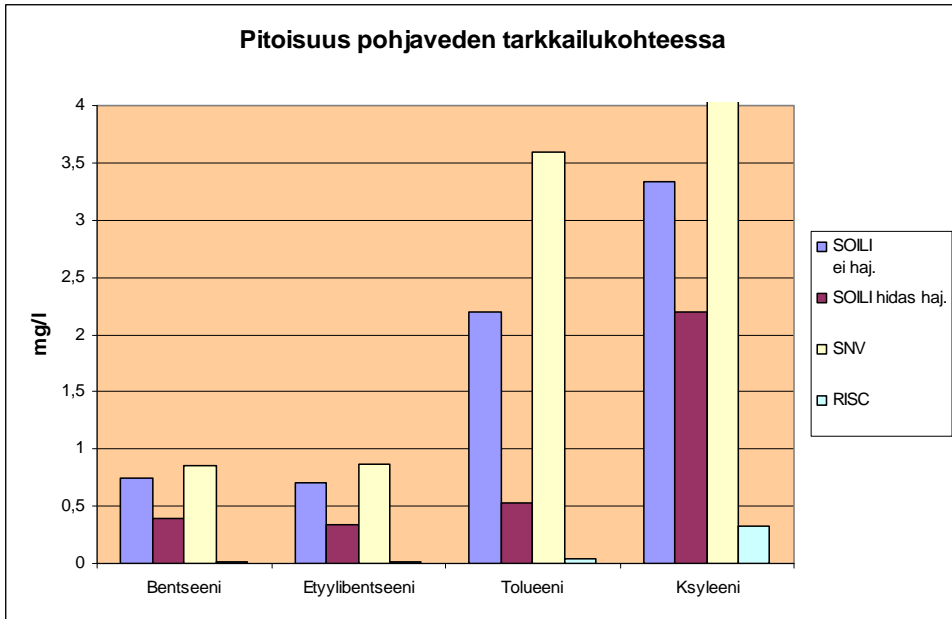
Pohjavesimallinnuksen erot näkyivät myös laskentatuloksissa. SNV:n malli tuotti muita suuremmat pitoisuudet kohteen pohjavedessä (kuva 7). SNV:n mallilla lasketut BTEX-yhdisteiden pitoisuudet 5 ja 15 metrin etäisyydellä sijaitsevista tarkkailukaivoissa olivat 10–30-kertaiset RISCillä laskettuihin pitoisuuksiin verrattuna. Kuvassa 8 on esitetty pohjaveden pitoisuus 15 metrin päässä kohteesta ohjelmien alkuperäisillä kemikaaliominaisuuksilla laskettuna. Vaikka kemikaaliominaisuuksien muuttaminen vaikuttaa laskettuihin pitoisuuksiin, ohjelmien laskentatulokset suhteessa toisiinsa ovat samanlaisia myös, jos kemikaaliominaisuudet yhtenäistetään.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



Kuva 7. SOILIRISKillä, SNV:n mallilla ja RISCillä lasketut BTEX-yhdisteiden pitoisuudet kohteen pohjavedessä. RISCillä laskettu arvo on pitoisuus pohjaveden pinnalla. SNV-ohjelman ksyleenin pitoisuuspylväs on katkaistu. Laskettu pitoisuus on 40 mg/l.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



Kuva 8. BTEX-yhdisteiden pitoisuus pohjaveden 15 metrin päässä pilaantumasta sijaitsevassa käyttökohteessa laskettuna SOILIRISK-, SNV- ja RISC-malleilla ohjelmien alkupeittäisiä kemikaaliominaisuuksia käyttäen SOILIRISKillä on arvioitu myös, miten haitta-aineen hajoamisen (hidas hajoaminen) huomioonottaminen vaikuttaa laskentatulokseen.

6.2.3 Altistumisen ja riskin arviointi

Kaikille BTEX-yhdisteille sisäilman hengityksen osuus altistuksesta oli tarkastellussa tapauksessa yli 99,5 %. Sisäilman merkitys oli erityisen suuri, koska lähtökohtana oli, että kohteessa oleskellaan 7 h sisäilmassa ja vain 1 h ulkoilmassa. Ulkoilman hengityksen osuus olisi kuitenkin jäänyt pieneksi sisäilmaan verrattuna, vaikka ulkona oleskelun osuutta olisi pidennetty. Tapauksessa, jossa oletettiin, että työntekijä oleskelee alueella ainoastaan ulkona (75 d/a ja 3 h/d), hengityksen osuus ksyleeni- ja tolueenialtistuksesta oli 87–95 %, maansyönnin 4–10 % ja ihokosketuksen 1–3 %.

RISC-HUMANin päivittäisen saannin laskennassa vuoden päivien lukumääräksi oletetaan 350, kun taas SOILIRISKissä ja SNV:n mallissa päivittäinen altistus lasketaan 365 vuorokautta kohti. Tästä johtuen RISC-HUMANissa päivittäinen hengitysilman kautta saatava annos on hieman suurempi kuin muissa ohjelmissa. SNV:n malli ja SOILIRISK käyttävät hengitysilman kautta tapahtuvan annoksen vertailuarvona hengitysilman pitoisuuden viitearvoa eikä päivittäistä

annosta, kuten RISC-HUMAN. SNV:n ja SOILIRISKin hyväksyttävät pitoisuudet ovat samalla tasolla, jos hengitysilman pitoisuus on sama, kun taas RISC-HUMANilla lasketut hyväksyttävät pitoisuudet poikkeavat näistä.

Eri malleilla lasketuissa hyväksyttävissä tasoissa on erityisesti bentseenin ja ksyleenien osalta selviä eroja. Tähän vaikuttavat muun muassa erot hyväksyttävän tason vertailuarvon määrittelyssä sekä jossakin määrin myös erot malleilla lasketuissa sisäilman pitoisuuksissa ja altistusparametrien määrittelyssä. SOILIRISK ja RISC laskevat vaaraindeksin lisäksi erikseen lisäsyöpäriskitason, jota RISC-HUMANissa ja SNV-mallissa ei ole eritelty. Esimerkkikohteessa todetuista haitta-aineista (taulukko 5) yhdisteistä ainoastaan bentseeni luokitellaan syöpävaaralliseksi.

Altistuksen kesto (keskiarvoistusaika vuosina) on mahdollista valita kaikissa malleissa, samoin altistusaika päivinä vuodessa. SOILIRISKissä ja RISC-HUMANissa on lisäksi mahdollista syöttää päivittäinen altistusaika sisäilmalle ja ulkoilmalle. SNV:n mallissa voidaan valita sisäilmassa oleskelun osuus, jolloin malli olettaa, että loput valitusta päivittäisestä altistusajasta oleskellaan ulkoilmassa. RISCissä voidaan valita päivittäin ulkoilmassa oleskeltu aika. Jos altistus sisäilmalle on mukana tarkastelussa, malli olettaa, että loput skenaariossa määrittelystä altistusajasta oleskellaan sisällä.

6.3 KOHDE 2: Klooratuilla orgaanisilla aineilla pilaantunut kaatopaikka-alue

6.3.1 Kohteen kuvaus

VERIS-projektin toisena esimerkkikohteena oli I luokan pohjavesialueella sijaitseva vanha kaatopaikka-alue. Kaatopaikka on ollut käytössä vuosina 1960–1970. Kaatopaikalle on viety yhdyskuntajätteen lisäksi todennäköisesti myös tetrakloorieteenipitoisia (PCE) pesulasta peräisin olevia jätteitä.

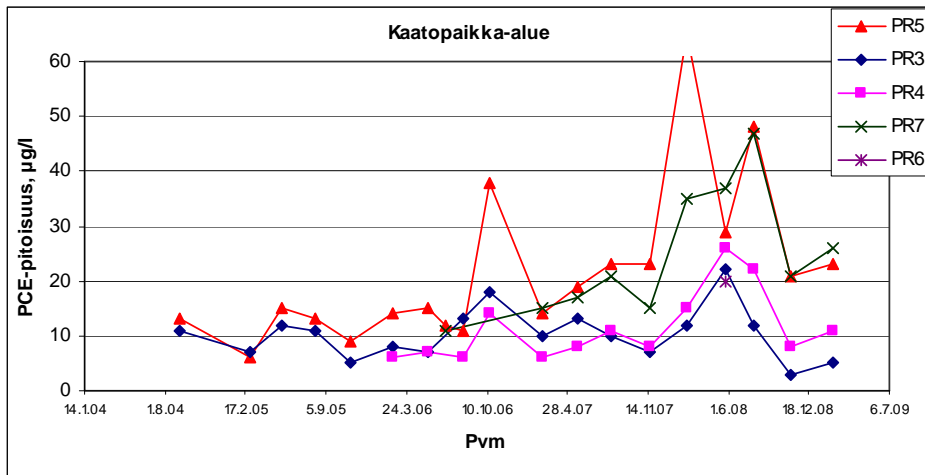
Kaatopaikalla tehtyjen tutkimusten perusteella kaatopaikkatäytöstä on havaittu alhaisia pitoisuuksia raskasmetalleja (Pb, Cu, Zn, As, Hg). Sen sijaan kaatopaikkatäytön alapuolisessa maaperässä ei ole havaittu koholla olevia pitoisuuksia. Lisäksi jätetäytöstä on analysoitu määritysrajan ylittäviä pitoisuuksia liuottimia, joista merkittävin on tetrakloorieteeni. Tetrakloorieteeniä on analysoitu kolmesta eri pisteestä otetusta näytteestä. Kohteen 2 riskinarvioinnissa keskitytään tarkastelemaan tetrakloorieteenin (PCE) hyväksyttävää pitoisuutta jätetäytössä ja jätetäytön vaikutusta pohjaveden pitoisuuksiin. Jätetäytöstä määritetty PCE:n maksimipitoisuus on 0,67 mg/kg ja keskiarvo 0,17 mg/kg. PCE:n maksimipitoisuuden

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

sisältävästä näytteestä havaittiin myös dikloorietaanä 2,2 mg/kg ja trikloorietaanä 0,15 mg/kg. Pintamaan todettu PCE -pitoisuus on 0,068 mg/kg. PCE:n terveysperusteisesti määritetyt ohjearvot ovat alempi ohjearvo 0,5 mg/kg ja ylempi ohjearvo 2 mg/kg.

Altistus laskettiin olettamalla ihokontaktin ja maansyönnin altistustiheys sekä aikuiselle että lapselle 130 d/a, ulkoilmalle altistus 365 d/a, 2 h/d ja pohjavedelle altistus 365 d/a. Rakennuksia ei ole kohteessa eikä siten sisäilmalle altistusta. Todellisessa kohteessa on yksityisten kaivojen käyttökielto eikä altistusta ole juomaveden kautta.

Alueella on asennettu yhteensä seitsemän pohjavesiputkea (PR1-PR7). Kloorattujen liuottimien pitoisuuksia on analysoitu useista pohjavesiputkista otetuista näytteistä vuoden 2004 syksystä lähtien. Kuvassa 9 on esitetty pitoisuustulokset pohjavesiputkista PR3, PR4, PR5, PR6 ja PR7, joista otetuissa pohjavesinäytteistä PCE:n pitoisuus on ylittänyt ilmoitusrajan 4 µg/l. Pitoisuusarvojen mukaan kaatopaikan keskellä sijaitsevasta havaintoputkesta (PR5) 20.2.2008 otetusta pohjavesinäytteestä havaittiin PCE:n maksimipitoisuus 65 µg/l. Taulukkoon 6 on koottu pohjavesiputkien sijainnit kaatopaikka-alueelta pitkittäin ja poikittain päävirtaussuuntaan nähden. Pitoisuuksien perusteella voidaan päätellä, että päävirtaussuunta on PR5:sta kohti PR7:ää. PR3 ja PR4 sijaitsevat jonkin verran sivussa päävirtaussuunnasta.



Kuva 9. Pohjavesinäytteiden tetrakloorietaanipitoisuudet (µg/l).

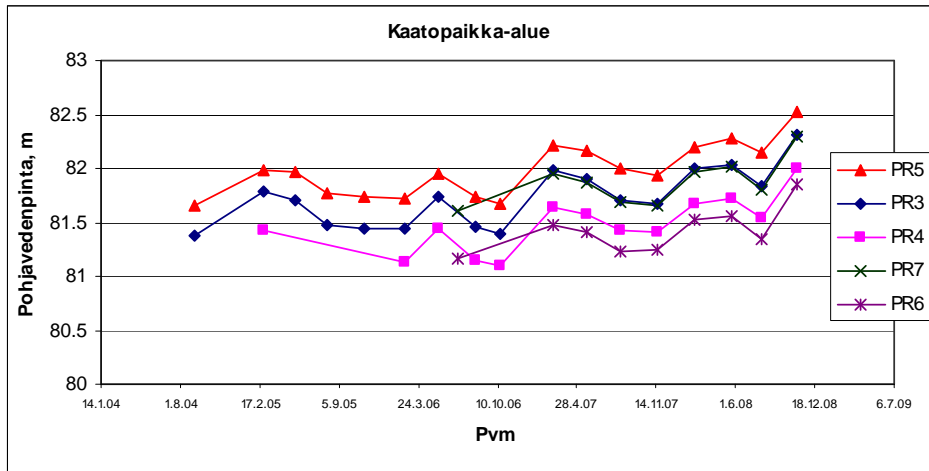
6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Taulukko 6. Pohjavesiputkien etäisyydet kaatopaikalta (m).

Pohjavesiputki	Etäisyys pitkittäin virtaussuunnassa	Etäisyys poikittain virtaussuunnassa
PR3	60	30
PR4	100	30
PR5	0	0
PR6	300	0
PR7	100	0

Tetrakloorieteenipitoisuudet ovat olleet nousussa vuosien 2007 ja 2008 välisenä aikana otetuissa näytteissä. Nousu näkyy etenkin pohjavesiputkissa PR5 ja PR7. Pohjavesipitoisuuksien näytteenottoajankohtina mitattiin pohjavedenpinnan korkeudet pohjavesiputkista. Pohjavedenpinnan korkeudet on esitetty kuvassa 10. Kuvasta nähdään, että vuosina 2007–2008 pohjavedenpinnan korkeudet ovat nousseet runsaiden sateiden vuoksi. Tämä tarkoittaa sitä, että pohjavettä on varastoitunut maaperään enemmän kuin vettä on virrannut pois alueelta. Runsa sateen imeytyminen laimentaa pitoisuuksia, jos haitta-aineen määrä ei lisääntynyt pohjavesivyöhykkeessä. Tässä esimerkkikohteessa sateen vaikutuksesta kaatopaikan likaista huokosvettä on virrannut pohjavesivyöhykkeeseen ja lisännyt pohjaveden pitoisuuksia. Vuoden 2008 pohjaveden tarkkailussa havaittiin ensimmäisen kerran pitoisuuksia pohjavesiputkessa PR6 (23.5.2008, PCE 20 µg/l). Marraskuussa 2008 ja helmikuussa 2009 pitoisuudet ovat laskeneet: PR3:ssa ja PR4:ssä tasolle 10 µg/l ja PR5:ssa ja PR7:ssa tasolle 20 µg/. Elokuussa ja lokakuussa 2008 on satanut voimakkaasti, mikä näkyy marraskuun pohjavedenpinnan korkeushavainnoissa.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



Kuva 10. Pohjavedenpinnan korkeudet pohjavesiputkissa (m).

Kohteen pilaantumistutkimusten tuloksia käytettiin hyväksi vertailtaessa eri riskinarviointi- ja kulkeutumisohjelmia. Ohjelmien tarvitsemat lähtötiedot pyrittiin määrittämään mahdollisimman hyvin kohteen tietoja vastaavaksi. Tavoitteena oli eri ohjelmien vertailu eivätkä seuraavassa esitetyt ohjelmien vertailutulokset suoraan kerro kohteen ja sen lähiympäristössä työskentelevien ja oleskelevien ihmisten altistumista maaperän haitta-aineille ja siitä aiheutuvia terveysriskejä. Tämän esimerkkikohteen osalta terveysvaikutusten lisäksi erityistä huomiota on kiinnitetty pohjaveteen kohdistuvaan pilaantumisriskiin.

6.3.2 Tetrakloorieteenin kulkeutumisen ja terveysriskien arviointi

Terveysriskien arvioinnissa käsitellään haitta-aineiden kulkeutumista jätetäytöstä pohjaveteen, pohjaveden mukana käyttöpisteeseen, kulkeutumista ulkoilmaan sekä altistumista suoraan pintamaalle, ulkoilmalle ja pohjavedelle. Kulkeutumista pohjaveteen tarkasteltiin RISCillä, ConSim- ja SNV-mallilla. Koska ConSim-mallilla ei voi tarkastella kulkeutumista ulkoilmaan eikä laskea riskiä, nämä tarkastelut tehtiin RISCillä ja SNV-mallilla. SOILIRISKIä ei käytetty, koska ohjelma on tarkoitettu vain öljyhiilivetyjen tarkasteluun. RISC-HUMANilla ei ole mahdollista tarkastella haitta-aineiden kulkeutumista pohjaveteen ja pohjavedessä.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Mallien vertailua varten tetrakloorieteenin fysikaalis-kemialliset arvot yhtenäistettiin. Ne otettiin CSOIL-mallin tietokannasta (Otte et al. 2001). Parametrien arvot on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Riskinarvioinnissa käytetyt tetrakloorieteenin fysikaalis-kemiallisten parametrien arvot.

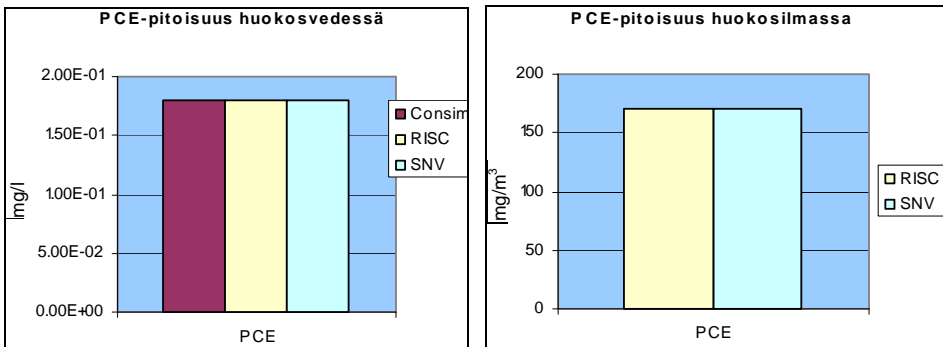
Parametri	laatuyksikkö	parametrin arvo
Molekyylipaino	g/mol	165,85
Talousvesinormi	mg/l	1,00E-02
Vesiliukoisuus	mg/l	1,19E+02
Henryn lain vakio	dimensioton	9,29E-01
K _{oc}	ml/g	3,39E+02
Diffuusiokerroin, ilma	cm ² /s	7,20E-02
Diffuusiokerroin, vesi	cm ² /s	8,20E-06
Absorptiosuhde, nielty-maa	-	1,00E+00
Absorptiosuhde, nielty-vesi	-	1,00E+00
Absorptiosuhde, iho-maa	-	1,00E-01
Absorptiosuhde, iho-vesi	-	1,00E+00
Absorptiosuhde, hengitys	-	1,00E+00

Riskinarviointia varten PCE:n esiintymistä ja leviämistä arvioitiin **skenaariolla**, jonka mukaan kaatopaikalle tuodut PCE:tä sisältävät jätteet ovat sekoittuneet suhteellisen tasaisesti jätteisiin eikä kaatopaikalle ole tuotu vapaata PCE:tä. PCE-pitoisia jätteitä sisältäneet tynnyrit ovat syöpyneet puhki ja jätepenkereeseen imeytyvät vedet pääsevät kosketuksiin PCE-pitoisten jätteiden kanssa. Jätepenkereen alapuolisissa maakerroksissa ei ole merkittäviä pitoisuuksia PCE:tä eikä PCE:tä esiinny myöskään erillisenä faasina kallion päällä. Tämä skenaario on todennäköisin vaihtoehto, koska pohjavesiputkista havaitut pitoisuudet ovat selvästi alle PCE:n liukoisuusarvon. Jos vapaata PCE:tä olisi alueella, pitoisuudet ylittäisivät liukoisuusarvon.

RISC-, ConSim- ja SNV-mallien tulosten tarkastelua varten tarkasteltiin aluksi PCE:n jakautumista maaperän kaasu- ja vesifaaseihin. Tulokset on esitetty

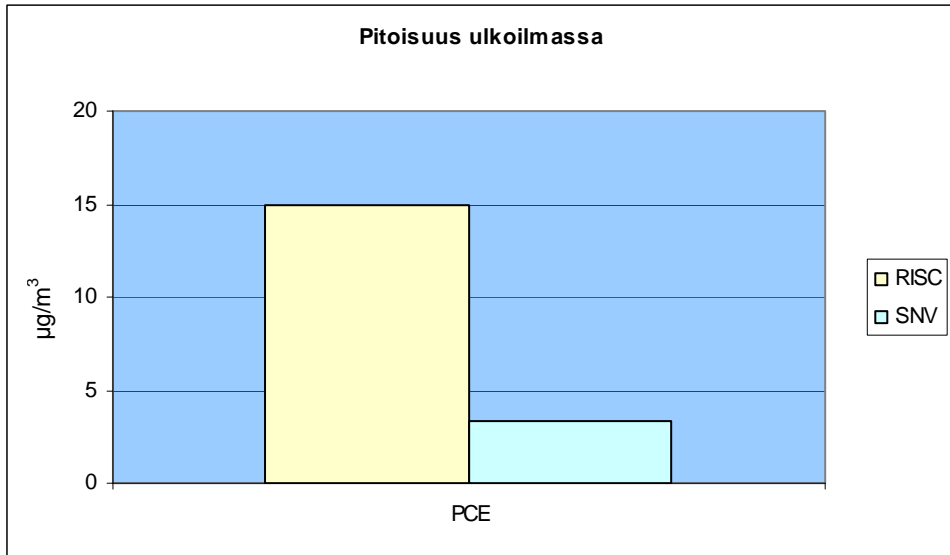
6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

kuvassa 11. Kuvasta nähdään, että kaikilla tarkasteltavilla malleilla jakautuminen huokosveteen ja huokosilmaan on samanlainen. Jakautumiseen vaikuttava orgaanisen hiilen suuruus oli kaikissa malleissa lähteessä 1 %. Orgaanisen hiilen arvo annetaan eri mallien osavyöhykkeille (lähde, kyllästymätön vyöhyke ja kyllästynyt vyöhyke) eri tavoin. Kattavin on ConSim, johon voidaan kaikille kolmelle vyöhykkeelle antaa orgaanisen hiilen arvo, f_{oc} -arvo. RISC-mallissa lähteen orgaanisen hiilen arvona käytetään kyllästymättömän vyöhykkeen orgaanisen hiilen arvoa. Pohjavesivyöhykkeelle voidaan antaa toinen f_{oc} -arvo. SNV-malli käyttää laskennassa vain lähteelle ilmoitettua f_{oc} -arvoa. Kulkeutumislaskuissa kyllästymättömän kerroksen f_{oc} -arvo oli 1 % ja pohjavesivyöhykkeen 0,1 %. Muita laskennassa käytettyjä arvoja olivat seuraavat: maaperä on hiekaista soraa, kyllästymättömän kerroksen vedenjohtavuus $K = 1e^{-4}$ m/s, kyllästyneen kerroksen vedenjohtavuus $K = 1e^{-3}$ m/s, pohjavedenpinnan gradientti 0,00146 ja suotovesimäärä 400 mm/y.



Kuva 11. Tetrakloorieteenin jakautuminen lähteessä huokosveteen ja huokosilmaan.

SNV- ja RISC -riskinarviointiohjelmilla laskettiin pitoisuudet ulkoilmassa, kun maaperän pitoisuus on 0,67 mg/kg (kuva 12). Kuvasta havaitaan, että RISCillä saatiin viisinkertainen arvo SNV-malliin verrattuna.



Kuva 12. Tetrakloorieteenin pitoisuus ulkoilmassa.

Taulukossa 8 on esitetty ConSim-, SNV- ja RISC -malleilla lasketut PCE:n pitoisuudet pohjavedessä tarkkailuputkien kohdalla. Lisäksi siinä on esitetty kahden ajankohtana, 20.2.2008 ja 5.11.2008 mitatut pitoisuudet. Taulukosta nähdään, että eri laskentamalleilla saadaan erisuuruisia pohjaveden pitoisuustuloksia. RISC poikkeaa muista ohjelmista laskennan peruslähtökohdan suhteen: RISC olettaa vähenevän lähteen, ja malli on transienttinen. ConSim on malleista kattavin, ja siinä voi valita muun muassa vähenevän tai vakiona pysyvän ns. *steady state* -tilanteen. Muuttuva pohjaveden imeytyminen (kuva 10) vaikuttaa voimakkaasti havaittuihin pitoisuuksiin (kuva 9). Tätä ilmiötä ei voi mallintaa käytetyillä analyttisillä malleilla. ConSim- ja SNV-mallit laskivat maksimipitoisuuden vastaamaan 20.2.2008 mitattua pitoisuutta. Todellisuudessa PCE:n maksimipitoisuuden vaikutus pohjavesiputkessa PR6 nähtiin seuraavalla havaintokerralla 23.5.2008. RISCillä saatiin pienemmät pitoisuudet pohjavesiputkissa. Tässä kohteessa ConSim- ja SNV-mallien pohjavesilaskennan lähestymistapa sopii laskettujen ja mitattujen pitoisuuksien vertailun perusteella paremmin kuin RISC-mallin lähestymistapa. SNV:n mallilla lasketut pitoisuudet alenivat etäisyyden suhteen nopeammin kuin ConSim-mallilla lasketut, koska SNV:n mallin pitoisuuslaskennassa ei oteta huomioon haitta-aineen pidättymistä (hidastumista). Vaikka pitkittäisen dispersiivisyyden arvoa kasvatettiin kirjallisuuden perusteella

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

lähies maksimiarvoonsa, ei pitoisuuden laimenemista etäisyyden mukaan saatu vastaamaan mittauksia. Dispersiivisyysarvolla voidaan ottaa huomioon maaperän heterogeenisyyden vaikutusta. Mikäli sateet ovat liuottaneet haitta-ainetta kaatopaikalta, sen pitäisi näkyä tulevaisuudessa pohjaveden pitoisuuksissa.

Sekoittumiskerroksen paksaus oli SNV- ja ConSim-mallissa 2 metriä. RISCissä sekoittumiskerroksen on ohjelman laskema.

Taulukko 8. ConSim-, SNV- ja RISC -riskinarviointimalleilla lasketut PCE:n maksimipitoisuudet ja mitatut pitoisuudet pohjavesiputkien kohdalla.

Pohjavesiputki	Koordinaatit kaatopaikalta, m	Pitoisuus, µg/l				
		ConSim	SNV ¹	RISC	Todettu 20.2.2008	Todettu 5.11.2008
PR3	60,30	44	43	3	12	3
PR4	100,30	42	37	2	15	8
PR5	0,0	66	54	4	65	21
PR6	300,0	42	22	2	alle määrittäysrajan	alle määrittäysrajan
PR7	100,0	55	37	3	35	21
Suo	600,0	32	12	1	ei näytettä	ei näytettä

¹ SNV-mallissa ei voi ottaa huomioon laskentapisteen sijaintia poikittain virtaussuuntaan nähden (y -suunta).

SNV- ja RISC-mallilla laskettiin sallitut enimmäispitoisuudet maaperässä. Tulokset on esitetty taulukossa 9. Laskennan oletuksena oli, että vedenkäyttöpiste sijaitsee 10 metrin päässä kaatopaikasta. Sallitut enimmäispitoisuudet ovat sopuolosuhteissa laskettujen ulkoilmapitoisuuksien ja pohjaveden pitoisuuksien kanssa. RISCillä saatiin korkeammat ulkoilmapitoisuudet kuin SNV-mallilla, jolloin SNV-malli sallii ulkoilman hengityksen kautta suuremmat pitoisuudet maaperässä. Vedenkäytön perusteella RISC sallii suuremmat pitoisuudet maaperässä kuin SNV-malli.

RISC ei laske yhtä eri altistusreittien kautta summautuvaa sallittua pitoisuutta maaperällä, vaan ohjelman käyttäjän pitää päättää eri altistusreittien vaaraosamäärien avulla puhdistustarve ja maaperän pitoisuusarvo. SNV-malli laskee summautuvan maaperän pitoisuusarvon ja määrittää eri altistusreittien prosentuaalisen osuuden altistuksesta. Tarkasteltavassa pilaantumistapauksessa SNV-mallilla määritetty hyväksyttävä terveysriskeihin perustuva maaperän pitoisuusarvo 3,1 mg/kg määrittyy 99,3-prosenttisesti vedenkäytön mukaan. Muiden altistusreittien osuus on pieni: ulkoilman hengitys 0,6 % ja maansyönti 0,1 %.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

RISCillä lasketut vaaraosamäärät ovat seuraavat: maansyönti ja ihokosketus $1,2 \cdot 10^{-5}$, vedenkäyttö $8 \cdot 10^{-3}$ ja ulkoilman hengitys $3 \cdot 10^{-2}$. Kun vaaraosamäärä on pienempi kuin 1, ei altistumisella kyseisen altistusreitit kautta ole terveysvaaraa. Vaaraosamäärät eivät ole suoraan summautuvia, kuten syöpäriski. Kun vaaraosamäärät lasketaan yhteen, saadaan vaaraindeksi, joka tässä pilaantumistapauksessa jää alle yhden, eli kohteesta ei aiheudu terveysriskiä.

Taulukko 9. SNV- ja RISC-mallilla saadut laskentatulokset sallitusta tavoitepitoisuudesta maaperässä. Vertailun vuoksi on esitetty todetut maksimiarvot ja keskiarvot.

Ympäristön osa	Pitoisuus mg/kg			
	SNV	RISC	Todettu maksimi	Todettu keskiarvo
Pintamaa	5 600 ¹	5 700 ²	0,068	0,068
Haihtuminen ulkoilmaan	490	24	0,67	0,17
Suotautuminen pohjaveteen	3,1	84	0,67	0,17

¹ Maansyönti

² Maansyönti ja ihokontakti

6.3.3 ConSim-mallin laskentatulosten epävarmuustarkastelua

ConSim-ohjelmalla tarkasteltiin parametrien vaihtelun vaikutusta pohjaveden pitoisuuksiin. Epävarmuustarkastelua varten tehtiin seuraavat oletukset:

- PCE leviää jätetäytöstä maaperään imeytyvän sade- ja sulamisveden mukana vedellä kyllästymättömään maaperään ja siitä edelleen pohjaveteen, jossa se etenee pohjaveden virtauksen mukana.
- PCE:tä esiintyy jätetäytön (140m x 80m x 2m) alapuolisessa kerroksessa tasaisesti keskiarvopitoisuuden ollessa 0,17 mg/kg.
- Lähde on konservatiivisesti oletettuna ”ikuinen”, koska PCE:n tarkkaa kokonaismäärää jätetäytössä ei tunneta.

Laskennassa käytetyt parametriarvot on esitetty taulukossa 10 ja tulokset taulukossa 11.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Taulukko 10. ConSim-laskennan parametriarvot.

<ul style="list-style-type: none">• TASSO 1:<ul style="list-style-type: none">– pitoisuus 0,17 mg/kg– koc = 339ml/g– henry'n lain vakio 25°C:ssä 0,929– vesiliukoisuus 119 mg/l– orgaanisen hiilen pitoisuus 1 %– maa-aineksen tiheys 1,7 g/cm³– vesitäyteinen huokoisuus 0,0875– ilmatäyteinen huokoisuus 0,1625.
<ul style="list-style-type: none">• TASSO 2:<ul style="list-style-type: none">– puoliintumisaika 1,5 vuotta– vedenjohtavuus<ul style="list-style-type: none">• vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä 2,5e-4 m/s• vedellä kyllästyneessä vyöhykkeessä 5e-4 m/s– dispersiivisyys<ul style="list-style-type: none">• pitkittäinen 1 m– pohjavedenpinnan gradientti 0,00146– sekoittumisvyöhykkeen paksuus 0,1 m.
<ul style="list-style-type: none">• TASSO 3:<ul style="list-style-type: none">– tehokas huokoisuus 0,25– dispersiivisyys<ul style="list-style-type: none">• pitkittäinen 1 m• poikittainen 0,1 m.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Taulukko 11. ConSim-laskennan tulokset.

<ul style="list-style-type: none"> • TASSO 1: Lähdealue <ul style="list-style-type: none"> – pitoisuus huokosvedessä 0,048 mg/l.
<ul style="list-style-type: none"> • TASSO 2: Kulkeutuminen vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä <ul style="list-style-type: none"> – pitoisuus pohjaveden pinnalla 0,023 mg/l.
<ul style="list-style-type: none"> • TASSO 3: Kulkeutuminen pohjavedessä <ul style="list-style-type: none"> – pitoisuus 10 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,019 mg/l – pitoisuus 50 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,018 mg/l – pitoisuus 100 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,017 mg/l – pitoisuus 150 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,016 mg/l – pitoisuus 200 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,014 mg/l – pitoisuus 600 m:n päässä täyttöalueen reunasta 0,0077 mg/l.

Parametrien jakauma-arvojen käytön demonstroimiseksi lasketaan edellisen esimerkin muunnos, jossa sekoittumiskerroksen paksuudeksi oletetaan 0,1–1 m (tasajakauma), vedenjohtavuudeksi $1e-3$ – $1e-5$ m/s (log tasajakauma) ja tehokkaaksi huokoisuudeksi 0,25–0,35 (tasajakauma). Tason 3 (pohjavesi) tulokset on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. ConSim-laskennan muunnosesimerkin tulokset.

Pitoisuus (mg/l)	10 m:n päässä	50 m:n päässä	100 m:n päässä	150 m:n päässä	200 m:n päässä	600 m:n päässä
95 % alle	0,0187	0,0171	0,0154	0,0138	0,0125	0,00610
90 % alle	0,0186	0,0170	0,0152	0,0136	0,0122	0,00567
75 % alle	0,0182	0,0165	0,0147	0,0131	0,0117	0,00500
50 % alle	0,0177	0,0159	0,0140	0,0123	0,0109	0,00431
25 % alle	0,0167	0,0153	0,0134	0,0117	0,0103	0,00360
10 % alle	0,0149	0,0138	0,0125	0,0112	0,00986	0,00315
5 % alle	0,0138	0,0129	0,0118	0,0107	0,00965	0,00298

6.3.4 Tarkasteltujen mallien soveltuvuus kulkeutumisen arviointiin

Esimerkkikohteessa ConSim- ja SNV-mallien lähestymistapa soveltui paremmin pohjavesiriskin arviointiin kuin RISC-malli, jolla lasketut pitoisuudet tarkastelussa pohjavesiputkessa olivat selvästi mitattuja pienempiä.

ConSim on pohjavesiriskitilanteen arviointiin kehitetty käytännönläheinen ja helppokäyttöinen malli, jolla päästään nopeasti arvioimaan haitta-ainelähteen aiheuttamaa riskiä maaperälle, pohjavedelle tai esimerkiksi vedenottamolle. Laskentaa on yksinkertaistettu, mutta siten, että riskiä ei kuitenkaan aliarvioida. Tämä on tärkeää riskitarkasteluja tehtäessä.

Joissakin tapauksissa haitta-aineen kulkeutumisen mekanismien tarkempi tarkastelu voi olla tarpeen, jolloin voidaan valita kuhunkin tilanteeseen parhaiten soveltuva malli. Esimerkiksi monifaasimallin, kuten TOUGH2:n (Pruess 1991), käyttö voi olla paikallaan, jos on syytä epäillä omana faasina liikkuvan aineen pääsyä pohjavesikerrokseen tai huokoskaasun mukana tapahtuvaa leviämistä. Tällöin mallilla voidaan laskea kulkeutuminen, mutta lähestymistapa riskinarviointiin on kehitettävä itse.

6.4 KOHDE 3: Sekapilaantunut teollisuusalue

6.4.1 Kohteen kuvaus

Seuraavassa tarkastellaan muutamien haitta-aineiden riskien arviointia sekapilaantuneessa kohteessa, jossa on aikaisemmin toiminut kaasulaitos. Kohteessa on tuotettu 1920-luvulta lähtien hiilikaasua ensin kuivatislaamalla kaasu- ja koksihiilestä ja vuosina 1973–1987 butaanista. Kaasunvalmistuksen sivutuotteina syntyi muun muassa bentseeniyhdisteitä, kivihiilitervaa, rikkiä, ammoniakkia ja rautasyanidimassaa. 1950-luvulta lähtien alueella toimi myös bentseenin jalostuslaitos, jonka tuotteina olivat bentseeni, tolueni ja ksyleeni. Alueella sijaitsee kaksi kaasukelloa sekä useita kaasutehtaan toimisto-, varasto- ja työtiloiksi tehtyjä rakennuksia. Rakennukset on määriteltävä suojeltaviksi.

Toiminnan seurauksena alueen maaperässä ja pohjavedessä esiintyy useita haitta-aineita vaihtelevina, paikallisesti korkeina pitoisuuksina. Maaperän haitta-aineista laajemmalle levinneitä ovat muun muassa BTEX-yhdisteet ja muut haihtuvat öljyhiilivedyt, PAH-yhdisteet, syanidikompleksit sekä öljyhiilivedyt. Metalleja esiintyy kohonneina pitoisuuksina vain pistemäisesti. Alueen maaperä vastaa pääosin laadultaan hiekkaa, jolloin haitta-aineet kulkeutuvat suhteellisen

helposti sekä ilmaan että pohjaveteen. Kulkeutuvat haitta-aineet, kuten bentseeni, ovatkin jo osittain päätyneet syvempiin maakerrokseen ja pohjaveteen. Pohjavesistä löytyy myös syanideja, PAH-yhdisteitä sekä vinyylikloridia. Pohjaveden pitoisuudet vaihtelevat alueella huomattavasti, ja suurimmat pitoisuudet löytyvät pisteistä, joissa maaperä on ollut voimakkaasti pilaantunut. Heikosti kulkeutuvia haitta-aineita esiintyy sekä pintakerroksessa että syvemmissä kerroksissa. Useiden haitta-aineiden samanaikaisen esiintymisen ja yhteisvaikutusten huomioon ottaminen on kohteessa merkittävä tekijä.

Seuraavassa kohteen tietojen pohjalta muokatussa riskinarviointiesimerkissä tarkastellaan PAH-yhdisteiden riskinarviointia tapauksessa, jossa alueelle kunnostetaan työ-, ateljee- ja esitystiloja taiteilijoiden ja taiteilijaryhmien sekä muiden kulttuuritoimijoiden käyttöön. Toisena esimerkkinä on metallien riskinarviointi tapauksessa, jossa alueelle rakennetaan tulevaisuudessa omakotiasutusta. Esimerkeissä maaperäparametrit vastaavat todellista kohdetta, mutta kohteen asuinaluekäyttöesimerkki on laadittu ainoastaan mallien vertailua varten, eikä se siten vastaa kohteen todellisia olosuhteita.

6.4.2 Altistuminen PAH-yhdisteille

Riskinarvioinnissa käytettiin SNV:n riskinarviointimallia, SOILIRISKiä ja RISC-HUMANia. RISC-mallia ei käytetty, koska sitä oli käytetty jo kahdessa aikaisemmassa esimerkkikohteessa.

Terveysriskien arvioinnissa tarkasteltiin rakennettua, kulttuuritoimintojen käyttöön tulevaa aluetta. Lähtöoletuksena on, että aikuiset työskentelevät alueella korkeintaan 200 d/a, 9 h/d sisätiloissa ja 1h/d ulkoilmassa. Lapset oleskelevat alueella korkeintaan 100 d/a, enintään 4 h/d sisäilmassa ja 1 h/d ulkoilmassa. Kohteen maaperä on pääosin peitetty asfaltilla. Alueella ei kasvateta syötäviä kasveja, eikä alueen pohjavettä juoda. Peittämisen vuoksi pilaantuneen maan aineksen pölyäminen sekä altistuminen maansyönnin ja ihokosketuksen kautta on vähäistä. Aikuisten maansyönnin määräksi oletettiin 4 mg/d (oletusarvo 50 mg/d) ja altistuskertojen määräksi 80/a. Lasten maansyönnin määrä oli 50 mg/d (oletusarvo 120 mg/d) ja altistuskertojen määrä 40/a. Ihoaltistuskertojen määräksi oletettiin aikuisella 20/a ja lapsella 30/a. Myös pilaantuneen aineksen osuus hengittävissä pölyssä oli oletusarvoja pienempi.

Merkittävimmäksi altistusreitiksi jää altistuminen haihtuvimmille PAHeille sisään- ja ulkoilman hengityksen kautta. Tarkastelun lähtökohtana ovat maaperän pitoisuudet on esitetty taulukossa 13.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Taulukko 13. Kohteen maksimi haitta-ainepitoisuudet.

Aine	Pitoisuus maaperässä, mg/kg
Fenantreeni	86
Fluoranteeni	180
Naftaleeni	40
Bentso(a)antraseeni	24
Bentso(a)pyreeni	3,3

Koska BTEX-yhdisteitä on tarkasteltu jo edellä jakeluasemakohde-esimerkin yhteydessä, tarkastellaan tässä mallien tuloksia muille haitta-aineille. Kohteen riskinarviointiraportissa ja riskitasojen määrittelyssä syöpävaarallinen bentseeni on kuitenkin yksi merkittävimmistä haitta-aineista.

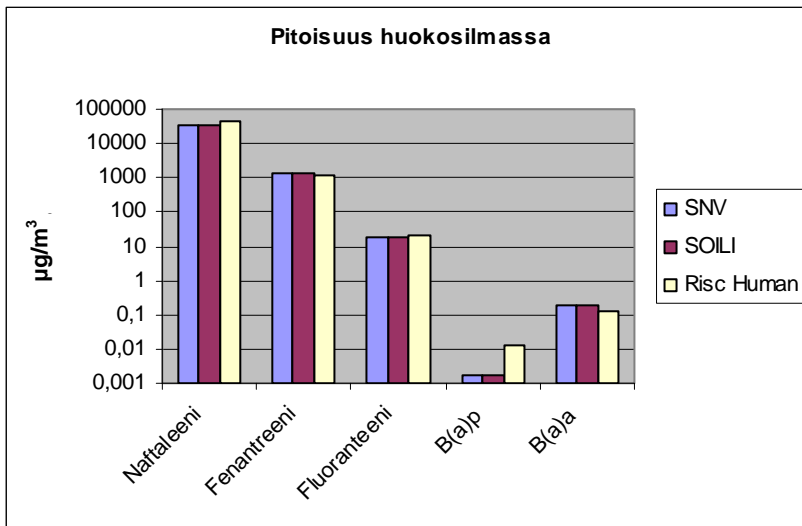
Kaikissa käytetyissä arviointimalleissa polyaromaattisten hiilivetyjen terveys- ja kulkeutumisen riskiä arvioidaan yhdistekohtaisesti. Malleissa (mukaan lukien myös RISC, jota ei tässä tarkastelussa käytetty) on mukana suunnilleen samat PAH-yhdisteet. SNV:n ohjelmassa on myös mahdollisuus valita kolme yhdistettyä ryhmää PAH L, PAH M ja PAH H.

Vaikka polyaromaattiset hiilivedyt esiintyvät yhdisteseoksena, niiden tarkastelu erillisinä on perusteltua yhdisteiden erilaisten ominaisuuksien vuoksi. Kohteissa, joista on käytettävissä eri aikoina tehtyjä mittauksia, yhdistekohtaisen analyysitiedon löytäminen voi olla hankalaa. Tarkastellussa kohteessa havaittiin myös, että tutkittujen yhdisteiden prosentiosuudet kokonaismäärästä saattoivat vaihdella huomattavastikin, mikä vaikeuttaa esimerkiksi keskiarvojakautaman laskentaa ja vertailua vanhempiin tuloksiin.

PAH-yhdisteet ovat maaperän orgaaniseen ja kiintoainekseen sitoutuvia, heikosti haihtuvia tai lähes haihtumattomia sekä pääosin niukkaliukoisia. Kevyimmät yhdisteet naftaleeni ja fenantreeni ovat muita helpommin veteen liukenevia ja haihtuvia. Bentso(a)pyreeni ja bentso(a)antraseeni ovat syöpävaaralliseksi luokiteltuja ja useita muita yhdisteitä epäillään syöpävaarallisiksi. Pienimolekyyliset PAHit ovat kasveille ja maaperäeliöstölle haitallisia, suurimolekyyliset melko haitattomia. Ihmisen tärkeimmät altistusreitit ovat kohteessa kasvatettujen kasvien syönti, pohjaveden käyttö juomavetenä ja maansyönti. Altistuksella hengitysilman kautta voi olla vaikutusta haihtuvimpien yhdisteiden ja syöpävaarallisen bentso(a)pyreenin riskiin, erityisesti jos altistus kasvien syönnin ja juomaveden kautta on rajattu pois.

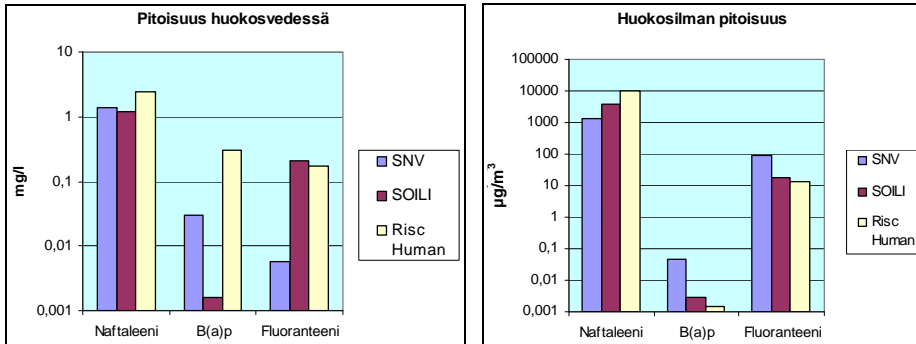
6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Kuten edellä esitetystä jakeluasemaesimerkistä, SOILIRISKillä ja SNV:n mallilla lasketut haitta-aineiden pitoisuudet huokosvedessä ja huokosilmassa olivat kemikaaliominaisuuksien yhtenäistämisen jälkeen samat (kuva 13). RISC-HUMANin laskentatulokset poikkesivat näistä jonkin verran, koska ohjelma käyttää jakaumalaskennassa Henryn lain vakion sijasta kemikaalin höyrynpainetta eivätkä käytetyt arvot vastanneet täysin toisiaan. Vertailuna on kuvassa 14 esitetty kolmen PAH-yhdisteen (naftaleeni, fluoranteeni ja bentso(a)pyreeni) huokosilman ja huokosveden pitoisuudet SNV:n mallilla, SOILIRISKillä ja RISC-HUMANilla ennen ohjelmien kemikaaliominaisuuksien yhtenäistämistä. Molemmissa tapauksissa suurimmat erot ohjelmien tuloksissa olivat tarkastelluista yhdisteistä heikoimmin haihtuvan bentso(a)pyreenin arvioinnissa. Nämä erot heijastuivat edelleen sisä- ja ulkoilman sekä pohjaveden laskettuihin pitoisuuksiin.



Kuva 13. SNV:n ohjelmalla, SOILIRISKillä ja RISC-HUMANilla laskettujen huokosilman PAH-yhdisteiden pitoisuuksien vertailu (huom. logaritminen asteikko). Laskentaohjelmien kemikaaliominaisuudet on yhtenäistetty.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

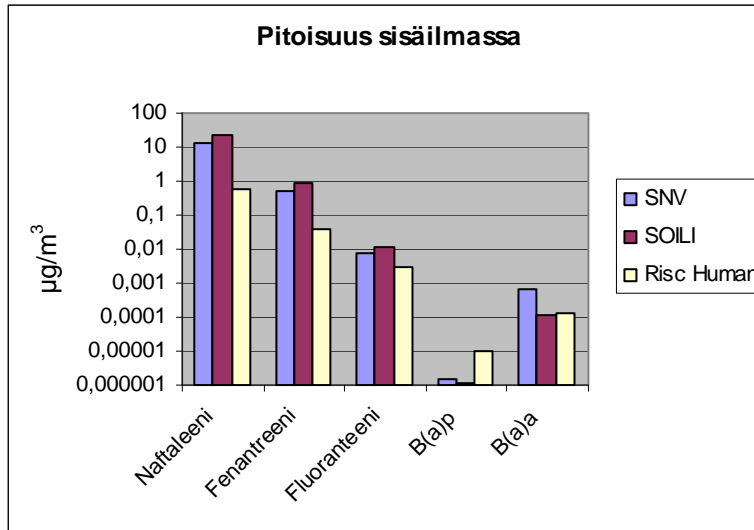


Kuva 14. Naftaleenin, bentso(a)pyreenin ja fluoranteenin pitoisuus huokosvedessä ja huokosilmassa SNV:n mallilla, SOILIRISKillä ja RISC-HUMANilla arvioituna (huom. logaritminen asteikko) laskentaohjelmien alkuperäisillä kemikaaliominaisuuksilla.

Sisäilman pitoisuuden arvioinnissa SNV:n ohjelman ja SOILIRISKin laskentatavat ovat lähellä toisiaan ja tuottavat myös samanlaisia tuloksia. SOILIRISKissä voidaan kuitenkin valita rakennuksen alapuolisen pilaantuneen maan ja pohjaveden osuus rakennuksen pinta-alasta, mikä vaikuttaa huomattavasti laskentatulokseen. SNV:n ohjelmassa ja RISC-HUMANissa ei ole vastaavaa valintamahdollisuutta. Kuvassa 15 havaittava ero SOILIRISKin ja SNV:n ohjelman välillä johtuu siitä, että SOILIRISKissä oletettiin pilaantuneen maapohjan osuudeksi 90 %.

RISC-HUMANissa voidaan rakennuksen perustamistavaksi valita joko maanvarainen kellariperustus tai tuuletettava ryömintätällainen perustus. Tuloksiin vaikuttavia valinnaisia parametreja ohjelmassa ovat myös ryömintätällan koko ja ilmanvaihto sekä betonilattian paksuus ja kunto. Ohjelmalla on siis mahdollisuus muita tarkempaan arviointiin. Käytännön kohteissa näistä ominaisuuksista ei useinkaan ole riittävästi tietoa. Jos ulkoilman laskettu hengitettävä pitoisuus lapsen tai aikuisen hengityskorkeudella on sisäilman laskettua pitoisuutta suurempi, RISC-HUMAN käyttää altistuslaskennassa ulkoilman pitoisuutta myös sisäilmalle. Tällainen tilanne on todennäköisin heikosti haihtuvien yhdisteiden pitoisuuksien laskennassa. Myös tässä esimerkissä RISC-HUMAN on korvannut PAH-yhdisteiden sisäilman pitoisuudet ulkoilman pitoisuudella.

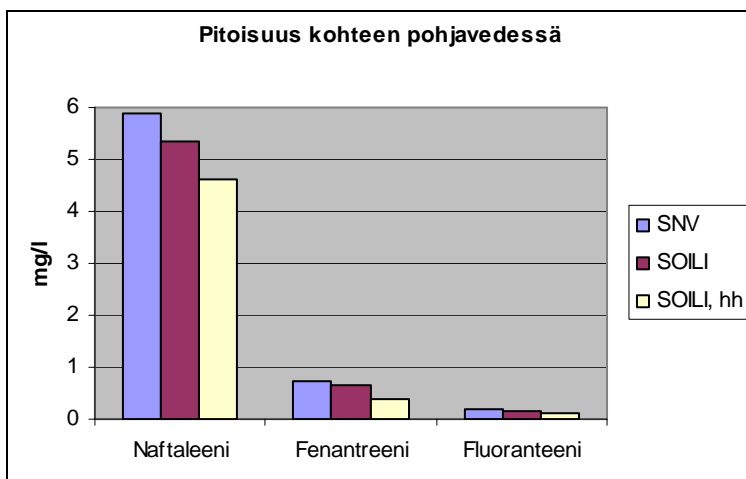
6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



Kuva 15. PAH-yhdisteiden pitoisuudet sisäilmassa esimerkkikohteessa SNV:n ohjelmalla, SOILIRISKillä ja RISC-HUMANilla laskettuna (asteikko on logaritminen).

Pitoisuutta kohteen pohjavedessä tarkasteltiin SNV:n mallilla ja SOILIRISKillä. SOILIRISKillä laskettiin pitoisuus pohjavedessä myös mallin haitta-aineen hajoamisen huomioon ottavalla osiolla. Mallien väliset erot kohteen pohjaveden pitoisuuden arvioinnissa olivat tässä tapauksessa pieniä (kuva 16). Hajoamisen vaikutus PAH-yhdisteiden pitoisuuteen oli hitaan hajoamisen kertoimia käyttäen pieni. Sen sijaan mallin nopean hajoamisen kertoimien käyttö pienensi pohjaveden pitoisuudet noin sadasosaan SOILIRISKin ei hajoamista -arvosta. Nopean hajoamisen arvot vastaavat parhaiten kohteen pohjaveden PAH-pitoisuusmittauksien tuloksia. Tietoa yksittäisten PAH-yhdisteiden pitoisuuksista ei ollut käytettävissä, joten tässä tapauksessa verrattiin helpoimmin kulkeutuvan naftaleenin laskettua pitoisuutta kohteen pohjavedestä mitattuun kokonais-PAH-pitoisuuteen.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa



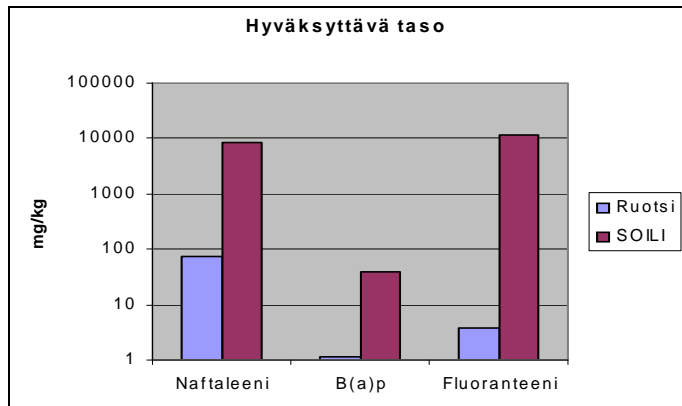
Kuva 16. PAH-yhdisteiden pitoisuus kohteen pohjavedessä laskettuna SNV:n ohjelmalla sekä SOILIRISKillä (SOILI – ei hajoamista, SOILI hh – hidas hajoaminen).

SNV:n ohjelmalla ja SOILIRISKillä saadaan laskennan lopputuloksena lähes samat hyväksyttävät naftaleenin pitoisuudet. RISC-HUMAN ei esitä tuloksena suoraan hyväksyttävää pitoisuutta. Sen sijaan altistuksesta aiheutuvaa annosta voidaan verrata hyväksyttävän annoksen viitearvoon. Lisäksi haihtuvien aineiden sisä- ja ulkoilman pitoisuutta on tarpeen verrata hengitettävän pitoisuuden viitearvoon. Tässä tapauksessa RISC-HUMANilla laskettu naftaleenin hyväksyttävä pitoisuus maaperässä on sisäilman pitoisuuden erilaisesta laskentatavasta johtuen huomattavasti suurempi. Jos SOILIRISKissä oletetaan, että vain 20 % talon alapuolisesta maaperästä on pilaantunut, hyväksyttävä maaperän pitoisuus on suunnilleen yhtä suuri kuin RISC-HUMANilla laskettu hyväksyttävä pitoisuus.

Lähes haihtumattomille PAH-yhdisteille, kuten bentso(a)pyreenille ja bentso(a)antraseenille merkittävin altistusreitti on lasten maansyönti sekä jossakin määrin ihokosketus ja pölyn hengitys. Altistus kaikkien näiden reittien kautta on kuitenkin tässä kohteessa vähäistä. RISC-HUMANissa ja SNV:n mallissa voidaan valita maansyönti g/d. SOILIRISKissä sen sijaan on käytettävä oletusarvoja, joten sillä ei saada tässä tapauksessa muihin ohjelmiin verrattavissa olevia tuloksia.

Kuvassa 17 on myös esitetty hyväksyttävät tasot esimerkkitapauksessa SNV:n mallilla ja SOILIRISKillä laskettuina silloin, kun käytetään ohjelman oletusarvoina olevia vertailutasoja. RISC-HUMAN-ohjelmalla hyväksyttävät tasot nousevat korkeammiksi kuin SOILIRISKillä ja SNV:n ohjelmalla. RISC-HUMANissa ei ole vertailutasoja minkään PAH-yhdisteen hengitettävälle pitoisuudelle.

Merkittävänä syynä kuvassa nähtäviin suuriin hyväksyttävän tason eroihin ovat SNV:n ohjelmassa käytettävät fluoranteenin ja bentso(a)pyreenin päivittäisen annoksen ja hengitysilma-altistuksen vertailutasot, jotka ovat tiukempia kuin muissa ohjelmissa. Esimerkkitapauksessa fluoranteenin tavoitepitoisuuden pohjana on kaasun hengitys, bentso(a)pyreenille taas pölyn hengitys, maansyönti ja ihokosketus. Mikäli kohteessa olisi mahdollisuus altistua oman maan kasvien ja pohjaveden kautta, nämä olisivat bentso(a)pyreenille ja fluoranteenille merkittäviä altistusreittejä. Naftaleenille taas pohjavesi olisi tällöin merkittävin altistusreitti.



Kuva 17. SNV:n ohjelmalla ja SOILIRISKillä laskettujen hyväksyttävien tasojen vertailu.

6.4.3 Metallit

Laskentaohjelmista käytettiin RISC-HUMANia ja SNV:n laskentaohjelmaa. SOILIRISKiä ei voitu käyttää, koska siinä ei ole mukana metalleja. Tässä esimerkkikohteessa kokeiltiin myös päätöksenteon apuvälineeksi laadittua SADA-ohjelmistoa.

Esimerkkinä metallien riskinarvioinnista tarkasteltiin arseenin, kuparin ja lyijyn riskiä tapauskohteen maaperäolosuhteissa, joita on kuvattu edellä. Koska altistuminen metalleille ja muille maaperän haihtumattomille haitta-aineille on kohteen olosuhteissa vähäistä, altistusparametreja muutettiin siten, että laskennassa voidaan tarkastella olennaisesti metallialtistukseen vaikuttavia altistusreittejä. Esimerkkitarkastelussa oletettiin, että kohde on asuinalue, jolla asukkaat voivat altistua koko elinikänsä ajan. Asukkaat syövät alueella kasvatettuja juureksia ja vihanneksia (osuus 10 % vihannesten ja juuresten kulutuksesta) mutta eivät käytä alueen pohjavettä juomavetenä. Laskentaoletukset olivat seuraavat:

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

- lasten ja aikuisten altistumisaika 350 d/a, maansyönnille altistumisaika 250 d/a
- elinikä – lapsi 6 a, aikuinen 64 a
- lapsen maansyönti 150 mg/kg, aikuisen maansyönti 50 mg/a
- pölypitoisuus sisäilmassa 0,055 mg/m³, ulkoilmassa 0,05 mg/m³
- aikuisten juuresten kulutus 0,2 kg/d ja lasten 0,1 kg/d
- aikuisten vihannesten kulutus 0,11 kg/d ja lasten 0,055 kg/d.

Tarkastelussa käytettiin taulukossa 14 esitettyjä maaperän haitta-ainepitoisuuksia.

Taulukko 14. Kohteen maksimi haitta-ainepitoisuudet.

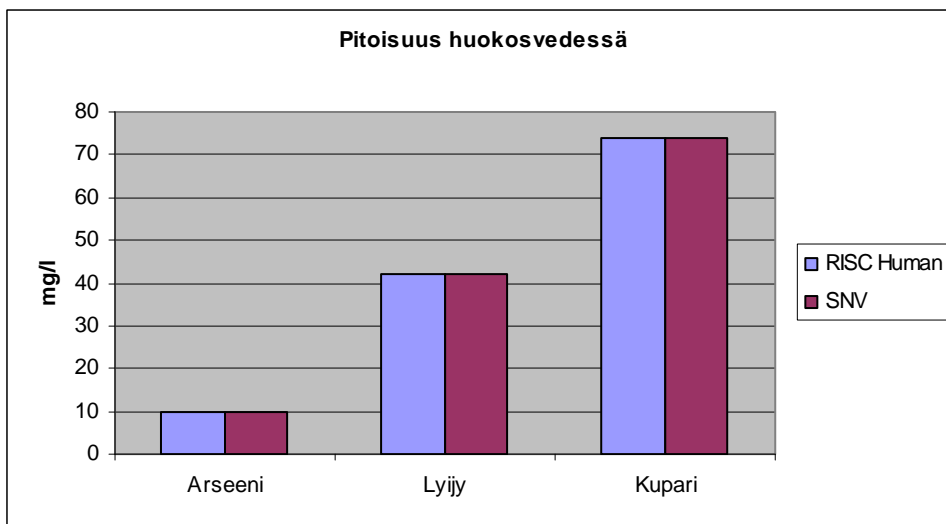
Haitta-aine	Maaperän pitoisuus, tapaus A	Maaperän pitoisuus, tapaus B
Arseeni	10	90
Lyijy	100	200
Kupari	40	6 500

Merkittävimmät reitit, joiden kautta ihmiset voivat tarkastellussa tapauksessa altistua metalleille, ovat vihannesten ja juuresten syönti sekä maansyönti. Altistus ihokosketuksen ja pölyn hengityksen kautta on näihin reitteihin verrattuna vähäistä. Poikkeuksena on kuitenkin SNV:n ohjelma, jossa hengitettävän pölyn arseeni vaikuttaa merkittävästi riskiin. SNV:n ohjelmassa on haihtuvien yhdisteiden lisäksi mm. arseenille ja PAH-yhdisteille esitetty hengitysilman hyväksyttävät pitoisuudet, kun taas muissa ohjelmissa näiden heikosti haihtuvien yhdisteiden hengityksen kautta tapahtuvan altistuksen riski lasketaan vertaamalla hyväksyttävän annoksen viitearvoon. SNV:n ohjelman hengitysilman raja-arvot ovat tiukkoja suun kautta nautittuun hyväksyttävään annokseen verrattuna.

Kummassakin ohjelmassa käyttäjä pystyy määrittelemään maansyönnin kautta tapahtuvaan altistukseen vaikuttavat parametrit: maaperän haitta-ainepitoisuuden, maansyönnin osuuden ja vuosittaisen altistusajan. Mallien laskentaperiaatteet ovat samoja. Ohjelmien tuloksia on kuitenkin vaikea verrata, koska SNV:n ohjelmassa esitetään hyväksyttävä maaperän pitoisuus kullekin altistusreitille ja RISC-HUMANissa taas maansyönnin kautta saatava aikuisten, lasten ja elinikäinen päivittäinen annos.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkitapauksissa

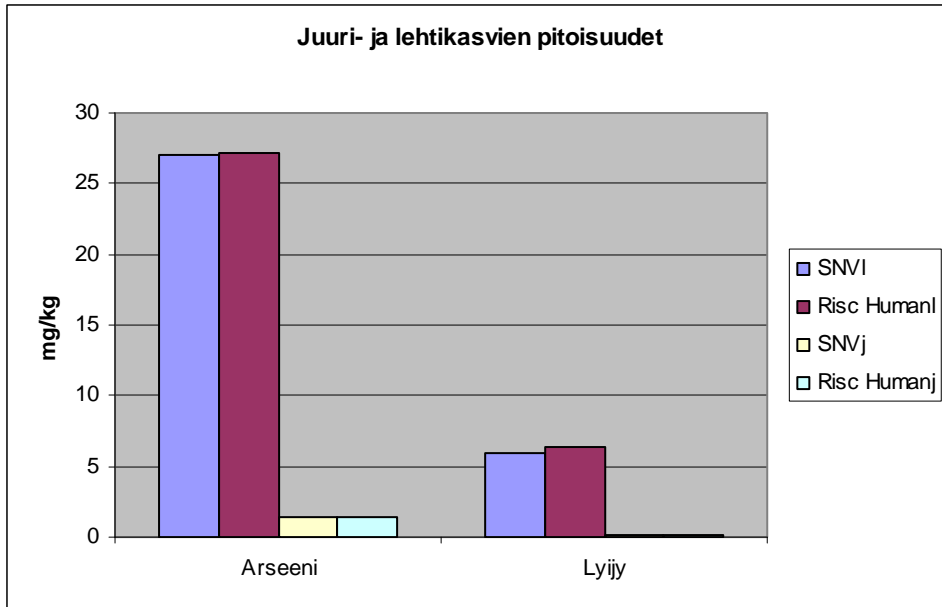
Myös huokosveden haitta-ainepitoisuuden molemmat mallit laskevat samalla tavoin, ja laskentatulokset ovat samoja (kuva 18). Koska RISC-HUMANissa ei ole mukana kulkeutumista pohjaveteen, sitä ei voitu tässä tapauksessa vertailla.



Kuva 18. Raskasmetallien pitoisuudet huokosvedessä RISC-HUMANilla ja SNV:n mallilla laskettuina tapauksessa, jossa pitoisuudet maaperässä ovat As 10 mg/kg, Pb 100 mg/kg ja Cu 40 mg/kg.

Altistuminen pilaantuneella alueella kasvatettujen vihannesten ja juuresten kautta määräytyy kasvin syötävän osan raskasmetallipitoisuuden, omalla maalla kasvatettujen kasvien osuuden sekä raskasmetalleista elimistöön imeytyvän osuuden perusteella. Esimerkkitapauksessa RISC-HUMANilla ja SNV:n ohjelmalla lasketut kasvien arseenin, lyijyn ja kuparin pitoisuudet olivat samoja (kuva 19). Altistusarvioinnin tuloksia ei malleissa erilaisen esitystavan vuoksi pystyttyä vertaamaan.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

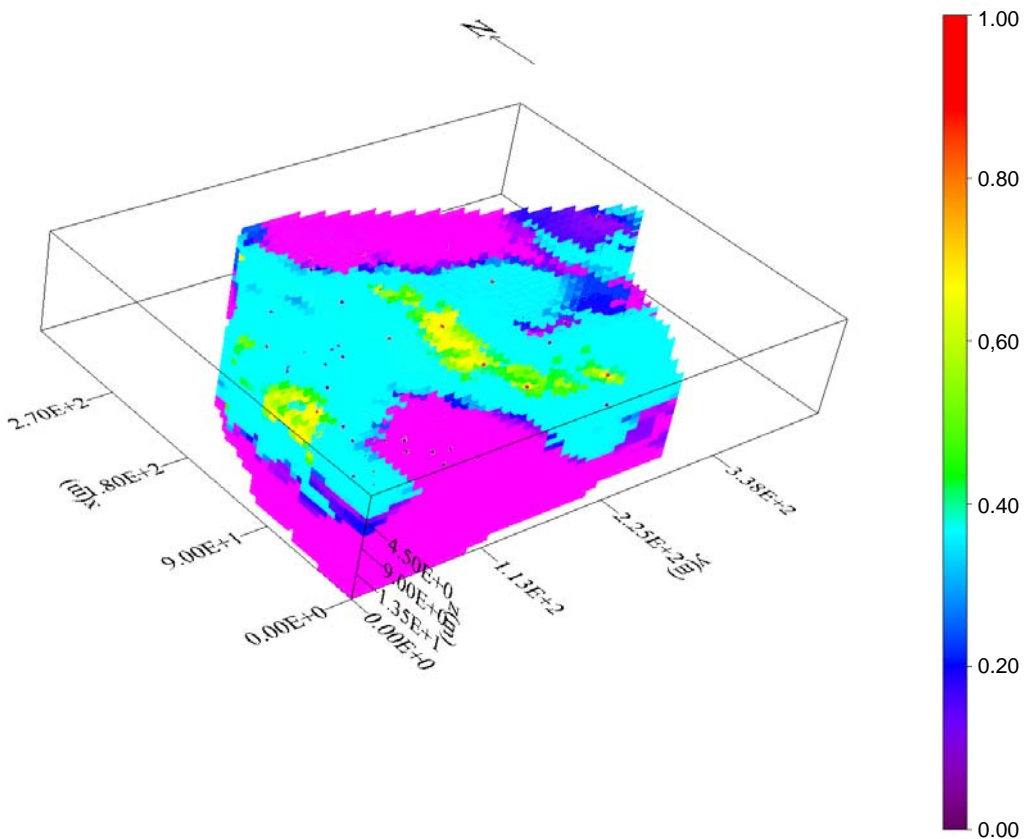


Kuva 19. SNV:n ja RISC-HUMAN -ohjelmalla laskettujen vihannesten (SNVI ja Risc Humanl) ja juurikasvien (SNVj ja RISC-HUMANj) arseeni- ja lyijypitoisuuksien vertailu esimerkkitapauksessa, jossa arseenin pitoisuus maaperässä oli 90 mg/kg ja lyijyn pitoisuus 200 mg/kg.

Vaikka ohjelmien altistuslaskennassa ei ole eroja, lopputulos esitetään eri tavoin. SNV:n ohjelmasta lopputuloksena saadaan hyväksyttävä pitoisuus maaperässä silloin, kun altistuminen tapahtuu kaikkien valittujen altistusreittien kautta, sekä hyväksyttävä pitoisuus silloin, kun altistuminen tapahtuu vain yhden reitin kautta. Lisäksi esitetään hyväksyttävä pitoisuus tausta-altistus huomioon ottaen. Hyväksyttävän pitoisuuden laskenta pohjautuu joko lapsen tai aikuisen altistumiseen sen mukaan, kumpi on merkittävämpi. RISC-HUMAN taas laskee altistuksesta aiheutuvan annoksen lapselle ja aikuiselle sekä koko eliniälle. Vertailutaulukossa verrataan ainoastaan koko eliniälle laskettua annosta hyväksyttävän annoksen viitearvoon. Ohjelmien periaatteellisten erojen vuoksi saman hyväksyttävän annoksen viitearvon käyttö ei tuota samaa tulosta. Koska SNV:n ohjelmassa lisäksi käytetään useille haihtumattomille aineille vertailuarvona hengitettävän pitoisuuden viitearvoa, jota muissa ohjelmissa ei ole, ohjelman viitearvojen muuttaminen vaikuttaa huomattavasti laskentatuloksiin. Siksi SNV:n ohjelmaa käytettäessä standardoituihin viitearvoihin perustuvaa laskentaa voi suositella vain haihtuville haitta-aineille.

6.4.4 Esimerkkejä SADA-ohjelmiston käytöstä

Useimmissa ohjelmissa haitta-ainepitoisuudet eri väliaineissa annetaan yhtenä lukuarvona. SADA-ohjelmistolla voidaan näytteenottotulosten perusteella arvioida haitta-aineen spatiaalinen jakautuminen maaperässä. Esimerkkinä tästä on kuvassa 20 laskettu todennäköisyyskartta sille, että lyijypitoisuus ylittää kynnyksarvon 60 mg/kg sekapilaantuneella tutkimusalueella. Alueella näytteenotto on ollut melko tasainen, mutta yleensä näytteenotto on keskittynyt eniten pilaantuneisiin alueisiin.



Kuva 20. Todennäköisyys sille, että lyijypitoisuus ylittää 60 mg/kg esimerkkikohteen maaperässä. Keltaisella värillä on esitetty suurin todennäköisyys ja violetilla värillä pienin. Pystysuunnassa mittakaava on kymmenkertainen.

6. Riskinarviointimallien arviointi esimerkkikohteissa

Paikallisista ominaisuuksista maaperän ominaisuudet vaikuttavat merkittävimmin riskinarvioinnin tuloksiin. Suomen kallioperä ja maaperä on hyvin heterogeenista, mistä johtuen niitä kuvaavat kaksiulotteiset kartat sekä kolmiulotteiset visualisoinnit sisältävät epävarmuutta. Vaikka esimerkkikohteessa maaperäkerrokset ovat suhteellisen jatkuvia, aina kun kaksi tunnettua maaperähavaintoa yhdistetään yhdeksi kerrokseksi mallinnuksessa, yhdistämiseen sisältyy epävarmuutta. Myös geologiset prosessit, joiden tuloksena maaperämme on syntynyt, ovat epäjatkuvia, meret ja järvet erikokoisia sekä tuulten ja aaltojen vaikutus vaihtelevaa. Vaikka pinnallisesti maaperä vaikuttaa hyvin homogeeniselta, pystysuunnassa maalajit vaihtelevat. Myös maaperään kohdistuvat kaivutyöt ja täyttömaiden lisääminen monimutkaistavat maaperän rakennetta.

7. Mallien vertailutulokset

7.1 Yleistä

Riskinarviointimallien tulosten vertailu ei sinällään anna tietoa siitä, kuinka ”oikein” jokin malli laskee. Mallien lähtöoletuksiin ja laskentakaavoihin perehtymällä voidaan arvioida sitä, miten malli pystyy ottamaan huomioon esimerkiksi kohteen maaperäolosuhteet, rakennusten ominaisuudet ja muut tarkasteltavien kohteiden altistumiseen vaikuttavat seikat. Malleja käytettäessä päädytään usein konservatiivisiin tuloksiin, koska sekä mallin tekijä että käyttäjä pyrkivät varmistamaan lopputuloksen turvallisuuden. Haitta-aineiden leviämisen ja kulkeutumislaskelmien tarkkuus paranee siirryttäessä yksinkertaisista malleista monimutkaisempiin. Yksinkertaisissa malleissa käytetään yleensä enemmän varmuuskertoimia kompensoimaan laskennan epätarkkuuksia.

Mallien tarkkuuden lisäksi tuloksiin vaikuttaa käytettävän lähtötiedon laatu. Monimutkaisten mallien käytön hyöty on rajallinen, jos laskennan lähtötiedot ovat epävarmoja. Siksi riskinarvioinnissa tulisi kiinnittää huomiota siihen, että ainakin riskinarvioinnin lopputulokseen merkittävimmin vaikuttavista ominaisuuksista on riittävästi mittauksiin perustuvaa tietoa. Kohteissa, joissa jo suuntaa antavalla mallinnuksella pystytään varmistamaan, että riskiä ei ole tai että kunnostus on välttämätöntä, ei ole tarvetta yhtä tarkkaan lähtötietoon kuin kohteissa, joissa ollaan lähellä riskirajaa. Oikeiden lähtötietojen lisäksi laskenta edellyttää käyttäjiltä tarkkuutta ja riittävää perehtyneisyyttä malleihin, jotta lopputulokseen vaikuttavat virheet ja väärinymmärrykset pystytään välttämään. Tässä tutkimuksessa tehdyissä mallien vertailuissa havaittiin, että käyttäjien välisiä eroja tuloksissa syntyi helposti, jos kaikista lähtöoletuksista ei sovittu yhteisesti.

Altistuksen ja kulkeutumisen laskentaperiaatteet on raportoitu käsiteltävien mallien osalta yleensä hyvin ohjelmien käyttöoppaissa ja/tai ohjelmiin sisäänrakennetuissa ohjeissa. Riskinarviointimallien laskentaperiaatteiden vaikutusta

7. Mallien vertailutulokset

haitta-aineiden pitoisuuksiin eri väliaineissa ja altistuksen seurauksena aiheutuvaan terveystriskiin on tarkasteltu kappaleessa 4 ja 5. VERIS-projektissa riskinarviointimalleja käytettiin kolmesta esimerkkikohteesta saadulla tutkimusaineistolla. Osa aineistoa on muutettu paremmin vertailutyöhön sopivaksi.

7.2 Mallien sisältämät parametrit ja niiden merkitys

7.2.1 Parametrien taustat

Tarkastelluissa riskinarviointimalleissa tarvittavia maaperä- ja altistusparametreja ja niiden oletusarvoja on koottu liitteisiin D ja E. Liitteissä on esitetty myös Suomen maaperän kynnys- ja ohjearvojen laskennassa käytetyt parametrien arvot (Reinikainen 2007). Liitteessä D maaperäparametreja on yhteensä 17. Eri riskinarviointimallien parametrien oletusarvot on koottu ohjelmien tietokannoista, ja ne on määritetty kuvaamaan joko tiettyä maankäyttöä tai maalajia. Liitteessä E on puolestaan esitetty Suomen maaperän ohjearvojen laskennassa käytetyt ja riskinarviointimalleissa tarvittavat altistuslaskentaa koskevat altistusparametrit. Näitä parametreja on yhteensä 18. Lukuun ottamatta muutamaa poikkeusta parametreille on annettu sekä aikuista että lasta koskeva oletusarvo. Lisäksi parametrien oletusarvot on luokiteltu maankäytön mukaan. RISC-mallissa on vielä tarkasteltu tyypillistä ja RME (maksimi) -altistusta.

7.2.2 Fysikaalis-kemialliset parametrit

Tarkasteltujen mallien fysikaalis-kemialliset parametrit perustuvat kansalliseen lähtöaineistoon. Parametrien arvoissa on huomattavia eroja. PIMA-asetuksen liitteessä esitettyjen ohjearvojen terveystriskitasojen laskennassa käytetyssä RISC-HUMAN-mallissa molekyylipaino (M), vesiliukoisuus (S), höyrynpaine (V_p), jakautumiskertoimet (K_p , K_{oc} , K_{ow}) ja biokertyvyystekijä (BCF) määräävät pääosin aineiden jakautumisen ja kulkeutumisen ympäristön eri osiin ja väliaineisiin (Reinikainen 2007). Käytetyt ainekohtaisten parametrien arvot vastaavat päivitetyn CSOIL-mallin oletusarvoja (Otte et al. 2001) lukuun ottamatta metallien maa-vesi-jakautumiskerrointa ja biokertyvyystekijää, joiden osalta käytettiin RISC-HUMAN-ohjelman oletusarvoja (Reinikainen 2007).

Ainekohtaisilla muuttujilla on usein hyvin suuri vaikutus laskennalliseen altistumiseen. Ohjearvot soveltuvat parhaiten suoraan pitoisuudesta riippuvien riskien arviointiin, kuten pilaantuneen maan syöntiin, ihon kautta tapahtuvaan altistumiseen

ja pölyn hengittämiseen. Esimerkiksi NICOLEn riskinarviointiohjelmien vertailussa näiden suorien altistusreittien algoritmien todettiin olevan samanlaisia eri ohjelmissa.

Kohdekohtaisissa riskinarvioinneissa suomalaisia maaperäolosuhteita edustavasti kuvaavien parametrien käyttö on suositeltavaa, ja erityisesti maa-vesijakautumiskertoimen ja biokertyvyystekijän arvot tulisi mahdollisuuksien mukaan määrittää aina tapauskohtaisesti (Reinikainen 2007). Maan ja veden välinen jakautumiskerroin K_d voidaan määrittää liukoisuuskokeiden avulla mutta myös vertaamalla mitattuja pitoisuuksia maassa ja pohjavedessä (Naturvårdsverket 2005b). Kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa happamuuden vaikutus metallien kulkeutumiseen ja biosaatavuuteen tulee arvioida erikseen.

7.2.3 Maaperäparametrit

Maaperää koskevat parametrien arvot ovat usein heterogeenisiä eli paikasta riippuvaisia jo pienessä mittakaavassa tarkasteltuna. Sen lisäksi ne voivat vaihdella suunnan mukaan eli olla anisotropisia. Tarkastelluissa riskinarviointimalleissa RISC-ohjelmaa lukuun ottamatta maaperä oletetaan tasalaatuiseksi.

Esimerkiksi vedenjohtavuuden vaihteluita ja keskimääräistämistä on tutkittu paljon. Tilanteessa, jossa maaperän eri kerrosten vedenjohtavuus vaihtelee voimakkaammin kuin vedenjohtavuuden vaihtelu kerroksen sisällä, keskimääräisen kerrosten suuntaisen vedenjohtavuuden laskennassa voidaan käyttää kerrosten paksuudella painotettua aritmeettista keskiarvoa ja vertikaalin, kerrosten suuntaan nähden kohtisuoran, keskimääräisen vedenjohtavuuden laskennassa kerrosten paksuudella painotettua harmonista keskiarvoa. Näin keskimääräistettynä vaakasuoraa vedenjohtavuutta dominoi johtavin kerros ja pystysuuntaista virtausta vähemmän johtava kerros. Tutkimuksissa on todettu myös, että vedenjohtavuusarvojen jakautuminen ei ole satunnaista, vaan lähellä olevat arvot korreloivat enemmän keskenään kuin kaukana toisistaan olevat arvot. (Domenico & Schwartz 1997.)

Tarkastelluista riskinarviointimalleista vain RISC-mallilla on mahdollisuus tehdä probalistista riskinarviointia, ja tällöinkin voidaan tarkastella vain altistusmuuttujien vaihtelun vaikutusta riskiin. Maaperämuuttujien osalta ulkomaisissa tutkimuksissa on todettu, että muun muassa huokoisuus on yleisemmin normaalijakautunut ja vedenjohtavuus lognormaalijakautunut.

Vajovesivyöhykkeen syvyys ei pysy vakiona vaan vaihtelee vuodenaikojen ja vuosien mukana pohjavedenpinnan korkeuden vaihdella. Vyöhyke kostuu ja

7. Mallien vertailutulokset

kuivuu, jäätyy ja sulaa, joutuu kasvuston juurten, maafaunan ja mikrobien sekä ihmisen toimenpiteiden muokkaamaksi. Maan ominaisuudet eivät näin ollen pysy vakiona vaan muuttuvat jatkuvasti (Vesiyhdistys ry. 1986). Vedenpidätyskäyrä kuvaa matrikkelipotentialin ja vesipitoisuuden välistä yhteyttä. Esimerkiksi RISC-ohjelmassa vesipitoisuus lasketaan van Genuchtenin vedenpidätyskäyrää käyttämällä. Kuusela-Lahtinen et al. (2002) ovat koonneet van Genuchtenin parametrien arvoja eri maalajeille.

Kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa orgaanisten aineiden liikkuvuuteen vaikuttaa orgaanisen hiilen määrä maassa. Orgaanisten aineiden sitoutuminen maahan on osoitettu riippuvan lähes lineaarisesti maaperän orgaanisen hiilen määrästä. Alhaisilla orgaanisen hiilen pitoisuuksilla maassa (0,1–0,5 %) voivat maaperän muut ainesosat tulla merkityksellisiksi, esimerkiksi savimineraalit. Tällöin haitta-aineiden kiinnittymistä tapahtuu hyvin alhaisillakin orgaanisen aineen pitoisuuksilla. Tätä ei tarkastella SNV:n mallissa. Korkeilla orgaanisen aineen pitoisuuksilla (15–20 %) voi pidättyminen poiketa lineaarisesta riippuvuudesta orgaanisen aineen kanssa. SNV:n mallissa on siten voimassa orgaanisen aineen pitoisuus välillä 0,5–15 % (Naturvårdsverket 2005b). Suomessa riskitasojen laskennassa on käytetty arvoa 1 % (Reinikainen 2007).

Orgaanisen hiilen määrä on näin ollen orgaanisten haitta-aineiden fugasiteettilaskuissa tärkeä parametri. Esimerkiksi RISC-HUMAN-mallissa haitta-aineen jakautuminen maaperäfaaseihin (ilma, vesi, maaperä) perustuu Mackayn ja Petersonin fugasiteettiteoriaan (Mackay et al. 1985), jonka mukaan saadaan määritettyä fugasiteettikerroin eri faaseille. Fugasiteettikertoimien ja faasien tilavuusosuuksien avulla saadaan laskettua haitta-aineen massaosuudet. Haitta-aineen ominaisuuksien, maaperätietojen ja eri faaseissa olevien haitta-aineen massaosuuksien avulla lasketaan pitoisuudet eri faaseissa.

7.2.4 Toksikologiset parametrit

Ei-syöpävaarallisille haitta-aineiden annoksille on määritetty toksikologisten vaikutusten perusteella ns. kynnysarvoja, joita pienemmät annokset eivät aiheuta haitallisia vaikutuksia. Kynnysarvot on määritetty altistusreittikohtaisesti. Syöpävaarallisten aineiden kohdalla käytetään lineaarisia ekstrapolointimalleja, joissa syöpäriskin oletetaan kasvavan lineaarisesti annoksen mukaan. Näistä malleista määritetään yksikkösyöpäriski eli lineaarisen annos–vaste-kuvaajan kulmakerroin. Yksikkösyöpäriskin ja hyväksytyyn syöpäriskin avulla voidaan laskea sallittu altistusarvo eli referenssiannos. Referenssiannos määritetään altistusreittikohtaisesti.

7.2.5 Altistusparametrit ja niiden merkitys

Yhteenveto tarkasteltujen mallien altistusparametreista on esitetty liitteessä E. Tarkasteltavien altistusparametrien merkitys on suurin silloin, kun ne vaikuttavat kohteessa tärkeän altistusreitin kautta altistuksen kokonaisuuteen. Jos kohteessa on mahdollisuus altistua itse viljeltyjen kasvien merkittävän ravintokäytön kautta, sen osuus kokonaisaltistuksesta on suuri useille metalleille ja haihtumattomille orgaanisille aineille. Merkittäviä altistusparametreja ovat tällöin juuresten ja vihannesten kokonaiskulutus, pilaantuneella maalla viljeltyjen kasvien osuus kokonaisaltistuksesta, kehon paino sekä mallin laskema haitta-aineen pitoisuus kasvin syötävässä osassa. Osalle metalleista sekä alueilla, joilla mahdollisuutta kasvien viljelyyn ei ole, maansyönti on mallien oletustilanteessa tärkein altistusreitti haihtumattomille aineille (nielty maan määrä, altistustiheys ja kehon paino). Haihtuville aineille taas sisäilman hengityksen osuus kokonaisaltistuksesta on sitä suurempi, mitä haihtuvampi aine on. Merkittäviä altistusparametreja ovat muun muassa altistumisaika sisäilmalle, hengitetyn sisäilman määrä sekä kehon paino. Muiden reittien merkitys kasvaa, mikäli yksi tai useampi merkittävimmistä altistusreiteistä on kohteessa joko kokonaan tai osittain suljettu.

7.3 Kulkeutumisen laskenta

Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen laskentaa eri riskinarviointimalleilla tarkasteltiin esimerkikohteista saadun aineiston avulla. Ensimmäisenä kohteena oli öljyhiilivedyillä pilaantunut jakeluasemakohde, jonka avulla selvitettiin öljyhiilivetyjen kulkeutumista ulkoilmaan, sisäilmaan, pohjaveteen sekä suoraa altistumista maansyönnin ja ihokosketuksen kautta. Toisena esimerkikohteena oli klooratuilla orgaanisilla aineilla pilaantunut vanha kaatopaikka, jonka tutkimusaineistoa käsiteltiin myös ConSim-kulkeutumismallilla, koska tässä kohteessa merkittävin riski kohdistui pohjaveteen. Kolmantena esimerkikohteena oli useilla haitta-aineilla pilaantunut alue.

Esimerkkikohteissa tarkasteltavien haitta-aineiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet muunnettiin eri riskinarviointiohjelmille yhteneväksi. Tämän jälkeen voitiin todeta, että jakautuminen eri faasien välille lasketaan eri malleilla samalla tavalla.

BTEX-yhdisteille ulkoilman pitoisuudet laskettiin RISC-HUMANilla, SOI-LIRISKillä ja SNV:n ohjelmalla samalle tasolle. RISCillä saatiin muihin malleihin verrattuna hieman alhaisempia pitoisuuksia, mutta erot olivat alle yhden

7. Mallien vertailutulokset

suuruusluokan. PCE:n kohdalla ulkoilman pitoisuutta arvioitiin SNV- ja RISC-ohjelmalla. RISCillä saatiin vähän korkeimpia pitoisuuksia, erot olivat tässäkin tapauksessa alle yhden suuruusluokan.

Sisäilma-altistuksen osalta malleissa käytettiin Johnson & Ettinger -algoritmia, jonka sovelluksissa oli kuitenkin eroja. Suurin ero on, että muun muassa RISC ja RBCA mallintavat sekä diffuusio- että advektiomekanismeilla sementin halkeamien kautta sisäilmaan kulkeutuvan haitta-ainemäärän, kun taas RISC-HUMANissa haitta-ainepitoisuus mallinnetaan diffuusion perusteella. RISCissä käytetään sisäilman hengitykselle keuhkoretentiokerrointa 0,75. Muissa tarkastelluissa malleissa käytettiin retentiokerrointa ainoastaan hengitettävälle pölylle. Eri riskinarviointimallien sisäilman pitoisuuden laskennan lähtöparametrit eivät ole täysin yhteneviä. SNV:n mallissa ja SOILIRISKissä määritetään alapohjasta tuleva korvausilman määrä ja RISC-HUMANissa ja RISCissä joko maanvarainen kellariperustus tai tuuletettava ryömintätilainen perustus. Käyttämällä huoltoasemakohteen lähtötietoja, samaa korvausilman määrää SNV:n mallissa ja SOILIRISKissä sekä RISC-HUMANissa maanvaraista kellariperustusta saatiin lasketut sisäilman pitoisuudet samalle tasolle. Sisäilman pitoisuutta tarkasteltiin myös teollisuuskohteen PAH-yhdisteille. Tällöin SNV-mallilla ja SOILIRISKillä saatiin samansuuruiset arvot. RISC-HUMAN korvaa sisäilmapitoisuuden ulkoilman pitoisuudella, mikäli ulkoilman pitoisuus on suurempi. Näin kävi tässäkin tapauksessa.

RISCissä käytetty pohjavesikulkeutumisen arviointimenettely poikkeaa joiltakin osin esimerkiksi RBCA-mallista, jota taas on käytetty pohjana tässä tutkimuksessa yhtenä vaihtoehtoisena mallina tarkasteltavan SOILIRISKin kehitystyössä. Kulkeutumismalli perustuu myös molemmissa ohjelmissa yksidimensionaaliseen advektioon ja kolmidimensionaaliseen dispersioon. RISCillä lasketut pitoisuudet tarkkailupisteessä ovat kuitenkin yleensä pienempiä kuin vastaavat RBCA-mallin pitoisuudet – muun muassa siksi, että RISCissä käytetään semianalyttistä dispersiomallin ratkaisua. Eroja on myös tarkkailukohteen määrittelyssä ja kyllästyneessä vyöhykkeessä olevan lähteen mallinnuksessa. RISCissä lähdealueessa pitoisuus oletetaan vähenevän haihtumisen johdosta. Pohjavesimallinnuksen erot vaihtelivat eri esimerkkitapauksissa. BTEX-yhdisteille käytettiin pohjavesimallinnukseen SNV:n mallia, SOILIRISKiä, RISCiä. Laskennan erot näkyivät kohteen pohjavedessä ja pohjavesikulkeutumisen seurauksena pitoisuuksissa laskentakairoissa. Korkeimmat pitoisuudet saatiin SNV:n mallilla ja alhaisimmat RISCillä, varsinkin pohjavesivyöhykkeessä RISCillä lasketut pitoisuudet olivat erittäin alhaisia verrattuna muilla malleilla arvioituihin pitoi-

suuksiin. Myös kaatopaikkakohteessa PCE:n pitoisuuspohjavedessä laskettiin RISCillä alhaisemmaksi kuin SNV:llä. Näiden lisäksi tässä kohteessa käytettiin ConSim-mallia. ConSim-mallilla ja SNV:n mallilla saatiin samaa suuruusluokkaa olevia pitoisuuksia, jotka vastasivat parhaiten pohjavesiputkista otetuista näytteistä määritettyjä pitoisuuksia. SNV:n mallilla lasketut pitoisuudet laskivat etäisyyden suhteen nopeammin ConSim-mallilla, koska SNV:n mallin pitoisuuslaskennassa ei oteta huomioon haitta-aineen pidättymistä (hidastumista). ConSim-mallin tuloksia pyrittiin kalibroimaan suurentamalla dispersiota, mutta suuremmalla mahdollisella dispersioarvollaakaan ei saatu etäisyyden suhteen lasketua pitoisuutta vastaamaan mitattuja pitoisuuksia. Sekapilaantuneen teollisuuskohteen tapauksessa SNV:n mallilla ja SOILIRISKillä pohjaveden pitoisuuksissa havaittiin pieniä eroja.

7.4 Terveysriskin arviointi

Mallit eroavat toisistaan altistusparametrien, altistusskenaarioiden ja riskilaskennan osalta.

RISC-mallilla voidaan laskea syöpäriski ja vaaraindeksi (riskiluku). Syöpäriski ja vaaraindeksi voidaan tulostaa kemikaalikohtaisesti tai altistusreitikohtaisesti esitettynä. Lisäksi pystytään tulostamaan riskiperustaiset sallitut enimmäispitoisuudet, syöttö- ja tulospaikkiraportti, joka sisältää mallinnuksen lähtö- ja tulostietoja. Mallinnuksen tulokset maaperän sekä pohja- ja pintavesien haitta-aineiden pitoisuuksien kehityksestä ajan funktiona voidaan esittää myös kuvaajina. Vaihtoehtoisia altistusskenaarioita ovat asuinalue, työpaikka ja satunnaisesti kohteessa oleskeleva. Lisäksi kussakin tapauksessa voidaan valita tavanomainen altistuminen tai oletettavissa oleva maksimialtistus. Kaikkia skenaarioita voi muokata kohteeseen soveltuviksi. Syöpäriskitaso arvioidaan slope factorin avulla. RfD-arvon pohjana olevat toksisuustiedot perustuvat BP Oilin sisäiseen raporttiin, jonka lähtökohtana ovat U.S.EPA:n Region 9 -raportti. Siihen toksisuustiedot on koottu ensisijassa EPA:n IRIS-tietokannasta sekä tarvittaessa muista EPA:n aineistoista. RISC-mallissa voidaan myös valita altistustiheys altistukselle maaperän kautta, pohjaveden kautta sekä sisä- tai ulkoilman kautta. Malli ei laske sisä- ja ulkoilma-altistusta samanaikaisesti. Lisäksi sisä- tai ulkoilmalle voidaan valita päivittäinen altistuksen kesto.

SOILIRISKissä tulokset esitetään prosentteina kohteelle lasketusta riskiperustaisesta sallitusta enimmäispitoisuudesta. Syöpäriskiä ja vaaraindeksiä tarkastellaan erikseen. Sallitut enimmäispitoisuudet esitetään ns. tavoitepitoisuudet-

7. Mallien vertailutulokset

taulukossa erikseen maaperälle sekä muille väliaineille. Lisäksi malli sisältää taulukon, josta voidaan nähdä haitta-aineiden pitoisuudet eri väliaineissa. Mallissa on asuinalue- ja työpaikka-alue -skenaariot, joita voi muokata tarpeen mukaan. Syöpäriskin vertailussa lasketaan kaikkien tarkasteltavien syöpävaarallisten aineiden syöpäriskitasot yhteen. Hyväksyttävän syöpäriskin taso on SOILIRISKissä asuinalueella 1×10^{-5} ja teollisuusalueilla 1×10^{-4} . Ei-syöpävaarallisten aineiden riskitasot lasketaan yhteen, jos vaikutuskohde on sama. SOILIRISKissä aikuisen altistumisaajan oletusarvo 24 vuotta. Keskiarvoistusaika syöpävaarallisille aineille määriteltä 70 vuodeksi; ei-syöpävaarallisilla aineilla se on sama kuin altistumisaika. Eri altistumisreiteille ei voi määrittellä erilaisia altistumistiheyksiä. Päivittäinen altistusaika ulko- ja sisäilmalle on valittavissa. Huomionarvoista on, että SOILIRISK-lapsen tai aikuisen altistusta ei voi valita nollassi, jos haluaa käyttää asuinaluemallia mutta laskea altistuksen ja hyväksyttävät tasot vain jommallekummalle.

SNV:n mallissa lopputuloksena esitetään ihmisen altistumiseen sekä maa- ja vesiympäristön altistumiseen perustuvat ohjearvot, joista valitaan pienin. Ihmisen altistumisen ohjearvo lasketaan eri altistumisreiteille esitettyjen ohjearvojen perusteella. Mallissa ei ole erillistä lisäsyöpäriskin arviointia. Mallissa on kaksi maankäyttöskenaariota, herkkä (KM) ja vähemmän herkkä (MKM) maankäyttö, joita voi muokata jonkin verran. SNV:n mallissa ei ole erikseen syöpävaarallisia ja muita yhdisteitä, vaan kaikille valitaan sama altistuksen kesto. Jos altistus koskee vain ulkoilmaa, mallista ei voi valita päivittäistä altistusaikaa vaan on valittava mallin oletusarvot. Jos altistutaan sekä sisä- että ulkoilmalle, sisäilma-oleskelun prosenttiosuus voidaan valita. Kullekin altistusreitille on mahdollista valita altistumistiheys (d/a) erikseen.

RISC-HUMANissa altistusta kullekin haitta-aineelle verrataan RfD-arvoon. Lisäksi mallissa esitetään ulkoilman, sisäilman ja juomaveden pitoisuuden hyväksyttävät tasot, joihin kohteen vastaavia pitoisuuksia verrataan. Taustapitoisuutta ei oteta huomioon laskelmissa, mutta taulukossa esitetään erikseen taustaltistusarvo, joka voidaan huomioida tuloksia arvioitaessa. Hyväksyttävä taso lisäsyöpäriskille on 1×10^{-4} . Muille aineille RfD-arvot perustuvat hollantilaisen RVIM:n raportissa esitettyihin hyväksyttäviin päivittäissaanteihin. RISC-HUMANissa on monipuolisimmat altistusaajan valintamahdollisuudet. Altistumistiheys ja altistumisaika voidaan valita erikseen ihokosketukselle sisällä (ohjelma valitsee saman ajan sisäilman hengitykselle) sekä ihokosketukselle ja hengitykselle ulkona, erikseen talvi- ja kesäaikana sekä työ- ja vapaa-aikana. Lisäksi mallissa voidaan määrittellä päivittäinen ja vuosittainen nukkuma-aika alueella.

Kaikki aikavalinnat tehdään erikseen aikuiselle ja lapselle, joille voidaan lisäksi valita myös maansyönnin altistumistiheys. Eri altistusreittien osuudet kunkin haitta-aineen aiheuttamasta kokonaisaltistuksesta esitetään ohjelmassa piirakkakuvioiden ja altistustaulukkona. Välituloksina voidaan saada haitta-aineiden pitoisuudet eri väliaineissa. RISC-HUMANissa on vain yksi perusskenaario, asuinalue. Siitä voidaan altistusreittien ja -parametrien valinnoilla muokata kulloisesakin tapauksessa tarvittava altistusskenaario

Käsiteltävistä riskinarviointimalleista vain RISCillä on mahdollisuus probabilistiseen riskitarkasteluun. Tällöin voidaan tarkastella altistusparametrien arvojen vaihtelun vaikutusta riskiin.

SNV:n mallilla ja SOILIRISKillä havainnollistettiin ohjelmien oletusarvoina olevien vertailutasojen vaikutusta PAH-yhdisteiden hyväksyttäviin pitoisuustasoihin. Merkittävänä syynä laskettuihin suuriin hyväksyttävän tason eroihin ovat SNV:n ohjelmassa käytettävät fluoranteenin ja bentso(a)pyreenin päivittäisen annoksen ja hengitysilma-altistuksen vertailutasot, jotka ovat tiukempia kuin muissa ohjelmissa.

7.5 Ekologinen riskinarviointi

Pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa yleisimmin käytetyt mallit kohdistuvat pääasiassa terveystarkasteluun, ja ekotoksikologisen riskin arviointi joko puuttuu näistä kokonaan tai on mukana yksinkertaistetussa muodossa tai kvalitatiivisesti. Käsiteltävistä malleista SNV:n mallilla voidaan tarkastella ekologista riskiä. Mallin haitta-ainekohtaisessa tietokannassa on tietoa pitoisuuksista, jotka aiheuttavat ekologisia vaikutuksia maaympäristössä. RISC-malli sisältää ekologisen riskinarviointiosuuden, jossa kuitenkin voidaan nykyisin arvioida vain pohjaveden ja sedimentin pitoisuudet. Ohjelman ohjekirjan mukaan malliin on jatkossa tulossa maaperän ja vesistöjen ekologisten ravintoketjujen mallinnus. Mallien antamia pitoisuusennusteita voidaan kuitenkin hyödyntää myös ekotoksikologisessa arvioinnissa vertaamalla näitä ekotoksikologisiin ohjearvioihin tai saatavilla oleviin aineiden ekotoksisuustietoihin. Koska ekotoksisuustiedot ovat kuitenkin mittaustietojen puutteellisuuden vuoksi usein karkeita arvioita todellisille altistuksen aiheuttamille vaikutuksille, kohdekohtainen ekotoksikologinen testaus voi olla perusteltua. Testauksen etuihin kuuluu, että se mittaa altistuksen todellista vaikutusta ja ottaa huomioon yhteisvaikutukset, analyysien ulkopuolelle jäävät tuntemattomat aineet sekä aineiden olomuodon ja sitoutumistaipumuksen. Esimerkkinä mainittakoon maa-ainekseen inerttiin muotoon sitoutuvat metallit,

7. Mallien vertailutulokset

joiden kemiallisesti analysoituvan kokonaispitoisuuden perusteella riski voidaan monissa tapauksissa huomattavasti yliarvioida. Käytännön rajoituksena saattaa olla toistaiseksi testauslaboratorioiden vähäisyys Suomessa.

8. Epävarmuus

8.1 Epävarmuuden arviointi

Ympäristöministeriön ohje (2007) edellyttää epävarmuuden arviointia jo perusarviointivaiheessa. Riskinarvioon liittyy epävarmuutta pääasiassa kahdella tavalla:

1. arviointiin käytettävien muuttujien kuten maaperän ominaisuuksien ja haitta-ainepitoisuuksien suhteen
2. altistureittien ja laskentamallien suhteen eli kuinka hyvin käytetty riskinarviointimalli kuvaa haitta-aineen kulkeutumista ja vaikutuksia ympäristöön sekä ihmisen terveyteen.

Luvussa 8.2 käsitellään käsiteltyihin riskinarviointiohjelmiin syötettävien tietojen epävarmuutta. Altistusreittien ja kulkeutumismallien eroavuuksia on käsitelty riskinarvio-ohjelmistojen käsittelyn yhteydessä. Yksinkertaisiin ja yleisesti käytettyihin riskinarviointiohjelmistoihin syötetään yleensä yksi luku, joka edustaa muuttujaa. Ohjelmat eivät käsittele muuttujiin liittyvää epävarmuutta tilastollisesti tai muulla tavoin, kuten esimerkiksi sumean logiikan keinoin. Epävarmuus voidaan käsitellä seuraavilla tavoilla:

1. Intervallianalyysillä: mallinnetaan jokainen huonosti tunnettu parametri käyttäen intervallia, jolla välillä parametrin arvot ovat. Saadaan paras ja huonoin tapaus (arvo), joiden perusteella saadaan parametrin vaihtelun aiheuttama vaikutus riskiin.
2. Todennäköisyyteen perustuvilla menetelmillä: Huonosti tunnetut muuttajat mallinnetaan käyttäen todennäköisyysjakaumia. Tutkittava suure saadaan satunnaismuuttujana, jonka jakauma lasketaan Monte Carlo -simuloinnilla, indikaattorikrigillä tai geostatistisella simuloinnilla. Tämän jälkeen voidaan laskea todennäköisyys esimerkiksi sille, että pitoisuus

8. Epävarmuus

ylittää sallitun raja-arvon tietyssä pisteessä. Näin saadaan jokaiselle pisteelle paikallinen todennäköisyysjakauma, jonka avulla voidaan löytää myös arvot, jotka edustavat muuttujaa parhaiten. Muuttujan maksimiarvona voidaan käyttää arvoa, jota pienempiä 95 % arvoista on tilastollisen mallin perusteella. Miniarvo päätellään vastaavasti. Tätä tulosta on vaikea yhdistää tässä raportissa käsiteltyihin riskinarviomenetelmiin, ja sen vuoksi raportissa on kuvattu SADA-ohjelmisto vain lyhyesti.

3. Asiantuntijatiedon avulla sumean logiikan menetelmillä: esimerkkinä British Geological Surveyn lähestymistapa (http://www.bgs.ac.uk/science/3Dmodelling/docs/DGSM_Final.pdf), jossa asiantuntija (geologi) voi määrittellä kairansydänten välille mallinnetun geologisen jatkuvuuden luotettavuutta. Toisaalta muodostuman heterogeenisuus arvioidaan stokastisesti. Yhdistämällä edellä kuvatut epävarmuustekijät mittauservojen virheisiin on mahdollista ilmaista geologisen kartan tai mallin luotettavuus. Prosessi on kuitenkin monimutkainen ja edellyttää usean eri erikoisalan hallintaa. Tämänkaltainen epävarmuuden hallinta on vasta ideatasolla eikä sisälly tarjolla oleviin riskinarvio-ohjelmiin.

Liitteissä D ja E on esitetty riskinarviointimalleissa tarvittavat maaperää ja altistusta koskevat parametrit ja niiden oletusarvot. Paikallisissa olosuhteissa suuri merkitys on ilmasto-olosuhteilla, kuten tuulennopeudella, jonka määrittämiseen liittyy luonnollisesti epävarmuutta ja virheitä. Suurin merkitys on kuitenkin maaperän ominaisuuksilla. Sekä Suomen kallioperä että maaperä ovat hyvin heterogeenisiä, mistä johtuen niitä kuvaavat kaksiulotteiset kartat sekä kolmiulotteiset visualisoinnit sisältävät epävarmuutta. Aina, kun kahden pisteen väliin arvioidaan eri kerrosten jatkuvuutta, arvaukseen sisältyy luonnollisesti epävarmuutta. Myös geologiset prosessit, joiden tuloksena maaperämme on syntynyt, ovat epäjatkuvia, meret ja järvet erikokoisia sekä tuulten ja aaltojen vaikutus vaihtelevaa.

Geologisen tiedon epävarmuuden määrittämisessä pääongelmana on se, että ei ole olemassa numeerista mittaustietoa, vaan tieto on saatu asiantuntijan päättelyn lopputuloksena. Jo maaperä- tai kallioperäpaljastuman luokittelu saattaa vaihdella havaintijasta riippuen. Vaikka kyse ei ole suurista eroista, tämä saattaa tuntua asiaa tuntemattomasta hämmäntävältä. Geologiaan liittyvät epävarmuudet voidaan jakaa seuraavasti:

- maa- ja kallioperän luonnolliseen vaihteluun aiheutuva epävarmuus

- inhimillisistä virheistä aiheutuva epävarmuus
- eri tutkimusvaiheisiin liittyvä epävarmuus (mm. mittaukset ja havainnointi)
- näytteenoton edustavuudesta, näytteiden sijainnista toistensa suhteen, näyteen tiheydestä ja näytteiden koosta johtuva epävarmuus.

8.2 Herkkyystarkastelujen tulokset

Käsiteltävien riskinarviointimallien ja kulkeutumismallin (ConSim) epävarmuus- ja herkkyystarkasteluja on tehty aikaisemmissa selvityksissä. Tässä kootaan yhteen niistä saatuja tuloksia.

VERIS-projektin yhteydessä tehtyjen herkkyystarkastelujen tuloksia on osin käyty aikaisemmin tekstissä läpi. RISC-mallin osalta tehtiin yksityiskohtaisempaa tarkastelua etenkin vajovesivyoähykettä ja pohjavesivyoähykettä koskevien parametrien vaikutuksesta pohjaveden pitoisuuteen. Lisäksi tarkasteltiin pilaantuneen alueen tai lähteen dimensioiden vaikutusta pohjaveden pitoisuuteen.

8.2.1 RISC-HUMAN

Orgaanisille yhdisteille merkittäviä ominaisuuksia ovat erityisesti maa-aineksen orgaanisen hiilen pitoisuus sekä maaperän huokoisuus ja läpäisevyys ym. maaperäominaisuudet. Ulkoilman kautta tulevan altistuksen arvioinnissa merkittävin vaikuttava tekijä on maanpinnan tasaisuus ja sisäilman kautta tulevan altistuksen arvioinnissa muun muassa ilmanvaihtonopeus sekä sisäilman ja ryömintätilan välinen paine-ero. Lisäksi tulee tarkastaa, että tarkasteltaville haitta-aineille ohjelman tietokannassa määritellyt ominaisuudet vastaavat kohdemaassa käytettäviä tietoja. (Environment Agency 2003b.)

8.2.2 RISC

RISC-mallin parametrien herkkyystarkastelua tehtiin menetelmällä, jossa muutetaan yhden parametrin arvoa kerrallaan ja kirjataan ylös muutoksen vaikutus mallin antamaan tulokseen. Herkkyyskerroin laskettiin kaavalla

$$S = \frac{Y(p+\Delta p) - Y(p)}{\left(\frac{\Delta p}{p}\right)},$$

8. Epävarmuus

jossa Y on mallin antama tulos parametrin, p , arvolla ja Δp parametrin muutos.

Laskennassa tarkasteltiin vajovesivyöhykettä ja pohjavesivyöhykettä koskevia maaperäparametreja sekä pilaantuneen alueen tai lähteen dimensioiden vaikutusta pohjaveden pitoisuuteen vanhan kaatopaikkakohteen tapauksessa. Tarkasteltava haitta-aine oli tetrakloorieteeni ja maaperä hiekka. Taulukkoon 15 on koottu vajovesivyöhykkeen parametrien alkuarvo sekä arvon 10 % muutoksella ja kaavalla lasketut herkkyyskertoimet suuruusjärjestyksessä. Taulukon 15 mukaan merkittävimmät parametrit ovat orgaanisen hiilen määrä, huokoisuus, vajovesivyöhykkeen paksuus, van Genuchten parametri, imeytyvän veden määrä ja vedenjohtavuus. Vähiten merkitystä on veden jäännöspitoisuudella ja maa-aineksen tiheydellä.

Taulukko 15. RISC-ohjelmassa vajovesivyöhykkeen maaperäparametrien herkkyyskertoimet.

Maaperäparametri	Alkuarvo	Laatu	Herkkyyskerroin S
Orgaanisen aineen pitoisuus	0,01	-	-2,00E-03
Huokoisuus	0,44	-	-1,80E-03
Vajovesivyöhykkeen paksuus	6,66	m	-1,50E-03
Van Genuchten parametri	1,68	-	-1,30E-03
Imeytyvän veden määrä	36,0	cm/year	1,30E-03
Vedenjohtavuus	21,6	m/day	1,00E-03
Veden jäännöspitoisuus	0,05	-	5,00E-04
Maa-aineksen tiheys	1,7	g/cm ³	1,00E-04

Taulukkoihin 16 ja 17 on koottu puolestaan pohjavesivyöhykkeen parametrien alkuarvo ja arvon 10 % muutoksella ja kaavalla lasketut herkkyyskertoimet suuruusjärjestyksessä. Taulukkojen mukaan merkittävimmät parametrit ovat vedenjohtavuus ja hydraulinen gradientti. Vähiten merkitystä on huokoisuudella ja lyhyellä matkalla dispersiivisyyden muutos ei vaikuttanut lainkaan tulokseen. Sen sijaan pidemmällä tarkastelumatkalla pitkäisellä dispersiivisyydellä on vähäistä vaikutusta tulokseen.

Taulukko 16. RISC-ohjelmassa pohjavesivyöhykkeen maaperäparametrien herkkyyserkkeit, kun tarkasteltiin pitoisuutta 10 metrin päässä kaatopaikasta.

Maaperäparametri	Alkuarvo	Laatu	Herkkyyskerroin S
Vedenjohtavuus	43,2	m/day	3,70E-04
Hydraulinen gradientti	0,00146	-	3,70E-04
Orgaanisen aineen pitoisuus	0,01	-	-3,30E-04
Maa-aineksen tiheys	1,7	g/cm ³	-3,30E-04
Huokoisuus	0,25	-	-2,00E-05
Pitkittäinen dispersiivisyys	1	m	0,0
Poikittainen dispersiivisyys	0,1	m	0,0

Taulukko 17. RISC-ohjelmassa pohjavesivyöhykkeen maaperäparametrien herkkyyserkkeit, kun tarkasteltiin pitoisuutta 200 metrin päässä kaatopaikasta.

Maaperäparametri	Alkuarvo	Laatu	Herkkyyskerroin S
Vedenjohtavuus	43,2	m/day	1,10E-07
Hydraulinen gradientti	0,00146	-	1,10E-07
Orgaanisen aineen pitoisuus	0,01	-	-4,95E-09
Maa-aineksen tiheys	1,7	g/cm ³	-4,95E-09
Pitkittäinen dispersiivisyys	1	m	3,54E-09
Huokoisuus	0,25	-	-6,60E-10
Poikittainen dispersiivisyys	0,1	m	5,00E-11

Environment Agencyn (2003a) mukaan laskelmien lopputuloksen kannalta lähtötiedoista merkittävimpiä ovat muun muassa seuraavat:

- kulkeutumismallin valinta
- maaperäominaisuuksista mm. orgaanisen aineksen osuus, huokoisuus ja vesipitoisuus

8. Epävarmuus

- hajoamisnopeuden arviointiin vaikuttavat tekijät, kuten happipitoisuus ja hajoamisaika
- suotautumisnopeus arvioitaessa kulkeutumista maaperästä pohjaveteen
- parametrit, joiden perusteella arvioidaan kulkeutuminen sisäilmaan (ilma-vaihtonopeus, rakojen osuus, paine-ero)
- altistuvan henkilötyypin tai altistuksen toistuvuuteen ja kestoon vaikuttavien parametrien valinta.

8.2.3 SOILIRISK

SOILIRISK-ohjelmasta on tullut uusi versio SOILIRISK 2.0 vuoden 2007 aikana. Uudelle versiolle ei ole tehty parametrien herkkyystarkastelua. Käytettävissä oli aikaisemmalle versiolle tehdyt herkkyystarkastelujen tulokset. Öljyalan palvelukeskus (2003) mukaan herkkyystarkastelu tehtiin Crystal Ball 4.0 -ohjelmalla järjestyskorrelaatiokertoimen määrittämiseen perustuvalla menetelmällä. Selvityksessä tarkasteltiin erikseen alifaattisia hiilivetyjä C12–C16, aromaattisia hiilivetyjä C12–C16, bentseeniä ja bentso(a)pyreeniä. Lisäksi eroteltiin toisistaan eri kulkeutumis- ja altistusreitit. Kullekin laskentaparametrille määritettiin tasaja-kaumaa noudattava tyypillinen vaihtelualue.

Öljyalan palvelukeskuksen (2003) tekemän herkkyystarkastelun mukaan pintamaalle altistumiseen vaikuttaa eniten pilaantuneen alueen leveys vallitsevan tuulen tai pohjaveden virtauksen suunnassa alifaattisille ja aromaattisille yhdisteille. Altistumisen kesto ja tiheys olivat merkityksellisiä bentso(a)pyreenille. Naturvårdsverketin (2005b) mukaan yli 0,5 olevat järjestyskorrelaatiokertoimen arvot ovat merkityksellisiä. Pohjamaasta sisäilmaan kulkeutumiseen ja sisäilmalle altistumiseen vaikuttaa kaikissa haitta-aineissa rakennuksen ilmanvaihtokerroin. Orgaanisen hiilen määrällä oli merkitystä aromaattien ja bentso(a)pyreenin kohdalla. Aromaattien ja alifaattisten haitta-aineiden osalta tulokseen vaikuttaa vesipitoisuus vajovesivyyhykkeessä ja bentseenin tapauksessa pilaantuneen pohjamaakerroksen paksuus. Tarkasteltaessa kulkeutumista pohjamaasta pohjaveteen ja altistumista pohjavedelle merkittävin tuloksiin vaikuttava parametri oli orgaanisen hiilen määrä, maaperän vedenjohtavuus pohjavesivyyhykkeessä ja pilaantuneen alueen leveys vallitsevan tuulen tai pohjaveden virtauksen suunnassa.

8.2.4 SNV:n malli

Naturvårdsverket (2005b) on tehnyt SNV:n mallille herkkyystarkastelun yhtenä osana epävarmuustarkastelua, jossa tarkasteltiin parametrien arvojen vaihtelun vaikutusta kokonaisepävarmuuteen. Epävarmuustarkastelussa käytettiin Monte Carlo -analyysia. Monte Carlo -analyysissa luodaan satunnaisesti lukuisia realisaatioita stokastisista parametreista eli mallin niistä parametreista, joille on määritetty tilastolliset jakaumat. Parametrien realisaatioita käytetään mallissa ja mallin tulokset esitetään todennäköisyysfunktiona, josta voidaan arvioida kokonaisepävarmuutta. Herkkyystarkastelussa tutkittiin tarkemmin laskennallisesti eri parametrien korrelaatiota mallin tuloksen kanssa. Tarkastelussa käytettiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokerrointa (Satelli et al. 2000).

Herkkyystarkastelua rajattiin tarkasteltavien haitta-aineiden, työkalussa valmiina olevien skenaarioiden ja hydrogeologisten tyyppimuodostumien osalta. Tarkasteltavat haitta-aineet olivat arseeni, lyijy, elohopea, bentseeni, bentso(a)pyreeni ja trikloorieteeni. Skenaarioksi valittiin herkkä maankäyttö ja hydrogeologisiksi tyyppimuodostumiksi silttinen moreeni ja jäätikköjokimuodostuma (hiekkä). Yhtenä tärkeänä tarkasteluun vaikuttavana tekijänä on sopivien tilastollisten jakaumien valinta. Tarkasteltavat parametrit jaettiin kolmeen ryhmään: aineparametrit, hydrogeologiset parametrit ja altistusparametrit. (Naturvårdsverket 2005b.)

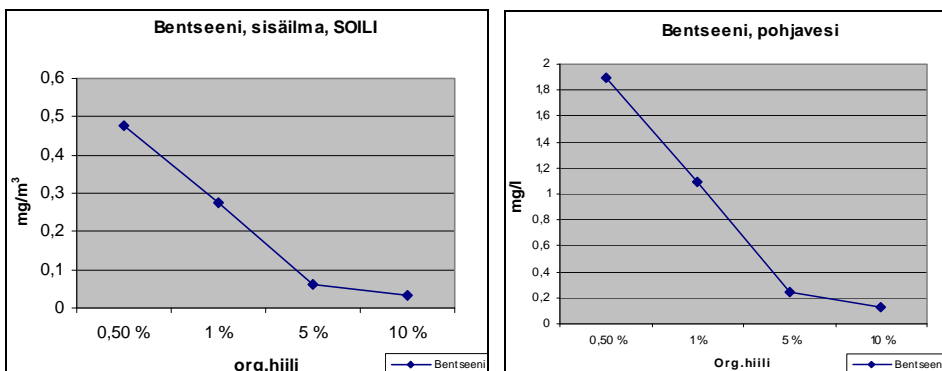
Epävarmuusanalyysia voidaan käyttää deterministisen tuloksen konservatiivisuuden ja tietyllä tavalla oikeellisuuden arviointiin. Herkkyysanalyysin perusteella moreenissa sekä metallien että orgaanisten aineiden kohdalla parametrin K_d vaikutus on suurin. Orgaanisten aineiden kohdalla malli käyttää K_{oc} -arvoa ja orgaanisen hiilen osuutta K_d :n laskemiseksi. Orgaanisille aineille orgaanisen hiilen vaikutus oli toiseksi merkittävin. Viiden merkittävimmän parametrin joukkoon kuuluivat moreenissa kulkeutumisparametrit sekä juomaveden käyttöaika. Muita orgaanisia aineita huonommin veteen liukenevan bentso(a)pyreenin kohdalla vihannesten kulutuksen vaikutus oli merkitsevä. (Naturvårdsverket 2005b.)

Jäätikkömuodostumassa hydrogeologisten parametrien vaikutus on suurempi kuin moreenissa. Bentso(a)pyreeniä lukuun ottamatta kaikilla aineilla merkittävään tulokseen vaikuttava parametri oli vedenjohtavuus. Myös muut hydrogeologiset parametrit, kuten pohjaveden muodostus ja akviferin suuruus, vaikuttivat selvästi. (Naturvårdsverket 2005b.)

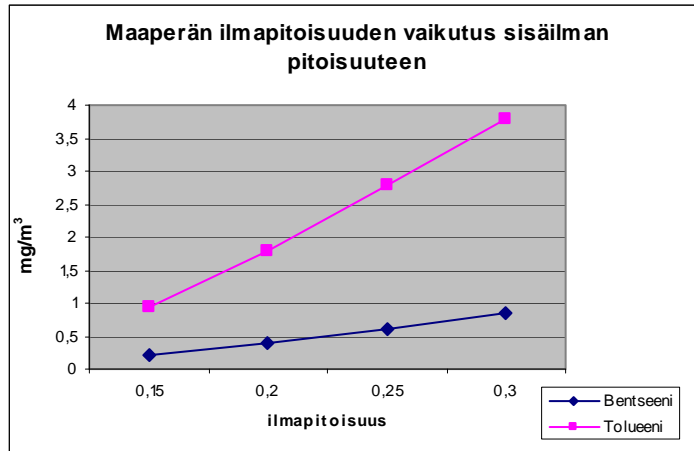
8.2.5 Esimerkkejä kohteissa tehdyistä herkkyystarkasteluista

Jakeluasemakohteessa tarkasteltiin maaperäparametrien vaikutusta haihtuvien aromaattisten yhdisteiden laskettuihin pitoisuuksiin huokoskaasussa, huokosvedessä sekä sisä- ja ulkoilmassa SOILIRISKillä ja SNV:n ohjelmalla tehdyissä laskelmissa. Maaperän ominaisuuksista orgaanisen hiilen pitoisuudella on merkittävä vaikutus haitta-aineen jakautumiseen ja sitä kautta edelleen pitoisuuksiin pohjavedessä sekä ulko- ja sisäilmassa. Kuvassa 21 on esitetty esimerkkinä maaperän orgaanisen hiilen pitoisuuden vaikutus SOILIRISKillä laskettuun sisäilman bentseenipitoisuuteen luvun 6.2 jakeluasemaesimerkissä. Vastaavia tuloksia saatiin SNV:n ohjelmalla tehdyssä vertailussa. Esimerkiksi orgaanisen hiilen pitoisuuden lasku 1 %:sta 0,5 %:iin aiheutti molemmilla ohjelmilla tehdyissä laskelmissa sisäilman ja pohjaveden bentseeni- ja tolueenipitoisuuksiin 70–80 %:n kasvun.

Maaperän huokosilmapitoisuus vaikuttaa erityisesti herkästi haihtuvien yhdisteiden pitoisuuteen sisä- ja ulkoilmassa (kuva 22). Vastaava mutta päinvastainen vaikutus on maaperän vesipitoisuudella. Vesipitoisuuden nousu 0,1:llä (10 %) pienensi sisäilman BTEX-yhdisteiden pitoisuuden noin 50 %:iin alkuperäisestä.



Kuva 21. Maaperän orgaanisen hiilen pitoisuuden vaikutus SOILIRISKillä laskettuun sisäilman ja kohteen pohjaveden bentseenipitoisuuteen luvun 6.2 jakeluasemaesimerkissä.



Kuva 22. Maaperän ilmapitoisuuden vaikutus SNV:n ohjelmalla laskettuihin sisäilman bentseeni- ja toluenipitoisuuteen.

Haitta-aineiden pitoisuuksiin vaikuttavia tekijöitä ovat myös kemikaaliominaisuudet, haihtuville yhdisteille erityisesti Henryn lain vakio tai höyrynpaine sekä vesiliukoisuus tai jakautumiskerroin (K_d -arvo).

9. Johtopäätökset

9.1 Mallien erojen merkitys ja soveltuvuus Suomen olosuhteisiin

NICOLEn riskinarviointimallien vertailussa mallien välisiä eroja pidettiin pääasiassa kohtuullisina. Tutkimuksessa todettiin, että mallien tulokset vastasivat toisiaan parhaiten maansyönnin sekä vihannesten ja kasvien syönnin osalta. Laskettujen annosten erot olivat alle yhden suuruusluokan. Kaikissa malleissa edellä mainittujen altistusreittien laskenta-algoritmit olivat samoja ja kasvien syönnin osalta lähes samoja. Pohjavesimallinnuksessa pitoisuuserot olivat yhden suuruusluokan tasolla. Ihokosketuksen arvioinnissa ja sisäilma-altistuksen arvioinnissa mallien välillä oli noin kahden suuruusluokan eroja. Sisäilma-altistuksen erot johtuivat sisäilman pitoisuuden eroista. Lisäksi NICOLEn tutkimuksessa todettiin, että malleista saatavat arviot riskitasosta eivät erilaisen esitystavan vuoksi ole suoraan vertailtavissa. Lisäksi mallien oletusarvot vaihtelevat huomattavasti, koska ne usein perustuvat kansallisten ohjearvojen määrittelyyn. Siksi todellisissa kohteissa syöttöarvot ja käytetyt vertailuarvot (hyväksyttävä annos, hyväksyttävä hengitysilman pitoisuus) tulisi aina tarkastaa. Kahdessa kohteessa verrattiin mitattuja pitoisuuksia mallien tuloksiin. Pohjaveden osalta todettiin mallien tulosten vastaavan melko hyvin todellisessa kohteessa saatuja tuloksia, kun taas sisäilmamallit yliarvioivat pitoisuuden mittauksiin verrattuna.

Samoin kuin NICOLEn eri riskinarviointimallien vertailututkimuksessa, tässäkin tutkimuksessa eri riskinarviointimallien lopputulosten vertailua vaikeutti mallien tulostietojen eroavaisuus.

SNV:n ohjelmasta saadaan lopputuloksena hyväksyttävä pitoisuus maaperässä; RISC-HUMAN-mallissa lasketaan altistuksesta aiheutuva annos ja verrataan sitä hyväksyttävän annoksen viitearvoon. SOILIRISKissä tulokset esitetään puolestaan prosentteina kohteelle lasketusta riskiperusteisesta sallitusta enimmäispitoisuudesta,

ja RISC-ohjelmassa lasketaan syöpäriski ja vaaraindeksi sekä riskiperustaiset sallitut enimmäispitoisuudet. Ohjelmien periaatteellisten erojen vuoksi saman hyväksyttävän annoksen viitearvo ei tuota samaa tulosta. Etenkin SNV:n ohjelmaa käytettäessä laskentaa standardeilla viitearvoilla voi suositella vain haihtuville haitta-aineille.

Ulkoilman pitoisuudet laskettiin eri riskinarviointimalleilla samalle tasolle, vaikka ohjelmien laskentatavoissa on jonkin verran eroja. Eri riskinarviointimallien sisäilman pitoisuuden laskennan lähtöparametrit eivät ole täysin yhteneviä. Sisäilman pitoisuuden laskennassa huoltoasemakohteella saatiin saman suuruusluokan tuloksia. Teollisuusaluekohteessa PAH-yhdisteiden pitoisuuksien arvioinnissa SNV ja SOILIRISK antoivat saman suuruusluokan tuloksia, kun RISC-HUMAN korvasi sisäilmapitoisuudet ulkoilman pitoisuudella.

Suurimmat riskinarviointimallien väliset erot saatiin pohjavesimallinnuksessa. BTEX-yhdisteille käytettiin pohjavesimallinnukseen SNV:n mallia, SOILIRISKiä ja RISCiä. Korkeimmat pitoisuudet saatiin SNV:n mallilla ja alhaisimmat RISCillä. Varsinkin pohjavesivyöhykkeessä RISCillä lasketut pitoisuudet olivat erittäin alhaisia verrattuna muilla malleilla arvioituihin pitoisuuksiin. Suurimmat erot olivat RISCillä ja SNV:n ohjelmalla lasketuilla pitoisuuksilla; ero oli enimmillään kaksi suuruusyksikköä. Myös kaatopaikkakohteessa PCE:n pitoisuus-pohjavedessä laskettiin RISCillä alhaisemmaksi kuin SNV:llä. Näiden lisäksi tässä kohteessa käytettiin ConSim-mallia. ConSim-mallilla ja SNV:n mallilla saatiin samaa suuruusluokkaa olevia pitoisuuksia, jotka vastasivat parhaiten pohjavesiputkista otetuista näytteistä määritettyjä pitoisuuksia. Sekapilaantuneen teollisuuskohteen tapauksessa SNV:n mallilla ja SOILIRISKillä pohjaveden pitoisuuksissa havaittiin pieniä eroja. RISC-HUMANilla ja SNV:n ohjelmalla arvioitiin kasvien arseenin, lyijyn ja kuparin pitoisuuksia, jotka olivat kummallakin ohjelmalla laskettuna yhtä suuria.

Päädyttäessä riskinarviointimallien käyttöön mallin valintaa kannattaa aina harkita tapauskohtaisesti. Valinnassa voidaan hyödyntää tässä raportissa esitettyjä riskinarviointimallien vertailutuloksia. Riskinarviointi aloitetaan yleensä suhteellisen yksinkertaisilla malleilla, jollainen voi olla esimerkiksi SNV-malli, ja tarvittaessa siirrytään enemmän lähtötietoja ja resursseja vaativiin malleihin.

9.1.1 Riskinarvioinnin suunnittelu

Riskinarvioinnissa tulisi hyödyntää maaperä-, pohjavesi- ja sisäilmatutkimuksissa mitattuja pitoisuuksia, ja seosten osalta pitäisi tehdä yksittäisten yhdisteiden

9. Johtopäätökset

pitoisuusmääryiksiä. Esimerkiksi TVOC-pitoisuuden perusteella on vaikea esittää minkäänlaista arviota terveysriskistä. Yhdistelmäparametrit soveltuvat vain, jos yhdistelmään kuuluvien haitta-aineiden koostumus koko kohteessa on tasalaatuinen. Tällöinkin osasta näytteitä tarvitaan yksittäisten yhdisteiden määritykset.

Mahdollinen riskinarviointitarve tulisi ottaa huomioon maaperätutkimusten ja muiden kohteessa tehtävien tutkimusten suunnittelussa. Riskinarvioinnin tuloksiin merkittävästi vaikuttavat maaperäparametrit, kuten orgaanisen hiilen pitoisuus, kokonaishuokoisuus, etäisyys pohjaveden pintaan, vesipitoisuus vajovesivyöhykkeessä (vaikutus pohjaveteen), maaperän vedenläpäisevyys (vaikutus pohjaveteen), pohjaveden pinnan gradientti ja sekoittumiskerroksen paksuus (kulkeutuminen pohjaveden mukana) ym., tulisi määrittää kohteessa mittaamalla. Mittaustulosten lukumäärän on oltava riittävä keskiarvojen tai mediaanien laskentaan. Mikäli kohde on tarpeen jakaa riskinarvioinnissa useampiin osaluoksiin, tietoja pitäisi olla riittävästi myös osaluokittain.

Haitta-aineiden mittauspisteiden sijoittelussa ja näytteenottosyvyyksien valinnassa tulisi myös ottaa huomioon riskinarvioinnin vaatimukset, erityisesti altistumisreitit. Esimerkiksi sisäilma-altistukseen vaikuttavat ensi sijassa rakennuksen alapuoliset ja välittömän lähiympäristön haitta-ainepitoisuudet, lasten maanpinnan kautta altistumiseen maaperän pintakerroksen pitoisuudet jne.

9.1.2 Mallien ongelmat ja rajoitukset

RISC-HUMAN

RISC-HUMAN-ohjelman arviointimalli on deterministinen, eikä sillä voida toteuttaa probabilistista tarkastelua. Malli ei huomioi työperäistä eikä akuuttia ja lyhytaikaista altistusta. Sillä ei myöskään voida arvioida hedelmien, kananmunien tai siipikarjan syömisestä aiheutuvaa altistusta. Yhdisteseosten puuttuminen tietokannasta voi hankaloittaa erityisesti öljyhiilivetyjen riskinarviointia. Vertailussa hyväksyttävillä tasoilla ohjelma ei huomioi taustalähteistä peräisin olevaa altistusta, mutta käyttäjä voi määrittellä, mikä osuus altistuksesta (prosentteina) saa olla peräisin maaperästä. RISC-HUMAN-mallin oletusasetukset perustuvat hollantilaisiin käytäntöihin, joten ne on syytä muuttaa vastaamaan kohdekohtaisia tietoja tai niiden puuttuessa kotimaisia oletusarvoja (liitteet D ja E.)

RISC

RISC-ohjelman lähtötietoina olevat oletusarvot perustuvat Yhdysvaltojen viitekehukseen riskinarvioinnista sekä suhteellisen konservatiivisiin yhdysvaltalaisiin tilastoihin. Niiden soveltuvuutta sellaisenaan muissa maissa käytettäväksi onkin hyvä tarkastella, kun ohjelmaa käytetään. Ohjelma ei sisällä ns. lukittuja soluja, joten sen kaikki lähtötiedot voi itse määrittää kuvaamaan kohdealueen tietoja. (Environment Agency 2003a). Lähtötietojen merkitystä on selvitetty luvussa 8.1.

RISC-ohjelmalla ei voida arvioida haitta-aineita sisältävän pölyn eikä ns. kaukolähteestä vapautuvien haihtuvien yhdisteiden aiheuttamaa altistusta. Se ei myöskään erittele, mihin kohde-elimeen tarkasteltavat haitta-aineet vaikuttavat. RISC-ohjelmassa on ilmennyt joitakin teknisiä ongelmia, kun tarkasteluun on valittu useita vastaanottajia tai kun hyvin monia (yli 20) haitta-aineita tarkastellaan samanaikaisesti. (Environment Agency 2003a.)

SOILIRISK

Ohjelma on tarkoitettu pienialaisten öljytuotteilla pilaantuneiden kohteiden arviointiin, eikä se näin ollen sisällä tietoja muista haitta-aineista. Siihen ei myöskään voi itse lisätä uusia haitta-aineita. Mallista on pyritty tekemään mahdollisimman helppokäyttöinen mutta rajatun kohdealuejoukon erojen suhteen riittävän joustava. Jotta arvioinnit tulisi tehtyä vertailukelpoisesti eri kohteissa, mallin lähtötietojen vaihtelumahdollisuuksia on rajoitettu niiltä osin kuin erot kohdejoukon sisällä eivät voi olla merkittäviä tai niistä ei ole käytännössä mahdollista saada kohdekohtaisia arvoja. Tällaisia ovat esimerkiksi ihmisten ominaisuuksia tai haitta-aineiden ainekohtaisia ominaisuuksia koskevat lähtötiedot. Mallissa ei voida tarkastella erillisenä faasina olevaa öljyä. Laskentamallissa maaperä oletetaan tasalaatuiseksi. Vedellä kyllästymätön vajovesivyyhyke muodostaa yhden kerroksen ja tarvittaessa kerrostuneisuus korvataan muuttujien painotettuja keskiarvoja käyttäen. Pohjavesivyyhykkeen muuttujien arvot valitaan vettä parhaiten läpäisevän vaakasuunnassa jatkuvan kerroksen mukaan. Mallilla ei voida arvioida haitta-aineiden kulkeutumista kallioiden rakosysteemeissä eikä haitta-aineiden kulkeutumista kasveihin. Mallin ekologinen riskinarviointi on ainoastaan kvalitatiivinen. Malli olettaa pintavedestä ja pohjamaasta haihtuvien haitallisten yhdisteiden vaikutukset pieniksi eikä huomioi niitä altistusten laskennassa, mutta ohjelma esittää ko. tietoja muissa taulukoissa, joista ne voidaan halutessa tarkastaa. (Ympäristöministeriö 2007; Öljyalan palvelukeskus 2003, 2007b.)

SNV:n malli

Mallin hengitysilman hyväksyttäviä pitoisuuksia muutettaessa on syytä olla varovainen, jos kyseessä on haihtumaton tai hyvin heikosti haihtuva haitta-aine. Muista tarkastelluista laskentamalleista poiketen malli vertaa altistusta hengitylle pölylle hengitysilman pitoisuuden raja-arvoon. Jos tätä arvoa ei käytetä, laskentatulokset muuttuvat voimakkaasti.

SNV:n mallilla lasketut ohjearvot perustuvat pitoisuuksiin ja ottavat rajoitusti huomioon, kuinka suuri pinta-ala tai volyymi on pilaantunut. Ohjearvot soveltuvat parhaiten suoraan pitoisuudesta riippuvien riskien arviointiin (pilaantuneen maansyönti, ihon kautta tapahtuva altistus ja pölyn hengitys). Ohjearvot ovat epävarmempia tilanteissa, joissa altistuminen johtuu aineiden kulkeutumisesta toiseen väliaineeseen (kaasujen kulkeutuminen sisäilmaan, aineiden kulkeutuminen veden mukana kaivoihin ja vesistöön sekä kasvien otto). Ohjearvot eivät suoraan sovellu pohjaveteen tai pintaveteen kulkeutumisriskin arviointiin, koska kulkeutuminen riippuu suoraan lähdetermin suuruudesta ja levinneisyydestä. Ohjearvojen laskennassa käytetyt mallit ovat yksinkertaistettuja ja ottavat vain rajallisella tarkkuudella huomioon haitta-aineiden määrät, pilaantuneen maan pinta-alan ja kulkeutumisolosuhteet alueen eri puolilla. Alueilla, joilla haitta-aineiden levinneisyys on monimutkaista ja leviämisedellytyksissä on suuria vaihteluita, voidaan tarvita edistyneisempiä menetelmiä ja malleja (Naturvårdsverket 2005a).

Yleistä mallien käytöstä

- Parametrien yksiköt vaihtelevat eri ohjelmissa, mistä voi seurata syöttövirheitä, erityisesti, jos käytetään useita ohjelmia rinnakkain.
- Esimerkiksi RISC-HUMANissa parametrimuutosten tekeminen vaatii huolellisuutta, jotta korjaukset tulevat tehdyksi kaikkiin tarvittaviin kohtiin.
- SOILIRISKin suomenkielisen version kaikki makrot toimivat vain suomenkielisessä Excelissä. SOILIRISKissä on joskus vaikea löytää laskentavirheen syytä, koska ohjelmassa ei ole erityisiä virheilmoituksia.
- Valmiit skenaariot eivät välttämättä kovin hyödyllisiä, jos mallin käyttäjä tuntee mallin ja mallinnuksen. Skenaarioita ei useinkaan voi hyödyntää sellaisenaan, vaan niitä joutuu joka tapauksessa muokkaamaan.

- Mallien kemikaaliominaisuuksien ja toksisuusparametrien erot aiheuttavat eroja laskentatuloksissa. Osassa malleista nämä arvot voidaan korvata esimerkiksi Suomen maaperän ohjearvojen laskennassa käytetyillä parametreilla, jolloin riskinarvioinnin tulokset ovat paremmin verrannollisia ohjearvojen lähtökohtiin. Yksinkertaisimmissa malleissa toksisuusparametrit ja laskentamenettelyt voivat kuitenkin olla siten linkitettyjä, että parametrien harkitsematon vaihto voi heikentää tulosten käyttökelpoisuutta. Tämä koskee muun muassa SNV:n mallin käyttöä PAH-yhdisteiden ja muiden heikosti haihtuvien orgaanisten yhdisteiden riskilaskelmissa. SOILIRISKissä taas käyttäjällä ei ole mahdollisuutta kemikaali- ja toksisuusparametrien vaihtoon. Muutamia poikkeuksia lukuun ottamatta parametrit ovat kuitenkin samoja kuin Suomen ohjearvojen laskennassa käytetyt parametrit. RISC-HUMANissa puolestaan on haihtuvien yhdisteiden osalta otettava huomioon, että muista ohjelmista poiketen Henryn lain vakio ei vaikuta merkittävästi laskentatuloksiin. Sen sijaan höyrynpaine on tärkeä parametri jakaumalaskelmissa.

9.2 Ekologinen riskinarviointi

Käsiteltävistä malleista SNV:n mallilla voidaan tarkastella ekologista riskiä. Mallin haitta-ainekohtaisessa tietokannassa on tietoa pitoisuuksista, jotka aiheuttavat ekologisia vaikutuksia maaympäristössä. RISC-malli sisältää ekologisen riskinarviointiosuuden, jossa kuitenkin nykyisin voidaan arvioida vain pohjaveden ja sedimentin pitoisuudet. Ohjelman ohjekirjan mukaan malliin on jatkossa tulossa maaperän ja vesistöjen ekologisten ravintoketjujen mallinnus.

10. Yhteenveto

Tutkimuksen alussa käytiin läpi vuonna 2007 voimaan tullutta asetusta maaperän pilaantuneisuudesta ja puhdistustarpeen arvioinnista sekä asetuksen seurauksena tulleita riskinarvioinnin ohjeita.

Terveysriskien arvioinnin ohella selvitettiin ekologista riskinarviointia ja kar-toitettiin siihen liittyviä julkisia tietokantoja. Ekologiseen riskinarviointiin, kuten terveystriskien arviointiin, on annettu hallinnollisia ohjeita siitä, milloin perusarvioinnista tulee siirtyä tarkennettuun arvioon ja mitä menetelmiä tarkennetussa ekologisessa riskinarvioinnissa tulisi käyttää. Yleensä ekologinen riskinarviointi alkaa vertaamalla maaperästä mitattuja pitoisuuksia kynnys- ja ohjearvojen mää- rityksessä käytettyihin ekotoksisuusarvoihin, jotka eivät välttämättä kuvaa todellista ekologista riskiä. Todellista ekologista riskiä voidaan arvioida vertaamalla maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksia tietokannoista saatavaan ekotoksisuustietoihin, mutta tämäkään ei toimi, mikäli kyseessä on niukkaliukoiset yhdisteet, jolloin biosaatavuus ja siten myös ekotoksisuus ovat heikkoja. Pitoisuutta ei voi käyttää kuvaamaan terveys- tai ympäristöhaittaa tällaisissa tapauksissa. Liukoisuus kuvaa riskiä ja biosaatavuutta aina pitoisuutta paremmin. Ekologisessa riskinarvioinnissa tuleekin ottaa huomioon myrkyllisyyden lisäksi haitta-aineiden pysyvyys, biosaatavuus, kertyvyys ja mahdolliset hajoamistuotteet. Tietokannoissa on vähemmän tietoa kemikaalien biohajoavuudesta kuin ekotoksisuudesta.

Tutkimuksessa selvitettiin yleisesti haitta-aineiden käyttäytymiseen ja kulkeutumiseen liittyviä prosesseja ja näiden ilmiöiden mallintamista tarkasteluissa riskinarviointiohjelmissa. Vertailut riskinarviointimallit olivat SNV, RISC-HUMAN, RISC ja SOILIRISK ja analyttiseen laskentaan perustuva haitta-aineiden kulkeutumismalli ConSim. Mallien sisällön, lähtötietojen ja tulostietojen vertailua varten tarkasteltiin malleja koskevia käyttöohjeita ja -oppaita. Lisäksi malleja käytettiin esimerkkikohteista määritetyillä arvoilla. Esimerkkikohteita

oli kaikkiaan kolme: huoltoasemakohde, vanha kaatopaikka ja sekapilaantunut teollisuusalue. Huoltoasemakohteen kohdalla tarkasteltiin BTEX-yhdisteitä, kaatopaikan kohdalla PCE:tä ja teollisuusalueen tapauksessa PAH-yhdisteitä ja metalleja.

Riskinarviointimallien vertailu esimerkkikohteiden lähtötiedoilla alkoi tarkastelemalla haitta-aineiden jakautumista eri faaseihin. Esimerkkikohteiden tulokset osoittavat, että yhtenäisillä haitta-aineiden kemiallisilla arvoilla haitta-aineiden jakautuminen eri faaseihin on samanlaista eri riskinarviointimalleissa. Seuraavaksi tarkasteltiin haitta-aineiden kulkeutumista ulkoilmaan, sisäilmaan ja pohjaveteen sekä kasveihin. Yhteenvetona voidaan todeta, että sisäilman ja ulkoilma pitoisuudet erosivat toisistaan tarkastelluilla riskinarviointimalleilla esimerkkikohteiden lähtötiedoilla alle yhden suuruusluokan, mitä voidaan pitää kohtuullisena. Suurimmat erot olivat pohjavesilaskennassa: RISCillä saatiin selvästi pienempiä pitoisuuksia kuin muilla pohjavesilaskennan sisältävillä riskinarviointimalleilla ja pohjavesilaskentaan tarkoitettulla ConSim-mallilla. SNV:n mallilla laskettiin korkeimmat pitoisuudet, ja ne erosivat RISCillä saaduista pitoisuuksista enimmillään noin kaksi suuruusyksikköä ja SOILIRISKillä määritetyistä pitoisuuksista alle yhden suuruusluokan.

Riskinarviointimallit eroavat lopputulosten suhteen, mikä vaikeuttaa eri mallien lopputulosten vertailua. Useimmissa malleissa lasketaan erikseen syöpävaarallisten aineiden aiheuttama ylimääräinen syöpäriski ja muille haitallisille aineille vaarakerroin, joka saadaan vertaamalla hyväksyttävään annokseen (RfD, *Reference Dose*). RISC-HUMAN kuitenkin laskee kaikille haitta-aineille vaarakertoimen. Syöpävaarallisille aineille vaarakertoimen laskennassa käytetään vertailutasoina ylimääräistä elinaikaista syöpäriskiä 1×10^{-4} . RISC-HUMANissa on mahdollista verrata myös haitta-aineen pitoisuutta ilmassa hyväksyttävään pitoisuuteen. RISCissä, SNV:n mallissa ja RISC-HUMANissa lasketaan kumulatiivinen riski-indeksi, joka ei ota huomioon haitta-aineen vaikutusmekanismia ja vaikutusten kohde-elintä vaan laskee yhteen kaikki riskitasot. SOILIRISKin tuloksissa esitetään keskeisimpien haitta-aineiden pitoisuuksien prosenttiosuudet kohteelle lasketuista hyväksyttävistä enimmäispitoisuuksista. Tuloksissa esitetään myös samankaltaisesti vaikuttavien aineiden kokonaisvaikutus sekä yhteenvetona eri altistusreittien summavaikutus. Syöpäriskin osalta esitetään kaikkein syöpävaarallisimpien yhdisteiden aiheuttama syöpäriskin lisäys kokonaisuudessaan.

Eri riskinarviointimallien parametrien vaikutusta tuloksiin arvioitiin epävarmuustarkastelulla. Tarkasteltava haitta-aine vaikuttaa osittain arvioitavan parametrin merkitsevyyteen. Yleisesti väliaineisiin kulkeutumiseen vaikuttaa eri

10. Yhteenveto

riskinarviointimalleissa merkittävimmin orgaanisen hiilen pitoisuus, huokoisuus, vedenjohtavuus ja pohjaveden muodostus. Sisäilman pitoisuuden osalta eniten merkitystä on ilmanvaihtonopeudella ja paine-erolla.

Projektissa kartoitettiin myös metallien riskinarviointiin liittyviä julkaisuja. Metallien riskinarviointi poikkeaa muun muassa orgaanisten yhdisteiden vastavasta siinä, että metallit ovat jo luonnostaan ympäristössä ja niiden pitoisuudet eivät useinkaan kuvaa haitallisuutta. Metallien riskinarvioinnissa keskeistä on liukoisuus, metalli-ionien aktiivisuus ja biosaatavuus, joihin vaikuttavat varsinkin pH, redox-potentiaali, kationipitoisuus, emäksisyys, ionivahvuus ja kompleksimuodostajat. Tapauskohtaisessa riskinarvioinnissa tulisikin maan ominaisuudet ja kemia analysoida hyvin. Koska metallit ovat kaikkialla esiintyviä luonnollisia alkuaineita ja eliöillä on adaptaatiomekanismeja, useat metallit ovat kertaluokkaa vähemmän haitallisia kentällä kuin laboratorio-olosuhteissa, joihin ekotoksiset tietokannat kuitenkin perustuvat. Metallien riskinarviointiin onkin kehitetty uusia suosituksia viime aikoina.

Päädettäessä riskinarviointimallien käyttöön mallin valinta on aina tapauskohtaista. Riskinarviointi aloitetaan yleensä suhteellisen yksinkertaisilla malleilla, kuten esimerkiksi SNV-mallilla, ja tarvittaessa siirrytään enemmän lähtötietoja ja resursseja vaativiin menetelmiin.

Vertaamalla tässä projektissa saatuja tuloksia SNV-, RISC-HUMAN-, SOILIRISK- ja RISC-riskinarviointimallien vertailusta NICOLEn tutkimustuloksien johtopäätöksiin voidaan päätellä, että mallien erot ovat kohtuullisia, poikkeuksena RISCin pohjavesilaskenta.

Lähdeluettelo

- Allen, H. E. & Hansen, D. J., 1996. The importance of trace metal speciation to water quality criteria. *Water Environment Research*, 68(1), s. 42–54.
- Allen, H. E., 2000. Bioavailability of metals in terrestrial ecosystem. Importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes and plants. SETAC Press, Pensacola.
- Andrew, R. W., 1976. Toxicity relationships to copper forms in natural waters. In: Andrew, R. W., Hodson, P. V. & Konasewich, D. E. (Eds.), *Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Water*. Proceedings of a workshop held in Duluth, Minnesota, October 7–8, 1975. International Joint Commission, Windsor, Ontario. S. 127–143.
- Ankley, G. T., 1996. Evaluation of metal/acid-volatile sulphide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12), s. 2138–2146.
- ASTM, 2002. Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites, ASTM E1739-95 (Reapproved 2002). Philadelphia, PA.
- Baars, A. J., Theelen, R. M. C., Janssen, P. J., Hesse, J. M. van Apeldoorn, M. E., Meijerink, M. C. M., Verdam, L. & Zeilmaker M. J., 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, RIVM report 711701025. 297 p.
- Barker, J., 1985. Block geometry functions characterizing transport in densely fissured media. *J Hydrology* 77, s. 263–279.
- Benson, W. H. & Birge, W. J., 1985. Heavy metal tolerance and metallothionein induction in fathead minnows: results from field and laboratory investigations. *Environ. Toxicol. Chem.* 4, s. 209–217.
- Bergman, H. L. & Dorward-King, E. J. (toim.), 1997. Reassessment of Metals Criteria for Aquatic Life Protection: Priorities for Research and Implementation. Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL.
- Bradley, R. W. & Sprague, J. B., 1985. The influence of pH, water hardness, and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 42, s. 731–736.
- Brand, E., Otte, P. F. & Lijzen, J. P. A., 2007. CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report 711701054/2007.

- Campbell, P. G. C. & Stokes, P. M., 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 42, s. 2034–2049.
- Campbell, P. G. C., 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the Free-ion Activity Model. In: Tesier, A. & Turner, D. R. (toim.), *Metal Speciation in Aquatic Systems*. John Wiley & Sons, New York, USA. S. 45–102.
- Chapman, G. A., Ota, S. & Recht, F., 1980. Effects of Water Hardness on the Toxicity of Metals to *Daphnia magna*. Status Report – January, 1980. US EPA, United States Environmental Protection Agency, Corvallis, OR, USA.
- Chaudri, A., Allain, C., Barbosa-Jefferson, V., Nicholson, F., Chambers, S. & McGrath, S. P., 2000. Study of the impacts of Zn and Cu on two rhizobial species in soils of a long-term field experiment. *Plant Soil* 221, s. 167–179.
- Clarinet 2001. Clarinet – Activities and results. Summary. http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/clarinet/aktivities_results.pdf.
- Crommentuijn, T., Doodeman, C. J. A. M., Van der Pol, J. J. C., Doornekamp, A. & Van Gestel, C. A. M., 1997. Bioavailability and ecological effects of cadmium on *Folsomia candida* (Willem) in an artificial soil substrate as influenced by pH and organic matter. *Appl. Soil Ecol.* 5, s. 261–271.
- Cusimano, F. R., Brakke, D. F. & Chapman, G. A., 1986. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper and zink to steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 43, s. 1497–1503.
- Davies, P. H., 1976. The need to establish heavy metal standards on the basis of dissolved metals. In: Andrew, R. W., Hodson, P. V. & Konasewich, D. E. (toim.), *Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Water*. Proceedings of a workshop held in Duluth, Minnesota, October 7–8, 1975. International Joint Commission, Windsor, Ontario. S. 93–126.
- De Hoog, F. R., Knight, J. H. & Stokes, A. N., 1982. An improved method for numerical inversion of Laplace Transforms. *SIAM J Sci, Stat. Comput.* 3(3), s. 357–366.
- De Marsily, G., 1986. *Quantitative hydrogeology, Groundwater hydrology for engineers*. Academic Press, Inc. 440 p.
- De Schampelaere, K. A. C. & Janssen, C. R., 2002a. A biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia magna*: the effects of calcium, magnesium, sodium, potassium and pH. *Environ. Sci. Technol.* 36, s. 48–84.

- De Schampphelaere, K. A. C., Heijerick, D. G. & Janssen, C. R., 2002b. Refinement and field validation of a biotic ligand model predicting acute copper toxicity to *Daphnia magna*. *Comp.Biochem.Physiol.Part C* 133, s. 243–258.
- Di Toro, D. M. , Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Carlson, A. R. & Pesch, C. E., 1991. Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Sci. Technol.*, 26, s. 96–101.
- Diamond, J. M., Winchester, E. L., Mackler, D. G., Rasnake, W. J., Fanelli, J. K. & Gruber, D., 1992. Toxicity of cobalt to freshwater indicator species as a function of water hardness. *Aquat. Toxicol.* 22, s. 163–180.
- Domenico, P. A & Schwartz, F. W., 1997. *Physical and Chemical hydrogeology*. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.
- Domenico, P. A., 1987. An analytical model for multidimensional transport of decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, Vol. 91, s. 49–58.
- EC, 2003. European Union Risk Assessment Report. Toluene. EU Institute for Health and Consumer protection, European Chemicals Bureau, Italy. PL-2, Vol. 30.
- EC, 2005. European Union Risk Assessment Report tetrachloroethylene Part I – environment, EU Institute for Health and Consumer protection, European Chemicals Bureau, Italy. PL-1, Vol. 57, s. 164.
- EC, DRAFT 13.05.2002. European Union Risk Assessment Report. Benzene. EU Institute for Health and Consumer protection, European Chemicals Bureau, Italy. R063_0205_env.
- Environment Agency 2000. Land contamination risk assessment tools. An evaluation of some commonly used methods. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/STRP260-e-p.pdf>.
- Environment Agency. 2003a. Fact sheet for RISC. http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/ep152_risc.pdf.
- Environment Agency. 2003b. Fact sheet for RISC-HUMAN 3.1. http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/ep153_rischuman_.pdf.
- Evans, R. D., Andrews, D. & Cornett, R. J., 1988. Chemical fractionation and bioavailability of Co60 to benthic deposit-feeders. *Can. J. Fish. Aqu., Sci.* 45, s. 228–236.
- Farag, A. M., Woodward, D. F., Little, E. E., Steadman, B & Vertucci, F. A., 1993. The effects of low pH and elevated aluminiums on Yellowstone cutthroat trout (*Oncorhynchus bouvieri*). *Environ. Toxicol. Chem.* 12, s. 719–731.

- Golder Associates (UK) Ltd, 2003. ConSim release 2. Users manual. UK Environment Agency.
- Green, W. H. & Ampt, G. A., 1911. Studies in Soil Physics. I. The flow of air and water through soils. *Journal of agricultural science* 4: s. 1–24.
- Groundwater software. 2007. <http://www.groundwatersoftware.com/software/risk/risc/risc.htm>.
- Heijerick, D. G., De Schampelaere, K. A. C. & Janssen, C. R., 2002a. Predicting acute zinc toxicity for *Daphnia magna* as a function of key water chemistry characteristics: development and validation of a Biotic Ligand Model. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, s. 1309–1315.
- Heijerick, D. G., De Schampelaere, K. A. C. & Janssen, C. R., 2002b. Biotic ligand model development predicting Zn toxicity to the algae *Pseudokirchneriella subcapitata*: possibilities and limitations. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 133, s. 207–218.
- Hodson, P. V., Blunt, B. R. & Spry, D. J., 1978. Chronic toxicity of water-borne lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water. *Wat.Res.* 12, s. 869–878.
- Howard, P. H. et al. 1990. *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals*. Vol. II: Solvents. Lewis Publishers, Inc. Chelsea. s. 546.
- ICMM, 2007. The International Council on Mining and Metals. *Metals Environmental Risk Assessment Guidance (MERAG)*. http://www.icmm.com/library_pub_detail.php?rcd=202.
- Janssen, C. R., De Schampelaere, K., Heijerick, D., Muysen, B., Lock, K., Bossuyt, B., Vangheluwe, M. & Van Sprang, P., 2000. Uncertainties in the environmental Risk Assessment 6, s. 1003–1018.
- Jensen J. & Mesman M. (toim.) 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. RIVM report number 711701047.
- Johnson, P. C. & Ettinger, R. A., 1991. Heuristic Model for Predicting the Intrusion rate of contaminant vapors in buildings. *Environmental Science and Technology*, 25, s. 1445–1452.
- Johnson, P. C., 1998. An Oxygen-limited hydrocarbon Vapor Migration Attenuation Screening Model (in development).
- Johnson, P. C., Kembrowski, M. W. & Johnson, R L., 1998. Assessing the significance of subsurface contaminant vapour migration to enclosed spaces: site-specific alternative to generic estimates. American Petroleum Institute Publication, Number 4674.

Kemikaalien ympäristötietorekisteri.

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=330202&lan=FI>.

Kimball, B. A. & Wetherbee, G. A., 1989. Instream chemical reactions of acid mine water entering a neutral stream near Leadville, Colorado. US Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program – Proceedings of the Technical Meeting, Phoenix, AR, September 26–30, 1988. US Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 88-4220. S. 71–79.

Kuusela-Lahtinen, A, Vahanne, P. & Kling, T., 2002. Lämmitysöljyn varastoinnin maaperän ja pohjaveden likaantumiseriskit CISTERI. Tutkimusraportti Nro RTE3198/02, VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Espoo. 76 s. ja 102 liitettä.

Kuusela-Lahtinen, A. & Vahanne, P., 2005. Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa. VTT Tiedotteita 2296. VTT, Espoo, 2005. <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2005/T2296.pdf>.

Lauren, D. J. & McDonald, D. G., 1986. Influence of water hardness, pH and alkalinity on the mechanisms of copper toxicity in juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Can.J.Fish.Sci.* 43, s. 1488–1496.

Lock, C., Criel, P. & Janssen, C., 2003. Laboratory zinc ecotoxicity testing for soil invertebrates. Report to the International Lead and Zinc Research Organisation (ILZRO), February 2003.

Lock, K. & Janssen, C. R., 2001. Modeling zink toxicity for terrestrial invertebrates. *Environ.Toxicol.Chem.* 20, s. 1901–1908.

Lock, K. & Janssen, C. R., 2003. Influence of ageing on copper biavailability in soils. *Environ.Toxicol.Chem.* 22, s. 1162–1166.

Looney, B. B. & Falta, R. W., 2000. Vadoze zone science and technology solutions, Volume II, Battelle Press, Columbus, OH, USA. 1540 p.

Mackay, D., Paterson, S., Cheung, B. & Brock Neely, W., 1985. Evaluating the environmental behaviour of chemicals with a level III fugacity model. *Chemosphere* 14 (3–4): s. 335–374.

McGrath, S. P., Knigh, B., Killham, K., Preston, S. & Paton, G. I., 1999. Assessment of the toxicity of heavy metals in soils amended with sewage sludge using a chemical speciation technique and a lux-based biosensor. *Environ. Toxicol.Chem.* 18, s. 659–663.

- McKone T. E. & Enoch K. G. 2002. CalTOX™, A multimedia total exposure model spreadsheet user's guide, version 4.0 (Beta). California: Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory. 37 p.
- Miljöstyrelsen, 1998. Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser, Vejledning fra Miljöstyrelsen No. 7, Miljöstyrelsen, Denmark.
- Minnich, M. M., McBride, M. B. & Chaney, R. L., 1987. Copper activity in soil solution: relation to copper accumulation in young snapbeans. *Soil.Sci.Soc.Am.J.* 51, s. 573–578.
- Mroueh U.-M., Eskola P., Vahanne P., Wahlström M., Ojaniemi U., Mäkelä E., Harmaa-järvi I., Korkiala-Tanttu L. & Nieminen J. 2003. Maa-alueiden puhdistamistarve kaupunkialueilla, VTT (luonnos 24.11.03).
- Naturvårdsverket, 2005a. Vägledning för riskbedömning av förorenade områden. Remisversion 2005-07-04.
- Naturvårdsverket, 2005b. Beräkningsmodell för riktvärden för mark. Remisversion 2005-07-04.
- Nelson, H., Benoit, D., Ericson, R., Mattson, V. & Lindberg, J., 1986. The Effects of Variable Hardness, pH, Alkalinity, Suspended Clay and Humics on the Chemical Speciation and Aquatic Toxicity of Copper. US EPA, United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA.
- Newman, M. C. & Jagoe, C. H., 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: Hamelink, J. L., Landrum, P. F., Bergman, H. L. and Benson, W. H. (toim.) *Bioavailability: Physical, Chemical and Biological Interactions*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, USA. P. 239.
- NICOLE/ISG 2004. Risk assessment comparison study.
- Otte, P. F., Lijzen, J. P. A., Otte, J. G., Swartjes, F. A. & Versluijs, C. W., 2001. Evaluation and revision of the CSOIL parameters set. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. RIVM report No. 711701021.
- Pagenkopf, G. K., 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fish: role of complexation, pH and water hardness. *Environ.Sci.Technol.* 17, s. 342–347.
- Paguin, P. R., Di Toto, D. M., Santore, R. C., Trivedi, D. & Wu, K. B., 1999. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals: III. Application to fish and *Daphnia magna* exposure to silver.

- Paguin, P. R., Gorsuch, J. W., Apte, S., Batley, G. E., Bowles, K. C., Campbell, P. G. C., Delos, C. G., Di Toro, D. M., Dwyer, R. L., Galvez, F., Gensemer, R. W., Goss, G. G., Hogstrand, C., Janssen, C. R., McGeer, J. C., Naddy, R. B., Playle, R. C., Santore, R. C., Schneider, U., Stubblefield, W. A., Wood, C. M. & Wu, K. B., 2002. The biotic ligand model: a historical overview. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 133, s. 3–35.
- Parametrix, 1995. Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Metals and Metal Compounds. ICME, International Council on Metals in the Environment. 93.
- Peijnenburg, W., Baerselman, R., de Groot, A., Jager, T., Leenders, D., Posthuma, L. & Van Veen, R., 2000. Quantification of metal bioavailability for lettuce (*Lactuca sativa* L.) in field soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(4), s. 420–430.
- Pellinen J., Sorvari J. & Soimasuo M. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. *Ympäristöopas*, 113 s.
- Pruess, K., 1991. TOUGH2 – A General Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow. Report No. LBL-29400. Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, CA, USA.
- Reinikainen J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007. Suomen ympäristökeskus. 164 s.
- Riihimäki, V., Isotalo, L., Jauhiainen, M., Kemiläinen, B., Laamanen, I., Luotamo, M., Riala, R. & Zitting, A. 2005. Kemikaaliturvallisuuden tiedonlähteet. Työterveyslaitos 2. uudistettu painos, Edita Prima Oy, Helsinki. S. 151.
- Riihimäki, V., Isotalo, L., Jauhiainen, M., Kemiläinen, B., Laamanen, I., Luotamo, M., Riala, R. & Zitting A. 2005. Kemikaaliturvallisuuden tiedonlähteet. Työterveyslaitos 2. uudistettu painos, Edita Prima Oy, Helsinki. S.151.
- Rikken, M. G. J., Lijzen, J. P. A. & Cornelese, A. A., 2001. Evaluation of model concepts on human exposure: Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM report No. 711701022.
- Rossi E. 2002. Pilaantuneiden maa-alueiden riskinarviointi. *Vesitalous* 2/200, s. 30–33.
- Salminen J, 2005. Natural Attenuation on Antropogenic Organic Compounds in Boreail Soil and Groundwater. Tampereen Teknillinen Yliopisto, Julkaisu 552.
- Santore, R. C., Di Toro, D. & Paquin, P. R., 2001. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals II. Application to acute toxicity in freshwater fish and daphnia. *Environ. Toxicol. Chem.* 20, s. 2397–2402.

- Satelli, A., Chan, K. & Scott, M., 2000. Mathematical and statistical methods of sensitivity analysis. Draft copy of the handbook. Summer school on sensitivity analysis of model output, July 20–25th, 2000, Venice, Italy.
- Sauvé, S., Cook, N., Hendershot, W. H. & McBride, M. B., 1996. Linking plant tissue concentrations and soil copper pools in urban contaminated soils. *Environ.Poll.* 94, s. 153–157.
- Sauvé, S., Dumestre, A., McBride, M. B. & Hendershot, W. H., 1998. Derivation of soil quality criteria using predicted chemical speciation of Pb²⁺ and Cu²⁺. *Environ. Toxicol.Chem.* 17, s. 1481–1489.
- Schubauer, M. K., Dierkes, J. R., Monson, P. D. & Ankley, G. T., 1993. pH-dependent toxicity of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn to *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas*, *Hyalella azteca* and *Lumbriculus variegates*. *Environ.Toxicol.Chem.* 12, s. 1261–1266.
- SFS (Suomen standardisointiliitto SFS ry) 2006. Soil quality. Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil materials. SFS-ISO 15799.
- Shaw, T. L. & Brown, V. M., 1974. The toxicity of some forms of copper to rainbow trout. *Wat.Res.* 8, s. 377–382.
- Smolders, E., Buekersm, J., Waegeneersm, N., Oliver, I. & McLaughlin, M., 2003. Effects of field and laboratory Zn contamination on soil microbial processes and plant growth. Report to the International Lead and Zink Research Organisation (ILZRO), February 2003.
- Sorvari, J & Assmuth, T., 1999. Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Ympäristöopas 50. Suomen ympäristökeskus. 152 s.
- Spence, L., R. & Walden, T., 2001. RISC4 User's Manual.
- Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P., 1996. Effects of variation of the organic matter content and pH of soils on the availability and toxicity of zink to the earthworm *Eisenia fetida*. *Pedobiologia* 40, s. 80–96.
- Stewart, R. & Purucker, T. 2006. SADA: A Freeware Decision Tool Integrating GIS, Sample Design, Spatial Modeling and Risk Assessment. 3rd Biennial meeting of the International Environmental Modelling and Software Society, July 9–13, 2006, The Wyndham Hotel, Burlington, Vermont, USA http://www.iemss.org/iemss2006/papers/s3/378_Stewart_1.pdf
- Stubblefield, W. A., Capps, S. W. & Patti, S. J., 1991. Toxicity of manganese to freshwater aquatic species. ENSR Consulting and Engineering, Fort Collins, CO, USA.

- Stumm, W. & Morgan, J. J., 1981. Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Wiley & Sons, New York, USA. 780 s.
- Swartjes, F.A., 2002. Human exposure model comparison study.
- Swartjes, F., 2007. Insight into the Variation in Calculated Human Exposure to Soil Contaminants Using Seven Different European Models. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3(3), s. 322–332.
- Tuomi, P. & Vaajasaari, K., 2004. Monitoroidun luontaisen puhdistumisen (MLP) käyttö pilaantuneiden alueiden kunnostuksessa. *Suomen ympäristö*, 681, 60.
- Tuomi, P. Salminen, J. & Jørgensen, K., 2001. Öljyhiilivetyjen hajoaminen suomalaisessa maaperässä. Idman, H., Rönkä, E. (toim.) *Kestävä kehitys – tutkimuksen haasteet ja mahdollisuudet: GTK-SYKE-tutkimusseminaari 12.9.2001*. 94 s. ISBN 951-690-806-3.
- USEPA, 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background document. EPA/540/R-95/128. PB96-963502, US EPA, Washington, VA.
- Waegeneers, N., Vassilieva, E. & Smolders, E., 2005. Difference in lead toxicity between laboratory spiked and field contaminated soil samples. In: Lombi, E. et al. (toim.), *8th International Conference on the Biochemistry of Trace Metals*. S. 430–431.
- Waitz, M. F. W., Freijer J. I., Kreule, P & Swartjes, F. A., 1996. The Volasoil risk assessment model based on CSOIL for soil contamination with Volatile Compound. RIVM report No. 715810014.
- Valtioneuvosto 2007. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 217/2007 (1.3.2007). <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=64056&lan=fi>.
- Van Genuchten & Alves, 1982. Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersion solute transport equation. United States Department of Agriculture, Technical Bulletin Number 1661.
- Van Gestel, C. A. M., Rademaker, M. C. J. & Van Straalen, N. M., 1995. Capacity controlling parameters and their impact on metal toxicity. In: Salomons, W. and Stigliani, W. M. (Eds.), *Biogeodynamics of Pollutants in Soil and Sediments*. Springer-Verlag, New York, USA. S. 171–192.
- Van Hall Larenstein. 2007. Risc framework. <http://www.risc-site.nl>.
- Vesiyhdistys r.y., 1986. *Sovellettu hydrologia*.

Yeh, G. T., 1981. AT123D. Analytical Transient one-, two- and three-dimensional simulation of waste transport in the aquifer system. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, TN.

Ympäristöministeriö 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2. 212 s.

Öljyalan palvelukeskus Oy, 2003. Riskinarviointimenettelyn kehittäminen SOILI ohjelmaa varten. Loppuraportti. 25 s.

Öljyalan palvelukeskus Oy, 2007a. SOILIRISK 2.0 riskinarviointiohjelma.

Öljyalan palvelukeskus Oy, 2007b. Ohje riskinarviointimenettelystä Soili ohjelman koh-teissa. 16 s. + 4 liitettä.

	<i>RISC</i>	<i>RISC-HUMAN</i>	<i>MMSOILS</i>	<i>CaITOX</i>	<i>SOILIRISK</i>	<i>SNV</i>
Malli sisältää*	T, E ¹ Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I, Pi	T, Po, I	T, E, Po, I, Pi
Altistumisreitit						
- maa, ruoansulatus	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- maa, ihokosketus	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- ravinto (eri ravintoai- neiden erittely)	Kyllä	Kyllä (liha, maito, kala, vihannekset, juomavesi)	Kyllä	Kyllä	Pohjavesi	Kyllä (vihan- nekset, kala, juomavesi)
- juomavesi	Kyllä (pohjavesi)	Kyllä		Kyllä	Kyllä	Kyllä
- talousvesi, iho/hengitys	Kyllä	Kyllä		Kyllä	Ei, mutta voi käyt- tää talousvesinor- mia.	Ei
- hengitetty pöly (ulkoilma)	Ei	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- hengitysilma (sisäilma, ulkoilma)	Kyllä (sisä- ja ulkoil- ma sekä suihku)	Kyllä (sisä- ja ulkoilma)	Kyllä (hengitysilma yleisesti)	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- pintavesi, ruoansulatus	Kyllä (uidessa)	Kyllä	?	Kyllä	-	Ei
- pintavesi, iho	Kyllä (uidessa)	Kyllä	Kyllä	Kyllä	-	Ei
- pintavesi, hengitys	Ei?	-	?	Kyllä	-	Ei
Kertyminen ravintoketjuissa						
- maa -> vihannekset ja marjat, juurekset	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Ei	Kyllä
- pintavesi -> kalat tai muut syötävät vesieliot (esim. Kymijoella lasket- tiin altistumista mm. vesi- lintujen syönnin kautta)	Ei	Kohteen välittö- mässä oleva pinta- vesi, johon huuhtou- tuu haitta- aineita (kalat)	Pintavesi järvi (eroosio) tai joki (pintavalunta, pohjavesi, eroosio). Laskee kertymän	Pieni vesistö, jolle voidaan antaa virtaama (eroosio, pintavalunta, fuga- siteettitasapaino).	Ei	Kyllä

	<i>RISC</i>	<i>RISC-HUMAN</i>	<i>MMSOILS</i>	<i>CaITOX</i>	<i>SOILIRISK</i>	<i>SNV</i>
			syötäviin vesieliöihin sekä haihtumisen ilmaan	Laskee kertymän syötäviin vesieliöihin sekä leviämisen ilmaan (fugasi-teettiperiaate)		
Kulkeutumisreitit						
<u>Maaperästä kaasufaasissa</u>						
- sisäilmaan	Kyllä ²	Kyllä	Ei	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- ulkoilmaan	Kyllä ²	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
-pohjavedestä sisäilmaan	Kyllä		Ei	Kyllä	Kyllä	Ei
<u>Kulkeutuminen vesiin</u>						
- maaperästä pohjavedeen	Kyllä	Ei	Kyllä (numeerinen laskenta)	Kyllä (täyssekoitus kyllästymättömässä kerroksessa)	Kyllä (analyttinen)	Kyllä
- kulkeutuminen pohjavedessä	Kyllä	Ei	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä
- pohjavedestä pintaveteen	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Ei	Ei
Eliöiden altistuminen	Ei ¹	Ei	Ei	Ei	Ei	Kyllä
Haitta-aineet ja ominaisuudet	87 haitta-ainetta, myös öljyhiilijakeita, voi muuttaa ja lisätä/poistaa	Noin 140 haitta-ainetta, ei seoksia, öljyhiilivedyt tulossa			Öljyhiilivetyjakeet, BTEX, MTBE, TAME, karsinogeeniset PAHit, lisäysmahdollisuus	Noin 75 haitta-ainetta
Kemialliset ominaisuudet	Kyllä	Kyllä	Ei parametrikirjastoa	Kyllä	Kyllä	Kyllä

	RISC	RISC-HUMAN	MMSOILS	CaITOX	SOILIRISK	SNV
Toksikologiset ominaisuudet	Kyllä	Kyllä	Ei parametrikirjas-toa	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Geologiset ominaisuudet	Kyllä		Ei parametrikirjas-toa	Kyllä	Kyllä	Kyllä
Hajoaminen	Kyllä	Ei		Ei	Kyllä	Ei
Maankäyttökkenaariot	<i>Asuinalue, työpaikka, satunnaisesti kohteessa oleskeleva, normaali altistus ja maksimialtistus (RME)</i>	Määritellään kullekin kohteelle konseptuaalisen mallin pohjalta, oletuskkenaario asuinalue			Asuinalue Kaupallinen/ teollinen alue	Herkkä (KM) ja vähemmän herkkä maankäyttö (MKM)
Käyttökohte	Riskilukujen (syöpäriski, vaaraosamäärä) laskenta sekä puhdistustasojen/sallittujen pitoisuuksien takaisinlaskenta	Ihmisten altistumisen arviointiin ja riskilukujen määrittelyyn		Kohdekohtaisten riskilukujen (syöpäriski, vaaraosamäärä) ja puhdistustavoite-tasojen laskentaan	Öljytuotteilla pi-laantuneen maaperän ja pohjaveden kohde-kohtaisesti hyväksyttävien tavoitetasojen määrittelyyn ja todettujen pitoisuuksien vertailuun (%) haitattomaan pitoisuuteen	Kohdekohtaisesti hyväksyttävien pitoisuustasojen (puhdistustavoitetasojen) arviointiin
Käyttöjärjestelmä	Windows	Windows	DOS	Excel	Excel	Excel
Saatavuus	Internet, 450 \$	Internet, 1 540 €		Internet, ilmainen	Öljyalan palvelukeskus Oy, 250 €	Internet, ilmainen
Käyttäjystävällisyys	Hyvä, mutta vaatii perehtyneisyyttä	Helppokäyttöinen, syöttöparametrien tarkistus vaatii huolellisuutta	Käyttöjärjestelmä	Helppokäyttöinen, mutta sisältää suuria laskenta- taulukoita	Melko helppokäyttöinen, sisältää suuria taulukoita	Helppokäyttöinen, osa taulukoista suuria
Ohjeistus	Kattava ja yksityis-	Suppea käyttöohje,		Käyttöohje on,	Käyttöohje ja	Käyttöohje

	<i>RISC</i>	<i>RISC-HUMAN</i>	<i>MMSOILS</i>	<i>CaITOX</i>	<i>SOILIRISK</i>	<i>SNV</i>
	kohtainen käyttö-opas sekä ohjelmaan sisäänrakennetut aputoiminnot	mutta hyvät ohjelmaan sisäänrakennetut aputoiminnot, lisäksi käyttötuki		ei käyttötukea	käyttökoulutus	
Laskentaperiaatteiden kuvaus	Laskentaperiaatteet ohjeraportissa	Laskentaperiaatteet esitetty ohjelmaan sisäänrakennetuissa toiminnoissa		Laskentaperiaatteet esitetty erillisessä manuaalissa	Laskentakaavat esitetty liiteraportissa	Laskentaperiaatteet kuvattu SNV:n ohjeraportissa ja sen liitteissä
Syöttötietojen ohjeistus	Oletusarvot, ohjelmassa ei liikkum rajoja	Parametrien kuvaukset ohjelmassa, liikkumarajat annettu		Oletusarvot, virheilmoitukset, suuri tarvittavien laskentaperiaatteiden määrä	Oletusarvot, osaa oletusarvoista ei voi vaihtaa, ohjeistus itse asetettavien arvojen määrittelystä	Oletusarvot, virheilmoitukset
Tulosten esittäminen						
- vertailu hyväksyttävään tasoon	Kyllä	Kyllä	Kyllä, ei-syöpävaar. + syöpävaaralliset	Kyllä, ei-syöpävaar. + syöpävaaralliset	Laskee montako prosenttia annettu lähtöpitoisuus on hyväksyttävästä tasosta	Esittää kohteen hyväksyttävät tasot ja todetut/laskennalliset pitoisuudet väliaineissa
- probabilistinen mallinnus	Kyllä	Ei	Kyllä	Excel-taulukko, mahdollisuus lisäohjelmalla	Excel-taulukko, mahdollisuus lisäohjelmalla	Ei
- esitysmuoto	Altistusreiteittäin sekä haittaineittain, erikseen syöpäriski	Yksi riskitaso (kaikki altistusreitit yhteensä)	Laskee eri altistusreiteistä tulevan saannin erikseen sekä yhteismäärän, erikseen syöpäriski	Laskee eri altistusreiteistä tulevan saannin erikseen sekä yhteismäärän, erikseen syöpäriski	Laskee eri altistusreiteistä tulevan saannin erikseen sekä yhteismäärän, erikseen syöpäriski	Laskee hyväksyttävän pitoisuuden eri altistusreiteille sekä kohteen hyväksyttävän

	<i>RISC</i>	<i>RISC-HUMAN</i>	<i>MMSOILS</i>	<i>CaITOX</i>	<i>SOILIRISK</i>	<i>SNV</i>
						pitoisuuden. Esittää myös ekologisesti hyväksyttävän pitoisuuden.
Raportointi	Syöpäriski ja vaaraosamäärä kemikaali-kohtaisesti lukuina tai kaavioina, hyväksyttävät pitoisuudet, mallinnuksen tulokset numeroina ja kaavoina, input-output raportit mallinnusvaiheesta ja riskinarviointivaiheesta	Taulukoita, kaavioita ja tekstimuotoinen raportti, johon valittavissa eri tulostustasoja		Taulukot ja graafit	Taulukot, yhteenvetotaulukko	Taulukot, yhteenvetotaulukko

* T – terveysvaikutukset, E – ekologiset vaikutukset, Po – kulkeutuminen pohjavesiin, I – kulkeutuminen kaasumaisina, Pi – kulkeutuminen pintavesiin

¹ Malli sisältää Ekologinen riskinarviointi-osuuden, jossa kuitenkin nykyisin voidaan arvioida vain pohjaveden ja sedimentin pitoisuudet. Ohjelman ohjekirjan mukaan malliin on jatkossa tulossa maaperän ja vesistöjen ekologisten ravintoketjujen mallinnus

² Kulkeutuminen sisä- ja ulkoilmaan on mukana, ei voi mallintaa samanaikaisesti

Liite B: Riskinarviointiohjelmien kuvaukset

RISC-Human 3.2

RISC-HUMAN on Hollannissa kehitetty ohjelma ihmisten altistumisen arviointiin maaperän, pohjaveden ja sedimenttien sisältämille haitta-aineille. Ohjelma perustuu National Institute of Public Health and Protection (RIVM) kehittämään CSOIL-malliin, joka on tarkoitettu pilaantuneen maaperän ihmiselle aiheuttamien riskien arviointiin. Mallia on laajennettu kattamaan myös pilaantuneella alueella tuotetun lihan ja maidon vaikutukset. Malliin kuuluu myös kaksi lisäosaa, joilla voidaan tarkastella sedimenteistä (SEDISOIL) ja pilaantuneella alueella sijaitsevan rakennuksen sisäilmasta (VOLASOIL) aiheutuvia riskejä. (Environment Agency 2003b; Van Hall Larenstein 2007.)

Ohjelmasta on ilmestynyt useita versioita, joista uusin on RISC-HUMAN 3.2 (Van Hall Larenstein 2007). Windows-pohjainen ohjelma on ostettavissa internetistä (<http://www.risc-site.nl>). Sen hinta vuonna 2007 oli 1 540 € (Van Hall Larenstein 2007). Ohjelma on muuten helppokäyttöinen, mutta syöttöparametrien tarkistus ja korjaus on työlästä. Muutosten teko vaatii huolellisuutta, jotta virheitä ei syntyisi. Ohjelman käyttöohje on suppea, mutta sisäänrakennetut aputoiminnot ovat käyttökelpoisia ja pääosin riittäviä. Mallin laskentaperiaatteita voi katsoa muun muassa lähteestä Rikken et al. (2001). Joidenkin parametrien osalta malliin kaipaaisi lisätietoa arvioinnin lähtökohdista.

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

Haitta-aineet ja maaperän ominaisuudet

Ohjelman haitta-aineiden tietokanta sisältää tiedot 139 yhdisteen fysikaalis-kemiallisista ja toksikologisista ominaisuuksista. Otte et al. (2001) ovat kuvanneet fysikaalis-kemiallisten parametrien valinta- ja arviointimenettelyä. Vastaavasti toksikologisten referenssiannosten arviointimenettely on esitetty Baarsin et al. (2001) raportissa. Ohjelman käyttäjä voi itse lisätä ohjelmaan yhdisteitä tai muuttaa yhdisteiden ominaisuuksia. Ohjelman lähtötiedot perustuvat Hollannin olosuhteisiin, mutta niitä voidaan muokata vastaamaan paremmin kohdealueen ominaisuuksia. Malli ei sisällä seoksia, kuten PAH- tai öljyjakeita, vaan siinä tarkastellaan pääosin yksittäisiä yhdisteitä. Van Hall ilmoittaa kuitenkin

www-sivuillaan, että öljyjakeet ovat tulossa ohjelmaan. Mallilla ei voida tarkastella ajan kuluessa vähenevää haitta-ainelähdettä (Environment Agency 2003b). Ohjelmalla voidaan kuitenkin tarkastella maaperässä eri syvyyksissä olevia haitta-aineita (ympäristöministeriö 2007).

Kulkeutumis- ja altistusreitit

RISC-HUMANin sisältämät kulkeutumisreitit ovat pohjavesi, ilman sisältämät kaasut ja pöly sekä kasvit (ympäristöministeriö 2007). Ohjelma sisältämät merkittävimmät altistusreitit on kuvattu liitteessä A.

Tarvittavat lähtötiedot

Riskien arvioinnin lähtötiedoiksi tarvitaan pitoisuustiedot tarkasteltaville haitta-aineille maaperässä tai pohjavedessä (mutta ei molemmissa) jokaista laskentakierrosta kohden. Jos pohjavettä käytetään juomavetenä tai haitta-aineen pitoisuus sisäilmassa lasketaan VOLASOIL-mallilla, on malliin syötettävä haitta-aineen pitoisuus pohjavedessä. Ohjelmaan voidaan syöttää tiedot tarkasteltavan kohteen ominaisuuksista, kuten esimerkiksi tuulen nopeudesta ja haitta-aineiden sijaintisyvyydestä, alueen maaperän ominaisuuksista ja rakennusten ominaisuuksista. Ohjelma antaa näille kaikille oletusarvot, joita voi muuttaa. Ainakin merkittävimmän lopputulokseen vaikuttavien parametrien arvoille on tarpeen valita kohdekohtaiset arvot. (Environment Agency 2003b.) Laskentatulokseen vaikuttavia merkittävimpiä parametreja on käsitelty esimerkikohteiden tulosten arvioinnin yhteydessä (luvut 6.1 ja 6.3) ja epävarmuutta käsittelevän luvun yhteydessä.

Ihmisen elinikäiseksi altistusajaksi on määritelty 70 vuotta, josta kuusi ensimmäistä vuotta ovat lapsuusaikaa. Ohjelmassa ei ole valmiita maankäyttöskenaarioita, vaan käyttäjä määrittelee itse altistustiheyden ja päivittäisen altistusajan sisä- ja ulkoilmalle sekä ihoaltistukselle ulkona. Maansyönnille oletusarvot ovat 50 mg/d aikuiselle ja 150 mg/d lapselle, mutta käyttäjä voi valita näiden tilalle haluamansa arvot välillä 0–500 mg/d. Maaperästä koteihin kulkeutuvan pölyn osuus kotipölystä on arvioitu asuinaluekäytön mukaan. Pohjavedelle altistumista laskettaessa oletusarvona on altistus muoviputkien läpi kulkeutuville haitta-aineille. Jos halutaan laskea altistus pohjavedelle juomavetenä, se on valittava erikseen.

Tulokset ja niiden tulkinta

RISC-HUMAN -ohjelma esittää arvioinnin tulokset seuraavissa tulostaulukoissa:

- haitta-aineiden aiheuttamat keskimääräiset päiväaltistukset lapsuus- ja aikuisiältä sekä koko eliniältä sekä elinikäisen altistuksen vertailu hyväksyttävään tasoon
- altistukset altistusreiteittäin
- eri altistusreittien osuudet kokonaisaltistuksesta piirakkakuviona
- haitta-aineiden pitoisuudet valituilla altistusreiteillä eri väliaineissa ja laskeparametrit, jotka eivät ole samoja kuin ohjelman oletusarvot. Jos laskeparametreina käytetään ohjelman oletusarvoja, ne eivät tule raporttiin
- maankäyttöparametrit.

Ohjelman esittämien tulosten perusteella voidaan tehdä johtopäätöksiä muun muassa siitä, mitkä altistusreitit ovat olennaisimpia kokonaisvaikutuksen kannalta. (Environment Agency 2003b.)

RISC

RISC-riskinarviointiohjelmalla voidaan arvioida pilaantuneen maan aiheuttamaa terveysriskiä, laskea eri väliaineille riskiin pohjautuvat puhdistamistavoitteet ja suorittaa yksinkertaista haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamista. Sen on kehittänyt Bp Oil International Ltd. tavoitteenaan yrityksen omistamien kohteiden riskien johdonmukainen ja läpinäkyvä tarkastelu. Ohjelma perustuu American Society for Testing and Materialsin (ASTM) *Risk Based Correction Action* (RBCA) -menetelmään, jota on täydennetty uusilla altistusreiteillä, vastaanottajamalleilla, kulkeutumistiedoilla ja haitta-aineilla. (Environment Agency 2003a.)

RISC on Windows-pohjainen ohjelma, joka on ostettavissa internetistä. Sen hinta on 450 \$ (n. 315 €) (Groundwater software 2007). Ohjelman käyttöliittymä on toimiva ja käyttäjäystävällinen, mutta laskentamalli on monimutkainen, ja sen tarkoituksenmukainen ja tehokas käyttö vaatii perehtyneisyyttä. Ohjelma sisältää kattavan ja yksityiskohtaisen käyttöohjeen, ja lisäksi siinä on sisäänrakennettu apujärjestelmä, joka auttaa ohjelman käytössä. (Environment Agency 2003a.)

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

Haitta-aineet ja maaperän ominaisuudet

RISC-ohjelman tietokanta sisältää tiedot 87 kemikaalista, joihin kuuluu myös öljyhiilijakeita (TPH, *Total Petroleum Hydrocarbon*). Yhdisteistä on esitetty fysikaaliset, kemialliset ja toksikologiset ominaisuudet, jotka on kerätty julkisista lähteistä, pääosin Yhdysvalloista. Ohjelman käyttäjä voi muuttaa haitta-aineille määriteltyjä tietoja sekä lisätä ja poistaa yhdisteitä tietokannasta. Ohjelmalla voidaan arvioida yhtäaikaaisesti korkeintaan 20 eri yhdisteen aiheuttamaa riskiä. Laskentamalleissa on huomioitu myös esimerkiksi yhdisteiden biohajomisesta aiheutuvia vaikutuksia. (Environment Agency 2003a.)

RISC-ohjelman tietokanta sisältää kymmenen maalajityypin tiedot, joihin kuuluvat muun muassa huokoisuus, vesipitoisuudet ja orgaanisen aineen osuus. Maalajityyppien ominaisuudet eivät kaikin osin vastaa suomalaisia oletusarvoja. Kuten riskinarvioinnissa yleensäkin, ne on syytä tarkistaa kohdekohtaisesti. Ohjelman toksikologiset tiedot ovat peräisin useista yhdysvaltalaisista lähteistä. Lähteet on mainittu, mutta tietokannasta tai manuaalista ei selviä, mitä niistä on kullekin haitta-aineelle käytetty.

Kulkeutumis- ja altistusreitit

RISC-ohjelmalla voidaan tarkastella altistusta, joka aiheutuu maaperästä, pohjavedestä, ilmasta, kasviksista tai pintavedestä. Ohjelman sisältämät merkittävimmät altistusreitit on kuvattu liitteessä A.

Ohjelmalla voidaan arvioida haitta-aineiden kulkeutumista pilaantuneesta maasta ilmaan ja pohjaveteen ja kulkeutumista pohjavedessä. Mallilla ei voida tarkastella kulkeutumista vapaassa faasissa. Ohjelma sisältää sekä pohjaveden että sisäilman tarkasteluun kolme erilaista kulkeutumismallia (Environment Agency 2003a). Mallilla voidaan tarkastella haihtuvien aineiden kulkeutumista sisäilmaan kaukaisemmasta pohjavesilähteestä mutta ei kulkeutumista kauempana talosta sijaitsevasta maaperälähteestä. Altistusta sisä- ja ulkoilman kautta ei voi tarkastella samanaikaisesti, koska lähtökohtana on ollut, että jompikumpi on pääasiallinen reitti. Mallilla voidaan myös arvioida haitta-aineiden leviämistä kasveihin maasta ja kasteluvedestä.

Kaasujen kulkeutuminen

RISC-mallissa maaperässä olevien kaasujen kulkeutumista rakennukseen simuloidaan Johnsonin ja Ettingerin (1991) esittämällä mallilla. Mallilla voidaan ottaa huomioon sekä diffuusion että advektion perustuva kulkeutuminen rakennuksen perustusten kautta. Advektio johtuu rakennuksen hieman alhaisemmasta paineesta verrattuna ilmanpaineeseen. Paine-eron syynä voi olla lämpötilaero, ilmanpaineenvaihtelut, tuuli ja rakennuksen lämmitys. Mallissa painegradientti annetaan lähtöparametrina.

Johnsonin ja Ettingerin malli on stationääriseen virtaukseen perustuva malli. Lähteen pitoisuus pysyy vakiona eikä massa lähteessä vähene ajan suhteen. Mallia ei ole linkitetty muihin aineen käyttäytymis- ja kulkeutumismalleihin, eikä siinä oteta huomioon biohajoamista. Tämä oletus on riittävä kemikaaleille, jotka eivät hajoa helposti, lyhyillä diffuusiomatkoilla ja/tai riskinarvioinnin ensimmäisissä vaiheissa. BTEX-kemikaalit voivat hajota helposti tietyissä olosuhteissa, jolloin voidaan käyttää RISC-mallissa olevia muita kaasujen kulkeutumismalleja.

Toinen kaasujen kulkeutumismalli RISC-riskinarviointimallissa on ns. hajoamisvyöhykemalli (*degradation-dominant layer model*) (Johnson et al. 1998). Malli arvioi kaasun kulkeutumisen kolmesta kerroksesta muodostuvan kyllästämättömän kerroksen läpi ja ottaa huomioon hajoamisen. Lähinnä lähdettä sijaitsevassa kerroksessa ei tapahdu hajoamista. Sen sijaan tämän kerroksen yläpuolella sijaitsevassa välikerroksessa hajoamista tapahtuu. Aktiivisen kerroksen yläpuolella lähellä rakennusta tai maanpintaa on kolmas kerros, jossa hajoamista ei tapahdu. Mallin käyttäjä määrittää näiden kerrosten paksuudet kentähavaintojen perusteella. Mallia voidaan käyttää sekä sisäilman että ulkoilman pitoisuuksien laskentaan. Malli arvioi massavirran ylemmästä kerroksesta. Kun arvioidaan ilman pitoisuutta rakennuksessa, malli käyttää Johnsonin ja Ettingerin mallia.

Kolmas kaasujen kulkeutumismalli RISC-mallissa on ns. *oxygen-limited model* (Johnson 1998). Tämäkin malli arvioi kyllästämättömän vyöhykkeen kautta virtaavan haitta-aineiden massavirran ja ottaa huomioon hajoamisen.

Altistuvaksi kohteeksi voidaan valita joko normaalisti altistuva henkilö tai ns. maksimialtistus (RME – *reasonable maximum exposure*). Elinikäisessä altistuksessa lapsen altistusaika lapselle on kuusi ensimmäistä elinvuotta ja aikuisen altistuksen kesto yhdeksän vuotta, jos valitaan normaalisti altistuva henkilö, ja 30 vuotta, jos valitaan maksimialtistus. Altistuksen kesto on kuitenkin vaihdettavissa. Karsinogeenille oletettu altistusaika on 70 vuotta.

Tarvittavat lähtötiedot

Lähtötietoina ohjelmaan tulee riskinarviointia varten syöttää tiedot tarkasteltavien haitta-aineiden pitoisuuksista. Lisäksi ohjelmaan voi määrittää oletusarvojen tilalle tarkasteltavalle kohteelle ominaisia altistumiseen liittyviä parametreja, kuten tietoja pilaantuneen alueen etäisyydestä vastaanottajiin tai alueen geologisia ja hydrologisia tietoja. Mitatuista maaperän, pohjaveden ja ilman haitta-aineiden pitoisuuksista voidaan arvioida suoraan niiden aiheuttama riski tai käyttää niitä lähtötietoina kulkeutumisen- ja altistumismallien laskennassa. (Environment Agency 2003a.)

Tulokset ja niiden tulkinta

RISC-ohjelma esittää riskinarvioinnin tuloksina (Environment Agency 2003a)

- yhteenvedon lähtötiedoista
- syöpäriskin arvioinnin tulostaulukon ja kaaviot
- ei-karsinogeenisen riskin arvioinnin tulostaulukon ja kaaviot
- aikasarjat pohjaveden ja haihtuvien yhdisteiden konsentraatioista vastaanottaja- ja kulkeutumismalleissa.

Ohjelmalla voidaan laskea joko riskitasot tai kunnostusta edellyttävät pitoisuudet, muttei molempia samanaikaisesti. Ohjelma suorittaa sekä deterministisen että probabilistisen tarkastelun ja esittää tulokset kummallekin vaihtoehdolle. Arviointimallien tuloksina ulko- ja sisäilmalle esitetään yhteenveto käytetyistä lähtötiedoista, ilmavirran ja ilman sisältämien haitta-aineiden pitoisuudet sekä yhdistekohtaiset tulokset. Arvioinnin lopulliset tulokset ovat yhteenvetotaulukoissa, joissa esitetään

- syöpäriski yhteensä eri altistusreiteistä, mutta erikseen pintamalle ja haihtuville yhdisteille
- riski-indeksi eli haitta-aineannoksen ja referenssiannoksen suhde kaikille tarkastelluille haitta-aineille erikseen kunkin altistusreitien kautta sekä kemikaalikohtaisesti summana kaikista altistusreiteistä
- riskitasot tai kunnostusta edellyttävät pitoisuudet haitta-aineittain tai kumulatiivisten riskien mukaan
- yhteenvetotaulukot käytetyistä lähtötiedoista ja saaduista tuloksista.

Tulokset voidaan esittää sekä lisäsyöpäriskinä jokaiselle altistusreitille tai haitta-aineelle tai riski-indeksinä vastaavasti altistusreiteittäin tai haitta-aineittain. Kumulatiivinen riski-indeksi ei ota huomioon haitta-aineen vaikutusmekanismia ja vaikutusten kohde-elintä vaan laskee yhteen kaikki riskitasot. Myös siihen, miten riskitasot eri altistusreittien kautta yhdistetään, kannatta kiinnittää huomiota. Ohjelmasta on mahdollista saada tuloksia jo heti altistus- ja kulkeutumismallien laskennan suorituksen jälkeen tai koko arvioinnin toteuttamisen eli riski- ja puhdistustasojen laskennan jälkeen. (Environment Agency 2003a.)

SOILIRISK 2.0

SOILIRISK on Öljyalan palvelukeskus Oy:n laatima arviointimalli pienialaisen (esim. huoltamoalue) öljytuotteilla pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kohdekohtaiseen riskinarviointiin. Malli on Excel-pohjainen, ja sen rungon muodostavat ASTM:n suosittelemat ns. RBCA-yhtälöt (ASTM 2002), joita on kuitenkin muunnettu ja täydennetty vastaamaan käyttötarkoitusta paremmin. (Öljyalan palvelukeskus Oy 2003.)

Ohjelma on saatavissa sen tekijältä Öljyalan palvelukeskukselta, ja sen hinta on 500 euroa (Ympäristökeskus 2007). SOILIRISK-ohjelmalle on käyttöohje sekä siihen on järjestetty käyttökoulutusta, mutta varsinaista ATK-tukea ohjelmaan ei ole saatavilla (Ympäristöministeriö 2007).

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

Haitta-aineet ja maaperän ominaisuudet

SOILIRISK-ohjelma keskittyy öljyhiilivetyjakeisiin. Bentseeniä, tolueenia ja MTBE:tä (ja TAMEa) sekä karsinogeenisia PAH-yhdisteitä tarkastellaan ainekohtaisesti. Alifaattiset hiilivedyt on jaoteltu kuuteen jakeeseen ja aromaattiset hiilivedyt viiteen jakeeseen hiiliekvivalenttiluvun mukaan.

Laskentamallissa voidaan valita kolme haitta-aineiden hajoamisnopeutta (ei hajoamista, hidas hajoaminen, nopea hajoaminen). Kohteeseen sopivaa hajoamisnopeutta voidaan arvioida esimerkiksi mallin kalibroinnin avulla (Öljyalan palvelukeskus Oy 2007). Malli ottaa huomioon aineiden kyllästymispitoisuudet maaperässä, vesiliukoisuuden pohjavedessä sekä haihtuvien aineiden pitoisuuden pienenemisen haihtumisen seurauksena.

Ohjelma sisältää oletusarvot hiekan, moreenin ja siltin maaperän ominaisuuksille. Maaperän ominaisuuksia voidaan muuttaa vastaamaan kohteessa vallitsevia olosuhteita. Oletusarvot on sovitettu suomalaisiin olosuhteisiin, mutta osa oletusarvoista perustuu hollantilaisten tai yhdysvaltalaisien lähtöarvojen käyttöön (ympäristöministeriö 2007).

Kulkeutumis- ja altistusreitit

SOILIRISK-mallissa huomioitavat altistumisreitit ovat maan nieleminen, ulko- ja sisäilman hengitys, ihokosketus ja pohjaveden juonti (liite A). Mallissa tarkastellaan erikseen altistusta pinta- ja pohjamaan sekä pohjaveden kautta.

Tarvittavat lähtötiedot

Ohjelmaan voidaan syöttää pitoisuustiedot tarkasteltaville haitta-aineille pinta- ja pohjamaassa sekä pohjavedessä. Se sisältää maalajikohtaiset oletusarvot kolmelle eri maalajille sekä oletusarvot kaikille lähtötiedoille. Oletusarvot on tarkoitettu lähinnä esimerkkiarvoiksi esimerkiksi mallin alustavaa testausta varten. Oletusarvojen käyttö varsinaisissa arvioinneissa tulee ohjeen mukaan perustella. Lähtötiedot on jaettu kolmeen ryhmään: aina kohdekohtaisesti määritettävät lähtötiedot, tarvittaessa kohteen tilanteen mukaan määritettävät lähtötiedot sekä kiinteät arvot. Kiinteät arvot sisältävät esimerkiksi ihmisten ominaisuuksia koskevia lähtöarvoja. Tarkoituksena on varmistaa, että laskennan periaate säilyy kaikissa kohteissa samana ja vain kohdekohtaisesti vaikuttavat asiat vaihtelevat eri kohteiden kesken.

Tulokset ja niiden tulkinta

Malli laskee syötettyjen hiilivetyypitoisuuksien perusteella niiden suhteen hyväksyttäviin kohdekohtaisiin enimmäispitoisuuksiin. Tuloksissa esitetään keskeisimpien haitta-aineiden pitoisuuksien prosenttiosuudet kohteelle lasketuista hyväksyttävistä enimmäispitoisuuksista. Tuloksissa esitetään myös samankaltaisesti vaikuttavien aineiden kokonaisvaikutus sekä yhteenvetona eri altistusreittien summavaikutus. Lisäksi esitetään kaikkein syöpävaarallisimpien yhdisteiden aiheuttama syöpäriskin lisääntyminen kokonaisuudessaan. Ohjelmalla voidaan laskea riskitasot sekä maaperälle että pohjavedelle annetuista lähtöpitoisuuksista.

Välituloksina ohjelma esittää ainekohtaiset pitoisuudet altistumisreittein eri vaiheissa. Lisäksi ohjelmassa on näkyvissä välivaihe- ja apulaskelmia liittyen esi-

merkiksi maaperän kyllästymispitoisuuksiin ja haitta-aineiden pitoisuuksiin eri väliaineissa. (Öljyalan palvelukeskus 2007.)

SNV:n malli

Ruotsin Naturvårdsverketin toimeksiantona on kehitetty Ruotsin maaperän ohjearvojen laskentaperiaatteisiin perustuva ohjelma maaperän haitta-aineiden kohdekohtaiseen riskinarviointiin. Ohjelma on Excel-pohjainen, ja sen lopullinen versio on saatavissa Naturvårdsverketin www-sivuilta (<http://www.naturvards.verket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/5900/978-91-620-5976-7//>). Ohjelma on maksuton. Tässä projektissa on arvioinnissa käytetty myös ohjelman aikaisempaa, vuonna 2004 valmistunutta lausuntoversiota. Ohjelmaversioissa ei kuitenkaan ole kovin suuria tuloksiin vaikuttavia eroja.

Naturvårdsverketin sivuilta on saatavissa myös Ruotsin ympäristöviranomaisen tekemä ohje pilaantuneiden maiden riskinarvioinnista. Se toimii osaltaan riskinarviointimallin kuvauksena.

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

Ohjelma sisältää kaksi maankäyttövaihtoehtoa, herkän ja vähemmän herkän maankäytön ja mahdollisuuden tehdä kohdekohtaisia muutoksia altistuksen arvioinnin lähtöoletuksiin (altistusreitit, altistusparametrit). Muuttumattomaksi tarkoitettuja parametreja ovat maansyöntimäärä, hengitettävän ilman määrä sekä veden, vihannesten ja kalan kulutus.

Mallissa voidaan ottaa huomioon altistuminen muista lähteistä peräisin oleville haitta-aineille, arvioida maaperän pilaantuneisuutta pohjaveden suojelun sekä akuutin toksisuuden kannalta. Lisäksi maaperän ohjearvojen määrittämisessä otetaan huomioon taustapitoisuus.

Malli määrittää myös kaksi ympäristöriskeihin pohjautuvaa maaperän ohjearvopitoisuutta. Ensimmäinen näistä kertoo pitoisuuden, joka voi aiheuttaa vaikutuksia maassa eläville lajeille. Pitoisuusarvot pohjautuvat hollantilaisten käyttämiin ekotoksikologisiin ohjearvoihin. Toinen ympäristöriskeihin pohjautuva maaperän ohjearvopitoisuus ilmoittaa pitoisuuden, joka voi aiheuttaa vaikutuksia pintavesistössä.

Malli on suhteellisen yksinkertainen. Siksi alueilla, joilla haitta-aineiden levinneisyys on monimutkainen, leviämisedellytyksissä on suuria vaihteluita tai

vastaanottajaolosuhteet ovat monimutkaiset, voidaan tarvita edistysellisempiä menetelmiä ja malleja (Naturvårdsverket 2005a).

Haitta-aineet ja maaperän ominaisuudet

Malli käyttää aineparametreja, skenaarioparametreja ja malliparametreja. Lisäksi mallissa on sisäisiä laskentaparametreja. Tietokannassa on 77 aineelle tai aine-ryhmälle tiedot. Skenaarioparametreja käytetään erityyppiselle maankäytölle ominaisten altistus- ja kulkeutumisreittien laskennassa, ja niiden arvoja voidaan muuttaa kohdekohtaisten olosuhteiden huomioon ottamiseksi. Malliparametrit ovat parametreja, jotka ovat riippumattomia maankäytöstä ja aineesta. Niiden arvoja tulee muuttaa vain hyvin erityisistä syistä.

Kulkeutumis- ja altistusreitit

SNV-mallilla voidaan arvioida haitta-aineiden kulkeutumista veden ja ilman mukana sekä kasveihin. Mallissa on kuusi altistusreittiä: maansyönti, ihokontakti, pölyn ja kaasujen hengittäminen, vedenjuonti ja kasvien syönti (liite A).

Tarvittavat lähtötiedot

Lähtötietoina oletusarvojen tilalle voidaan syöttää altistukseen, maaperään ja hydrologiaan liittyviä parametriarvoja. Parametriarvot vaikuttavat laskettujen ohjearvojen suuruuteen. Ohjelmassa voidaan arvioida aineiden kulkeutumista maaperän pitoisuuden perusteella.

Tulokset ja niiden tulkinta

Laskentaohjelma laskee kohdekohtaisen ohjearvon ja maaperän mitattujen pitoisuuksien perusteella pitoisuudet eri väliaineissa. Laskentaohjelmaan voidaan syöttää muista kulkeutumismalleista saatua aineistoa.

Ohjelma laskee toksikologisten referenssiarvojen perusteella kullekin altistusreitille maksimipitoisuuden. Oletetaan siis, että altistus tapahtuu yksinomaan tämän altistusreitien kautta.

CalTOX

CalTOX on Excel-pohjainen ohjelma ihmisten altistusmäärien arviointiin ja maaperän puhdistustavoitteiden määrittelemiseen. Ohjelmalla voidaan arvioida pilaantuneen maaperän ja sen läheisyydessä olevan ilman, pinta- ja pohjavesien sekä sedimenttikerrosten pilaantuneisuutta. (McKone & Enoch 2002.) CalTOX-ohjelma ja sen käyttöohjeet ovat ilmaiseksi kopioitavissa internetistä osoitteesta <http://eetd.lbl.gov/ied/era/caltox/>. CalTOX on ohjelmana helppokäyttöinen ja selkeä, mutta se sisältää hyvin suuria laskentataulukoita, ja laskentaan käytettävät tiedot ovat hajallaan. Ohjelma soveltuu kuitenkin hyvin varsinkin alustavan riskinarvioinnin tekemiseen. (Ympäristöministeriö 2007; Rossi 2002.)

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

Haitta-aineet ja maaperän ominaisuudet

CalTOX-ohjelmaa voidaan soveltaa luotettavuus järjestyksessä seuraavien yhdisteiden aiheuttamien riskien arviointiin (McKone & Enoch 2002):

- ei-ioniset orgaaniset kemikaalit
- radionuklidit
- täysin dissosioituneet orgaaniset ja epäorgaaniset kemikaalit
- kiinteän faasin metalliyhdisteet.

Mallia ei kuitenkaan voida soveltaa pinta-aktiivisiin aineisiin, epäorgaanisiin kemikaaleihin, joilla on korkea höyrystymis-liukoisuus-suhde, tai haihtuviin metalleihin, kuten elohopeaan. Ohjelmaan voi myös itse lisätä haitta-aineita. (McKone & Enoch 2002.) Ohjelmassa voidaan tarkastella eri haitta-aineiden yhteisvaikutusta, mutta se ei sisällä mahdollisuutta niiden hajoamisen tarkasteluun. (Ympäristöministeriö 2007.)

Kulkeutumis- ja altistusreitit

CalTOX huomioi altistukset, jotka aiheutuvat hengityksen, ihokosketuksen tai ravinnonoton kautta. Näitä reittejä yhdistämällä voidaan selvittää haitta-aineiden pilaantuneella alueella aiheuttama potentiaalinen kokonaisaltistusannos ihmiselle. Ohjelma sisältää kulkeutumis- ja muuntumismallit seitsemälle väliaineelle. Väli-

Liite B: Riskinarviointiohjelmien kuvaukset

aineet ovat ilma, kasvit, pintavesi ja sedimenttikerros sekä maaperän kerrokset, eli pintamaa, juuristovyöhyke ja pohjaveden yläpuolinen kerros juuristovyöhykkeen alapuolella. Laskentaohjelma mallintaa haitta-aineen pitoisuuden jokaisessa väliaineessa sekä arvioi todennäköisyydet, joilla ainetta tietyn ajanjakson kuluttua esiintyy tarkasteltavalla osa-alueella, kulkeutuu toiselle tai muuntuu toiseen kemialliseen muotoon. Kussakin väliaineessa haitta-aineen oletetaan saavuttavan tasapainon eri faasien mutta ei vierekkäisten alueiden välillä. (McKone & Enoch 2002.)

Ohjelman sisältämät altistusreitit ovat (McKone & Enoch 2002):

- sisäilman hengitys toiminnan aikana
- sisäilman hengitys levätessä
- hengitys suihkussa
- ulkoilman hengitys toiminnan aikana
- hiukkasten hengitys sisällä
- maaperästä lähtöisin olevan pölyn kulkeutuminen sisäilmaan
- maaperästä lähtöisin olevien höyryjen kulkeutuminen sisäilmaan
- eläimien hengitys
- pohjaveden käyttö talousvetenä
- pintaveden käyttö talousvetenä
- talousveden juominen
- pohjaveden käyttö kasteluun
- pintaveden käyttö kasteluun
- pohjaveden käyttö eläinten juottamiseen
- pintaveden käyttö eläinten juottamiseen
- haitta-aineiden kulkeutuminen
 - ilmasta kasvien pinnalle
 - pintamaasta kasvien pinnalle
 - maaperästä juurien kautta kasvien kudoksiin
- eläinten laiduntaminen
- itse kasvatettujen, altistuneiden tuotteiden syönti
- itse kasvatettujen, altistumattomien tuotteiden syönti
- itse tuotetun lihan syönti
- itse tuotetun maidon juonti
- itse tuotettujen kananmunien syönti
- paikallisten kalojen syönti
- suora maan nautinta

- kosketus maahan kotona tai töissä
- ihokontakti suihkussa tai kylvyssä
- ihokontakti ja veden juonti uinnin aikana
- lasten rintaruokinta.

Tarvittavat lähtötiedot

Altistumista arvioitaessa malliin tarvitaan tiedot altistuskohteena olevan ihmisen iästä ja sukupuolesta, elinympäristöstä sekä käyttöveden ja ravinnon lähteistä. Malliin tulee syöttää myös tiedot altistusajasta ja keskimääräisestä altistusajanjaksosta sekä anatomiset tiedot. Käytettävästä ravinnosta tarvitaan lähtötietoina maaperän suoraan syömiseen sekä viljelykasveihin ja lihakarjaan liittyvät tiedot. Haitta-aineista malliin tulee syöttää tiedot tarkasteltavien yhdisteiden pitoisuuksista maaperässä. (McKone & Enoch 2002.)

CalTOX-mallissa on valmiina useiden yhdisteiden fysikaalis-kemialliset tiedot, mutta niitä voi myös itse syöttää ohjelmaan. Yhdisteille voi määrittää malliin tiedot muun muassa molekyylipainosta, sulamispisteestä, liukoisuudesta ja diffuusiokertoimista. Mallissa on oletusarvoina tiedot kalifornialaisesta maaperästä, mutta siihen voidaan myös itse määrittää kohdealueen ominaisuuksia kuvaavia parametreja, kuten meteorologisista tiedoista tuulen nopeus ja lämpötila, hydrologisista tiedoista sadanta ja pohjaveden imeytyminen sekä itse maaperän ominaisuuksista ominaispaino, huokoisuus ja juuristovyöhykkeen syvyys. (McKone & Enoch 2002.)

Tulokset ja niiden tulkinta

Ohjelman antamat tulokset

CalTOX-malli laskee maaperän puhdistuksen tavoitearvot sekä juuristovyöhykkeelle että pohjaveden yläpuoliselle kerrokselle. Malli laskee yksilölle aiheutuvan riskin sekä syöpäriskin että aineen haitallisuuteen perustuen. Syöpäriski ilmoitetaan kahdelle eri oletukselle: henkilö joko on tai ei ole saanut rintaruokintaa ensimmäisen elinvuotensa aikana. Aineen haitallisuuteen perustuva laskenta suoritetaan erikseen lapselle ja aikuiselle. Näistä neljästä arvosta tavoitearvoksi valitaan kummallekin maaperävyöhykkeelle pienin arvo. Pitoisuustavoitearvojen lisäksi CalTOX-malli esittää tuloksissa puhdistamattoman maaperän aiheuttaman riskin tai haitallisuuden ihmiselle. Tuloksissa malli esittää myös liukoisuusarvot

maaperässä ja pitoisuustiedot tarkastelluissa osa-alueissa sekä pohjavedessä. (McKone & Enoch 2002.)

CalTOX-ohjelmalla voidaan suorittaa herkkyystarkastelu, jonka avulla tarkastelussa käytetyt arvot voidaan asettaa arvojärjestykseen sen mukaan, kuinka suuri niiden vaikutus on lopputuloksen varianssiin. Ohjelmassa data voidaan myös muokata Monte Carlo -analyysiin sopivaan muotoon, jotta epävarmuuslaskenta voidaan suorittaa. (McKone & Enoch 2002.)

Rajoitukset ja ongelmat

CalTOX:n laskentamalli käyttää täyssekoitusperiaatetta, jossa vajovesivyöhykkeeseen tulevan kemikaalin oletetaan sekoittuvan välittömästi ja tasaisesti koko kerrokseen. Tämän vuoksi malli arvioi hyvin hitaasti kulkeutuville aineille, kuten dioksiineille, PCB:lle ja lyijylle, suhteellisen korkean pitoisuuden pohjavedessä myös lyhyellä aikavälillä. (Rossi 2002.)

Ohjelmalla ei voida tarkastella alueita, joiden pinta-ala on alle 1 000 m² tai joiden pinnasta yli 10 % on veden peitossa (McKone & Enoch 2002). Mallilla ei voida myöskään laskea suoraan aikasarjaa pohjaveden pitoisuuksille, vaan ne joudutaan selvittämään muuntelemalla altistusjakson ajankohtaa. Malli ei ota huomioon purkautuvan pohjaveden vaikutusta pintaveden sisältämien haitta-aineiden pitoisuuksiin. Sovellettaessa CalTOX-mallia on kiinnitettävä erityistä huomiota juuri siihen, että ympäristön ja altistuvan kohteen väliset yhteydet ja etäisyydet vastaavat mallissa käytettyjä oletuksia. (Rossi 2002.)

Muut tarkastellut riskinarviointimallit

ConSim-kulkeutumismalli

ConSim (Golder Associates Ltd 2003) on kulkeutumismalli, jonka lähestymistapa perustuu virtaus- ja kulkeutumisyhtälöiden analyttisiin ratkaisuihin. ConSimiä voidaan käyttää pohjavesiriskin määrittämiseen. Sitä ei ole tarkoitettu yksityiskohtaisten fysikaalisten, kemiallisten ja/tai biologisten prosessien mallintamiseen eikä muun kuin pohjavedelle aiheutetun riskin määrittämiseen.

Mallin sisältö ja arviointiin tarvittavat tiedot

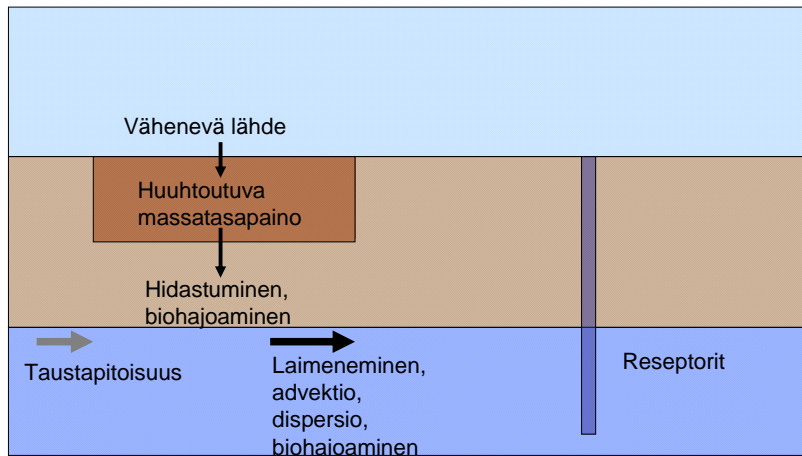
ConSimissä voidaan käsitellä samanaikaisesti useita lika-aineita, joille voidaan myös määrittellä erilliset lähdealueet ja kulkeutumisreitit. Lähdealueella on ole-

tusarvoisesti vakiopitoisuus, mutta halutessaan käyttäjä voi määrittellä myös vähenevän lähdefunktion. Tarkkailupisteitä (havaintopisteitä) voi olla useita.

Analyttisen ratkaisemisen mahdollistamiseksi heterogeenisuutta käsitellään jakamalla ongelma homogeenisiin osaongelmiin. Tämä toteutetaan kerroksittaisen lähestymistavan avulla seuraavasti. Ensimmäisessä vaiheessa (taso 1) ratkaistaan lähdealueen tasapainotilaa kuvaava haitta-aineen pitoisuus huokosvedessä. Tarkoituksena on määrittää, ylittääkö pitoisuus lähdealueella sallitut raja-arvot. Seuraavaksi (taso 2) lasketaan haitta-aineen kulkeutuminen vedellä kylläsymättömässä vyöhykkeessä lähdealueelta pohjavesikerrokseen sekä laimeneminen pohjavesikerroksen yläreunassa suoraan lähteen alapuolella. Näitä pohjavesikerroksen korkeimpia pitoisuuksia voidaan verrata pohjavedelle sallittuihin pitoisuusarvoihin. Lopuksi tarkastellaan kulkeutumista pohjavesikerroksessa (taso 3) ja pitoisuuksia halutuissa tarkkailupisteissä.

ConSimin lähestymistapaa kuvaava konseptuaalinen malli on esitetty seuraavassa kuvassa B1.

Konseptuaalinen malli



Kuva B1. ConSimin lähestymistapaa kuvaava konseptuaalinen malli.

Kullekin tasolle määritellään oma parametrijoukko. Parametrien epävarmuutta voidaan kuvata antamalla parametrit vakioarvon sijaan jakaumina. Eri tasoilla tarvittavia parametreja on kuvattu taulukossa B1. Eri tasoilla lasketut tulokset on esitetty taulukossa B2.

Taulukko B1. ConSim-ohjelman parametrit.

Taso 1	Taso 2	Taso 3
Lähdealueen parametrit: <ul style="list-style-type: none"> - Suotoveden tai maa-aineksen pitoisuus - Veden ja ilman täyttämä huokoisuus TAI maa-aineksen kosteus ja kiviaineksen tiheys - Henryn lain vakio - Pilaantuneen maa-aineksen tiheys - Lika-aineen liukoisuus - Lähteen dimensiot 	<ul style="list-style-type: none"> - Tason 1 parametrit Kyllästymättömän maaperän parametrit: <ul style="list-style-type: none"> - Suotovesimäärä - Kyllästymättömän maaperän paksuus - Pystysuora dispersiivisyys - Lika-aineen puoliintumisaika - Jakaantumiskerroin - Orgaanisen hiilen fraktio - Kyllästysaste - Vedenjohtavuus Akviferin parametrit: <ul style="list-style-type: none"> - Vedenjohtavuus - Gradientti - Sekoittumiskerroksen paksuus 	<ul style="list-style-type: none"> - Tasojen 1 ja 2 parametrit Akviferin parametrit: <ul style="list-style-type: none"> - Tehokas huokoisuus - Dispersiivisyys - Haitta-aineen puoliintumisaika - Jakaantumiskerroin - Orgaanisen hiilen fraktio - Virtauksen suunta - Havaintopisteiden sijainti

Mallin tulokset

Taulukko B2. ConSim-ohjelman tulokset.

Taso1	Taso 2	Taso 2
<ul style="list-style-type: none"> - Pitoisuus lähdealueen suotovedessä 	<ul style="list-style-type: none"> - Hidastunut/hidastumaton kulkeutumisaika pohjaveteen - Pitoisuus pohjaveden pinnalla 	<ul style="list-style-type: none"> - Hidastunut/hidastumaton kulkeutumisaika havaintopisteisiin - Pitoisuus havaintopisteissä

Mikäli parametriarvoille käytetään jakaumia (esim. tasa-, kolmio-, normaali- tai lognormaalijakaumia), on tärkeää, että valitulle jakaumalle on riittävät perusteet. Käytettävissä oleva data määrää sekä tietämyksen että tietämättömyyden systeemistä, ja on tärkeää ottaa tämä huomioon. Mikäli käytettävissä on esimerkiksi vain kaksi mittausarvoa, on suositeltavaa käyttää tasajakaumaa. Joissakin tapauksissa jonkin tietyn jakauman käytölle voi olla teoreettiset perusteet. Mitatut

parametriarvot, joissa on huomattava mittausvirhe, tapaavat noudattaa normaali-jakaumaa.

Mikäli parametriarvoille käytetään todennäköisyysjakaumia, ei simuloinnillekaan voida esittää yhtä tulosta. Eräs tapa käsitellä tilannetta on pahimman tai todennäköisimmän tapauksen määrittely. Tämä ei kuitenkaan noudata riskinmäärityksen filosofiaa, jossa kaikki tieto tulisi hyödyntää. ConSimissä onkin tämän vuoksi valittu Monte Carlo -lähestymistapa: lasketaan esimerkiksi sata tapausta ja esitetään tulokset jakaumina.

SADA-riskinarvio-ohjelmisto

SADA (*Spatial Analysis and Decision Assistance*) on Windows-pohjainen maksuton ohjelma, joka yhdistää spatiaalisen tiedon riskinarvioon (Stewart & Purucker 2006). Ohjelmaan on integroitu seuraavia moduuleja: GIS, visualisointi, geospatiaalinen analyysi, tilastollinen analyysi, terveys- ja ekologisten riskien arviointi sekä näytteenoton suunnittelu. SADA-ohjelmisto käyttää lähtötietoinaan haitta-ainepitoisuuksia, mittauspistetietoja ja niihin liittyvää paikkatietoa sekä haitta-ainetietokantoja ja karttatietoa.

Liite C: Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi malleissa

Haitta-aineiden aiheuttamien riskien arviointi edellyttää tietoa siitä, miten yhdiste jakautuu maa-aineksen, huokosveden ja huokosilman välillä. Tämän jakauman perusteella arvioidaan edelleen, miten haitta-aineet siirtyvät niihin väliaineisiin, joiden kautta altistuminen tapahtuu (sisäilma, ulkoilma, juomavesi, ravintokasvit). Pohjaveden mukana tapahtuvan kulkeutumisen simulointi on mukana osassa terveysriskien arviointimalleista, mutta kulkeutumisen arviointiin on saatavilla myös edistyneempiä, kohteen olosuhteet paremmin huomioon ottavia kulkeutumismalleja. Seuraavassa on kuvattu tarkasteltujen riskinarviointimallien laskenta-periaatteita.

Liuenneen aineen kulkeutuminen kyllästymättömässä kerroksessa

RBCA-yhtälöllä (ASTM 2002) pitoisuus pohjavedessä pilaantumisen alapuolella lasketaan pilaantuneen alueen läpi suotautuvan vesimäärän sekä pohjavesivyöhykkeessä eli sekoittumiskerroksessa virtaavan veden määrän suhteena. Laimenemiskerrointa käytetään myös SNV-mallissa. SOILIRISK-mallissa haitta-aineen kulkeutuminen kyllästymättömässä vyöhykkeessä sijaitsevasta pohjamaasta pohjaveteen on laskettu ilman hajoamista RBCA-yhtälöllä, joilla otetaan huomioon pelkästään laimeneminen. SOILIRISK-malli vertaa annettua maaperän pitoisuusarvoa kyllästyneelle maaperälle määritettyyn pitoisuusarvoon ja valitsee kulkeutumislaskentaan pienemmän näistä arvoista. Menettely varmistaa sen, että pohjaveteen ei lasketa liukenevan suurempaa pitoisuutta kuin aineen vesiliukoisuus eikä huokoskaasun pitoisuus nouse kylläisen höyryn pitoisuutta suuremmaksi. SOILIRISK-mallissa haitta-aineen pidättymisen seurauksena kulkeutumisen hidastuminen ja hajoaminen kyllästymättömässä vyöhykkeessä lasketaan Green–Ampt-mallilla (1911).

RISC-mallissa (Spence & Walden 2001) liuenneen aineen kulkeutumista vajovesivyöhykkeessä lasketaan van Genuchtenin ja Alvesin (1982) esittämällä yhtälöllä. Yhtälössä otetaan huomioon lähteen äärellinen massa, stationäärinen haihtuminen ja kaasun kulkeutuminen diffuusion avulla lähteestä maanpinnalle, suotautuminen lähteestä, liuenneen aineen kulkeutuminen advektion avulla ja

dispersio sekä adsorptio ja ensimmäisen kertaluvun hajoaminen. Mallissa voidaan ottaa huomioon lähteen ja maanpinnan välillä sijaitseva toinen maalajikerros. Tälle maalajille voidaan määrittää erilaiset maaperäominaisuudet kuin muulle kyllästämättömälle vyöhykkeelle. Malli ei laske NAPL-nesteiden kulkeutumista. Hajoamista tapahtuu vain vedessä. Malli on linkitetty pohjavesimalliin, jotta pystytään suoraan tarkastelemaan pitoisuutta pohjavedessä valitussa tarkastelupisteessä. Kyllästymättömän kerroksen kulkeutumismallissa lähdealue, lähteen yläpuolinen vyöhyke sekä lähteen ja pohjaveden välinen vyöhyke mallinnetaan eri malleilla. Kyllästämättömän vyöhykkeen kulkeutumislaskentaa on yksinkertaistettu olettamalla vesipitoisuus vakioksi vyöhykkeessä.

Liuenneen aineen kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä

SOILIRISK-mallissa jatkuvan lähteen (lähteessä säilyy vakiopitoisuus) vaikutuksia pohjavedessä mallinnetaan Domenicon (1987) esittämällä yhtälöllä, joka on ratkaistu stationäärisessä tilanteessa eli tilanteessa, jossa pitoisuusjakaumassa ei tapahdu ajan suhteen muutoksia. Domenico-mallilla voidaan ottaa huomioon hidastuminen adsorption vaikutuksesta, aineen hajoaminen ja dispersio kolmessa suunnassa.

SNV:n mallissa kulkeutumismalli muistuttaa hollantilaista HESP-mallia ja USEPAn (USEPA 1996) pilaantuneiden maiden seulontatutkimuksissa käyttämää mallia. Kulkeutumismalli laskee pitoisuuden pohjavesikaivossa huokosveden pitoisuuden sekä huokosveden ja pohjaveden pitoisuuksien välisen laimenemiskertoimen avulla. Laimenemiskerroin lasketaan pilaantuneen alueen läpi suotautuvan vesimäärän sekä pohjavesivyöhykkeessä eli sekoittumiskerroksessa virtaavan veden määrän suhteena. Laimenemiskertoimen laskentakaava poikkeaa USEPAn mallin käyttämästä laskentakaavasta muun muassa siinä, että pohjaveden käyttöpiste tai kaivo sijaitsee heti pilaantuneen alueen reunalla. USEPAn mallissa laimenemiskertoimen oletusarvo on 20, ja sen on katsottu sopivaksi kuvaamaan laimenemistä pilaantuneilla alueilla, joiden pinta-ala on alle 2 000 m² (USEPA 1996). **SNV**:n mallissa laimenemiskertoimen laskentakaavat valitaan sen mukaan, sijaitseeko pilaantunut alue pohjavedenpinnan yläpuolella vai alapuolella. Kummassakaan tapauksessa laimenemistä kyllästymättömässä vyöhykkeessä ei oteta huomioon. Jos voidaan olettaa, että adsorptio ja hajoaminen laimentavat haitta-aineen pitoisuutta vedessä merkittävästi, riskinarvioijaa kehoitetaan harkitsemaan kehittyneimpien haitta-aineiden käyttäytymis- ja kulkeutumismallien käyttöä (USEPA 1996).

RISC-mallissa liuenneen aineen kulkeutumista pohjavedessä mallinnetaan AT123D koodilla, joka ottaa huomioon yksidimensionaalisen virtauksen, kolme-dimensionaalisen dispersion, hidastumisen adsorption vaikutuksesta ja hajoamisen (Spence & Walden 2001). Lähdetermi on äärellinen alue pohjavedenpinnan alapuolella. Mallin käyttäjä ilmoittaa lähteen leveyden, pituuden ja paksuuden; pituus ilmoitetaan pohjaveden virtaussuunnassa. Akviferi oletetaan jatkuvan syvyys- ja leveysuunnassa äärettömän pitkälle. Lähdetermin pitoisuus on vakio käyttäjän ilmoittaman ajanjakson, jonka jälkeen lähde on poistunut tai hajonnut luonnollisesti.

Lähellä pohjavedenpintaa tai pohjavedenpinnalla sijaitsevan maaperässä olevan lähteen vaikutus pohjaveden laatuun

RISC-mallilla pystytään simuloimaan liuenneen aineen kulkeutumista lähellä pohjavedenpintaa tai pohjavedenpinnalla sijaitsevasta maaperälähteestä. Tämä osamalli ottaa huomioon vaihtelevan pohjavedenpinnan korkeuden. Pohjavedenpinnan korkeuden vaihdellessa osa lähteestä voi olla pohjavedenpinnan yläpuolella ja osa alapuolella. Osamalli koostuu kahdesta osasta: lähteestä suotautumisesta ja liuenneen aineen kulkeutumisesta pohjavedessä.

Jäännöspitoisuutena olevan NAPL-faasin vaikutus

RISC-mallilla voidaan arvioida jäännöspitoisuutena olevan NAPL-faasin vaikutusta pohjaveden pitoisuuteen. NAPL-nestettä ei ole niin paljon, että se liikkuisi omana faasinaan. Yksi tarkastelumahdollisuus on käyttää mallia, joka kuvaa liuenneen aineen kulkeutumista pohjavedessä. Tällöin oletetaan, että lähdetermi pysyy vakiona. Laskenta kuvaa konservatiivista pitoisuuden jakaumista pohjavedessä. Toinen vaihtoehto on kyllästyneen maaperämallin käyttäminen. Tällöin tulee tietää lähteen tilavuus ja aineen pitoisuus lähteessä.

NAPL-faasin kulkeutuminen

Tarkastelluilla malleilla ei voida arvioida NAPL-faasin käyttäytymistä ja kulkeutumista. **ConSim**-mallissa on tehty seuraavat oletukset:

- homogeeniset ja isotrooppiset kulkeutumisvyöhykkeet
- laminaarinen yksisuuntainen virtaus vakionopeudella
- ei diffuusiota (paitsi dispersioon sisällytettynä)
- homogeeniset parametriarvot

- sorptiota kuvataan lineaarisella isotermillä
- desorptiota voidaan kuvata lineaarisella isotermillä, eivätkä sitä rajoita geokemialliset tai muut prosessit.

ConSimissä ongelma jaetaan osaongelmiin eli polkuihin, joita myöten haitta-aineet kulkeutuvat. Jokaista polkua pitkin lika-aineet kulkeutuvat advektiivisesti, ottaen huomioon dispersion, hidastumisen ja hajoamisen vaikutukset.

Tasolla 1 pyritään selvittämään, ylittävätkö huokosveden haitta-ainepitoisuudet lähdealueella maaperälle sallitut pitoisuudet. Laimenemista ei oteta lainkaan huomioon, joten tulokseksi saadaan mahdollisimman ”varovainen” arvio. Jos huokosveden pitoisuustietoa on saatavilla, käytetään tätä suoraan, muussa tapauksessa huokosveden teoreettiset pitoisuudet lasketaan maaperänäytteiden perusteella seuraavan kaavan mukaisesti:

$$Cl = \frac{Cs}{Kd_c + (\theta_w + \theta_a H) / P_c}$$

jossa

Cl suotoveden pitoisuus (mg/l)

Cs maa-aineksen pitoisuus (mg/kg)

Kd_c jakaantumiskerroin (ml/g)

θ_w vedellä täyttynyt huokoisuus

θ_a ilmalla täyttynyt huokoisuus

H Henryn lain vakio

P_c pilaantuneen maa-aineksen tiheys (g/cm³).

Laskennan päätteeksi maksimiliukoisuuden ylittävät pitoisuudet muutetaan maksimiliukoisuuksiksi.

Tasolla 2 tutkitaan haitta-aineiden kulkeutumista vedellä kyllästymättömän huokoisen väliaineen läpi. Lähdealueen suotoveden pitoisuus voidaan olettaa vakioksi tai sille voidaan valita vähenevän lähteen malli. Ajasta riippuva pitoisuus lasketaan tällöin seuraavasti:

$$Cl_t = \frac{Cs_0 - Cs_0 \left[1 - e^{\left(\frac{-LS}{R_x} \right)} \right]}{R_x} \quad \text{tai} \quad Cl_t = Cl_0 - Cl_0 \left[1 - e^{\left(\frac{-LS}{R_x} \right)} \right]$$

jossa

$$LS = t_d \times \frac{\text{inf}}{M_s}$$

$$M_s = 1000D_c P_c$$

$$R_x = Kd_c + \frac{(\theta_w + \theta_a H)}{P_c}$$

Kd_c jakaantumiskerroin (ml/g)

θ_w vedellä täyttynyt huokoisuus

θ_a ilmalla täyttynyt huokoisuus

H Henryn lain vakio

P_c maa-aineksen tiheys (g/cm^3)

C_{so} maa-aineksen pitoisuus alkutilanteessa (mg/kg)

LS ”liquid to soil” -kerroin (mm/kg)

t_d aika (yr)

inf lähdealueen läpi tapahtuva virtaus (mm/yr)

M_s maa-aineksen massa (kg)

Cl_o suotoveden pitoisuus alkutilanteessa (mg/l)

Cl_t suotoveden pitoisuus ajanhetkellä t_d (mg/l)

D_c pilaantuneen alueen paksuus (m).

Vähenevän lähteen malli on suunniteltu vain aineille, joiden pitoisuutta ei rajoita liukoisuus. Jos liukoisuus rajoittaa pitoisuutta, on syytä käyttää vakiopitoisuusmallia. Käyttäjä voi myös määrittellä lähdealueen pitoisuuden mielivaltaisesti ajan suhteen vaihtelevaksi.

Hidastumaton läpimenoaika lasketaan seuraavan kaavan mukaisesti:

$$Tu_u = \frac{(D - \alpha_u)n_u}{\text{Inf}}$$

jossa

Tu_u hidastumaton vedellä kyllästymättömän vyöhykkeen läpimenoaika (yr)

D vedellä kyllästymättömän vyöhykkeen paksuus (m)

α_u pystysuora dispersiivisyys (m)

n_u tehokas huokoisuus

Inf imeytymisnopeus (m/yr).

Laskentakaava perustuu oletukseen, että virtausnopeus kyllästymättömän vyöhykkeen läpi on sama kuin imeytymisnopeus jaettuna tehokkaalla huokoisuudella.

Imeytymisnopeus on rajoitettu kyllästymättömän maaperän pystysuoran läpäisevyyden suuruiseksi.

Hidastunut läpimenoaika lasketaan seuraavasti:

$$Tr_u = TU_u Rf_u$$

$$Rf_u = 1 + \left(Kd_u \frac{P_u}{n_u} \right)$$

jossa

Tr_u hidastunut vedellä kyllästymättömän vyöhykkeen läpimenoaika (yr)

Kd_u jakaantumiskerroin (ml/g)

P_u maa-aineoksen tiheys (g/cm^3)

n_u tehokas huokoisuus.

ConSim 2:ssa käytetään Laplace-muunnosta advektio-dispersioyhtälön ratkaisemiseen. Vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä kaiken virtauksen oletetaan olevan pystysuuntaista ja vain pitkittäinen dispersio huomioidaan. Jokaiselle osaongelmalle (polulle) yksidimensionaalinen advektio-dispersioyhtälö on seuraava:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - R\gamma c$$

jossa

x etäisyys virtauksen suunnassa (m)

t aika (s)

$c(x,t)$ pitoisuus etäisyydellä x ajanhetkellä t

v pohjaveden keskimääräinen todellinen virtausnopeus (m/s)

R lika-aineen hidastumiskerroin

γ lika-aineen hajoamisnopeus

D_L pitkittäinen dispersiokerroin (m^2/s).

Kun ConSim on ratkaissut Laplace-muunnatut pitoisuudet, se invertoi ne todellisten pitoisuuksien määrittämiseksi. Tähän käytetään numeerista inversioalgoritmia.

Kun lika-aine on läpäissyt kyllästymättömän vyöhykkeen, se laimenee pohjavesivyöhykkeen yläreunassa. Sekoittuminen lasketaan seuraavan kaavan mukaisesti:

$$Cd = \frac{(C_{\text{unsat}} \cdot \text{Inf} \cdot A_c)}{(\text{Inf} \cdot A_c) + Q}$$

jossa

- Cd lika-aineen pitoisuus (mg/l)
- C_{unsat} lika-aineen pitoisuus kyllästymättömän vyöhykkeen alareunassa
- Inf imeytymisnopeus (m/yr)
- A_c pilaantuneen maaperän pinta-ala
- C_a pohjavesikerroksen taustapitoisuus (mg/l)
- Q pohjaveden virtaama sekoittumiskerroksessa (m^3/yr).

Tasolla 3 tarkastellaan haitta-aineen kulkeutumista akviferissa. Hidastumaton kulkeutumis aika akviferissa lasketaan samalla periaatteella kuin vedellä kyllästymättömässä vyöhykkeessä.

Laplace-muunnos siirtofunktiolle akviferissa sisältää nyt sekä pitkittäisen että poikittaisen dispersion. Tämän tekemiseen tarvitaan kerroin Domenicon (1987) ratkaisusta f_y :

$$T_{aquifer} = f_y \times f_z \times \exp(b_{aquifer} x)$$

jossa

$$b_{aquifer} = \frac{v_{aquifer}}{2D_{aquifer}} \left[1 - \left(1 + \frac{4R_{aquifer,species} D(\gamma_{species} + p)}{v^2_{aquifer}} \right)^{\frac{1}{2}} \right]$$

$$f_y = \frac{1}{2} \left\{ erf \left[\frac{(y+Y)}{2(D_{aquifer,T} x/v_{aquifer})} \right] - erf \frac{(y-Y)}{2(D_{aquifer,T} x/v_{aquifer})} \right\}$$

jossa

- x, y, z havaintopisteen koordinaatit
- $v_{aquifer}$ pohjaveden virtausnopeus
- $D_{aquifer}$ pitkittäinen dispersiokerroin
- $D_{aquifer,T}$ poikittainen dispersiokerroin
- $\gamma_{species}$ hajoamiskerroin kullekin aineelle
- $R_{aquifer,species}$ hidastumiskerroin kullekin aineelle
- Y puolet etäisyydestä y -suunnassa (jonka yli aine saapuu akviferiin).

Kun Laplace-muunnos on laskettu, se invertoidaan todellisten pitoisuuksien laskemiseksi.

Kaasujen kulkeutuminen

RISC-mallissa maaperässä olevien kaasujen kulkeutumista rakennukseen simuloidaan Johnsonin ja Ettingerin esittämällä mallilla. Mallilla voidaan ottaa huomioon sekä diffuusioon että advektioon perustuva kulkeutuminen rakennuksen perustusten kautta. Advektio johtuu rakennuksen hieman alhaisemmasta paineesta verrattuna ilmanpaineeseen. Paine-eron syynä voi olla lämpötilaero, ilmanpaineenvaihtelut, tuuli ja rakennuksen lämmitys. Mallissa painegradientti annetaan lähtöparametrina.

Johnsonin ja Ettingerin malli perustuu stationääriseen virtaukseen. Lähteen pitoisuus pysyy vakiona, eikä massa lähteessä vähene ajan suhteen. Mallia ei ole linkitetty muihin aineen käyttäytymis- ja kulkeutumismalleihin eikä siinä oteta huomioon biohajoamista. Tämä oletus on riittävä kemikaaleille, jotka eivät hajoa helposti, lyhyillä diffuusiomatkoilla ja/tai riskinarvioinnin ensimmäisissä vaiheissa. BTEX-kemikaalit voivat hajota helposti tietyissä olosuhteissa, jolloin voidaan käyttää RISC-mallissa olevia muita kaasujen kulkeutumismalleja.

Toinen kaasujen kulkeutumismalli RISC-riskinarviointimallissa on ns. hajoamisvyöhykemalli (*degradation-dominant layer model*). Malli arvioi kaasun kulkeutumisen kolmesta kerroksesta muodostuvan kyllästämättömän kerroksen läpi ja ottaa huomioon hajoamisen. Lähinnä lähdettä sijaitsevassa kerroksessa ei tapahdu hajoamista. Sen sijaan tämän kerroksen yläpuolella sijaitsevassa välikerroksessa hajoamista tapahtuu. Aktiivisen kerroksen yläpuolella lähellä rakennusta tai maanpintaa on kolmas kerros, jossa hajoamista ei tapahdu. Mallin käyttäjä määrittää näiden kerrosten paksuudet kenttähavaintojen perusteella. Mallia voidaan käyttää sekä sisäilman että ulkoilman pitoisuuksien laskentaan. Malli arvioi massavirran ylemmästä kerroksesta. Kun arvioidaan ilman pitoisuutta rakennuksessa, malli käyttää Johnsonin ja Ettingerin mallia.

Kolmas kaasujen kulkeutumismalli RISC-mallissa on ns. *oxygen-limited model*. Tämäkin malli niin kuin edellä kuvattu malli arvioi kyllästämättömän vyöhykkeen kautta virtaavan haitta-aineiden massavirran ja ottaa huomioon hajoamisen.

RISC-HUMAN-mallissa sisäilman pitoisuuden laskennassa voidaan käyttää joko CSOIL- tai VOLASOIL-mallia. CSOIL-mallissa lasketaan neljä eri virtaus-termiä, joista yksi kuvaa diffuusiovirtausta talon alapuoliseen ryömintätilaan (kantava alapohja betonia) tai kellariin (J1), toinen maanpinnan ja ilman välillä olevan paikallaan pysyvän ilmakerroksen läpi kulkeutuvaa ns. rajakerrosvirtausta (J2), kolmas haihtuvan veden aiheuttamaa advektiovirtausta (J3) ja neljäs pilaan-

tuneen maan lähteestä molekylaarisen diffuusion avulla kulkeutuvien haitta-aineiden virtausta (J_4).

Rajapintavirtaus rajoittaa haitta-aineiden haihtumista maasta ja se on huomioitu mallissa siten, että avoimeen tilaan (ulkoilmaan, J_{oa} , laatattomaan ryömintätilaan tai kellariin, J_{ba}) kulkeutuva virtaus saa enintään olla rajapintavirtauksen suuruinen. (Jos $J_3 + J_4 > J_2$, J_{oa} tai J_{ba} on J_2 .) Rajapintavirtausta mallinnetaan diffuusion avulla, ja sen suuruus riippuu kerroksen paksuudesta, ilman diffuusiokertoimesta ja haitta-aineen pitoisuudesta huokosilmassa. Maanpinnalta haihtuva vesi aiheuttaa huokosveden virtausta pintamaan alapuolisesta kosteammasta maasta. Vesimolekyylien haihtumisen ohella haihtuu myös haitallisia aineita. Pilaantuneen maan lähteestä diffuusion avulla kulkeutuvien haitta-aineiden virtausta mallinnetaan Fickin ensimmäisen lain avulla.

Diffuusiovirtaus

Diffuusiovirtauksen laskentaperustana mallissa on Fickin laki, jonka mukaan kaasumolekyylit siirtyvät korkeamman pitoisuuden alueesta pienemmän pitoisuuden alueeseen lineaarisen pitoisuusgradientin mukaisesti. Diffuusiovirtaus on haihtuvien yhdisteiden ainevirroista lasketun altistuksen kannalta selvästi merkittävin.

Haihtuvan veden aiheuttama virtaus

Veden haihtuminen pintamaan huokosista aiheuttaa kapillaarisen virtauksen, jossa haihtunut vesi korvautuu pintamaan alapuolisesta kosteammasta maasta ”tyhjentyneisiin” huokosiin kulkeutuvalla vedellä. Kun vesi haihtuu maassa olevia haitta-aineita nopeammin, siirtyy aineita kapillaariveden mukana syvemmistä maakerroksista pintamaata kohti ja edelleen haihtuvan veden mukana ulkoilmaan tai rakennuksen alapuoliseen ryömintätilaan. Käytännössä ryömintätilan ilma on kuitenkin usein niin kosteaa, ettei huokosvesi helposti haihdu maaperästä rakennuksen alla. Lisäksi vesi voi nousta maaperässä kapillaarisesti lähinnä pohjaveden yläpuolisessa kapillaarivyöhykkeessä, joka ei tavallisesti ulotu pintamaahan asti (Rikken et al. 2001).

Rajakerrosvirtaus

Rajakerros viittaa välittömästi maanpinnan yläpuolella olevaan ohueen ja seisovaan ilmakerrokseen, jossa aine voi liikkua ainoastaan diffuusiolla. Mallin las-

kentaperiaatteena on, että kokonaisvirtaus talon alapuoliseen ryömintätilaan (tai ulkoilmaan) ei voi olla suurempi kuin tässä rajakerroksessa tapahtuva diffuusiovirtaus (J2).

Pitoisuus sisäilmassa

Pitoisuus rakennuksen sisäilmassa lasketaan ryömintätilan pitoisuuden perusteella käyttämällä merkkiainetutkimusten avulla johdettua kerrointa, joka ilmaisee rakennuksen pohjalaatan läpi arvioidun virtaaman. RISC-HUMAN-mallissa orgaanisten yhdisteiden pitoisuus sisäilmassa lasketaan talon alapuolisen ryömintätilan tai kellarin haitta-ainepitoisuuden ja rakennuksen alapohjan läpi arvioidun vakiovirtaaman perusteella.

SNV:n mallissa haihtuvien aineiden pitoisuutta lasketaan laimenemiskertoimien avulla. Laimenemiskerroin ottaa huomioon kaasujen kulkeutumisen maassa diffuusion avulla, ilman vuotomäärät rakennukseen ja ilmanvaihdon talossa. Laskentayhtälön laadinnassa on hyödynnetty radontutkimusten tuloksia. Lasketut laimenemiskertoimet vaihtelevat suuresti eri maalajien välillä ja sen suuruus riippuu eniten vesipitoisuudesta. Mallin laimenemiskertoimen oletusarvona on käytetty 1/20 000. Diffuusio maassa, jossa suurin osa huokosista on täyttynyt vedellä, on merkittävästi hitaampaa kuin maassa, jossa huokokset ovat täyttyneet pääasiassa ilmalla. Nykyisellään malli ei ota huomioon liukaisen haitta-aineen diffuusiota vesipitoisissa huokosissa. Tällä voi olla merkitystä kohtalaisen liikkuvilla haitta-aineilla, joilla on alhainen Henryn vakio. Laimenemiskertoimen laskennassa otetaan huomioon myös haitta-aineen pitoisuuksien väheneminen ajan kuluessa. Pitoisuuksien vähenemisen laskenta perustuu USEPAn (USEPA 1996) pilaantuneiden maiden seulontatutkimuksissa käyttämään malliin. (Naturvårdsverket 2005 b.)

Kaasujen kulkeutuminen ulkoilmaan arvioidaan yksinkertaisella laimenemismallilla, joka perustuu haitta-aineiden diffuusioon ja laimenemiseen ulkoilmassa. Malli perustuu Tanskan ympäristöhallinnon kehittämään malliin.

Liite D: Ohjelmien oletusparametrien vertailu – maaperäparametrit

		Suomen ohjeavot		RISC (katso liite 1)			RISC-HUMAN	SOILIRISK			SNV-malli	
		Asuinalue	Teollinen alue	Hiekka	Moreeni	Siltti	Asuin- alue	Hiekka	Moreeni	Siltti	Asuin- alue	Kaup./ teollinen alue
Maa-aineksen tiheys	kg/l	1,7				1,5	1,48	1,72	1,4	1,5		
Orgaanisen hiilen määrä	gC/ g _{maata}	0,01				0,058	0,001	0,01	0,01	0,02		
Maan kokonaishuokoisuus vajovesiviyöhykkeessä	cm ³ /cm ³	0,4	0,3	0,3	0,45	0,4	0,44	0,35	0,47	0,4	0,4	
Vajovesiviyöhykkeen paksuus	cm	-				-	185	150	140	10	10	
Vajoveden määrä	cm/a	--					36	25	12	100	100	
Vesipitoisuus vajovesiviyöhykkeessä	cm ³ /cm ³	0,2	0,05	0,15	0,21	0,2	0,15	0,2	0,35	0,32	0,32	
Ilmapitoisuus vajovesiviyöhykkeessä		0,2	0,002	0,008	0,015	0,2	0,29	0,15	0,12	0,08	0,08	
Vedenjohtavuus vajovesiviyöhykkeessä	cm/s	-	6x10 ⁻³	3x10 ⁻⁴	2,5x10 ⁻⁵	-	3x10 ⁻³	1,5x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁴	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵	
Vedenjohtavuus pohjavesikerroksessa	cm/s	-				-	6x10 ⁻³	3x10 ⁻⁴	2x10 ⁻⁴			
Kapillaariviyöhykkeen paksuus	cm	-	10	50	150	-	15	50	60			
Ilmapitoisuus kapillaari vyöhykkeessä	cm ³ /cm ³	-	0,01	0,005	0,005	-	0,090	0,05	0,07	0,08	0,08	
Vesipitoisuus kapillaariviyöhykkeessä	cm ³ /cm ³	-				-	0,35	0,3	0,5			
Pohjaveden virtausnopeus	cm/d	-				-	41,5	2,6	1,6			
Sekoittumiskerroksen paksuus pohjavedessä	cm	-				-	200	200	200			
Pohjaveden pinnan gradientti	-	-				-	0,02	0,02	0,02	0,03		
pH	-	5	5			6						
Lämpötila	K	278	278			283						

Tarkasteltujen riskinarviointiohjelmien altistusparametrit sekä vertailuarvona Suomen maaperän kynnys- ja ohjearvojen laskennassa käytettyjen parametrien arvot.

		ALTISTUSPARAMETRIT								
		Suomen maaperän ohjearvot ¹		RISC (arvoissa esitetty tyypillinen ja (RME))		RISC-HUMAN	SOILIRISK		SNV-malli	
		Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue	Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue km	MKM
Altistumisen kesto lapsi aikuinen	a	6		6 (6)	-		6	-	6	6
	a	64	24	9 (30)	8 (25)		24	25	74	59
Altistustiheys lapsi aikuinen	d/a	255 (maan nielminen)	182 (maan nielminen)	350 (350)	250 (250)	350	350	250	365 365	60 200
Altistumisaika ulkoilmalle lapsi aikuinen	h/d	2,86		2,2 (24)	(oleskeluaika) -		2,86	3	-	0
	h/d	1,14		1,1 (2,5)	4 (8)		1,14	1,1	9	0 0
Altistumisaika sisäilmalle lapsi aikuinen	h/d	21,14	-	19,6 (24)	-	(oleskeluaika) 21,14	21	-	24	8
	h/d	22,86	5,71	18,3 (24)	4 (8)	22,86	22,9	9	24	(
Hengitetyn ulkoilman määrä lapsi aikuinen	(eri yksiköjä)	m ³ /h 0,83 0,32		m ³ /h 0,83 (0,83) 0,625 (0,83)	m ³ /h -		m ³ /d 10 20	m ³ /d -		m ³ /d 7,6 20
Hengitetyn sisäilman määrä lapsi aikuinen	(eri yksiköjä)	m ³ /h 0,83 0,32	m ³ /h 0,83	m ³ /h 0,625 (0,83) 0,625 (0,83)	m ³ /h -	m ³ /h 0,83 0,32	m ³ /d 7,7 15	m ³ /d -	m ³ /d 7,6 20	m ³ /d 7,6 20
Hiukkaspitoisuus ulkoilma sisäilma	ug/m ³ ug/m ³	70 52,5				70 52,5			83 50	83 50
Kehon paino lapsi aikuinen	kg kg	15 70	- 70	15 (15) 70 (70)	- 70 (70)	15 70	15 70	- 70	15 70	15 70
Maakosketukselle altistuvan ihon pinta-ala lapsi aikuinen	cm ² cm ²						2 800 1 700	- 1 700	5 000 5 000	2 000 2 000

ALTISTUSPARAMETRIIT										
		Suomen maaperän ohjearvot ¹		RISC (arvoissa esitetty tyypillinen ja (RME))		RISC-HUMAN	SOILIRISK		SNV-malli	
		Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue	Asuinalue	Kaup./teollinen alue	Asuinalue km	MKM
Maakosketukselle altistuvan ihon osuus lapsi aikuinen	cm ² /cm ² cm ² /cm ²			0,13 (0,55) 0,11 (0,56)	- 0,11 (0,57)					
Niellyn maan määrä lapsi aikuinen	mg/d mg/d	150 50	- 50	90 (200) 40 (100)	- 40 (100)	150 50	100 50	- 50	120 50	80 20
Niellyn pohjaveden määrä lapsi aikuinen	l/d l/d			(juomavesi) 0,5 (1) 1,1 (2)	(juomavesi) - 0,5 (1)		1 2	- 1	1 2	
Oman maan kasvien osuus ravintokasvien kokonaiskulutuksesta (juurekset ja vihannekset)	-	0,1	-	0,1 (0,25)		0,1			0,1	
Juuresten kulutus lapsi aikuinen	kg kg	0,100 0,200	- -	0,0485 (0,0485) 0,0875 (0,0875)		0,0748 0,137			0,125 0,2	
Juuresten kuivapaino	kg	0,167	-			0,202			0,202	
Vihannesten kulutus lapsi aikuinen	kg kg	0,055 0,110	- -	0,0558 (0,0558) 0,127 (0,127)		0,0761 0,158			0,125 0,2	
Vihannesten kuivapaino	kg	0,098				0,117			0,117	
Ihoon tarttuvan maan määrä	mg/cm ²			0,2 (0,2)			0,5	0,5	0,2	0,2

1 Reinikainen, J., 2007. Suomen maaperän kynnys- ja ohjearvojen laskenta. Suomen ympäristö 23/2007.

Liite F: Metallien riskinarviointi

Seuraavassa käsitellään metallien riskinarviointia ICMM:n (2007) raportin mukaisesti. Metalleja esiintyy ympäristössä luonnostaan. Ne esiintyvät monissa eri muodoissa, joista jokaisella on oma kemiallinen luonteensa, josta puolestaan riippuu niiden vuorovaikutus muun ympäristön ja elävien organismien kanssa. Nämä erityisluonteet täytyy ottaa huomioon, jotta voidaan tehdä tarkkoja riskinarviointeja. Eri metalleilla on erilainen liikkuvuus, biosaatavuus sekä myrkyllisyys, jotka lisäksi riippuvat paikkakohtaisista ajallisista ja alueellisista vaihteiluista jossakin tietyssä vesi-, sedimentti- tai maasysteemissä.

Paikallisista ja alueellisista geokemiallisista eroista johtuen metallin taustapitoisuudet voivat olla voimakkaasti paikka- tai skaalariippuvia. Joissakin tapauksissa metallit ovat elävien organismien oleellisia ainesosia, ja myös niiden puute voi aiheuttaa ongelmia biologisissa prosesseissa. Tällaisille aineille voidaan määritellä rajat, joiden sisällä kunkin organismin tarpeet tyydyttyvät. Kun ko. aineen pitoisuus ympäristössä ylittää tai alittaa ko. rajat, seuraa myrkyllisyys tai puute. Rajojen sisällä organismit pystyvät säätelemään sisäistä pitoisuuttaan ilman liikarastitusta.

Metallit ovat läsnä kaikissa luonnollisissa ympäristöissä, ja organismit ovat sopeutuneet niiden luonnollisessa elinympäristössä vallitseviin pitoisuuksiin. Tiettyyn rajaan asti organismit voivat sopeutua myös muuttuviin pitoisuuksiin. Organismien sietokyvyn kasvulla voi kuitenkin olla hintansa, esimerkiksi geneettisen diversiteetin tai populaation stressinsietokyvyn väheneminen muihin stressiä aiheuttaviin tekijöihin nähden.

Mikäli organismien herkkyyttä metalleille testataan laboratorio-olosuhteissa, ovat testien tulokset sovellettavissa vain, mikäli taustapitoisuudet vastaavat organismien luonnollisessa elinympäristössä esiintyviä taustapitoisuuksia. Mikäli testituloksia halutaan soveltaa laajemmin, on yksityiskohdat raportoitava huolellisesti, koska vain samankaltaisista ympäristöistä lähtöisin olevien organismien testitulokset ovat vertailukelpoisia.

Erilaiset alueet voidaan luokitella maaperän, ilmaston, leveysasteen ja korkeuden perusteella erilaisiin ekoalueisiin (*ecoregions*). Näiden ekoalueiden sisällä voidaan erottaa erilaisia metallialueita (*metalloregions*), joilla vallitsevat erilaiset metallien luonnolliset taustapitoisuudet sekä erilaiset abioottiset tekijät, jotka vaikuttavat metallien biosaatavuuteen. Monilla alueilla ihmisen toiminta on kuitenkin häirinyt suuresti luonnontilaisia olosuhteita, ja luonnollinen tausta voi

olla siten vaikea määritellä. Metallialueen käsite kuitenkin auttaa ymmärtämään sitä tosiasiaa, että metallien taustapitoisuudet voivat vaihdella suuresti ekosysteemistä toiseen, mikä aiheuttaa sopeutumisen vaikutuksesta erilaiset herkkyydet myrkyllisille vaikutuksille.

Metallit vesiympäristössä

On olemassa kattavat todisteet siitä, että kokonais- tai liuenneet metallipitoisuudet vedessä eivät ennusta metallien biosaatavuutta tai myrkyllisyyttä (Campbell 1995, Bergman et al. 1997, Janssen et al. 2000). On myös tieteellisesti osoitettu, että on tärkeää ottaa huomioon biosaatavuus sekä veden ja sedimenttien laatuksiteerien kehittäminen (Di Toro et al. 1991, Ankley 1996, Allen & Hansen 1996, Janssen et al. 2000).

Erilaiset tekijät vaikuttavat metallien lajinmuodostukseen ja biosaatavuuteen pintavesissä, kuten pH ja redox-potentiaali, kationipitoisuudet, emäksisyys, ionivahvuus ja kompleksinmuodostajat. pH ja redox-potentiaali kontrolloivat useimpien metallien liukoisuutta ja pitoisuutta liuoksessa. (Campbell & Stokes 1985, Cusimano et al. 1986, Evans et al. 1988, Farag et al. 1993, Kimball & Wetherbee 1989, Pagenkopf 1983, Schubauer et al. 1993). Vaikutus on kuitenkin erilainen eri metalleilla. Happamuuden kasvu lisää vapaiden metalli-ionien pitoisuutta liuoksessa, koska vapaat protonit syrjäyttävät osan sidotuista metalli-ioneista orgaanisten tai epäorgaanisten biologisten aineiden pinnoilla (Campbell & Stokes 1985, Cusimano et al. 1986).

Kovuus ts. (yleensä luonnonvesissä) kalsiumin (Ca^{2+}) ja magnesiumin (Mg^{2+}) pitoisuus liuoksessa vaikuttaa ekotoksisuuteen ja biosaatavuuteen vaikuttamalla organismien kykyyn vastaanottaa myrkyllisiä metalli-ioneja (Benson & Birge 1985, Hodson et al. 1978, Lauren & McDonald 1986, Pagenkopf 1983). Eniten kovuudella on vaikutusta kadmiumin, kromin, koboltin, kuparin, mangaanin, nikkelin ja sinkin myrkyllisyyteen, mutta kovuus–myrkyllisyys-riippuvuuden tarkemmin määrittämiseksi ei ole vielä olemassa riittävästi dataa (Bradley & Sprague 1985, Chapman et al. 1980, Pagenkopf 1983, Stubblefield et al. 1991, Diamond et al. 1992).

Emäksisyys vaikuttaa biosaatavuuteen samoin kuin kovuus, mutta nyt kyseessä ovat karbonaattianionit: kohonnut emäksisyys vähentää biosaatavuutta, koska syntyy metalli–karbonaatti-komplekseja. Kuparin ja lyijyn tapauksessa emäksisyys vaikuttaa biosaatavuuteen jopa enemmän kuin kovuus (Andrew 1976, Nelson et al. 1986, Shaw & Brown 1974, Davies 1976).

Pintaveden ionivahvuus vaikuttaa myös metallien ja metalliyhdisteiden bio-saatavuuteen. Suuren ionivahvuuden omaavassa vedessä ionit kilpailevat metalli-ionien kanssa tai vaikuttavat termodynaamiseen tasapainoon (Stumm & Morgan 1981). Tämä ilmiö rajoittuu kuitenkin lähinnä meri- tai suistoympäristöihin.

Liuenneet orgaaniset aineet voivat vaikuttaa metallien esiintymiseen luonnon-vesissä, mutta tätä vuorovaikutusta on hyvin vaikea hallita sen heterogeenisen luonteen vuoksi (Paguin et al. 2002). Epäorgaaniset ligandit, joilla on suurin vaikutus metallien esiintymiseen, ovat F^- , Cl^- , SO_4^{2-} , OH^- ja HCO_3^- (Parametrix 1995). Liuenneet ligandit voivat vaikuttaa metallien kulkeutumiseen monien eri mekanismien kautta, esimerkiksi sitomalla metalleja komplekseihin, muuttamalla lipidien liukoisuutta, muuttamalla biologisia prosesseja sekä kompleksien saostumisen kautta. (Newman & Jagoe 1994.)

On olemassa lukuisia kemiallisia lajinmuodostusmalleja metallien käyttäytymisestä liuoksessa, joka sisältää epäorgaanisia ja hyvin karakterisoituja orgaanisia ligandeja. Koska metallien sitoutuminen orgaaniseen ainekseen on yksi tärkeimmistä prosesseista luonnonvesissä, on tärkeää, että mallit sisältävät tarkan kuvauksen näistä reaktioista.

Bioottinen ligandimalli -konsepti, jota viime aikoina on onnistuneesti sovellettu joidenkin metallien, muun muassa Cu:n (Santore et al. 2001, De Scahampelaere et al. 2002a, b), Ag (Paguin et al. 1999) ja Zn:n (Heijerick et al. 2002a, b), bio-saatavuuden ja akuutin myrkyllisyyden ennustamisessa pintavesissä, on tällä hetkellä kehittynein käytännönläheinen menetelmä metallien ekotoksisuuden määrittämiseen paikkakohtaisesti.

Metallit sedimenttiympäristössä

Vesiympäristöön joutuvat metallit päätyvät suurimmalta osin hiukkasten mukana sedimentteihin, joissa niille tapahtuu muunnosreaktioita. Ne johtavat muun muassa mineralisoitumiseen ja sekundaaristen mineraalien muodostumiseen. Tästä syystä mitattujen kokonaispitoisuuksien ja vesielinympäristöön kohdistuvan potentiaalisen haittavaikutusten välistä vuorovaikutusta ei tarkasti tunneta. Jos verrataan sedimenttinäytteistä analysoituja pitoisuuksia ennalta määriteltymiin metallipitoisuuksien turvallisuustasoihin, päädytään mitä todennäköisimmin ali- tai yliarviointiin. Riskiarvioiden parantamiseksi kokonaispitoisuuksien lisäksi tulisi analysoida huokosveden ja sedimenttien yläpuolisen veden pitoisuuksia, myrkyllisyyttä, bioakkumulaatiota ja sedimenttien metalleja sitovia kemiallisia olosuhteita.

Metallit maaympäristössä

Useat tutkimukset ovat tarkastelleet maaperän fysikaaliskemiallisten parametrien vaikutusta metallien ekotoksisuuteen maaympäristössä. Tutkimuksissa on tarkasteltu muun muassa ekotoksisuuden suhdetta seuraaviin parametreihin: pH, orgaanisen aineen pitoisuus, savipitoisuus sekä kationinvaihtokapasiteetti. Näiden vuorovaikutussuhteiden perusteella on kehitetty lukuisia malleja (Lock & Jansen 2001, Spurgeon & Hopkin 1996, Crommentuijn et al. 1997, Van Gestel et al. 1995, Peijnenburg et al. 2000). Lisäksi on osoitettu, että metallit ovat kertaluokkaa vähemmän toksisia kentällä kuin laboratorio-olosuhteissa (Lock & Janssen 2003, Lock et al. 2003, Smolders et al. 2003, Waegeneers et al. 2005).

Edellä mainituista havainnoista voidaan päätellä, että metallien toksisuuden vaihtelut maaolosuhteissa voidaan selittää maalajin ja maaperän ominaisuuksilla sekä toisaalta niiden prosessien perusteella, jotka vähentävät metallien toksisuutta kenttäolosuhteissa tai lisäävät sitä laboratorio-olosuhteissa. Useat tutkijat ovat raportoineet, että myrkyllisyyden ja ravintoketjussa tapahtuvan kertymisen ennustaminen paranee, mikäli metallin kokonaispitoisuuden sijaan tarkastellaan metalli-ioneja (Minnich et al. 1987, Sauvé et al. 1996 ja 1998, McGrath et al. 1999, Chaudri et al. 2000). Tämän vuoksi on ehdotettu, että metallien biosaatavuuden ja myrkyllisyyden arvioinnit perustettaisiin vapaiden metalli-ionien aktiivisuuteen eikä maa-aineksessa olevaan kokonaispitoisuuteen (Sauvé et al. 1998).

Avainparametrit, jotka määrittelevät metallien biosaatavuuden maaperässä ovat pH, vapaat kiinnittymispaikat maa-aineksen pinnoilla, savipitoisuus, epäorgaaniset komponentit (HCO^{3-} , Cl^-), orgaanisen aineen määrä, kilpailevat kationit ja juuristo (Allen 2000). pH on ensisijainen maaperän yleisen kemiallisen tilan määrittelevä parametri. Sen avulla voidaan arvioida muun muassa negatiivisesti tai positiivisesti varautuneiden kationeita tai anioneita sitovien paikkojen määrää. Kationinvaihtokapasiteetti mittaa maaperän kapasiteettia adsorboida tai vapauttaa kationeita ja on suoraan verrannollinen vapaiden negatiivisesti varattujen kiinnittyspaikkojen määrään. Anioninvaihtokapasiteetti puolestaan mittaa maaperän kykyä adsorboida ja vapauttaa anioneita vastaavalla tavalla. Seuraavat seikat vaikuttavat kationinvaihtokapasiteettiin: savipitoisuus, savityyppi, orgaanisen aineen määrä, pH. Anioninvaihtokapasiteetti riippuu pääasiassa amorfisista oksideista ja laskee pH:n kasvaessa. Normaaleissa ympäristöolosuhteissa positiivisesti varattujen kiinnittyspaikkojen määrä on yleensä merkityksettömän pieni. Koska saviaines on rakenteeltaan hienojakoisempaa, on sen kyky sitoa kationeita suurempi kuin hiekkamaalla.

Tietyissä olosuhteissa metallit voivat muodostaa saostumia, kuten karbonaatteja ja fosfaattimineraaleja. Näiden epäorgaanisten metallikompleksien liukoisuus ja reaktiivisuus riippuvat metallista itsestään, sen hapetusasteesta, pH:sta sekä ligandista, johon se on kiinnittynyt. Kun metalli poistuu huokosvedestä, sen biosaataavuus vähenee. Orgaanisesta aineksestä tehokkaimmin metalleja sitovat negatiivisesti varautuneita funktionaalisia ryhmiä sisältävät yhdisteet. Metallien biosaataavuuteen vaikuttaa luonnollisesti myös kilpailu muiden kationien kanssa.

Kasvillisuus vaikuttaa useihin prosesseihin, jotka vaikuttavat metallien biosaataavuuteen: muun muassa ioniaktiivisuuden lasku johtuen kasvien ottamasta metallista, kasvien aiheuttamat maaperän kemian muutokset ja muutokset kasveihin liittyvässä mikrobitoiminnassa. Tältä pohjalta on selvää, että metallin kokonaispitoisuus maaperässä ei ole hyvä indikaattori tarkasteltaessa metallin aiheuttamaa riskiä. Riskin kannalta oleellisempaa olisi tarkastella huokosveden pitoisuuksia. Toisaalta metallien poistuminen liuoksesta biotoiminnan vaikutuksesta alentaa liuoksen pitoisuutta, jolloin kiinteän metallin läsnäololla on oleellinen puskurimerkitys.

Metallien liikkuvuus vaihtelee voimakkaasti maassa ja riippuu haitta-aineen kemiallisesta muodosta, maan ominaisuuksista ja maan kemiasta.

Yhteenveto epäorgaanisten haitta-aineiden ominaisuuksista (CCME 1994, Heikkinen 2000).

	Arseeni (As)	Kromi (Cr)	Kupari (Cu)	Vanadiini (V)	Molybdeeni (Mo)
Yleisimmät esiintymismuodot	As ³⁻ , As ⁰ , As ³⁺ , As ⁵⁺	Cr ⁰ , Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺	Cu ⁰ , Cu ¹⁺ , Cu ²⁺	V ⁴⁺ , V ⁵⁺ (V ²⁺ , V ³⁺)	Mo ²⁺ , Mo ³⁺ , Mo ⁴⁺ , Mo ⁵⁺ , Mo ⁶⁺
Pysyvin hapetustila	As ³⁻ , As ³⁺ , As ⁵⁺	Cr ³⁺	Cu ²⁺	V ⁵⁺	Mo ⁵⁺ , Mo ⁶⁺
Vesiliukoisuus	Riippuu hapetus-pelkistysoloista ja ympäristön pH:sta. Hapettavissa oloissa esiintyy pysyvänä arsenaattina, AsO ₄ ³⁻ .	Cr ⁶⁺ helppoliukoisempi Cr ³⁺ . Alkali-Kromaatit vesiliukoisia. Pb-, Zn- ja Ba-kromaatit liukenemattomia	Liukoisin hapettavissa ja happamissa olosuhteissa.	Liukoisuus paranee hapetusluvun kasvaessa. Liukoisuuteen vaikuttaa myös pH.	Esiintyy vedessä molybdaattina (MoO ₄ ²⁻). Liukoisuus paranee pH:n kasvaessa.
Pitoisuudet Suomessa: - maaperässä - moreenin hienoaineksessa - pohjavedessä	5 mg/kg 3,4 mg/kg 0,05–1,5 µg/l	26–150 mg/kg 0,1–1,5 µg/l	15-40 mg/kg 24 ± 14 mg/kg 6–25,3 µg/l	90 mg/kg 0,04–2,0 µg/l	1–2 mg/kg 1,1 mg/kg 0,02–1,0 µg/l
Sitoutuminen	Saviin, hydroksideihin ja org. ainekseen. Muodostaa fosforin kanssa vähemmän myrkyllisiä yhdisteitä.	Savimineraaleihin, org. maa-ainekseen, metallihydroksideihin	Kohtalaisen liikkumaton maaperässä. Kalkofiilinen, muodostaa yhdisteitä rikin kanssa.	Savimineraaleihin, org. maa-ainekseen, rauta- ja mangaanisaostumiin	Rauta- ja mangaanioksideihin, orgaaniseen maa-ainekseen, sammaliin ja jäkäliin
Kynnysarvo Alempi ohjearvo Ylempi ohjearvo	5 mg/kg 50 mg/kg 100 mg/kg	100 mg/kg 200 mg/kg 300 mg/kg	100 mg/kg 150 mg/kg 200 mg/kg	100 mg/kg 150 mg/kg 250 mg/kg	
Toksisuus	Useat yhdisteet myrkyllisiä ja karsinogeenisiä. As ³⁺ haitallisempi kuin As ⁵⁺ .	Cr ⁶⁺ ja Cr ³⁺ aiheuttavat terveyshaittoja. Altistuminen hengitysteitse	Estää muiden välttämättömien hivenaineiden sitoutumisen (Fe, Zn), Lisää	Anioniset yhdisteet myrkyllisempiä kuin kationiset, viiden arvoiset	Mo ⁶⁺ imeytyy hyvin vatsasta ja keuhkoista. Vaarallisin yhdiste on

	Arseeni (As)	Kromi (Cr)	Kupari (Cu)	Vanadiini (V)	Molybdeeni (Mo)
	Liukoisessa muodossa olevat yhdisteet haitallisia. Arseniitti myrkyllisin muoto.	tai ihon läpi imeytymällä.	muiden metallien haitallisuutta (Cd, Ni, Cr).	myrkyllisimpiä. Myrkyllisyys vähenee hapetusluvun pienentyessä	MoO ₃
Haitta- ja myrkyvaikutukset	Heikkouden tunne raajoissa, ruokahaluttomuus, pahoinvointi, syöpä, genotoksisuus	Ihon ja lima-kalvojen syöpymät, allergiat, astma, syöpä	Aiheuttaa kasveille mm. kloroosia, ja juurten epämuodostumia.	Yskä, nuha, kurkkukipu, silmien punotus, keuhkoputken tulehdus, vihreä peite kielellä	Silmä-, limakalvo- ja hengitystieärsytys, luukato, anemia, nivelten epämuod.

	Kadmium (Cd)	Lyijy (Pb)	Nikkeli (Ni)	Sinkki (Zn)	Seleen (Se)
Yleisimmät esiintymismuodot	Cd ²⁺	Pb ²⁺ , Pb ⁴⁺	Ni ¹⁺ , Ni ²⁺ , Ni ³⁺	Zn ²⁺	Se ⁰ , Se ²⁻ , Se ⁴⁺ , Se ⁶⁺
Pysyvin hapetustila	Cd ²⁺	Pb ²⁺	Ni ²⁺	Zn ²⁺	Vapaa seleeni
Vesiliukoisuus	Liikkuvun kun maaperän pH on 4,5–5,5. Emäksisissä oloissa lähes liikkumaton. Liikkuvuutta edistää kompleksoituminen muihin yhdisteisiin, muiden metalli-ionien läsnäolo sekä hapetuspelkistyspotentiaalin pieneneminen.	Lyijyn liikkuvuus ja liukoisuus maaperässä pieni. Liukoisuutta lisää: alhainen pH ja kompleksoituminen liukoisiin yhdisteisiin.	Esiintyy liukoisessa muodossa Ni ²⁺ -ionina kompleksoituneena humuspartikkeleihin tai org. suoloihin. Nikkelin liikkuvuutta lisäävät maaperän happamuus sekä org. aineksen ja savimineraalien vähäisyys.	Liukoisuus suurin kun pH on alle 5. Liukoisuutta lisää kompleksoituminen org. ja epäorg. ligandien kanssa.	Liukoinen happamissa oloissa. Liukoinen seleeni esiintyy yleensä seleniitinä tai selenaatteina. Seleniitit niukkaliukoisempia kuin selenaatit.
Pitoisuudet: - maaperässä - moreenin hienoaineksessa	0,1–0,5 mg/kg 1 mg/kg	15–25 mg/kg	11–90 mg/kg	50–100 mg/kg	

	Kadmium (Cd)	Lyijy (Pb)	Nikkeli (Ni)	Sinkki (Zn)	Seleen (Se)
- pohjavedessä	<0,5 µg/l	0,02–2,3 µg/l	3,7–14,8 µg/l	66 ± 34 mg/kg	
Sitoutuminen	Sitoutuu rautaoksidiin, org. ainekseen ja saviin. Sitoutuu hyvin emäksisissä olosuhteissa.	Kertyy maaperän pintakerrokseen. Sitoutuu mm. org. ainekseen, raudan, alumiinin ja mangaanin oksideihin ja saviin.	Sitoutuu org. ainekseen ja saviin. Biokerääntyminen ei merkittävää.	Sitoutuu hydratoituneisiin metallioksidiin, saveen, org. ainekseen ja suspendoituneisiin partikkeleihin.	Seleniitit sitoutuvat rauta- ja alumiinioksidiin muodostaen pysyviä komplekseja. Selenidit ovat niukkaliukoisia tai muodostavat vapaata inerttiä seleeniä.
Kynnysarvo	1 mg/kg	60 mg/kg	50 mg/kg	200 mg/kg	
Alempi ohjearvo	10 mg/kg	200 mg/kg	100 mg/kg	250 mg/kg	
Ylempi ohjearvo	20 mg/kg	750 mg/kg	150 mg/kg	400 mg/kg	
Toksisuus	Pitkä biologinen puoliintumisaika. Liukoisessa muodossa haitallisin	Altistuminen ravintoketjun kautta tai hengittämällä. Myrkyllinen etenkin ionisessa muodossa tai org. yhdisteinä.	Imeytyminen ruuansulatuskanavasta niukkaa. Suurina pitoisuuksina toksinen.	Liukoiset muodot haitallisia. Haitallisuutta lisää yhteisvaikutus kuparin, nikkelin ja kromin kanssa	Eläimille myrkyllinen pitoisuus tasolla 5 mg/kg ravinnon välityksellä saatuna.
Haitta- ja myrkkyyvai- kutukset	Rikastuu maksaan ja munuaisiin. Suolisto- ja hengitystieoireet. Vaurioittaa munuaisia, keuhkoja ja luustoa. Karsinogeeninen ja teratogeeninen.	Vaikeuttaa veren punasolujen muodostumista ja solun sisäisiä reaktioita sekä vaurioittaa keskushermostoa ja luustoa.	Karsinogeeninen, kosketusallergia. Eläimillä kasvun hidastuminen, muut fysiologiset muutokset.	Karsinogeeninen	Maksan ja sisäelinten vauriot

Liite G: Ekologisen riskinarvioinnin julkisia tietolähteitä

Tietokanta	Maa	Ylläpitäjä ja osoite	Kommentit	Eko-toksisuus	Bio-hajoavuus
KEMREK (Kemikaalien ympäristö-tieto-rekisteri)	Suomi	Suomen ympäristökeskus, kemikaaliyksikkö CD-ROM ja kirja tilattavissa Edita Publishing Oy:stä http://www.ymparisto.fi/kemrek	Faktatietokanta Suomen ympäristökeskuksen ympäristötietojärjestelmässä. Tietokanta sisältää (vuonna 2002) tietoja noin 2 750 kemikaalista ja noin 3 350 kirjallisuusviitettä. PC-versiossa on tietoja noin 2 300 kemikaalista. Tietoja on kerätty ympäristövaikutusten kannalta tärkeimmistä ominaisuuksista: fysikaaliset ja kemialliset tiedot, toksisuus, ekotoksisuus, kertyvyys ja pysyvyys. Tietokenttiä on 173. Tietolähteenä on julkinen kirjallisuus.	+	+
TTL (Kemikaaliturvallisuus)	Suomi	Työterveyslaitos http://www.ttl.fi/Internet/Suomi/Aihesivut/Kemikaaliturvallisuus/	Sisältää linkit: <u>ICSC</u> (International Chemical Safety Cards); kansainväliset kemikaalikortit, 1 400 kemikaalia, suppea ominaisuuksien kuvaus <u>OVA-ohjeet</u> (onnettomuuden aiheuttavat aineet), 84 teollisuuskemikaalia, fysikaalis-kemialliset ominaisuudet tarkasti, toksisuus kuvailevasti, ekotoksisuudessa pitoisuusvälejä	(+)	-
RISKLIN	Ruotsi	Keml (Kemikalinspektionen) http://apps.kemi.se/riskline/index.htm	Portaali, joka kokoaa ainekohtaisia toksisuus- ja ekotoksisuusraportteja kansainvälisistä lähteistä, haku ainekohtaisesti, hakutulos luettelo raporteista, joihin linkit		
ECB-ESIS	EU	European Chemicals Bureau – European chemical Substances Information System http://ecb.jrc.it/esis/	Sisältää linkit: <u>IUCLID</u> (International Uniform Chemical Information Database) – faktatietokantaan on kerätty tietoja ns. käytössä olevista aineista (EINECS-luettelossa olevat aineet). Tietoja käytetään näiden aineiden riskinarvioinnissa (direktiivi 793/93/EEC, the evaluation and control of the risk of existing substances). Tietokannassa on tietoja mm. fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista, aineen käyttäytymisestä ympäristössä, toksisuudesta ja ekotoksisuudesta. Tietoja on noin 2 600 kemikaalista. Dataa ei ole revidoitu.	+	+

Tietokanta	Maa	Ylläpitäjä ja osoite	Kommentit	Ekotoksisuus	Biohajoavuus
			<u>EU-RAR</u> (EU Risk Assessment Report) – erittäin kattavat prioriteettiaineiden (141) riskinarviointiraportit, kemikaalien toksisuus- ja ekotoksisuustiedot, revidoitu data.		
EFDB (Environmental Fate Data Bases)	USA	Syracuse Research Corporation http://www.syrres.com/esc/efdb.htm	Tietokanta sisältää tietoja yli 20 000 orgaanisen kemikaalin kulkeutumisesta, käyttäytymisestä ja hajoamisesta luonnossa: <u>DATALOG</u> – Viitetietokanta, jossa on ympäristökäyttäytymiseen ja ihmisen altistumiseen liittyviä viitteitä noin 16 800 kemikaalista. <u>BIOLOG</u> – Viitetietokanta, jossa on biologiseen hajoamiseen ja mikrobimyrkyllisyyteen liittyviä viitteitä noin 8 150 kemikaalista. <u>CHEMFATE</u> – Faktatietokanta, jossa on ympäristökäyttäytymiseen ja kemikaalien fysikaalis-kemiallisiin ominaisuuksiin liittyvää tietoa kaupallisesti tärkeistä kemikaaleista. Tietoja on noin 1 700 kemikaalista. <u>BIODEG ja BIODEG Summary</u> -Faktatietokanta, joka sisältää biologiseen hajoamiseen liittyvää tietoa noin 800 kemikaalista. Lisäksi 35 000 artikkelin viitetietokanta.	(+)	+
TOXNET	USA	National Library of Medicine (NLM), Toxicology Data Network http://toxnet.nlm.nih.gov/	Portaali useille tietokannoille, mm. <u>ITER</u> (International Toxicity Estimates for Risk) – eri laitosten esittämä ja perustelema terveysriskin arviointi raja-arvoineen <u>HSDB</u> (Hazardous Substances Databank) – faktatietokanta sisältää arvioitua tietoa noin 5 000 kemikaalin valmistuksesta ja käytöstä, fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista, käsittelystä ja toimenpideohjeista, toksisuudesta ja ekotoksisuudesta, farmakologiasta, käyttäytymisestä ympäristössä, standardeista ja säännöksistä sekä analyysimenetelmistä. Hyvin tietoa, helppo löytää, ei suoraan biohajoavuusdataa.	+	(-)

Tietokanta	Maa	Ylläpitäjä ja osoite	Kommentit	Eko-toksisuus	Bio-hajoavuus
ECOTOX	USA	U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Health and Environment Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division http://cfpub.epa.gov/ecotox/	Faktatietokannat sisältävät tietoja kemikaalien myrkyllisyydestä vesieliöille, kasveille ja luontoon jaoteltuna eri kantoihin: <u>AQUIRE</u> – vesieliötuloksia on yli 200 000 noin 8 000 kemikaalista <u>PHYTOTOX</u> – kasvitutkimuksia on 40 000 <u>TERRETOX</u> – kasvituloksia on maaperäpuolella 40 000 Valinnaisia tulostusmuotoja myös taulukoituna, työläs käyttää lyhenteiden ja koodien vuoksi.	+	-
Biodegradation and Bioconcentration of the Existing Chemical Substances	Japani	NITE (National Institute of Technology and Evaluation) http://www.safe.nite.go.jp/english/kizon/KIZON_start_hazkizon.html	Hajoamistestituloksia (nopean hajoavuuden MITI-testi) ja biologisia kertyvyystuloksia kalalle noin 1 400 kemikaalista.	-	+
Minnesotan yliopiston Biokatalyyysi- ja biohajoavuustietokanta	USA	http://umbbd.msi.umn.edu/	Sisältää biohajoavuusreittejä	-	+
IPCS INCHEM	Kansainvälinen	International Programme on Chemical Safety / Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (WHO, UNEP, ILO, OECD ym.) http://www.inchem.org/	Portaali useille tietolähteille, mm.: <u>CICADS</u> (Concise International Chemical Assessment Document); erittäin kattavat prioriteettikemikaalien yhteenvedot, paljon myös ekotoksisuustietoja, data revidoitu, tehty n. 70 kemikaalille <u>SIDS</u> (Screening Information Data Sets); alustavat arviointiraportit hpv-kemikaaleista, myös ekotoksisuustiedot, n. 300 kemikaalille	+	+
eChemPortal	Kansainvälinen	The Global Portal to Information on Chemical Substances (OECD) http://webnet3.oecd.org/eChemPortal/	Portaali useille tietolähteille: <u>CHRIP</u> (The Chemical Risk Information Platform, NITE, Japan); biohajoavuus- ja biokertyvyystiedot <u>HPVIS</u> (USEPA High Production Volume Information System) <u>ESIS</u> (European chemical Substances Information System); ks. kuvaus erillisenä kohtana	+	+

Tietokanta	Maa	Ylläpitäjä ja osoite	Kommentit	Eko- toksisuus	Bio- hajoavuus
			<p><u>INCHEM</u>; ks. kuvaus erillisenä kohtana</p> <p><u>OECD HPV</u> (OECD Integrated HPV Databse)</p> <p><u>SIDS IUCLID</u> (Screening Information Data Sets for HPV Chemicals in the International Uniform Chemical Identification Database format as maintained by the OECD)</p> <p><u>SIDS UNEP</u> (OECD Initial Assessment Report for HPV Chemicals including Screening Information Data Sets as maintained by UNEP)</p>		

Liite H: Biohajoavuus-tiedonhakujen tulokset

Tetrakloorieteeni PCE

PCE:n biohajoavuudesta löytyi tietoa useasta eri lähteestä. European Chemicals Bureauissa on julkaistu PCE:n riskinarviointi raportti vuonna 2005, joten tietoa kyseistä kemikaalista oli runsaasti tarjolla (EC 2005). Muita hyödyllisiä tietokantoja olivat muun muassa HSDB, Minnesotan yliopiston Biokatalyyysi ja biohajoavuus -tietokanta, EPA, ISI *Web of knowledge*, Japanissa ylläpidetty *Biodegradation and Bioconcentration of the Existing Chemical Substances* -tietokanta ja suomalainen Kemikaalien ympäristötietorekisteri. Tämän lisäksi paljon hyödyllistä ja hyödynnettävää tietoa löytyi lukuisista tieteellisistä artikkeleista. PCE ja biohajoavuus [(*bio*)degradation] -hakutermeillä *Science direct* -artikkelihauussa tuli esiin 20 aihetta käsittelevää artikkelia ja ISI *Web of knowledge* -portaalissa 107 kappaletta.

Tiedonhaun perusteella tetrakloorieteeni ei ole helposti hajoava eli ei hajoa ”*ready biodegradability*” -testeissä. Biohajoavuus aerobisissa olosuhteissa on vähäistä, ja PCE hajoaakin helpommin anaerobisissa olosuhteissa. Aerobisissa oloissa hajoamisen on ehdotettu tapahtuvan mikro-ympäristöissä, joissa on muodostunut anaerobiset olosuhteet. Anaerobisen hajoamisen hajoamistuotteet voivat hajota aerobisesti. Anaerobisen hajoamisessa syntyviä hajoamistuotteita ovat TCE, DCE, vinyylikloridi, eteeni ja etaani. Useissa laboratoriomittakaavan tutkimuksissa mikrobipopulaatio oli adaptoitu hajottamaan PCE:ta. Mikrobeista useat metanogeenit pystyvät PCE:n hajotukseen. Tehokkaaseen hajoamisen vaaditaan elektronin luovuttaja, esimerkiksi asetaatti tai laktaatti. Käytetty hiilenlähde vaikuttaa anaerobisissa hajoamisessa mikrobipopulaation tehokkuuteen dehalogenoita PCE:tä. Ympäristössä, jossa PCE:n ja TCE:n pitoisuudet ovat korkeita suhteessa orgaanisen hiilen määrään, sopivan elektronin luovuttajan saatavuus on tärkeää dehalogeenatiolle. Vedessä PCE:stä puolet biohajoaa aerobisissa olosuhteissa 180 vuorokaudessa ja anaerobisissa olosuhteissa 98 vuorokaudessa. PCE:lle on raportoitu anaerobisen hajoamisen (*first-order*) biohajoavuuden vakioksi 0,00042–0,0071 vuorokautta, joka vastaa puoliintumisaikaa 98–1 650 vuorokautta.

Öljihiilivedyt

Öljihiilivetyjen biohajoamisesta ei juuri löytynyt tietoa tietopankeista, sillä öljyn koostumus vaihtelee ja samoin öljjihiilivetyjen biohajoavuus ja myrkyllisyys. Yksittäisten komponenttien biohajoavuustietoja on jonkun verran saatavilla. BTEX-yhdisteiden biohajoavuudesta löytyi runsaasti tietoa, ja EU-tasolla riskinarviointeja on tehty bentseenille (*draft*) ja tolueneille.

Kylmissä olosuhteissa psykotolerantit mikro-organismit ovat hallitseva öljjihiilivetyjä hajottava mikrobiryhmä. Öljjihiilivetyjen biohajoamista kylmissä oloissa on raportoitu jopa 0 °C:seen asti. Alhaiset lämpötilat kuitenkin vähentävät alkaalien biosaataavuutta, sillä monet niistä muodostavat kristalleja 0 °C:ssa. Salminen (2005) tutki väitöskirjassaan muun muassa öljjihiilivetyjen C10–C40 biohajoamista aerobisissa ja anaerobisissa olosuhteissa 8–9 °C:ssa. Anaerobisissa olosuhteissa 22 % öljjihiilivedystä hajosi 300 vuorokauden inkuboinnin aikana. Kolmeen kuukauteen aikana vastaavassa koejärjestelyssä, mutta aerobisissa oloissa keskimäärin 27 % mineraaliöljystä biohajosi. Biohajonneesta osuudesta noin 90 % oli jakeessa C10–C15 ja 10 % jakeessa > C15–C40.

Öljjihiilivetyjen biohajoamista on tutkittu Suomen oloissa. Kun öljyllä pilaantuneessa kohteessa oli öljyä enimmillään 16 000 mg/kg, hapellisissa oloissa öljyn arvioitiin hajoavan nopeudella 900–14 000 mg/kg vuodessa ja hapettomissa oloissa 550–5 000 mg/kg vuodessa silloin, kun öljypitoisuus oli yli 1 000 mg/kg (Tuomi ja Vaajasaari 2004). Tämä tarkoittaa käytännössä sitä, että kohteen luontainen puhdistuminen kestäisi hapellisissa oloissa 2–22 vuotta ja hapettomissa 4–36 vuotta. Öljyn epätasaisen jakautumisen vuoksi puhdistuminen kestäisi kuitenkin vuosikymmeniä. Toisessa suomalaisessa öljjihiilivetyjä sisältävässä kohteessa hajoamisnopeutta tutkittiin aerobisissa olosuhteissa. Tässä kohteessa mineraaliöljypitoisuus oli enimmillään 17 000 mg/kg ja ympäristö oli anaerobinen. Hajoamisnopeuden aerobisissa oloissa arvioitiin olevan 0,4–10 vuotta. Malliyhdisteiden (tolueeni, oktakosaani ja naftaleeni) hajoamisen arvioitiin kestävän 0,2–25 vuotta (Tuomi et al. 2001).

BTEX-yhdisteet

BTEX-yhdisteet ovat haihtuvia monoaromaattisia hiilivetyjä, joita esiintyy yleisesti raakaöljyssä, öljytuotteissa ja bensiinissä (<http://umbbd.msi.umn.edu>). Kemikaalien tietorekisteristä (KEMREK) löytyy BTEX yhdisteiden *half life* -arvot

ilmassa, maassa ja vedessä. Myös EC Risk Assessment -raporteissa bentseenille ja tolueenille (EC 2003, EC, draft 13.05.2002) on esitetty *half life* -arvot vedessä ja maassa. BTEX-yhdisteiden hajoamisreiteistä löytyi tietoa Biokatalyysi ja biohajoavuus -tietokannasta (<http://umbbd.msi.umn.edu>). Helposti biohajoavien BTEX-yhdisteiden biohajoavuus on todennettu MITI-I-testillä (OECD TG 301C) (<http://www.safe.nite.go.jp>).

Bentseeni ei sitoudu maaperään vaan on hyvin liikkuva ja haihtuva ja voi huuhtoutua pohjaveteen (Howard 1990). Kun bentseenin biohajoamista tutkittiin maaperässä 20 ppm:n pitoisuudella, 24 % bentseenistä biohajosi viikon aikana ja 47 % kymmenen viikon jälkeen. Hajoamis- ja muuntumistuotteita voivat olla fenoli, katekoli ja cis-1,2-dihydrokso-1,2-dihydrobentseeni (Kemikaalien ympäristötietorekisteri). Tolueenin hajoamisesta maaperässä on vaihtelevaa tietoa. Esimerkiksi kahdesta eri maanäytteestä, jotka oli otettu eri syvyyksiltä vedenpinnan ylä- ja alapuolelta, määritetty hajoaminen neljässä viikossa oli toisessa näytteessä 1–2 % ja toisessa > 90 %. Eri maanäytteissä tolueenin biohajoaminen kesti tunneista 71 vuorokauteen. Maakolonnikokeissa tolueeni hajosi nopeasti, 8–35 mg/kg vuorokaudessa (HSDB).



Julkaisun sarja, numero ja raportti-
koodi

VTT Tiedotteita 2551
VTT-TIED-2551

Tekijä(t) Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne, Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine & Esko Rossi		
Nimeke Ympäristö- ja terveystriskien arviointimenetelmien vertailu		
Tiivistelmä Tutkimuksessa vertailtiin Suomessa käytettyjä neljää terveystriskien arviointimal- lia, RISC-HUMAN-, SOILIRISK-, SNV- ja RISC-mallia ja yhtä haitta-aineiden kul- keutumisen arviointiin tarkoitettua mallia, ConSim-mallia. Lisäksi kokeiltiin spati- aalisen tiedon riskinarviointiin yhdistävää SADA-ohjelmaa. Riskinarviointimallien tulosten erojen ja yhtäläisyyksien selvittämiseksi malleja käytettiin kolmesta esi- merkkikohteesta saaduilla lähtöarvoilla. Esimerkkikohteet olivat öljyhiilivedyillä pilaantunut jakeluasemakohde, klooratuilla orgaanisilla aineilla pilaantunut kaato- paikka-alue ja sekapilaantunut teollisuusalue. Esimerkkikohteista saatujen tulosten mukaan tarkasteluilla riskinarviointimalleil- la sisäilman ja ulkoilman pitoisuudet erosivat toisistaan alle yhden suuruusluokan. Suurimmat erot olivat pohjavesilaskennassa: RISCillä saatiin selvästi pienempiä pitoisuuksia kuin muilla pohjavesilaskennan sisältävillä riskinarviointimalleilla ja ConSim-mallilla. SNV:n mallilla laskettiin korkeimmat pitoisuudet, jotka erosivat RISCillä saaduista pitoisuuksista enimmillään noin kaksi suuruusyksikköä ja SOI- LIRISKillä määritetyistä pitoisuuksista alle yhden suuruusyksikön.		
ISBN 978-951-38-7650-0 (nid.) 978-951-38-7651-7 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		Projektinumero 8754
Julkaisuaika Marraskuu 2010	Kieli Suomi, engl. tiiv.	Sivuja 130 s. + liitt. 52 s.
Projektin nimi VERIS	Toimeksiantaja(t) Ympäristöministeriö, Rautaruukki Oyj, Auto- kumpu Oyj, Ovako Bar Oy Ab, Neste Oil Oyj, Ratahallintokeskus, Helsingin kaupunki, Pöyry Environment Oy, Niska & Nyysönen Oy, Suo- men IP-tekniikka Oy, Ramboll Finland Oy, St1 Oy, Pääesikunta, WSP Environmental Oy	
Avainsanat Contaminated soil, risk assessment, transport models, health hazards, environmental impacts, evaluation	Julkaisija VTT PL 1000, 02044 VTT Puh. 020 722 4404 Faksi 020 722 4374	



Series title, number and
report code of publication

VTT Research Notes 2551
VTT-TIED-2551

Author(s) Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne, Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine & Esko Rossi		
Title Comparision of environmental and health risk assessment models		
Abstract This study compared four health risk assessment models, RISC_HUMAN, SOILIRISK, SNV-model and RISC and one analytical contaminant transport model ConSim used in Finland. In addition, experiments were done on the program linking spatial data to risk assessment. To determine the differences and similarities of results from risk assessment and contaminant transport models, they were used with input data obtained from three case study test sites. The test sites were service station, a landfill area contaminated with chlorinated organic substances and an industrial estate. The calculated indoor and outdoor concentrations differed less than one order of magnitude. The biggest differences were in the calculation of groundwater concentration. Significantly lower concentrations were obtained by using RISC than the other risk assessment model containing a groundwater migration option or the ConSim. SNV's model predicted the highest concentration that deviated from concentrations obtained by RISC, by at most two orders of magnitude, and concentrations calculated by SOILIRISK by less than one order of magnitude.		
ISBN 978-951-38-7650-0 (soft back ed.) 978-951-38-7651-7 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		
Series title and ISSN VTT Publications 1235-0605 (soft back ed.) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/publications/index.jsp)		Project number 8754
Date November 2010	Language Finnish, Engl. abstr.	Pages 130 p. + app. 52 p.
Name of project VERIS		Commissioned by Ministry of the Environment, Rautaruukki Oyj, Outokumpu Oyj, Ovako Bar Oy Ab, Neste Oil Oyj, Ratahallintokeskus, City of Helsinki, Pöyry Environment Oy, Niska & Nyssönen Oy, Suomen IP-tekniikka Oy, Ramboll Finland Oy, St1 Oy, Pääsikunta, WSP Environmental Oy
Keywords Contaminated soil, risk assessment, transport models, health hazards, environmental impacts, evaluation		Publisher VTT Technical Research Centre of Finland P. O. Box 1000, FI-02044 VTT, Finland Phone internat. +358 20 722 4404 Fax +358 20 722 4374

VTT Tiedotteita – Research Notes

- 2538 Pentti Viluksela, Merja Kariniemi & Minna Nors. Environmental performance of digital printing. Literary study. 2010. 106 p. + app. 27 p.
- 2539 Anu Seisto, Maija Federley, Timo Kuula, Sami Vihavainen. Book alone is not enough. Enriching printed learning material with digital mobile technology. 2010. 37 p. + app. 39 p.
- 2540 Raimo Lovio & Sirkku Kivisaari. Julkisen sektorin innovaatiot ja innovaatiotoiminta. Katsaus kansainväliseen kirjallisuuteen. 2010. 50 s.
- 2541 Paul Buharist, Erkki Haramo, Katri Kallio, Tuukka Kostamo & Heli Talja. Moniäänisyyttä asiantuntijaorganisaation johtamiseen. Case VTT. Dialogi-hankkeen loppuraportti. 2010. 117 s.
- 2542 Pekka Koponen, Marja-Leena Pykälä, Janne Peltonen & Pasi Ahonen. Interfaces of consumption metering infrastructures with the energy consumers. Review of standards. 2010. 105 p.
- 2543 Henrik Huovila, Jari Korpi, Jari Kortström, Ville Kotovirta, Riitta Molarius, Päivi Mikkonen, Päivi Mäntyniemi, Minna Nissilä, Jenni Rauhala, Tapio Tourula, Nina Wessberg & Jussi Yliaho. Uhkatilanteiden hallinta. Hälytys-, tilannekuva- ja varoitusjärjestelmän kehittäminen. 2010. 94 s. + liitt. 32 s.
- 2544 Arto Usenius, Antti Heikkilä, Tiecheng Song, Jorma Frödblom & Timo Usenius. Joustavat ja itseoppivat tuotantojärjestelmät sahateollisuudessa. 2010. 217 s.
- 2545 Pasi Ahonen. TITAN-käsikirja. VTT:n päätuloksia Tekesin Turvallisuusohjelman TITAN-projektissa. 2010. 152 s.
- 2546 Riikka Holopainen, Sirje Vares, Jouko Ritola, Sakari Pulakka. Maalämmön ja -viilennyksen hyödyntäminen asuinkerrostalon lämmityksessä ja jäähdytyksessä. 2010. 56 s.
- 2547 Painetut hybridisysteemit. Teknologian tila ja kaupallistamisen mahdollisuudet Suomessa. Jukka-Tapani Mäkinen (toim.). 2010. 95 s.
- 2548 Ari Laitinen, Veijo Nykänen & Satu Paiho. Jäähallin kylmäkoneistojen hankintaopas. 2010. 109 s. + liitt. 78 s.
- 2551 Auli Kuusela-Lahtinen, Ulla-Maija Mroueh, Pasi Vahanne, Terhi Kling, Anu Kapanen, Maarit Priha, Eevaliisa Laine & Esko Rossi. Ympäristö- ja terveystieteiden arviointimenetelmien vertailu. 2010. 130 s. + liitt. 52 s.
- 2552 Eija Kaasinen, Mari Ainasoja, Elina Vulli, Heli Paavola, Riina Hautala, Pauliina Lehtonen & Esa Reunanen. User involvement in service innovations. 2010. 64 p.
- 2553 Kimmo K. Mäkelä, Jouni Huopana, Tomi Seppänen, Jari Ulkuniemi, Markku Kananen, Markku Valtonen, Jouko Heikkala & Jussi A. Karjalainen. Tyviko-projektin loppuraportti. 2010. 74 s. + liitt. 6 s.