

Auli Kuusela-Lahtinen & Pasi Vahanne

Maaperän heterogeenisuuden
vaikutus haitta-aineiden
kulkeutumiseen pilaantuneiden
maiden riskinarvioinnissa

Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa

Auli Kuusela-Lahtinen

VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka

Pasi Vahanne

VTT Prosessit



ISBN 951-38-6712-9 (nid.)
ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 951-38-6713-7 (URL: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/>)
ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/>)

Copyright © VTT 2005

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

VTT, Vuorimiehentie 5, PL 2000, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 4374

VTT, Bergsmansvägen 5, PB 2000, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 4374

VTT Technical Research Centre of Finland, Vuorimiehentie 5, P.O.Box 2000, FI-02044 VTT, Finland
phone internat. +358 20 722 111, fax +358 20 722 4374

VTT Rakennus- ja yhdyskuntateknikka, Lämpömiehenkuja 2, PL 1800, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 850

VTT Bygg och transport, Värmemansgränden 2, PB 1800, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 850

VTT Building and Transport, Lämpömiehenkuja 2, P.O.Box 1800, FI-02044 VTT, Finland
phone internat. +358 20 722 111, fax +358 20 722 850

VTT Prosessit, Biologinkuja 7, PL 1602, 02044 VTT
puh. vaihde 020 722 111, faksi 020 722 7026

VTT Processer, Biologgränden 7, PB 1602, 02044 VTT
tel. växel 020 722 111, fax 020 722 7026

VTT Processes, Biologinkuja 7, P.O.Box 1602, FI-02044 VTT, Finland
phone internat. +358 20 722 111, fax +358 20 722 7026

Toimitus Anni Kääriäinen
Viimeistely Auli Rautakivi

Valopaino Oy, Helsinki 2005

Kuusela-Lahtinen, Auli & Vahanne, Pasi. Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa [The effect of soil heterogeneity on transport contaminants in risk assessment of polluted areas]. Espoo 2005. VTT Tiedotteita – Research Notes 2296. 55 s. + liitt. 15 s.

Avainsanat contaminated soils, heterogenous soils, contaminants, transport models, migration, risk assessment, health hazards, environmental impacts, evaluation, hydraulic conductivity

Tiivistelmä

Haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointi heterogeenisessa maaperässä on haaste pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa. Heterogeenisissä olosuhteissa esille tulevia kysymyksiä ovat seuraavat: kuinka paljon paikkakohtaista mittaus- ja havainto-aineistoa alueen hydrogeologisista olosuhteista tarvitaan, voidaanko mittavat parametrit priorisoida ja mikä on haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen arviointiin liittyvä epävarmuus suhteutettuna mittausten määrään. Matemaattisessa mallinnuksessa tarvittavien parametrien arvot annetaan mittausten perusteella ja mallin elementtien diskretisointi tilavuuden sekä mallinnettavan alueen perusteella. Pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa käytettävä haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallinnuksen pinta-ala on usein joitain kymmeniä tuhansia neliömetrejä, kun taas pohjaveden pilaantumistapauksissa alue on huomattavasti laajempi.

Tässä tutkimuksessa käsitellään epävarmuuden arviointimenetelmiä, jotka liittyvät maaperässä ja pohjavedessä olevien veteen liukenevien tai veteen heikosti liukenevien (non aqueous phase liquid, NAPL) haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamiseen, mallinnuksessa tarvittavien parametrien arvojen paikka- ja skaalariippuvuutta sekä stokastisia menetelmiä, joilla arvioidaan maaperän heterogeenisuuden ja rajallisen mittausaineiston vaikutuksia.

Tutkimuksessa kehitetään stokastinen menettelytapa, jolla arvioidaan liuenneiden haitta-aineiden kulkeutumisen epävarmuutta kyllästyneessä heterogeenisessä vyöhykkeessä. Kehitettyä menettelytapaa demonstroidaan Talin alueelta Helsingistä kerätyn hydrogeologisen mittaus- ja havaintoaineiston analyysissä ja haitta-aineiden kulkeutumisen mallinnuksen epävarmuuden arvioinnissa. Tutkimusalue sijaitsee saven täyttämässä laakso-painanteessa, jotka ovat yleisiä eteläisessä Suomessa ja Ruotsissa. Maalajikerrokset ovat muodostuneet jääkauden aikana ja meren eri aikakausina. Ne edustavat tyypillisiä Baltian kilven alueella esiintyneiden geologisten prosessien aikaansaannoksia. Talin alueen topografia on tasainen lukuun ottamatta alueen pohjoispuolta, jossa sijaitsee moreenista koostuvia mäkiä. Laakso-painanteessa savikerroksen paksuus voi olla jopa yhdeksän metriä. Savikerroksen alapuolella on noin kymmenen metrin paksuinen kerros silttiä, hiekkaa, soraa ja moreenia. Yleensä silttiset maalajit sijaitsevat juuri savikerroksen alapuolella ja

hiekkaiset maalajit ovat tyypillisiä keskikerroksessa. Kallioperän päällä sijaitsevat maalajit koostuvat yleensä moreenista ja sorasta. Kerrossarjassa ei kuitenkaan aina esiinny moreenia ja soraa. Kaikki edellä mainitut päämaalajit ovat erittäin heterogeenisiä, ja ne muodostuvat useista ohuista kerroksista erilaisia maalajeja. Maalajikerrokset eivät ole jatkuvia; yksittäisen maalajikerroksen pituus voi olla vain jotain metrejä.

Alueen pohjavesi on paineellinen, ja sen korkeus on vaihdellut +2,0 m ja +5,0 m välillä eri aikoina. Kenttämittausten aikana se vaihteli välillä +3,2 m ja +3,7 m alueelle asennetuissa pohjavesiputkissa. Pohjavesi on pilaantunut klooratuilla hiilivedyillä.

Projektin aikana tutkittavalle alueelle asennettiin seitsemän pohjavesiputkea. Tutkittavan alueen pituus oli 240 m ja leveys 90 m. Pohjavesiputkista mitattiin eri syvyyksiltä veden virtausnopeuksia, pohjavedenpinnan korkeuksia ja sähköistä johtavuutta. Stokastisissa mallinnuksissa alueen dimensiot olivat samat kuin tutkittavan alueen dimensiot. Maaperän vedenjohtavuus laskettiin mitatuista virtausnopeuksista ja pohjavedenpinnan korkeuksista. Pohjavesiputkien asennuksen aikana kerätyistä maaperänäytteistä tutkittiin rakeisuus. Putkista otetuista vesinäytteistä analysoitiin kloorattujen haitta-aineiden ja eräiden muiden haitta-aineiden pitoisuudet. Trikloorieteenin (TCE) maksimipitoisuus oli 1 111 µg/l ja tetrakloorieteenin 207 µg/l.

Kuudessa pohjavesiputkessa tehtiin siiviläosuudella systemaattisesti yhteensä 95 virtauseromittauksia 20 cm:n mittausvälillä. Pohjavesiputkien siiviläosuudet asennettiin savikerroksen ja moreeninkerroksen välille, ja siiviläosuuksien pituudet vaihtelivat 2 m ja 6 m välillä. Erittäin hienorakeiset maalajit häiritsivät mittauksia, ja esimerkiksi yhden pohjavesiputken tulokset poistettiin jatkokäsittelystä kokonaan. Yhteensä 46 mittauksia valittiin jatkokäsittelyyn ja käytettiin stokastisissa simuloinneissa. Tilastolliset tunnusluvut määritettiin EXCEL-ohjelmalla ja geostatististen parametrien arvot SADA-ohjelmalla (University of Tennessee).

TCE:n kulkeutumisen mallintamiseen liittyvää epävarmuutta tutkimusalueella arviointiin Kriging-menetelmällä ja stokastisilla simuloinneilla (Monte Carlo -tekniikka). Stokastisissa simuloinneissa tehtiin kymmenen yhtä todennäköistä realisaatiota vedenjohtavuuden jakautumisesta alueella GSLIB-ohjelmistolla. Virtaus- ja kulkeutumisyhtälöt ratkaistiin eri vedenjohtavuuden realisaatioissa numeerisella lämmön ja monifaasivirtausohjelmistolla T2VOC. Kulkeutumisen arviointiin liittyvää epävarmuutta kuvattiin tietyssä pisteessä mallinnetun TCE-pitoisuuden todennäköisyysfunktiolla sekä alueellisella keskimääräisen pitoisuusjakauman ja siihen liittyvän hajontakuvan avulla.

Kuusela-Lahtinen, Auli & Vahanne, Pasi. Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa [The effect of soil heterogeneity on transport contaminants in risk assessment of polluted areas]. Espoo 2005. VTT Tiedotteita – Research Notes 2296. 55 p. + app. 15 p.

Keywords contaminated soils, heterogenous soils, contaminants, transport models, migration, risk assessment, health hazards, environmental impacts, evaluation, hydraulic conductivity

Abstract

The assessment of fate and transport of contaminants in heterogeneous soils is a challenge to risk assessment of contaminated sites. There is always question, how much measurements on site specific values of hydrogeological parameters are needed, can we prioritize parameters and what is the uncertainty associated with the assessment of fate and transport of contaminants in respect to amount data. The values of model parameters are linked to measurements, discretization and modeled scale. Modeling on the scale used in risk assessment of contaminated sites we are often interested in areas of a few ten thousands square meters and in the case of groundwater contamination the scale is larger.

In this study is described the methods to assess the uncertainty of the fate and transport modelling of water-soluble and slightly water-soluble (non aqueous phase liquid, NAPL) contaminants in soils and groundwater and information of spatial variability of modeling parametres due to soil heterogeneity, scale-effects and the stochastic computational approaches to assess the effect of soil heterogeneity and limited number of samples on transport of contaminants.

Stochastic procedure was developed to assess the effect of the limited number of measured in situ hydraulic conductivities on transport of dissolved contaminants in saturated heterogeneous zone. The developed procedure was demonstrated in analysis of the hydrogeological data collected from field case that was situated in Tali area, Helsinki, Southern Finland and modeling of transport of contaminants. The study area is situated in a clay filled valley common in southern parts of Finland as well as in Sweden. The soil layers have been formed during the Ice Age and different phases of Baltic Sea representing the typical geological processes within the Baltic Shield area. The topography of the area is flat besides the northern side which consists of moraine hills. The valley itself has a deposition of clay which can be over 9 m thick. Under the clay deposit there is almost 10 m thick layer of silt, sand, gravel and moraine. Usually silty soils are common just underneath the clay layer and sandy soils are typical in the middle part of the deposition. Bedrock is usually covered with moraine and gravelly soils situated typically above moraine layers. However, sometimes there is no moraine

layer and gravel situated on top of the bedrock. All of the above mentioned main units are very heterogeneous consisting of several thin layers of different types of soil. The layers are not continuous; the length of an individual layer can be only some meters.

The groundwater is artesian and its level has been varied between +2.0 m and +5.0 m with time and during the field measurements it was between +3.2 m and +3.7 m in different ground water pipes. The groundwater of the area is contaminated by chlorinated hydrocarbons.

During the project seven ground water pipe were installed at the study area of 240 m length and 90 m width to measure in situ flow rates, groundwater levels and electric conductivity of water with depth. The dimensions of study area were used in stochastic simulations. The hydraulic conductivity values of soil were counted from measured flow rates and ground water levels. The soil type from samples gathered during ground water installation was analysed as well the concentrations of chlorinated hydrocarbons and some other contaminants taken from samples of surface of ground water level and bottom of pipes. The analysed maximum concentration of trichloroethylene (TCE) was 1111 µg/l and tetrachloroethylene (PCE) 207 µg/l.

Alltogether 95 flow rate measurements with 20 cm measurement section were performed systematically in the screen section of six ground water pipes. Screen sections were installed between the clay layer and moraine and the depth of section varied between 2 m and 6 m. Very fine grained soil disturbed almost the half of measurements, for example all data from one pipe was excluded from further analysis. Finally 46 measurements were used in stochastic simulations. Statistical parametres of hydraulic conductivity values associated with different groundwater pipes and soil type were determined by EXCEL and geostatistical parameters by SADA (University of Tennessee).

Uncertainty associated with TCE transport modeling at the study site was evaluated numerically by Kriging method and Monte Carlo technique by solving the flow and transport equations for series of equally likely realizations of hydraulic properties generated by the geostatistical approaches. The realizations of hydraulic conductivity were generated by GSLIB. The processes of NAPLs and their changes with time were simulated by numerical heat and multiphase multicomponent flow code T2VOC. Uncertainty in transport predictions has been characterized by frequency distribution formed on the quantity of mass arriving on the exit location as a function of time and TCE concentration distribution maps with uncertainty estimates.

Alkusanat

Suomessa on arvioitu olevan 20 000 pilaantunutta maa-alueita. Perinteisesti pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi on perustunut ns. SAMASE-ohje- ja raja-arvoihin. Pilaantumisen todellisen, kohdekohtaisen haitan arviointi ihmiselle ja ympäristölle sekä kustannustehokkaiden kunnostustoimenpiteiden suunnittelu ja priorisointi edellyttävät SAMASE-arvojen tarkastelun ohella aiempaa monipuolisempaa riskinarviointiin perustuvaa lähestymistapaa, jollaiseen päätöksenteko perustuukin jo useissa maissa. Uuden ympäristölainsäädäntöön liittyvän asetuksen myötä riskinarvioinnin käyttö ja merkitys maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa tulee lisääntymään myös Suomessa.

Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa tulee pystyä luotettavasti arvioimaan pilaantuneesta maa-alueesta ihmiselle ja muulle ympäristölle aiheutuvaa riskiä ja siihen liittyvää epävarmuutta. Riskinarvioinnin luotettavuutta lisää tietämys maaperän ominaisuuksien vaihtelun eli heterogeenisuuden merkityksestä haitallisten aineiden kulkeutumiseen ja kulkeutumisen laskennan epävarmuuteen.

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan konkreettisesti stokastisen kulkeutumismallinnuksen käyttöä haitta-aineiden kulkeutumisen epävarmuuden arviointiin heterogeenisissä maaperäolosuhteissa osana riskinarviointiprosessia. Tutkimusta on edeltänyt esiselvitys (Kuusela-Lahtinen & Vahanne 2002), jossa käsitellään riskinarviointia, maaperän heterogeenisuutta ja stokastista kulkeutumismallinnusta, ensin erikseen ja sitten yhdistettynä lähestymistavaksi, jolla voidaan arvioida konkreettisesti todellisen kohteen maaperän ominaisuuksien vaihtelun merkitystä riskinarviointiin. Osia esiselvitysraportista on liitetty tähän julkaisuun, jotta tutkimusaihetta voidaan tarkastella yhtenä kokonaisuutena.

Tutkimusta rahoittivat Tekes, ympäristöministeriö, VTT, Posiva Oy, Geopros Oy ja SCC Viatek Oy. Tutkimuksen johtoryhmässä toimivat ylitarkastaja Ari Seppänen ympäristöministeriöstä, teknologia-asiantuntija Asko Vesanto Tekesistä, tutkimuspäällikkö Heikki Hinkkanen Posiva Oy:stä, Heikki Hämäläinen Geopros Oy:stä, projektipäällikkö Kimmo Järvinen SCC Viatek Oy:stä ja tutkimusjohtaja Matti Kokkala VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikasta. Johtoryhmän asiantuntijoina toimivat suunnittelija Kaija Savelainen Uudenmaan ympäristökeskuksesta ja geologi Pekka Raudasmaa Helsingin kaupungista. Projektin toteutumista ovat auttaneet johtava ympäristötarkastaja Merja Kurki-Suonio ja toimistopäällikkö Hannu Halkola Helsingin kaupungista, Pekka Rouhainen PRG-tec Oy:stä, tutkija Rainer Laaksonen VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikasta ja dosentti Eeva-Liisa Laine Teknillisestä korkeakoulusta. Kiitokset kaikille projektiin osallistuneille asiantuntevasta avusta ja rahoituksesta.

Sisällysluettelo

Tiivistelmä.....	3
Abstract.....	5
Alkusanat.....	7
1. Johdanto.....	11
2. Pilaantuneen maan riskinarviointi.....	13
3. Virtausmittauslaitteisto.....	16
4. Haitta-aineen kulkeutumismallinnus.....	18
4.1 Aineen kulkeutumiseen liittyvät prosessit.....	18
4.2 Konseptuaalinen malli.....	18
4.3 Matemaattinen ja numeerinen malli.....	19
4.4 Mittaskaala.....	20
4.4.1 Mittaskaalan vaikutus.....	20
4.4.2 REV-tilavuus ja tarkasteltavan parametrin arvo.....	22
4.5 Kulkeutumisen mallintaminen deterministisellä menetelmällä.....	23
4.6 Virtaus- ja kulkeutumismallien tulosten epävarmuustarkastelut.....	24
4.6.1 Parametriarvojen epävarmuus ja vaihtelevuus.....	24
4.6.2 Herkkyystarkastelu.....	24
4.6.3 Kriging-menetelmä.....	24
4.6.4 Stokastiset differentiaaliyhtälöt.....	25
4.7 Maaperän heterogeenisuuden vaikutus kulkeutumiseen.....	26
5. Virtauksen ja kulkeutumisen mallintaminen stokastisilla menetelmillä.....	28
5.1 Lähtöaineiston tilastollinen tarkastelu.....	28
5.2 Stokastinen liuenneen aineen kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä.....	29
6. Talin urheilupuisto Helsingissä.....	31
6.1 Alueen geologia.....	31
6.2 Alueen hydrogeologia.....	31
6.3 Alueen heterogeenisuus.....	32
6.3.1 Maalajikoostumus.....	32
6.3.2 Maaperän vedenjohtavuus.....	33
6.3.3 Vedenjohtavuuden keskimääräistäminen.....	36
6.4 Haitta-aineen kulkeutuminen.....	37
6.4.1 Virtauksen ja kulkeutumisen mallinnusohjelma TOUGH2/T2VOC.....	37

6.4.2	Variogrammi	39
6.4.3	Kriging-tulokset	40
6.4.4	Geostatistiset simulaatiot	42
6.4.5	Maaperän heterogeenisuuden vaikutus kulkeutumisen laskentaan alueella	46
7.	Johtopäätökset.....	48
8.	Jatkotutkimukset	49
9.	Yhteenveto	50
	Lähdeluettelo	52
Liitteet		
	Liite A: Tutkimusalueen kartta	
	Liite B: Poikkileikkauslinjat 1 ja 2	
	Liite C: Virtausmittauksen tulokset	
	Liite D: Vedenjohtavuusjakauman reaalisaatioissa lasketut painejakaumat ja TCE- levinneisyys nykytilassa	

1. Johdanto

Tässä julkaisussa esiteltävän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää konkreettisesti kentältä mitatun havaintoaineiston avulla maaperän hydrogeologisten ominaisuuksien vaihtelun eli heterogeenisuuden ja rajallisen näytemäärän vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen osana pilaantuneiden maiden riskinarviointiprosessia. Maaperän hydrogeologisten ominaisuuksien vaihtelu ja rajallinen näytemäärä aiheuttavat epävarmuutta haitta-aineen kulkeutumiseen. Epävarmuuden arviointimenetelmänä käytettiin todennäköisyyspohjaista haitta-aineiden kulkeutumismallinnusta. Muita epävarmuuden lähteitä ja niiden arviointimenetelmiä kuvataan luvussa 2.

Tutkimusaiheesta on tehty vuonna 2002 esiselvitys (Kuusela-Lahtinen & Vahanne 2002), jossa käydään läpi pilaantuneiden maiden riskinarvioinnin nykytilaa, maaperän heterogeenisuuden luonnetta Suomessa ja stokastiseen kulkeutumismallinnukseen liittyviä käsitteitä ja kehitysvaiheita. Osia esiselvityksessä esitetyistä asioista on liitetty tähän julkaisuun ja tarpeen mukaan täydennetty, jotta julkaisua voisi lukea aihekokonaisuutena.

Perinteisesti virtaus- ja kulkeutumislaskennassa mallin parametrit annetaan deterministisesti. Tällöin parametrin arvot ja niiden sijaintijakauma oletetaan tarkkaan tunnetuksi. Deterministisen menetelmän heikkoutena on se, että parametrien arvot eivät vaihtelee säännöllisesti eikä tasaiseen jakautumiseen perustuvilla interpolointimenetelmillä saada aikaan parametrien todellista vaihtelua. Lisäksi mittauspisteitä on harvassa, minkä vuoksi interpolointitulokset ovat erittäin epävarmoja. Deterministisillä menetelmillä ei voida arvioida virtaus- ja kulkeutumismallinnukseen liittyvää epävarmuutta.

Stokastisten menetelmien käyttöä veden virtauksen ja haitta-aineiden kulkeutumisen arvioinnissa alettiin käyttää 1970-luvun loppupuolella. Kulkeutumisen osalta tarkastelut liittyivät aluksi liuenneen aineen kulkeutumisen arviointiin pohjavesivyöhykkeessä, ja nykyisin voidaan tarkastella NAPL-nesteiden (Non Aqueous Phase Liquid) kulkeutumista sekä kyllästyneessä että kyllästymättömässä vyöhykkeessä. Stokastista kulkeutumista voidaan arvioida analyttisten yhtälöiden avulla ja Monte Carlo -tekniikalla. Analyttisten yhtälöiden rajoituksena on se, että ne soveltuvat käytettäväksi silloin kun tarkasteltavan parametrin arvojen hajonta on pieni ja virtaus oletetaan yksidimensionaliseksi.

Tässä tutkimuksessa kenttäkohteeksi valittiin Talin urheilupuisto Helsingissä. Alueen pohjavedestä on havaittu liuottimista peräisin olevia haitta-aineita, kuten trikloorieteeniä (TCE) ja tetrakloorieteeniä (PCE). Urheilupuisto sijaitsee saven täyttämässä laakso-painanteessa. Savikerrostuman alapuolisten maakerrosten maalajit vaihtelevat hienosta siltistä karkeaan hiekkaan ja paikoitellen esiintyvään soraan. Tutkimuksessa päädyttiin selvittämään trikloorieteenin (TCE) kulkeutumista pohjavedessä. Koska merkittävien kulkeutumiseen vaikuttava maalajista riippuvainen parametri on vedenjohtavuus, valit-

tiin vedenjohtavuus alueen heterogeenisuutta kuvaavaksi parametriksi. Vedenjohtavuuden vaihteluita tutkimusalueella mitattiin alueelle asennetuissa seitsemässä pohjavesiputkessa virtauseromittauksella. Mitatuista vedenjohtavuuksista määritettiin reiittäin tai pohjavesiputkittain keskimääräiset vedenjohtavuudet, joita käytettiin lähtöaineistona alueellisen vedenjohtavuusjakauman luomisessa Kriging-menetelmällä ja geostatistisella simulointitekniikalla. Lopuksi eri vedenjohtavuusrealisaatioissa simuloitiin haitta-aineen levinneisyys tutkimusalueella.

2. Pilaantuneen maan riskinarviointi

Pilaantuneista alueista aiheutuvat riskit ovat (Sorvari & Assmuth 1998, 1999)

- ihmiseen kohdistuvat terveystriskit
- ympäröivään elolliseen luontoon kohdistuvat ekologiset riskit
- mm. kunnostustoimista ja rajoitetusta maankäytöstä aiheutuvat taloudelliset riskit
- esteettiset ja psykologiset riskit
- muut sekundääriset riskit.

Pilaantuneen alueen riskinarviointi voidaan toteuttaa perusteellisuuden ja arviointimenetelmien osalta usealla eri tasolla (Sorvari & Assmuth 1998):

Laadullisella eli kvalitatiivisella vertailulla pyritään lähinnä priorisoimaan mahdollisesti pilaantuneita alueita sekä arvioimaan karkeasti niiden tilaa, käyttömahdollisuuksia ja toimenpidetarvetta. Vertailu perustuu yleensä laadullisiin tietoihin. Vertailussa ja priorisoinnissa voidaan käyttää pisteytysmenetelmiä.

Riskien tunnistamisessa arvioidaan laadullisesti alueesta aiheutuvia uhkia ympäristölle ja terveydelle sekä niihin vaikuttavia tekijöitä lähinnä haitta-aineiden, päästölähteiden sekä kohteen ja sen ympäristön ominaisuuksien perusteella.

Määrällisessä deterministisessä riskinarvioinnissa pilaantuneen maan aiheuttamalle altistukselle ja riskeille lasketaan arviot yksittäisillä lukuarvoilla käyttäen mittaustietoja. Arviota voidaan pyrkiä todentamaan vaikutusmittauksilla eri eliöstöistä. Haitta-aineiden ohjearvoja voidaan käyttää hyväksi arvioinnissa.

Määrällisessä stokastisessa riskinarvioinnissa otetaan huomioon riskien ja niihin vaikuttavien muuttujien satunnaisvaihtelu. Riskit ilmaistaan tällöin pistearvojen tai yksittäisten lukuarvojen sijaan jakaumien tai muiden tilastollisten funktioiden ja tunnuslukujen avulla. Tätä varten tarvitaan muuttujien vaihtelua kuvaavia tietoja.

Riski-hyöty-analyysissä otetaan huomioon riskeihin ja niiden hallintaan liittyviä taloudellisia näkökohtia. Analyysi liittyy kunnostuksen yleissuunnitteluun. Analyysi voidaan tehdä sekä deterministisin että stokastisin menetelmin.

Riskinarvioinnin pääasialliset käyttökohteet pilaantuneiden maiden käsittelyssä ovat (Mroueh 2000) seuraavat:

1. Kohteiden luokittelu riskitason perusteella alustavan tutkimus- ja kunnostustarpeen määrittämiseksi (kvalitatiivinen vertailu).
2. Yleisten ohjearvojen määrittäminen. Yleisissä ohjearvoissa on kansainvälisesti siirretty selkeästi riskiin perustuviin, sisällöltään ja taustaltaan selvästi raportoituihin ohjearvoihin. Kohdekohtaisesta arvioinnista poiketen kohteen ominaisuuksien määrittelyssä joudutaan tekemään yleistyksiä. Riskinarviointiin liittyvien epävarmuuksien vuoksi käytetään konservatiivisia, mieluummin riskiä yliarvioivia kuin aliarvioivia menetelmiä.
3. Kohdekohtainen riskinarviointi, jonka perustana käytetään kohdetutkimusten tuloksia sekä tietoja kohteen ja sen ympäristön nykyisestä ja tulevasta maankäytöstä. Tällöin voidaan rajata pois joitakin yleisten tavoitearvojen perusoletusten epävarmuuksista ja saada tarkempi arvio riskitasosta kohteessa. Myös kohdekohtaiseen riskinarviointiin liittyy edelleen lukuisia oletuksia ja epävarmuuksia.

Pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa maaperän heterogeenisuus liittyy olennaisesti sekä kvalitatiiviseen että kvantitatiiviseen riskinarviointivaiheisiin ja niissä leviämisen ja altistuksen arviointiin. Haitta-aineet voivat levitä maaperässä ympäristöön maahan suotautuvan veden ja pohjaveden virtauksen mukana. Lisäksi maassa tapahtuva haitta-aineiden mahdollinen haihtuminen aiheuttaa aineiden kulkeutumista. Haitta-aineiden pidättymiseen ja kulkeutumiseen vaikuttavat tekijät vaihtelevat luonnollisesti väliaineen, tässä tapauksessa maaperän, ominaisuuksien mukaisesti. Tätä kautta myös ominaisuuksien vaihtelevuudella eli maaperän heterogeenisuudella on huomattava merkitys haitta-aineiden käyttäytymiseen.

Man (2002) mukaan pilaantuneiden maiden riskinarvioinnin kehityksessä on nähtävissä kolme vaihetta: riskinarvioinnissa käytetään yleisten oletusten ja arvojen sijasta paikkakohtaista tietoa, riskinarvioinnissa otetaan huomioon useiden väliaineiden kautta tapahtuva altistus (multimedia risk assessment) ja stokastista riskinarviointia kehitetään. Paikkakohtainen riskinarviointi on tarkoituksenmukaista, koska altistuksen vaikutus, riski, on riippuvainen paikallisista ympäristöolosuhteista ja altistuksesta. Maaperässä oleva haitta-aine voi kulkeutua eri väliaineisiin (ilma, maaperä, pintavesi ja pohjavesi) ja vastaanottaja voi altistua haitta-aineelle useiden väliaineiden kautta. Multimediamallit on kehitetty eri väliaineiden kautta tapahtuvan altistuksen aiheuttaman kokonaisriskin arvioimiseksi. Stokastinen riskinarviointi on kehittynyt, koska paikalliset ympäristöolosuhteet vaihtelevat, yksilöiden väliseen käyttäytymiseen ja biologisiin ominaisuuksiin liittyy eroja ja altistuksen ja riskin laskentaa varten tarvittava tieto on aina jonkintasoisesti puutteellista ja epävarmaa.

Riskinarvioinnin tulosten epäluotettavuuden syyt ovat mallien epävarmuus ja epäedustavuus sekä muuttujien arvoihin liittyvä epävarmuus ja luonnollinen vaihtelu. Malleihin liittyvä epävarmuus johtuu esimerkiksi siitä, että mallien muuttujista ja muuttujien suhteesta toisiinsa puuttuu tietoa. Osa epävarmuutta aiheuttavista tekijöistä tunnetaan, osaa ei. Epävarmuus seuraa jokaista riskinarvioinnin vaihetta. Leviämisen ja altistuksen arviointivaiheessa epävarmuutta syntyy mm. parametrien valinnoista (Sorvari & Assmuth 1998). Man (2000) mukaan epävarmuus ja vaihtelu pitäisi erottaa toisistaan, koska ne ovat peräisin eri lähteistä ja niillä on erilaiset vaikutukset päätöksentekoon. Epävarmuutta voidaan vähentää lisäämällä tietoa, mittaustekniikkaa ja näytteenottoa.

Stokastisten menetelmien virheellinen soveltaminen riskinarvioinnissa voi johtaa jopa virheelliseen laskentaan keskimääräisenkin ennusteen osalta (Guest Editor's Comment 2000). Lisäksi on huomattu, että terveysriskiin vaikuttavat yhtä paljon yksittäiset jakaumien ääripäihin liittyvät tapahtumat, esimerkiksi yksittäiset korkeat pitoisuusarvot, kuin keskimääräiset tapahtumat.

Suomessa tehtyjen riskinarviointien tilannetta tarkastelevassa raportissa (Sorvari & Assmuth 1999) todetaan, että toteutetuissa arvioinneissa ei yleensä tarkastella epävarmuustekijöitä muuten kuin sanallisesti. Kohdealueen sisäinen epähomogeenisuus mainitaan kuitenkin joissain tapauksissa epävarmuutta aiheuttavana tekijänä. Epävarmuutta kuvaavien tekniikoiden, kuten Monte Carlo -simulaation, käyttämisen riskinarvioinnin yhteydessä on katsottu olevan askel suositeltavaan suuntaan, sillä nämä tekniikat vähentävät riskinarvioinnin tulosten yksioikoista tulkintaa. Erilaiset kansalliset terveysriskien arviointimallit eivät yleensä sisällä erillistä riskien ja epävarmuuksien tarkasteluun käytettävää tilastollista analyysiä. Poikkeuksena tästä on englantilainen CLEA-malli, jossa käytetään Monte Carlo -analyysiä muuttujien vaihtelun aiheuttaman vaikutuksen tarkasteluun (Mroueh 2000).

3. Virtausmittauslaitteisto

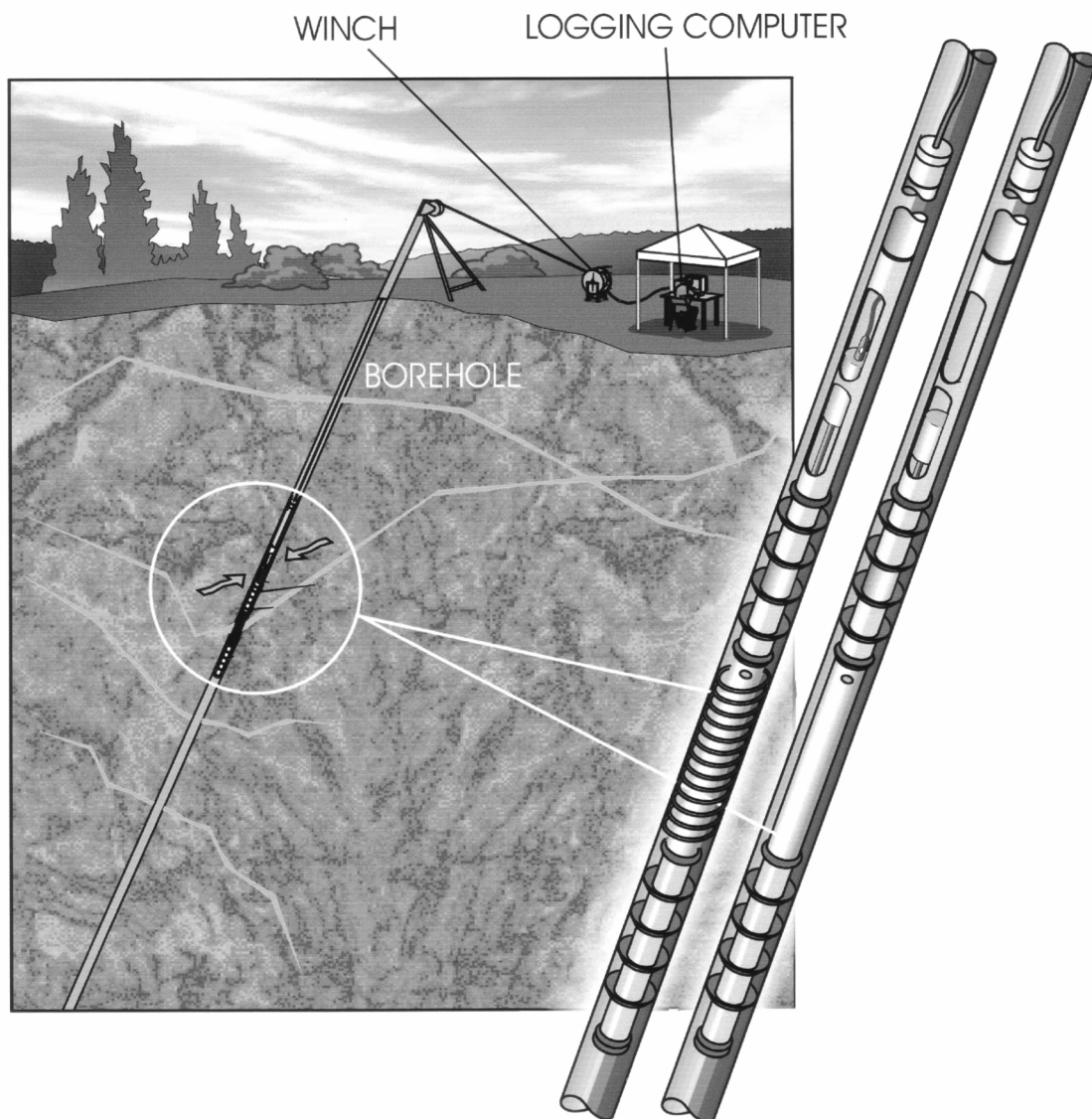
Maaperän vedenjohtavuus pohjavesivyöhykkeessä Talin tutkimusalueelle asennetuissa pohjavesiputkissa mitattiin Posiva Oy:n virtausmittauslaitteistolla (Öhberg & Rouhiainen 2000), jota on käytetty aikaisemmin pääasiassa kallioperän vedenjohtavuuden määrittämiseen ydinjätteen sijoituspaikkatutkimuksissa. Posivan virtausmittarin käytön edellytyksenä maarei'issä on, että siiviläputki on asennettu mitattavaan vyöhykkeeseen. Periaatekuva virtauseromittausmenetelmästä on nähtävissä kuvassa 1.

Virtausmittarilla mitataan normaalisti reikään virtaava vesi tietyltä mittausväliltä ("tulppaväliltä"). Sama laite voi mitata vastaavasti reiästä vyöhykkeeseen virtaavan veden. Tulppien sijasta käytetään kuitenkin kumikiekkvoja, jotka nopeuttavat mittauksia. Mittaus- ta kutsutaan eromittaukseksi. Virtausmittari voidaan kuitenkin muuttaa mittaamaan rei- än suuntaista virtausta. Silloin edellä mainittu sisään- tai ulosvirtaus näkyy lisäyksenä tai vähennyksenä reiän suuntaisessa virtauksessa.

Talissa käytettiin reiän suuntaisen virtauksen mittauksia, koska oli tärkeää saada mittaus- tulos aivan reiän pohjalta. Eromittauksessa olisi jäänyt reiän pohjalta mittaamatta n. 0,5 m. Lisäksi eromittauksen edut eivät ole lyhyessä reiässä suuret. Normaalisti virtausmit- taus suoritetaan kahteen kertaan: reiän ollessa "luonnontilassa" (ilman pumppausta) ja reikää pumpattaessa. Pumppaus tehdään tavanomaisilla kaivopumpuilla. Tässä tapauk- sessa vettä ei saanut pumpata rei'istä pois, joten vettä pumpattiin reikiin.

Virtausmittauksen yhteydessä mitataan myös veden sähkönjohtokyky sekä single point resistance (maadoitusvastus ylempien kumikiekkvojen välissä olevasta elektrodista). Ta- lin tapauksessa vastustuloksessa näkyy ehjä suojaputki suurempana vastuksena ja myös siiviläputken liitokset näkyvät. Virtausmittausten aikana mitattiin myös vesipinnan kor- keus reiässä.

Talissa mittauksen suurin ongelma oli savi. Savinen vesi aiheuttaa nimittäin hajontaa mittaus- tuloksissa. Lisäksi se aiheuttaa tukoksia rei'issä. Tämän vuoksi ei yleensä voitu mitata aivan siiviläputken alaosaan asti. Savi voi myös tukkia itse mitattavat kerrokset. Alueella tehtyjä virtausmittausten tuloksia ja niistä laskettuja vedenjohtavuusarvoja kä- sitellään kohdassa 6.3.2.



Kuva 1. Periaatekuva Posivan virtausmittausmenetelmästä (Öhberg & Rouhiainen 2000).

4. Haitta-aineen kulkeutumismallinnus

4.1 Aineen kulkeutumiseen liittyvät prosessit

Aineiden kulkeutumiseen vaikuttavia prosesseja ovat kulkeutuminen virtaavan faasin (veden, ilman ja oma faasi: NAPL) mukana (advektio), sekoittuminen (esim. vedessä mekaanisen dispersion ja diffuusion kautta), haihtuminen, pidättyminen (sorptio), biohajoaminen ja kemialliset reaktiot. Eri prosessien merkitys riippuu aineen kemiallisista ja fysikaalisista ominaisuuksista, alueella vallitsevista hydrologisista (sademäärä, pintavalunta, imeytyminen maaperään ja pohjaveteen) ja hydrogeologisista (mm. maaperän absoluuttinen läpäisevyys, huokoisuus, vesipitoisuus) olosuhteista sekä maaperän kemiallisista ja biologisista ominaisuuksista. Faasin virtausnopeuteen vaikuttavat maaperän absoluuttisen läpäisevyyden ja painegradientin ohella faasin suhteellinen läpäisevyys, dynaaminen viskositeetti ja tiheys (Domenico & Schwartz 1997). Suhteellinen läpäisevyys ja hydraulinen gradientti ovat riippuvaisia maaperän vesipitoisuudesta kyllästymättömässä vyöhykkeessä. Pilaantumistapauksessa, jossa haitta-aine on liukeneva, kyllästymättömässä vyöhykkeessä virtaavia faaseja on kaksi: kaasu- ja vesifaasi. Haitta-aineen ollessa NAPL, kyllästymättömässä vyöhykkeessä virtaa edellisten faasien lisäksi NAPL-faasi.

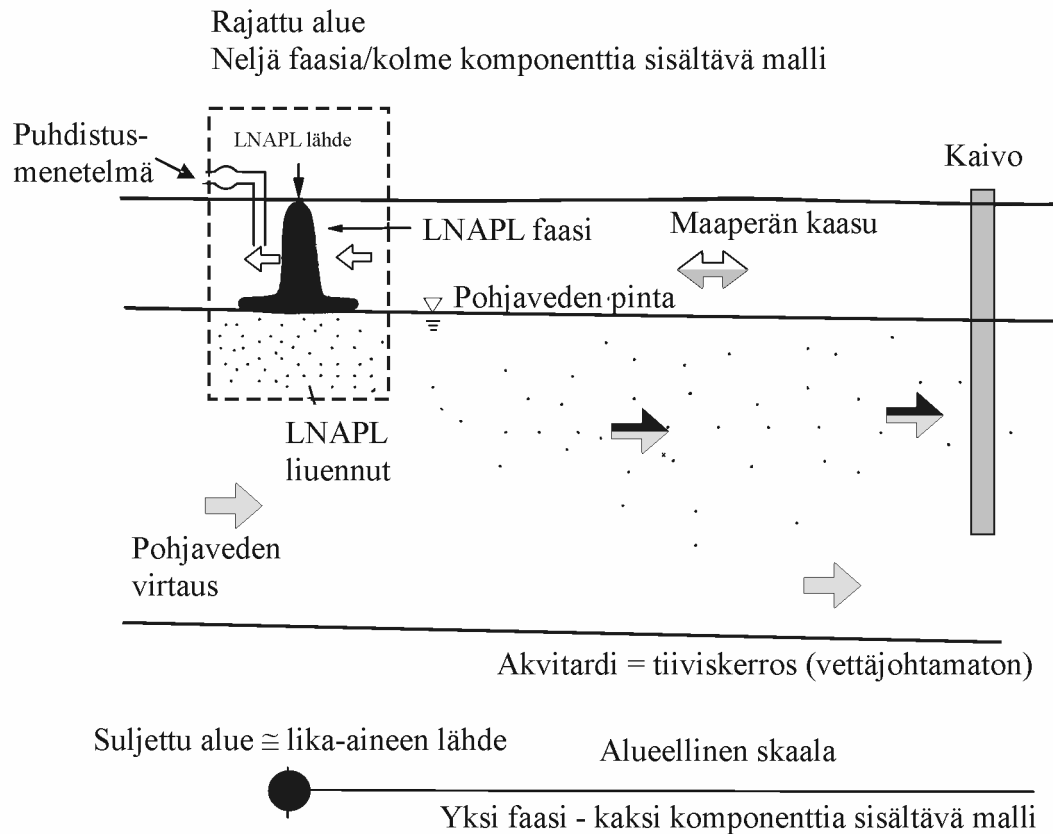
Heikkisen (2000) tutkimuksessa selvitetään epäorgaanisten raskasmetallien ja orgaanisten polyaromaattisten ja polykloorattujen bifenyyliden kulkeutumista ja pidättymistä maaperässä ja niihin vaikuttavia tekijöitä. Tutkimuksessa myös vertaillaan Suomen ja Alankomaiden ilmastollisten ja geologisten olosuhteiden vaikutusta edellä mainittujen haitta-aineiden kulkeutumiseen ja pidättymiseen.

4.2 Konseptuaalinen malli

Mallilla tehtävien simulointien perustana on konseptuaalinen malli, joka kuvaa hydrosysteemiä, hydrosysteemin alasysteemiä ja systeemissä tapahtuvia fysikaalisia, kemiallisia ja mikrobiologisia prosesseja (Helmig 1997).

Konseptuaalisen mallin valintaa ja siinä mukana olevia prosesseja selvennetään kuvan 2 avulla. Homogeeniseen maaperään on joutunut LNAPL-nestettä (Light Non-Aqueous Phase Liquid). Arvioitaessa maaperässä olevan haitta-aineen aiheuttamia haitallisia vaikutuksia voidaan kuvasta 2 erottaa kaksi erilaista aluetta, joihin voidaan laatia eri konseptuaaliset mallit. Lähellä likaantumislähdettä liukenemattoman yhdisteen käyttäytymistä maaperässä on kuvattava monifaasiprosesseilla, koska maaperässä on lika-aineen lisäksi sekä liikkuvaa vettä että kaasua. Konseptuaalinen malli tässä alueessa käsittää neljä faasia (maarakeiden muodostama kiinteä, nestemäinen LNAPL, nestemäinen vesi

ja kaasu) sekä kolme komponenttia (vesi, ilma ja orgaaninen). Liikkuvien faasien kulkeutumisen lisäksi mallissa tulee ottaa huomioon liukenemista, haihtumista, sorptiota ja reaktioita kuvaavat prosessit. Toisen konseptuaalisen mallin voi luoda lika-aineen vaikutusten arvioimiseksi laajemmalla alueella. Tällöin vaaratekijänä on hitaasti veteen liukenevan haitta-aineen kulkeutuminen vedenhankinnassa käytettävään kaivoon. Konseptuaalinen malli käsittää yhden faasin (pohjavesivyöhyke), jossa on kaksi komponenttia (liuennut LNAPL ja vesi). (Helmig 1997.)



Kuva 2. Konseptuaalisen mallin valintamahdollisuudet maaperän ja pohjaveden likaantumistapauksessa (mukailtu teoksesta Helmig 1997).

4.3 Matemaattinen ja numeerinen malli

Helmig (1997) kuvaa matemaattista ja numeerista mallia seuraavasti: Matemaattinen malli muuttaa konseptuaalisen mallin matemaattisiksi yhtälöiksi. Yhtälöiden johtaminen perustuu jatkuvuuden teoriaan (REV-tilavuuteen). Matemaattisen mallin laadintaan sisältyy myös reunaehtojen ja alkuarvojen määrittäminen. Mallien ratkaisutapa on joko deterministinen tai stokastinen.

Riskinarvioinnissa tarkasteltavassa mittaskaalassa tapahtuvan kulkeutumismallintamisen ratkaisutavan valinta riippuu maaperän heterogeenisuuden luonteesta, etenkin sen yksinkertaisuudesta. Tutkimustiedon puuttuessa on vaikea kuvailla tarkasti sitä, millälaisissa heterogeenisissä muodostumissa deterministisellä mallinnuksella ja tavanomaisilla herkkyystarkasteluilla saadaan luotettava kuva haitta-aineen kulkeutumisesta ja missä maaperäolosuhteissa heterogeenisuus on huomattavaa ja kulkeutumismallin ja epävarmuustarkastelun on perustuttava stokastiseen mallinnukseen. Heterogeenisuuden liittyessä hyvin lajittuneiden maalajien muodostamiin säännöllisiin ja dimensioiltaan suhteellisen laajoihin kerrosrakenteisiin kulkeutumismallit voidaan ratkaista deterministisesti. Heterogeenisuuden ollessa huomattava, esim. olosuhteissa, joissa maaperän ominaisuudet vaihtelevat paljon yksittäisen maalajin sisällä tai eri maalajien sijainti ja koko vaihtelevat epäsäännöllisesti, maaperän ominaisuuksien vaihtelua on vaikea todenmukaisesti sisällyttää deterministisiin malleihin eikä herkkyystarkasteluilla saada selville kulkeutumislaskentaan liittyvää epävarmuutta.

Matemaattiset mallit voidaan ratkaista analyttisillä menetelmillä yksinkertaisissa tilanteissa (1-dimensionaalinen kulkeutuminen, tietyt reunaehdot ja alkuarvot). Monimutkaisemmissa tilanteissa yhtälöt ratkaistaan numeerisilla menetelmillä.

4.4 Mittaskaala

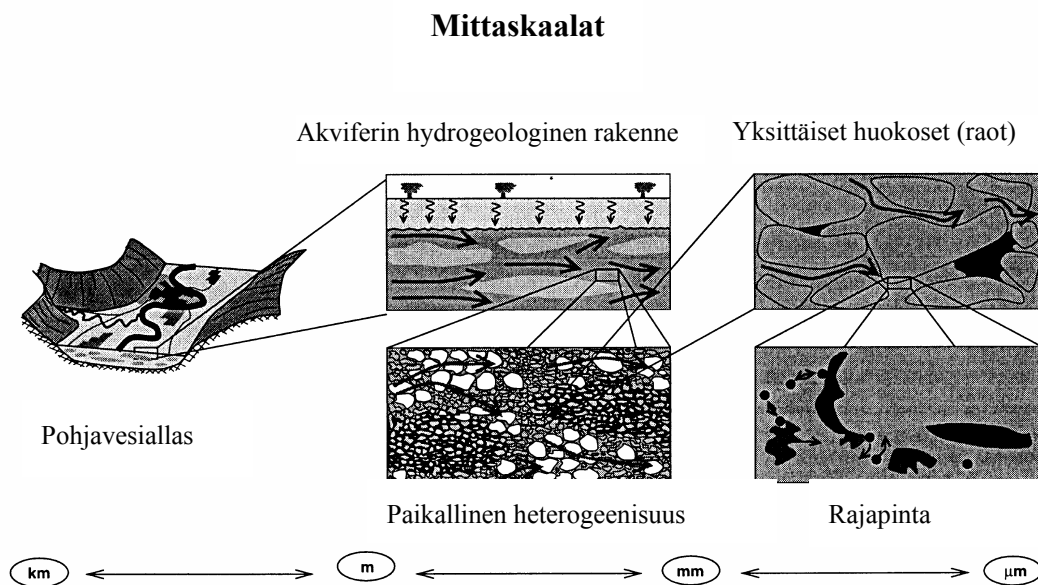
4.4.1 Mittaskaalan vaikutus

Maaperän heterogeenisuutta tarkasteltaessa skaalan vaikutus on oleellinen. Toisaalta tarkasteltavan alueen koon kasvaessa heterogeenisuus lisääntyy, toisaalta taas maaperän ominaisuuksille on paremmin määritettävissä keskimääräinen arvo. Skaalan vaikutusta kuvaa hyvin seuraava esimerkki hydraulisen johtavuuden vaihteluista: Hydraulinen johtavuus vaihtelee samassa muodostumassa runsaasti sekä vertikaali- että horisontaalisuunnassa. Heterogeenisessa kentässä on kuitenkin vyöhykkeitä, joilla voi olla jatkuvuutta ja joiden hydraulinen johtavuus on ympäristöään parempi. Nämä muodostavat väliaineen massassa sisäisiä virtauskanaaleja. Esimerkiksi harjuissa virtaus voi tapahtua käytännössä miltei kokonaan muodostuman yhden osavyöhykkeen kautta. Se voi olla metrin paksuinen, lähes pelkistä kivistä koostuva kerros, kun muodostuman kokonaispaksuus on vaikkapa 15 metriä ja muodostuma käsittää kivikerroksen lisäksi materiaalia sorasta hienoon hiekkaan. Ominaisuuksiltaan samantyyppisten kerrosten jatkuvuuden merkitys kasvaa sitä suuremmaksi, mitä suurempi tarkasteltavan kohteen koko on.

Tarkasteluskaala voidaan laatia tapauskohtaisesti. Esimerkkinä käytettäköön seuraavaa pohjaveden virtaustutkimukseen liittyvää luokittelua, joka sisältää kolme eri skaalaa (Dagan 1989):

1. Laboratorioskaala ($\sim 10^0$ m)
 - yleensä yksiulotteinen
 - havaittava heterogeenisuus liittyy lähinnä huokoisuuteen
2. Muodostuman skaala (10^1 – 10^2 m)
 - pituusmitta suunnilleen muodostuman (akviferin) paksuuden suuruinen
 - yleensä kolmiulotteinen
 - heterogeenisuus liittyy lähinnä vedenjohtavuuteen
 - ominaisuuksien vaihtelut liittyvät mm. kerroksellisuuteen
3. Alueellinen skaala (10^3 – 10^5 m)
 - tarkastelukohteena koko muodostuma
 - pituusmitta huomattavasti suurempi kuin poikkileikkausmitta
 - kaksiulotteinen
 - heterogeenisuus liittyy vedenjohtokykyyn ja varastokertoimeen

Kuvassa 3 havainnollistetaan eri mittaskaaloja. Pohjavesiallas vastaa alueellista skaalaa ja akviferin hydrogeologinen rakenne muodostuman skaalaa, josta voidaan ottaa näytteitä laboratoriotutkimuksia varten (laboratorioskaala). Laboratorioskaala edustaa muodostuman paikallista heterogeenisuutta, joka johtuu yksittäisten huokosten ominaisuuksien vaihtelusta. Rakeen rajapinnalla kulkeutumiseen vaikuttavat prosessit tapahtuvat molekyylitasolla, esimerkiksi mikrobiologiset prosessit (Helmig 1997).



Kuva 3. Havainnollistava kuva eri skaaloista (mukailtu teoksesta TU Braunschweig & IAHR-EGW 2000).

4.4.2 REV-tilavuus ja tarkasteltavan parametrin arvo

Edellisessä kohdassa esitetty mittaskaalaluokittelu (laboratorioskaala, muodostuman skaala ja alueellinen skaala) perustuu virtaus- tai kulkeutumisalueen pituuteen (Dagan 1989). Tässä kohdassa käsitellään toista tapaa, tarkasteltavan parametrin arvon jatkuvuuteen perustuvaa luokittelua: mikroskaala, makroskaala ja megaskaala.

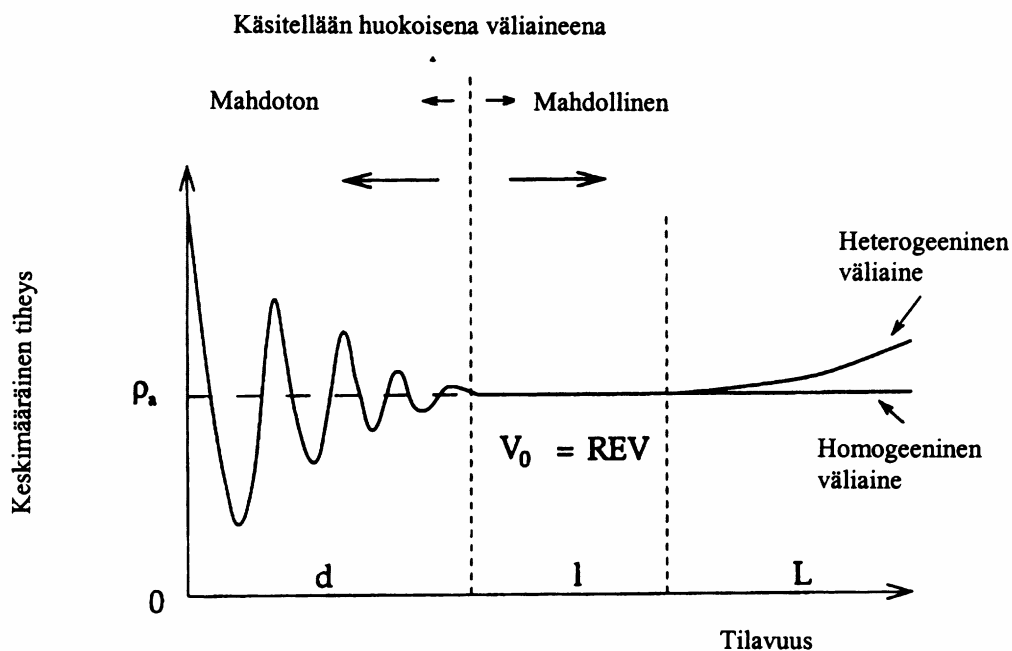
Maarakeiden kokovaihtelut (10^{-6} – 10^{-1} m) aiheuttavat maaperän huokoskoon ja -muotojen monimutkaisen vaihtelun sekä umpiperien syntymisen. Yksittäisten huokosten tasolla tapahtuvaa vaihtelua kutsutaan mikroskaalan vaihteluksi. Arvioitaessa haitta-aineen kulkeutumista ympäristötutkimuksissa, joissa mittaskaala vaihtelee välillä 10^1 ja 10^3 m, mikrotasolla asti tapahtuvaa arviointia ei voi tehdä. Tämä johtuu ensinnäkin siitä, että parametrien rakennetta mikrotasolla ei tunneta, ja toiseksi siitä, että numeerisissa laskuissa mukaan otettavien huokosten lukumäärä rajoittuisi muutamaan tuhanteen (Miller 1998). Tämä on johtanut siihen, että on alettu kehittää lähestymistapoja maaperän parametrien kuvaamiseksi yksittäisiä huokosia suuremmassa mittakaavassa, makroskaalassa. Makroskaalassa pätee Darcyn laki, jossa vedenjohtavuusarvo on jatkuva. Kuvassa 3 makroskaalaa voisi edustaa paikallista heterogeenisuutta havainnollistava laatikko (laboratorioskaala).

Makroskaalassa pienessä mittakaavassa, mikrotasossa, esiintyvät parametrin arvojen vaihtelut suodattuvat pois ja parametrin arvo vakiintuu. Tätä tilavuutta, jossa tarkastetaan parametrin arvon vakiintuu, kuvataan nimellä representative elementary volume (REV). Kuvassa 4 havainnollistetaan REV:n määrittystä. Kuvan mukaan pienistä tilavuuksista määritetty parametrin arvo vaihtelee. Kun saavutetaan REV-tilavuus, parametrin arvon vaihtelut suodattuvat pois. Kuvassa l-kirjain merkitsee sitä tilavuusaluetta, josta määritetty keskimääräinen parametriarvo ei ole riippuvainen keskimääräistyksessä käytetystä tilavuudesta. Väliaine luokitellaan homogeeniseksi, jos parametrin arvo pysyy edelleen vakiona, kun tilavuutta kasvatetaan. Sen sijaan heterogeenisessä väliaineessa parametrin arvo muuttuu uudelleen tilavuuden kasvaessa. Tätä tilavuutta kuvassa 4 on merkitty L-kirjaimella. Tämä heterogeenisuus kuvaa väliaineen makroskooppista heterogeenisuutta (Helmig 1997). REV-käsite on olennainen deterministisessä mallinnuksessa. Sen mukaan tietyssä pisteessä parametrin arvo on yhtä suuri kuin sen ympärillä olevalle väliaineelle määritetyn REV-tilavuuden parametriarvo (Dagan 1989).

Joskus heterogeenisuus voi olla niin voimakasta, ettei REV-tilavuutta löydy (Niemi 1994). Daganin (1989) mukaan silloin, kun tutkimusalueella havaitaan epävarmuutta mikroskaalassa vaihtelevien parametrin jakautumisessa, virtaus- ja kulkeutumislaskennassa tarvittavia parametreja tulisi käsitellä stokastisilla menetelmillä.

Miller (1998) tekee yhteenvedon monifaasivirtauksen ja -kulkeutumisen mallinnuksesta heterogeenisessa väliaineessa. Hän toteaa mm., että monifaasisysteemeissä käytettävien parametrien arvot on määritetty laboratoriokokeissa, joissa mittaskaala vaihtelee välillä 10^{-2} ja 10^0 m. Määrittämisessä käytetyt menetelmät aiheuttavat usein sen, että näytteessä maaraakeiden jakauma on huomattavasti tasaisempi kuin luonnonolosuhteissa. Parametrien määrittämiseen liittyvä epävarmuus yhdessä luonnollisen heterogeenisuuden kanssa johtaa siihen, että ympäristötutkimuksissa monifaasisysteemeissä kulkeutumista tulisi käsitellä stokastisesti. Lisäksi on tarpeellista määrittää menetelmät laboratorioskaalassa mitattujen parametrien skaalaamiseksi numeerisessa laskennassa käytettävien elementtien parametrien arvoiksi ("deterministinen skaalaus", "ylöspäin skaalaus" [upscaling]).

Megaskaala viittaa akviferin hydrogeologiseen rakenteeseen liittyvään skaalaan tai jopa alueelliseen skaalaan (Domenico & Schwartz 1997).



Kuva 4. REV-tilavuuden määrittästä havainnollistava kuva (mukailtu teoksesta Helmig 1997).

4.5 Kulkeutumisen mallintaminen deterministisellä menetelmällä

Perinteinen tapa mallintaa aineiden kulkeutumista maaperässä ja pohjavedessä on deterministinen. Ensin ratkaistaan virtauskenttä. Virtausyhtälössä tarvittavat parametrit oletetaan tunnetuksi, ja niissä pisteissä, joista ei ole mittauksia, parametrien arvo määritetään eräänlaisella tasaisella interpolointimenetelmällä. Interpoloituja parametriarvoja kalibroidaan siten, että tutkimusalueelta mitatut pohjavedenpinnan korkeudet saadaan

vastaamaan riittävällä tarkkuudella laskettuja korkeuksia. Tämän menetelmän heikkoutena on se, että muuttujan arvot eivät vaihtelee säännöllisellä tavalla eikä tasainen interpolointi tuo esille niiden vaihtelua. Lisäksi mittausarvoja on saatavilla harvoista pisteistä, minkä johdosta interpoloidut arvot ovat erittäin epävarmoja eikä deterministisellä menetelmällä voida arvioida epävarmuutta (Niemi 1994).

Virtauskentän laskemisen jälkeen mallilla voidaan laskea aineen kulkeutumista joko päästö määrän ja -paikan tai mitatun pitoisuusjakauman perusteella.

Aineiden kulkeutumismallinnuksessa tarvittavien parametrien määrä riippuu monesta tekijästä: 1) siitä, tapahtuuko kulkeutuminen kyllästymättömässä vyöhykkeessä vai kylästyneessä vyöhykkeessä, 2) laskennassa mukana olevien prosessien lukumäärästä ja 3) prosessien kuvaamiseen tarvittavien parametrien lukumäärästä.

4.6 Virtaus- ja kulkeutumismallien tulosten epävarmuustarkastelut

4.6.1 Parametriarvojen epävarmuus ja vaihtelevuus

Parametri luokitellaan epävarmaksi, jos sen arvoihin liittyy mittausvirhettä tai sen arvoja ei tunneta hyvin. Parametri, jonka arvot vaihtelevat paikan, ajan tai yksilöiden suhteen, luokitellaan muuttuvaksi parametriksi. Kaikkien parametrien oletetaan sisältävän sekä epävarmuutta että vaihtelua (Maxwell & Kastenber 1999).

4.6.2 Herkkyystarkastelu

Deterministiseen kulkeutumislaskentaan liittyy yleensä jonkinlainen laskentatulosten epävarmuustarkastelu herkkyyskertoimien avulla. Herkkyyskertoimet kuvaavat laskentatulosten herkkyyttä tarkasteltavan parametrin arvojen vaihtelulle. Tällä tavoin voidaan arvioida esim. tietyssä solmupisteessä lasketun hydraulisen korkeuden herkkyyttä imeytyvän sademäärän muutokselle.

4.6.3 Kriging-menetelmä

Kriging-menetelmä on stokastinen interpolointimenetelmä, jota voidaan käyttää tietyn suureen arvon optimoimiseen pisteessä, josta ei ole saatavilla mittausarvoja. Menetelmällä voidaan arvioida myös optimoidun arvon varianssia eli karkeasti luottamusväliä ja ohjata uuden mittauspisteen valintaa (De Marsily 1986). Kriging-menetelmällä esti-

moidut arvot ovat painotetulla liukuvalla keskiarvolla laskettuja arvoja. Laskentamenetelmä tasoittaa estimoidut arvot, eikä sillä voida tutkia kriittisten korkeiden arvojen esiintymistä (Laine 1998).

Menetelmällä ei saada selville suoraan mallilla laskettujen tulosten epävarmuutta, mutta sitä voidaan käyttää stokastisessa virtausmallinnuksessa mittauspisteisiin sidotun parametrijakauman luomisessa (Delhomme 1979, Niemi 1994).

4.6.4 Stokastiset differentiaaliyhtälöt

Toinen stokastisten menetelmien sovelluskohde geohydrologiassa on stokastisten virtausyhtälöiden ratkaisu. Tällöin virtausyhtälön lähtöarvot ovat satunnaisia ja ne voidaan määrittää todennäköisyysfunktioiden ja niiden tunnuslukujen avulla tai lähtöarvojen keskiarvon ja hajonnan avulla. Laskettu suure, hydraulinen korkeus, on myös todennäköisyysfunktio (De Marsily 1986).

Stokastiset yhtälöt voidaan ratkaista joko suoraan analyttisesti tai Monte Carlo -simulointimenetelmällä. De Marsily (1986) ja Peck et al. (1988) mainitsevat analyttisinä ratkaisutapoina spektrimenetelmän (Spectral method) ja häiriömenetelmän (Method of perturbation). Menetelmien rajoittavana tekijänä on se, että parametreihin liittyvän epävarmuuden tulee olla pieni.

Monte Carlo -simulointimenetelmä on tehokkain ja soveltuu käytettäväksi monimutkaisissa tilanteissa. Se vaatii paljon tietokoneen laskenta-aikaa ja tarkkaa tulosten tarkastelua. Menetelmässä tehdään aluksi paljon erilaisia realisaatioita tarkasteltavasta satunnaismuuttujasta, esim. vedenjohtavuudesta. Tätä varten on tiedettävä satunnaismuuttujan todennäköisyysjakauma, jakauman tunnusluvut ja kovarianssi tai variogrammi. Virtausyhtälö ratkaistaan numeerisesti jokaiselle satunnaismuuttujan realisaatiolle, jotta saataisiin jokaista realisaatiota vastaava riippuvan muuttujan jakauma, kuten hydraulinen korkeus. Jokaisesta pisteestä saatuja hydraulisen korkeuden arvoja voidaan analysoida niiden tilastollisten ominaisuuksien perusteella (Niemi 1994).

Monte Carlo -menetelmää voidaan soveltaa myös tilanteissa, joissa arvioidaan useamman epävarman parametrin yhteisvaikutusta laskentatuloksiin. Tarvittavien simulointimäärien lukumäärä riippuu tutkimuksen tavoitteesta. Esimerkiksi 100 simuloinnin perusteella voidaan arvioida tuloksen keskiarvoa. Joskus pelkästään yksi simulaatio ilman epävarmuuden arviointia voi antaa paremman kuvan tuloksen jakaumasta alueella kuin perinteinen mallinnustapa. Tyydyttävän arvion saamiseksi laskentatulosten varianssista, kovarianssista tai variogrammista tarvitaan huomattavasti enemmän simulointeja (esim. 1 000 tai enemmän). Simulointien määrä riippuu parametrien vaihtelevuudesta, para-

metrien lukumäärästä ja systeemin herkkydestä, eikä yleistä ohjetta tarvittavien simuloitukertojen määrästä voida antaa (Peck et al. 1988).

4.7 Maaperän heterogeenisuuden vaikutus kulkeutumiseen

Liuenneiden aineiden leviämiseen vaikuttavat suuresti pienessä mittakaavassa esiintyvien virtausnopeuksien muutokset, jotka johtuvat esim. maaperän vedenjohtavuuden paikallisista vaihteluista tai imeytyvän sadannan paikallisista ja ajallisista muutoksista. Pääosa liuenneesta aineesta kulkeutuu päävirtaussuunnissa keskimääräisestä virtausnopeudesta riippuvalla nopeudella (advektio). Osa aineesta kulkeutuu kuitenkin keskimääräistä virtausnopeutta nopeammin, mikä levittää liuennutta ainetta sisältävää aluetta suuremmaksi kuin pelkästään advektion aiheuttama alue. Tätä hajontaa päävirtaussuunnissa kuvataan dispersion avulla. Dispersion aiheuttaa kaksi tekijää, joista ensimmäinen on mekaaninen dispersio ja toinen on diffuusio. Mekaaninen dispersio johtuu siitä, että paikalliset virtausnopeudet eroavat keskimääräisestä virtausnopeudesta. Tämä taas johtuu maaperän heterogeenisuudesta, jolloin veden virtauksen kannalta oleellinen parametri, vedenjohtavuus, vaihtelee paikan suhteen. Liukenevan haitta-aineen muodostaman alueen sisällä dispersioon vaikuttavat mahdollisesti kaikki heterogeenisuuden lajit: mikrokooppinen, makroskooppinen ja megaskooppinen (Domenico & Schwartz 1997). Diffuusio johtuu pitoisuuksien pyrkimyksestä tasoittua, eli se on puhtaasti kemiallinen ilmiö.

Kolumnikokeilla voidaan tutkia mekaanisen dispersiokertoimen riippuvuutta keskimääräisestä virtausnopeudesta ja määrittää regressiokerroin, dispersiivisyys, joka on väliaineen ominaisuus kuten vedenjohtavuus. Kokeista saadaan selville sekä pitkittäissuuntainen että poikittäissuuntainen dispersiivisyys. Kentällä leviämistä on lisäksi vertikaalisuunnassa (Domenico & Schwartz 1997).

Kentällä tehdyillä kokeilla on tutkittu myös dispersiivisyyden arvoja. Gelhar et al. (1992) ovat tehneet yhteenvedon 59:stä eri puolilla maailmaa sijaitsevilla tutkimusalueilla suoritetuista dispersiivisyystutkimuksista. Tulkitut dispersiivisyysarvot vaihtelivat välillä 10^{-2} ja 10^4 m mittaskaalan mukaan. Dispersiivisyysarvoja vastaava mittaskaalavaihtelu oli 10^{-1} – 10^5 m. Tutkimuksessa luokiteltiin tulkitut dispersiivisyysarvot kolmeen luotettavuusluokkaan. Tuloksista on selvästi havaittavissa, että tulkitut pitkittäissuuntaiset dispersiivisyydet kasvoivat mittaskaalan kasvaessa. Koska epävarmimmat tulkinnat oli saatu suurilla mittaskaaloilla, edellä mainittu päätelmä voidaan rajoittaa koskevaksi mittaskaalaa 0–250 m. Tietystä mittaskaalasta tulkitut dispersiivisyysarvot erosivat toisistaan noin kaksi kolme dekadia. Vaihtelut dispersiivisyysarvoissa selitettiin johtuvan eri akviferien heterogeenisuudesta. Poikittäissuuntainen dispersiivisyys on noin dekadin pienempi kuin pitkittäissuuntainen dispersiivisyys ja vertikaalinen dispersiivisyys yh-

destä kahteen dekadtiin pienempi kuin poikittainen dispersiivisyys (Domenico & Schwartz 1997).

Myös Anderson & Woessner (1992) ovat todenneet, että dispersio lisääntyy, kun liuen-
nutta ainetta sisältävä alue kasvaa, ja se on siten skaalasta riippuvainen suure.

Heterogeenisessa maaperässä dispersio johtaa leviämisalueen epäsäännölliseen ja sa-
tunnaiseen muotoon, mikä on havaittu useilla kentällä tehdyillä merkkiainekokeilla. Jos
maaperästä on löydettävissä hyvin vettäjohtavia osuuksia tai muista syistä johtuvia no-
peita virtauskenttiä, kulkeutuminen kanavoituu näihin vyöhykkeisiin.

NAPL-aineet voivat muodostaa heterogeenisessa maaperässä päämassasta erillisiä altai-
ta ("pool"), joissa haitta-aineen pitoisuus voi olla merkittävän suuri. Suuren pitoisuuden
alueita kutsutaan ns. hot spot -alueiksi. Nämä erilliset altaat voivat yhdessä NAPL:n
jäännöspitoisuuden kanssa aiheuttaa pitkäaikaisen riskin pohjaveden pilaantumiselle.

5. Virtauksen ja kulkeutumisen mallintaminen stokastisilla menetelmillä

Heterogeenisuuden huomioonottamisen vaikeus on johtanut stokastisten mallinnusmenetelmien kehittämiseen, ja kehitystyö jatkuu edelleen. Stokastisessa mallinnuksessa mallin solujen tai elementtien koko pyritään säilyttämään samana kuin parametrien arvon määrittämisessä käytetty mitta (Niemi 1994, Dagan 1989). Esimerkiksi kun tarkastellaan pohjavesiputkien siiviläosuuksista systemaattisesti tietyllä syvyysvälillä määritettyjä in situ -vedenjohtavuuksia, mallin solujen tai elementtien koon valinta riippuu vedenjohtavuusmittauksen aikana käytetystä syvyysvälistä eli siiviläosuudesta eristetyn osuuden pituudesta. Yksittäinen määritetty vedenjohtavuus kuvaa vedenjohtavuutta pohjavesiputken siiviläosuudesta eristetyllä osuudella. Laskentasuojien sisällä ilmiötä kuvaavat yhtälöt (esim. virtausyhtälö) käyttäytyvät jatkuvuusperiaatteen mukaan.

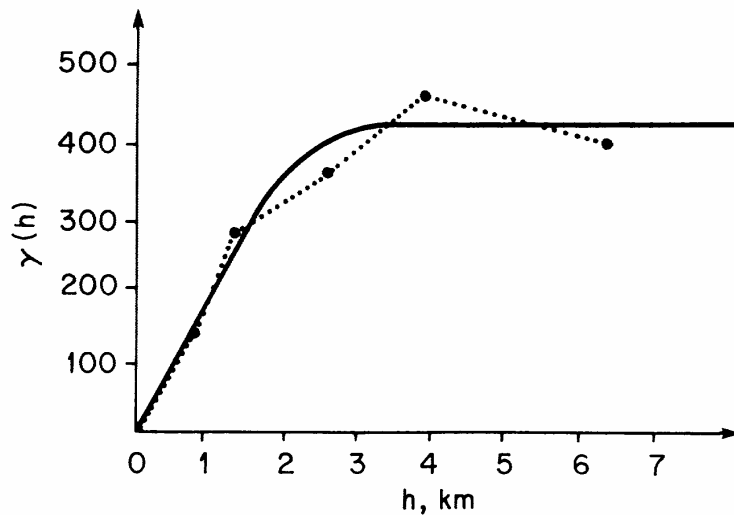
Todennäköisyyspohjaisessa lähestymistavassa oletetaan, että paikasta riippuvan virtauksen ja kulkeutumisen määrittämiseen liittyvien parametrien (esim. vedenjohtavuuden) arvot saadaan satunnaismuuttujien jakaumasta (random function), josta on saatavilla yksi reaalisatio, kenttämittausaineisto. Satunnaismuuttuja (random variable, RV) on satunnaismuuttujien jakauman kaikki arvot pisteessä x_0 . (De Marsily 1986, Deutsch & Journel 1998.)

5.1 Lähtöaineiston tilastollinen tarkastelu

Stokastisessa kulkeutumismallinnukseen tähtäävässä tutkimuksessa tehdään aluksi joko oletuksia tai mittausten perusteella tulkintoja tarkasteltavan parametrin tilastollisista tunnusluvuista (jakauma ja jakauman tunnusluvut: keskiarvo ja hajonta, kovarianssi tai variogrammi). Kovarianssi- ja variogrammikäyrät kuvaavat parametrien rakennetta, jakautumista toisiinsa nähden, eivätkä parametrien arvot ole sidoksissa tiettyyn koordinaatistoon. Stationäärisissä olosuhteissa kovarianssikäyrä voidaan laskea variogrammikäyrän perusteella. Tällöin on olemassa äärellinen varianssi.

Mittauksista määritettyyn kokeelliseen variogrammiin voidaan sovittaa teoreettinen variogrammi, jonka tunnuslukuina käytetään korrelaatio- ja kynnysarvoa (range, sill). De Marsily (1986) kuvaa yksityiskohtaisesti variogrammiin ja kovarianssiin liittyvää teoriaa ja esittää matemaattisia yhtälöitä eri variogrammfunktiolle. Kuvassa 5 esitetään esimerkki mittaustulosten perusteella tehdystä variogrammista ja siihen sovitetusta teoreettisesta variogrammista.

Jos mittausarvojen perusteella on havaittavissa odotusarvon muuttumista alueella, esim. systemaattista syvyyden vaikutusta, on trendi poistettava ennen variogrammin laadintaa (Rehfeldt et al. 1992).



Kuva 5. Esimerkkikuva variogrammista (de Marsily 1986).

Julkaistuissa tutkimuksissa esitettyjen vedenjohtavuusarvojen kokonaismäärästä jakauman tunnuslukujen määrittämiseksi saa käsityksen seuraavan esimerkin avulla: Mississippissä USA:ssa Columbuksen heterogeenisella alueella tehtiin merkkiainekoe makrodispersiivisyysarvon määrittämiseksi ja virtausmittauksia vedenjohtavuuden määrittämiseksi. Kaiken kaikkiaan virtausmittauksia oli 2 187 kappaletta 49 reiästä (Boggs et al. 1992). Alueelta tulkittuihin vedenjohtavuuksiin sovitettiin variogrammit ja niiden perusteella vedenjohtavuusarvojen e-kantaisten logaritmien varianssiksi laskettiin 4,5 ja korrelaatiopituudeksi horisontaalisuunnassa 12,8 m ja vertikaalisuunnassa 1,6 m (Rehfeldt et al. 1992).

5.2 Stokastinen liuennon aineen kulkeutuminen pohjavesivyöhykkeessä

Liuennon aineen leviämistä käsiteltiin aikaisemmin kappaleessa kohdassa 4.7. Sen mukaan veteen liuennut aine leviää virtaavan veden mukana keskimääräisestä virtausnopeudesta riippuvalla nopeudella (advektio) ja hydrodynaamisen dispersion avulla. Dispersio levittää liuennutta ainetta sisältävää aluetta suuremmaksi kuin pelkästään advektion aiheuttama alue. Dispersio aiheutuu kahdesta erilaisesta prosessista: molekyyli-diffuusiosta ja mekaanisesta dispersiosta. Siten hydrodynaamista dispersiota kuvaava dispersiokerroin (D) muodostuu molekyyli-diffuusiota kuvaavasta kertoimesta (D_d) ja mekaanisesta dispersiota kuvaavasta kertoimesta (D'). Matemaattisesti esitettynä $D = D_d + D'$.

Molekyyli-diffuusio on kemiallinen ilmiö, jossa haitta-aine kulkeutuu pitoisuusgradientin suuntaan gradientin suuruudesta riippuvalla nopeudella (Fickian malli). Mekaaninen dispersio johtuu paikallisesta virtausnopeuden suuruuden ja suunnan vaihteluiden aiheuttamasta sekoittumisesta. Paikalliset vaihtelut virtausnopeuden nopeudessa ja suunnas-

sa johtuvat huokoisen väliaineen hydrodynaamisten ominaisuuksien (vedenjohtavuus) heterogeenisuudesta ja aiheuttavat kulkeutumisreitteihin epäsäännöllisyyttä ja pitoisuusvaihteluita. Tärkein dispersioon vaikuttava tekijä on maaperän vedenjohtavuuden jakautuminen (Smith & Schwartz 1980 ja 1981). Virtausnopeuden kasvaessa dispersio johtuu yhä etenevässä määrin mekaanisesta dispersiosta (Domenico & Schwartz 1997).

Deterministisessä liuenneen aineen kulkeutumislaskennassa dispersiolle annetaan ns. makrodispersivyyssarvo, joka kuvaa tiettyä tilavuutta. Makrodispersivyyssarvo on heterogeenisessä muodostumassa skaalasta riippuva suure, mikä on todettu Domenico & Schwartzin (1997) mukaan useissa kentällä tehdyissä tutkimuksissa (katso myös kohta 4.7). Liuenneen aineen kulkeutuminen mallinnetaan advektio-dispersio (ADE) -yhtälön avulla, jossa dispersio käsitellään niin, että se noudattaa Fickian yhtälöä (laajan mitta-kaavan diffuusioprosessi). Vaikka mekaaninen dispersio ei ole Fickian mallin mukainen, ajatellaan, että kun näitä dispersioon vaikuttavia prosesseja tarkastellaan yhdessä lyhyillä etäisyyksillä, pitoisuusjakauma on normaalijakautunut ja Fickian mallia voidaan käyttää ADE-yhtälöissä (Domenico & Schwartz 1997). Tutkimusten kohteena on edelleen se, voidaanko makrodispersiivisyysarvoa ja Fickian lakia käyttämällä heterogeenisessä muodostumassa mallintaa kulkeutumista realistisesti.

Arvioitaessa pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa tarkasteltavassa kenttäskaalassa veden virtausta ja haitta-aineen kulkeutumista on tärkeää ottaa huomioon maaperän vedenjohtavuuden paikalliset vaihtelut. Koska maaperän vedenjohtavuuden vaihtelu luonnossa on usein monimutkainen ja saatavilla oleva tieto paikallisesta vaihtelevuudesta on rajallinen, yksityiskohtaista ja muodostuman todellista heterogeenisuutta kuvaavaa determinististä mallia on mahdotonta laatia. Tämä on aiheuttanut sen, että viimeisen vuosikymmenen aikana on siirrytty käyttämään stokastisia menetelmiä kuvaamaan maaperän heterogeenisuutta: ei pelkästään vedenjohtavuuden jakautumista, vaan myös muiden haitta-aineen kulkeutumiseen vaikuttavien parametrien jakautumista, kuten huokoisuuden sekä heterogeenisuuden aiheuttamien vaikutusten arvioimiseksi eri faasien virtauksessa ja haitta-aineen kulkeutumisessa eri faaseissa.

Stokastisten differentiaaliyhtälöiden analyttisissä ratkaisuisa dispersiokertoimella saadaan mukaan haitta-aineiden sekoittumisen vaikutus haitta-aineiden leviämiseen. Pitkittäissuuntainen dispersiivisyys on riippuvainen virtausnopeudesta ja raekokojakaumasta (Domenico & Schwartz 1997). Kun virtausnopeus on pieni, vedenjohtavuuden vaihtelulla ei ole merkitystä (diffuusio aiheuttaa dispersiivisyyden).

Monte Carlo -simulaatioissa vedenjohtavuuden vaihtelu, korrelaatio eri pisteissä ja REV (se tilavuus, jota määritetty arvo edustaa) voidaan ottaa huomioon realistisemmin eivätkä laskentayhtälöt perustu Fickian malliin.

6. Talin urheilupuisto Helsingissä

Tutkimuksen kenttäkohteeksi valittiin Talin urheilupuisto Helsingistä. Alueen pohjavesi on pilaantunut liuottimista peräisin olevilla haitta-aineilla, kuten trikloorieteenillä (TCE) ja tetrakloorieteenillä (PCE). Helsingin kaupunki on tutkinut aluetta aikaisemmin, ja tutkimuksista on julkaistu kaksi selvitystä (Helsingin kaupunki, kiinteistövirasto 1999 ja 2000). Tämän tutkimuksen aikana alueella tehtiin lisää painokairauksia kitkamaakerrosten syvyyden määrittämiseksi ja asennettiin seitsemän pohjavesiputkea, joiden sijainnit ovat nähtävissä liitteessä A. Pohjavesiputkien asennuksen aikana otettiin talteen maanäytteitä metrin välein maalajimääryksiä varten. Määritettyjen maalajien perusteella tehtiin kaksi geologista poikkileikkauslinjaa: yksi pitkittäissuuntainen ja yksi poikittäissuuntainen. Poikkileikkauslinjat ovat nähtävissä liitteessä B. Pohjavesiputkissa tehtiin vedenjohtavuusmittauksia virtauseromittauslaitteistolla. Lisäksi alueelle asennettiin kaksi putkea radiometrisiä mittauksia varten ja pohjavesiputken TAKR4 kohdalla tehtiin vedenjohtavuusmittauksia BAT-laitteistolla.

6.1 Alueen geologia

Talin urheilupuisto sijaitsee kaakko–luode-suuntaisessa saven täyttämässä laakso-painanteessa, jossa maanpinnan korkeustaso on suurimmaksi osaksi noin +6. Aluetta reunustavat moreeni- ja osin hiekkapeitteiset kitkamaa-alueet, joiden korkeimmat kohdat nousevat noin tasolle +35. Laakson leveys on enimmillään noin puoli kilometriä ja pituus noin kilometri. Savialue sijoittuu kallioperän ruhjelaaksoon.

Savikerroksen paksuus kasvaa melko säännöllisesti moreenialueilta laakso-painanteen keskiosaan päin. Saven paksuus on enimmillään noin 9 m, ja savea esiintyy pääsääntöisesti vain tason +8 alapuolella. Kuivakuorikerroksen paksuus on alueen keskiosassa noin 0,8 m.

Savikerrostuman alapuolella on todettu enimmillään lähes 10 metriä paksu, eri maala-jeista koostuva kerros, jossa on vaihtelevasti silttiä, hiekkää, soraa ja moreenia. Alueen maakerroksia käsitellään yksityiskohtaisesti jäljempänä kohteen heterogeenisuuden kuvauksen yhteydessä.

6.2 Alueen hydrogeologia

Tutkimusalueen pohjavesi muodostuu savialuetta reunustavilla moreeni- ja hiekkapeitteisillä alueilla. Savikerroksen alla pohjavesi on paineellista. Pohjaveden pinnan painetaso on tehtyjen havaintojen mukaan vaihdellut savimuodostuman alapuolisissa kerrok-

sissa noin tasojen +2,0 ja +5,0 välillä. Kenttätutkimusten aikana pohjaveden pinta vaihteli välillä +3,2 m ja +3,7 m alueelle asennetuissa pohjavesiputkissa. Pohjaveden virtausta tapahtuu alueella ainakin koillisesta kohti savialueen länsireunaa sekä pohjoisesta etelään. Pohjavedellä on kaksi mahdollista virtausreittiä alueelta pois: mätäjoen painanne sekä alueen eteläosassa sijaitseva savitäytteen painanne. Näitä reittejä pitkin pohjavettä pääsee virtaamaan lounaaseen merta kohti. Savialueen etelä- ja itäreunassa sijaitsee kallioon on louhittu Tali–Lassila-viemäritunneli, johon pohjavettä saattaa myös päästä purkautumaan.

Savikerrostuman alapuolella pohjaveden virtausnopeudet vaihtelevat huomattavasti maalajien vaihtelevuuden takia. Aihetta käsitellään jäljempänä kohteen heterogeenisuuden kuvauksen yhteydessä.

6.3 Alueen heterogeenisuus

6.3.1 Maalajikoostumus

Savikerrostuman alapuolisten maakerrosten maalajit vaihtelevat runsaasti. Eri maalajeista koostuvilla kerroksilla ei pääsääntöisesti ole jatkuvuutta siten, että edes vierekkäisissä tutkimuspisteissä voitaisiin havaita samantyyppiset kerrokset (katso liite B). Yleisesti kuitenkin silttipitoisimmat kerrokset sijaitsevat heti savikerrostuman alapuolella, aineksen muuttuessa hiekkaisemmaksi syvemmälle mentäessä. Myös soralajiketta on todettu esiintyvän syvemmissä maakerroksissa. Moreenin yläpinnan asema vaihtelee runsaasti, eikä joissakin pisteissä ole todettu lainkaan moreenia, vaan kallion päällä on suoraan hiekkaisia maakerroksia.

Paikallisessa skaalassa kohdetta tarkastellessa voidaan todeta, että erittäin huonosti vettäjohtavan savikerrostuman alapuolella sijaitsee ensin useita metrejä paksu, vedenjohtavuudeltaan huonohko siltin ja hiekan sekainen kerros. Sen alla puolestaan on vastaavan paksuinen, hieman paremmin vettäjohtava, hiekkavaltainen, osin soraa sisältävä kerros. Alimmaisena sijaitsee taas vettä huonostijohtava moreenikerros, jota ei kuitenkaan ole todettu kaikissa tutkimuspisteissä.

Painokairausprofiileista on nähtävissä, että painokairausvastus vaihtelee huomattavasti paitsi eri tutkimuspisteiden välillä, myös yksittäisissä pisteissä syvyys suunnassa. Kairausvastus vaihtelee myös maakerrosten sisällä, vaikka kerrosten olisi tulkittu koostuvan samasta maalajista. Vaihtelut johtuvat maa-aineksen raekoon tai tiiveyden vaihteluista kyseisissä kerroksissa.

6.3.2 Maaperän vedenjohtavuus

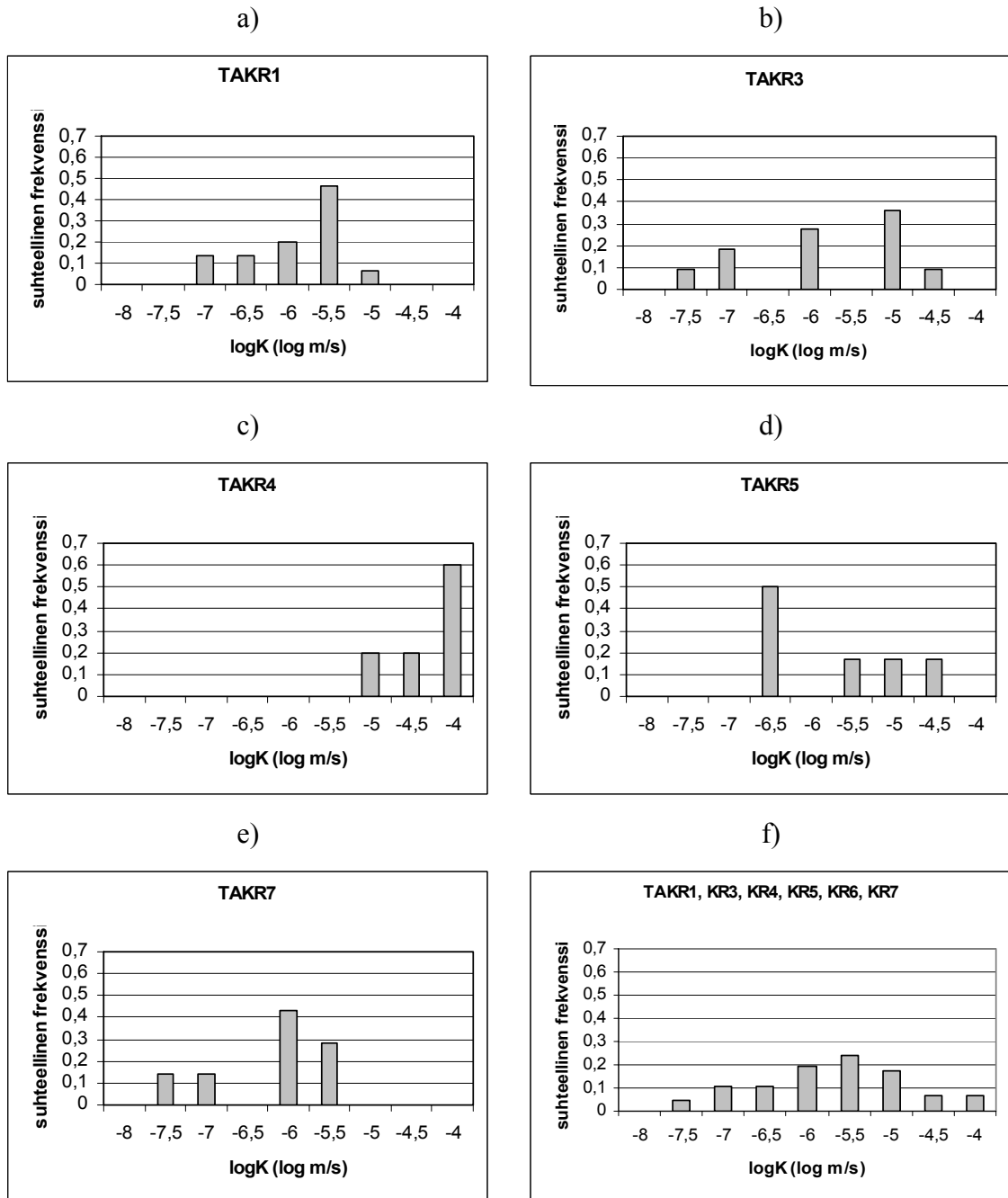
Veden virtaamaa mitattiin systemaattisesti pohjavesiputkissa TAKR1, TAKR3, TAKR5 ja TAKR7 20 cm:n tutkimusvälillä virtauseromittauksella. Pohjavesiputkessa TAKR4 tutkimusväli oli 50 cm. TAKR2:n kohdalla savinen vesi häiritsevästi mittauksia ja mittaukset putkessa keskeytettiin. Virtausmittauslaitteisto ja mittausmenetelmä kuvataan tämän julkaisun luvussa 3. Maaperän vedenjohtavuusarvot (K-arvot) laskettiin virtausmittausten ja niiden aikana mitattujen pohjaveden painekorkeuksien avulla.

Liitteessä C esitetään virtausmittausten ja veden sähkönjohtavuusmittausten tulokset. Tulosten mukaan TAKR1:n kohdalla siivilän yläosassa on noin 10,1 m:ssä hyvin johtava ohut kerros, kun taas välillä 10,2 ja 11,4 m sijaitsee homogeeninen johtava vyöhyke ja 11,4 m:stä alkaen kerrostuma on melko tiivis. TAKR3:n kohdalla näyttää olevan kaksi kapeaa johtavaa vyöhykettä: aivan siivilän yläosassa 7 m:ssä ja syvyydessä 8,6 m. TAKR4:ssä tehdyissä mittauksissa näkyy aika paljon kohinaa; johtavin vyöhyke on tulkittavissa välillä 12,2 m – putken pohja. TAKR5:n mittauksissa havaitaan johtavin vyöhyke pohjavesiputken siivilän yläreunassa välillä 7,0 ja 7,3 m. TAKR6:n tulosten mukaan johtavin vyöhyke on siivilän yläreunassa 3,5–3,8 m ja pohjakerrokset ovat melko tiiviitä. TAKR7:n tuloksissa näkyy johtavin vyöhyke siivilän yläreunassa välillä 8,45 ja 8,9 m.

χ^2 -testillä testattiin, muuttaako TAKR4:n lisääminen muuhun aineistoon koko vedenjohtavuusaineiston jakaumaa. Testin mukaan TAKR4:n vedenjohtavuustulokset voidaan lisätä muun aineiston joukkoon, vaikka tutkimusväli reian TAKR4 mittauksissa oli erilainen.

Kuvassa 6 esitetään luotettavaksi arvioitujen vedenjohtavuusarvojen jakautuminen eri rei'issä TAKR1, TAKR3, TAKR4, TAKR5 ja TAKR7 histogrammin avulla. Kuvassa on myös koko vedenjohtavuusaineistolle määritetty histogrammi. Tuloksista on karsittu ns. negatiiviset virheelliset arvot, joihin on vaikuttanut mittauksen aikana savinen vesi. Jakaumien tunnusluvut (keskiarvo, hajonta, mediaani, minimi ja maksimi) esitetään puolestaan taulukossa 1. Reian TAKR2 mittaukset karsittiin jatkokäsittelystä, koska pohjavesiputkeen oli kertynyt hienoainesta putken huuhtelun ja virtausmittausten välisenä aikana ja kertynyt hienoaines vaikutti häiritsevästi mittaustuloksiin. Reiästä TAKR6 on vain kaksi vedenjohtavuusarvoa, eikä niiden perusteella ole laskettu suhteellisia frekvenssejä. Kuvasta 6 ja taulukosta 1 havaitaan, että reiästä TAKR4 on mitattu selvästi muita reikiä suurempia vedenjohtavuuksia. Reian ympärillä maalajit ovat keskiahkkaa, hienoa hiekkaa ja ohut kerros silttiä. Reikien TAKR1 ja TAKR3 vedenjohtavuusjakaumat edustavat vedenjohtavuuden jakautumista hienossa siltissä. Reiässä TAKR1 yksi mittaus on osunut karkeaan hiekkaan, jonka vedenjohtavuusarvo $3,47E-07$ m/s, ja se on selvästi pienempi kuin mitä kirjallisuudessa on esitetty karkealle hiekalle. Niemen et al. (1994) mukaan karkean hiekan vedenjohtavuus vaihtelee välillä $1E-1$ ja

1E-4 m/s. Ilmeisesti tässä kohdassa karkean hiekan kontaktivyohykkeessä oleva hieno siltti vaikuttaa vedenjohtavuusarvoon. Kuvassa 6 ja taulukossa 1 reiän TAKR5 osalta vedenjohtavuudet edustavat siltin vedenjohtavuutta. Reiästä TAKR7 vedenjohtavuusmittaukset ovat osuneet hienon hiekan kerrokseen.



Kuvat 6a–f. Vedenjohtavuusjakaumat rei'ittäin ja koko aineistolle.

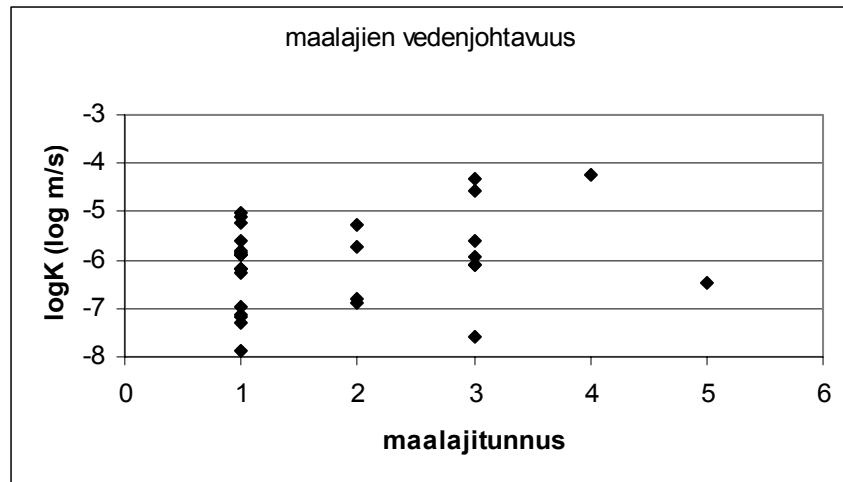
Taulukko 1. Vedenjohtavuusjakauman tunnusluvut rei'ittäin ja koko aineistolle.

reikä	keski-arvo	mediaani	hajonta	minimi	maksimi	arvojen lukumäärä
TAKR1	-6,20	-5,89	0,63	-7,3	-5,10	15
TAKR3	-6,06	-6,19	1,00	-7,88	-4,84	11
TAKR4	-4,57	-4,39	0,41	-5,28	-4,26	5
TAKR5	-5,96	-6,12	0,91	-6,88	-4,71	6
TAKR6	-5,37			-5,68	-5,06	2
TAKR7	-6,36	-6,09	0,71	-7,56	-5,62	7
koko aineisto	-5,95	-5,89	0,89	-7,88	-4,26	46

Tehtyjen vedenjohtavuusmittausten perusteella voidaan todeta, että maaperän vedenjohtavuudessa on nähtävissä vastaavaa epäsäännöllisyyttä kuin edellä on kuvattu maalajikoostumuksenkin osalta. Kuvassa 7 esitetään vedenjohtavuuden jakautuminen maala-jeittain, ja taulukossa 2 on maalajeille tilastollisia tunnuslukuja.

Taulukosta 2 näkyy, että samastakin maalajista koostuvassa kerroksessa vedenjohtavuuden on todettu vaihtelevan. Hienossa hiekassa vedenjohtavuudet vaihtelevat pääsääntöisesti välillä $5E-5$ ja $8E-7$ m/s (todennäköisesti yksi joukkoon kuulumaton arvo, $3E-8$ m/s), hienossa siltissä välillä $1E-5$ ja $2E-8$ m/s ja siltissä välillä $1E-5$ ja $2E-8$ m/s. Niemi et al. (1994) ovat kattavasti koonneet yhteenvedon eri lähteissä esitetyistä maalajien vedenjohtavuuksista. Yhteenvedon mukaan hienossa hiekassa vedenjohtavuudet vaihtelevat välillä $1E-3$ ja $5E-6$ m/s, hienossa siltissä välillä $1E-5$ ja $1E-8$ m/s ja siltissä välillä $5E-5$ ja $1E-9$ m/s. Tässä tutkimuksessa hienosta siltistä mitatut vedenjohtavuusarvot vaihtelevat samoissa rajoissa kuin kirjallisuudessa esitetyt arvot. Siltin kohdalla mitatut arvot ovat noin puoli dekadia pienempiä ja hienon hiekan mitatut arvot ovat noin puolitoista dekadia pienempiä kuin kirjallisuudessa on esitetty.

Vedenjohtavuuden vaihteluihin vaikuttavat maa-aineksen raekoon ja tiiveyden vaihtelujen lisäksi mm. maakerrosten paksuus ja jatkuvuus. Ne vaikuttavat oleellisesti muodostumassa vallitsevien hydraulisten yhteyksien ominaispiirteisiin.



Kuva 7. Vedenjohtavuuden jakautuminen eri maalajeissa (1 = hieno siltti, 2 = siltti, 3 = hieno hiekka, 4 = keskihiekka ja 5 = karkea hiekka).

Taulukko 2. Logaritmisen vedenjohtavuuden tunnuslukuja maalajeille.

maalaji	keski-arvo	mediaani	hajonta	minimi	maksimi	arvojen lukumäärä
hieno siltti	-6,22	-6,04	0,85	-7,88	-5,03	16
siltti	-6,17	-6,25	0,79	-6,88	-5,28	4
hieno hiekka	-5,75	-5,94	1,08	-7,60	-4,34	7
keskihiekka	-4,26					1
karkea hiekka	-6,46					1

6.3.3 Vedenjohtavuuden keskimääräistäminen

Tässä tutkimuksessa veden virtaus ja haitta-aineiden kulkeutuminen eri vedenjohtavuuden realisaatioissa laskettiin kaksiuuloitteisella mallilla. Laskentaa varten eri reikien kohdalla määritettiin keskimääräiset, efektiiviset, vedenjohtavuudet.

Carlssonin ja Winbergin (1983) mukaan efektiivisen hydraulisen vedenjohtavuuden käsitettä käytetään kuvaamaan hydraulisen yksikön vedenjohtavuutta, joka on laskettu kaikista yksikön sisällä mitatuista vedenjohtavuuksista. Kun tarkastellaan virtausta kohtisuoraan kerroksia vasten, keskimääräinen vedenjohtavuus saadaan harmonisesta keskiarvosta, ja kun tarkastellaan virtausta kerrosten suunnassa, keskimääräinen vedenjohtavuus saadaan aritmeettisesta keskiarvosta. Tässä tutkimuksessa Monte Carlo -realisatioiden luomisessa käytettiin rei'ille määritettyjä keskimääräisiä aritmeettisiä vedenjohtavuusarvoja (taulukko 1).

Koska veden liukeneminen NAPL-faasin on tavallisesti vähäinen, tätä prosessia ei oteta huomioon mallissa.

Ohjelman lähtötietoina annetaan alueella esiintyvien maalajien ominaisuustiedot, haitta-aineen kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet sekä maalajien ja faasien välisiä ominaisuuksia kuvaavat arvot. Lisäksi annetaan tiedot virtaus- ja kulkeutumisolosuhteista, kuten faasien ja komponenttien määrät, numeerisista laskenta-algoritmeista, laskenta-ajoista, alueen diskreetointitiedot sekä reuna-ehdot ja laskentasoluihin syöttävien tai niistä pumpattavien nesteiden tai kaasujen virtaamat.

Ohjelman sovellustilanteen mukaisesti maalajin lähtötietoina annetaan mm. huokoisuus, läpäisevyys x-, y- ja z-suunnassa, tiheys, ominaislämpö, lämmönjohtavuus ja orgaanisen hiilen osuus maalajissa ohjelman käyttötärpeiden mukaan. Esimerkiksi tarkasteltaessa TCE:n kulkeutumista pohjavesivyöhykkeessä vakiolämpötilassa tarvitaan maalajien läpäisevyysarvo. Talin kohteessa annettiin yksi keskimääräinen maalajin läpäisevyysarvo ja jokaiselle laskentasolulle läpäisevyyden muuntokerroin. Muuntokerroin oli laskettu vedenjohtavuuden realisaatioissa solulle määritetystä vedenjohtavuusarvosta lasketun läpäisevyysarvon ja keskimääräisen maalajin läpäisevyysarvon avulla.

Taulukossa 3 esitetään laskennan lähtötietona annetut TCE:n kemiallisia ja fysikaalisia ominaisuuksia koskevat lähtötiedot.

Taulukko 3. Trikloorieteenin (TCE) maaperäkäyttämiseen liittyvät termodynaamiset ja muut vakiot (Moridis 1994).

Parametri	Parametrin arvo
Kriittinen lämpötila (K)	572,0
Kriittinen paine (bar)	50,5
Kriittinen kokoonpuristuvuus	0,265
Pitzerin asentrinen tekijä	0,213
Dipolimomentti	0,9
Normaali kiehumispiste	360,4
Höyrynpainevakio VPA	-7,38190
Höyrynpainevakio VPB	1,94817
Höyrynpainevakio VPC	-3,03294
Hhöyrynpainevakio VPD	-5,34536
Molekyylipaino	131,389
Ideaalikaasun lämpökapasiteettivakio CPA	0,3017E+02
Ideaalikaasun lämpökapasiteettivakio CPB	0,2287E+00
Ideaalikaasun lämpökapasiteettivakio CPC	-,2229E-03

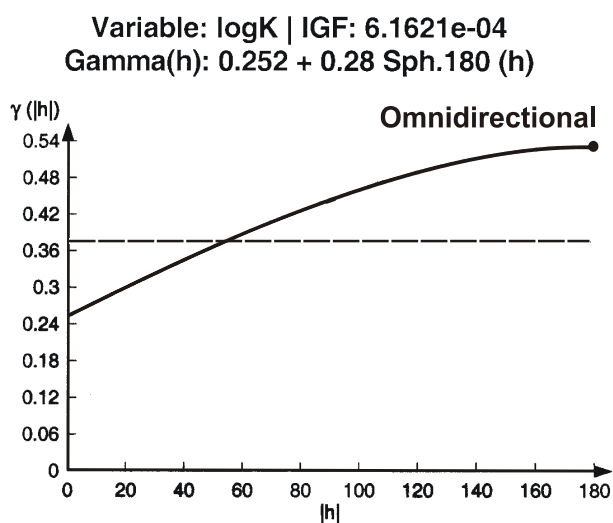
Ideaalikaasun lämpökapasiteettivakio CPD	0,8244E-07
Referenssi NAPL (neste) tiheys	1 462.
Referenssilämpötila NAPL:n tiheydelle	293,00
Referenssi binaarinen diffuusiokerroin ilmassa oleville	0,800E-05
Referenssilämpötila kaasun diffuusiokertoimelle	273,00
Diffuusiovakion laskemiseksi tarvittava eksponentti	1,60
Nestemäisen NAPL:n viskositeetti vakio VLOA	0
Nestemäisen NAPL:n viskositeetti vakio VLOB	0
Nestemäisen NAPL:n viskositeetti vakio VLOC	0,5900E+00
Nestemäisen NAPL:n viskositeetti vakio VLOD	0,2931E+03
Kriittinen tilavuus, pentadekaani	256,0
Liukoisuus veteen (mooli/mooli), pentadekaani	0,151E-03
Orgaanisen hiilen jakaantumiskerroin (K_{oc})	0,126E+00
Biohajoamisen hajoamisvakio, λ	0

Monifaasivirtauksen ja -kulkeutumisen mallinnuskäsitteitä ja T2VOC-ohjelman käyttöä lämmitysöljyn varastoinnin maaperän ja pohjaveden likaantumiskäsitteitä ja T2VOC-ohjelman käyttöä lämmitysöljyn varastoinnin maaperän ja pohjaveden likaantumiskäsitteitä arvioinnissa kuvataan Kuusela-Lahtisen et al. (2002) tutkimusraportissa.

6.4.2 Variogrammi

Stokastista paikkariippuvuutta tutkitaan variogrammien avulla. Variogrammi kuvaa vierekkäisten pisteiden paikkakorrelaatiota. Se osoittaa, miten etäisyydellä h olevissa pisteissä mitatut arvot vaihtelevat keskimäärin. Mitä lähempänä kaksi pistettä on toisiinsa, sitä lähempänä niiden arvot ovat.

Variogrammimalli keskimääräistetyille vedenjohtavuusarvoille määritettiin Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) -ohjelmalla (University of Tennessee). Mallinnettu variogrammi esitetään kuvassa 8. Malli on pallomainen, ja sen parametrit ovat $range = 180$, $nugget = 0,252$ ja $sill = 0,28$.

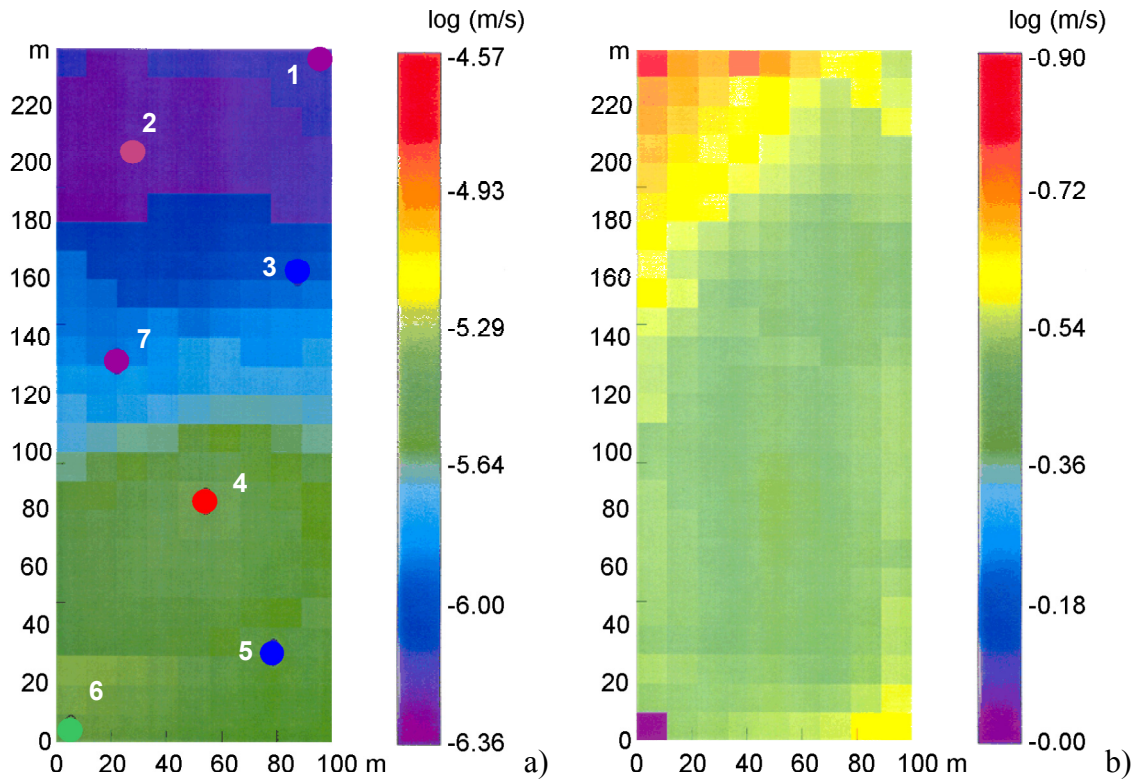


Kuva 8. Keskimääräistetyille vedenjohtavuusarvoille määritetty variogrammimalli.

6.4.3 Kriging-tulokset

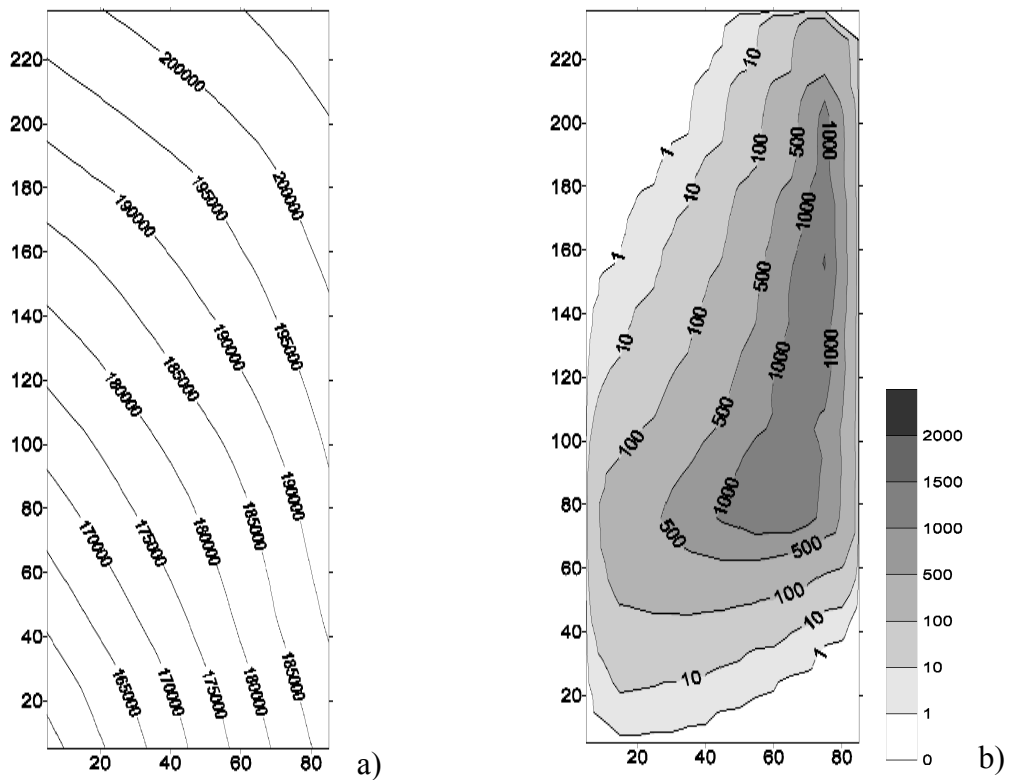
Kriging-menetelmällä voidaan estimoida uusia arvoja tarkasteltavalle alueelle mitattujen arvojen perusteella. Kriging-estimaatit ovat alkuperäisestä aineistosta laskettuja painotettuja liukuvia keskiarvoja. Painokertoimet saadaan mallinnetusta paikkariippuvuus-tiedosta (variogrammista) ja ne lasketaan siten, että estimaatti on harhaton ja virheen varianssi on mahdollisimman pieni. Asia esitellään tarkemmin De Marsilyn (1986) teoksessa. Kriging-varianssin avulla voidaan laskea estimoidun arvon luottamusväliä. Estimoitu arvo on 95 prosentin todennäköisyydellä välillä estimoitu arvo $\pm 2\sigma$.

Kriging-menetelmällä laskettiin keskimääräisistä vedenjohtavuusarvoista vedenjohtavuusjakauma tutkimusalueelle (Kriging-estimaatit). Laskennassa käytettiin Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) -ohjelmaa (University of Tennessee). Kriging-estimaatit ja -varianssi esitetään kuvassa 9. T2VOC-ohjelmalla lasketut paineet ja TCE:n levinneisyys alueella ovat nähtävissä kuvassa 10. Taulukkoon 4 on koottu TCE:n mitatut pitoisuudet vesinäytteistä, jotka on otettu pohjavesiputken pohjalta, ja Kriging-vedenjohtavuusjakaumalla simuloitu TCE-pitoisuus pohjavesiputken kohdalla. Mallin ja mitatun arvon erot ovat suurimmat pohjavesiputkien TAKR1 ja TAKR3 kohdalla. Osa tästä virheestä selittyy sillä, että mallinnetut pitoisuudet eivät kaikissa pisteissä sijaitse aivan samassa kohdassa kuin pohjavesiputket. Tämä johtuu joko siitä, että pohjavesiputki sijaitsee alueen reunalla, kuten TAKR1:n tapauksessa, jolloin joudutaan valitsemaan lähimmän viereisen elementin arvo, tai siitä, että pohjavesiputki sijaitsee laskentaelementin reunalla.



Kuva 9a). K-arvojen Kriging-estimaatit.

Kuva 9b). K-arvojen Kriging-varianssi.



Kuva 10. Kriging-menetelmällä estimoidussa vedenjohtavuuskentässä mallinnetut (a) paineet (Pa) ja (b) TCE:n levinneisyys ($\mu\text{g/l}$).

Taulukko 4. Mitatut ja Kriging-vedenjohtavuuskentässä mallinnetut TCE:n pitoisuudet.

Pohjavesiputki	Mitattu TCE:n pitoisuus (µg/l)	Mallinnettu TCE:n pitoisuus (µg/l)
TAKR1, pohja	149	372
TAKR2, pohja	17	5,3
TAKR3, pohja	1 061	1 430
TAKR4, pohja	1 111	964
TAKR5, pohja	4,8	3,28
TAKR6, pohja	5,5	5
TAKR7, pohja	2,8	21

6.4.4 Geostatistiset simulaatiot

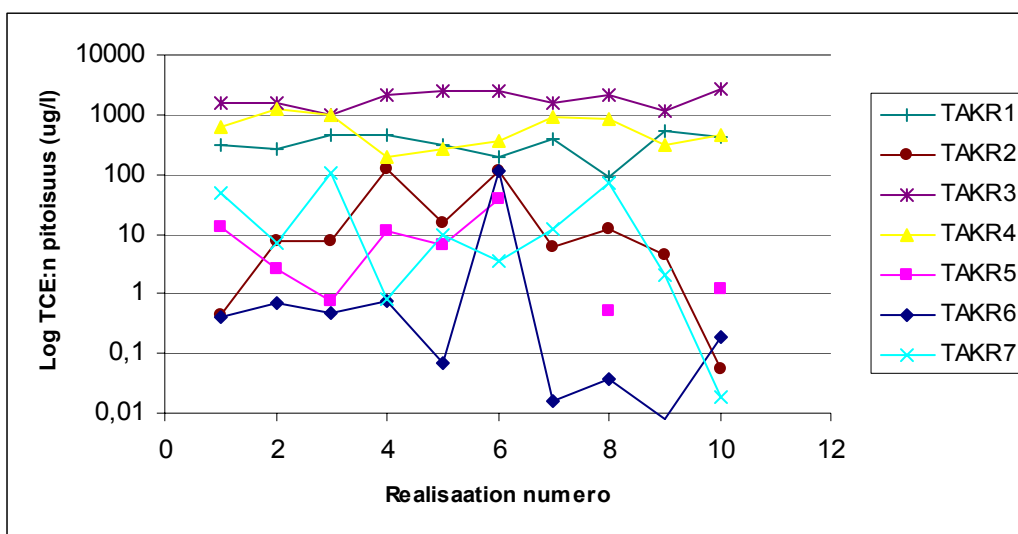
Vedenjohtavuuden jakautuminen eri realisaatioissa simuloitiin Sequential Gaussian Simulation -menetelmällä (SGSIM-menetelmä) (Deutsch & Journel 1998). SGSIM-menetelmässä oletetaan, että satunnaismuuttujien jakauma (random function, RF) on jakautunut normaalijakauman mukaisesti eli lähtöaineisto on normaalijakautunut. Satunnaismuuttujaa, RV, ja satunnaismuuttujien jakaumaa, RF, käsitellään aikaisemmin luvussa 5. SGSIM-menetelmä perustuu Kriging-menetelmään mutta eroaa siitä siten, että estimaatin laskennassa otetaan huomioon mitattujen arvojen lisäksi aikaisemmin estimoidut arvot. Kriging-menetelmässä estimaattien laskennassa käytetään vain mitattuja arvoja. Satunnaismuuttujien jakaumasta generoidaan haluttu määrä realisaatioita. Eri realisaatiot ovat yhtä todennäköisiä, ja satunnaismuuttujien arvot toteuttavat paikkariippuvuustiedon (variogrammin) ja alkuperäisen havaintoaineiston jakauman (histogrammi, keskiarvo, hajonta). SGSIM-laskentaohjelman lähtötietoina annettiin vedenjohtavuuden mittausaineisto, mittauspisteiden koordinaatit, realisaatioiden lukumäärä, laskentaverkon solujen määrä ja koko eri dimensioissa sekä koordinaatit, alkuluku satunnaislukuksi, laskentaverkon solussa määritetyn parametriarvon laskennassa käytettyjen aikaisemmin simuloitujen arvojen hakukriteerit, käytetty Kriging-menetelmä ja variogrammin malli ja parametrit. SGSIM-laskentaohjelman tulostiedostossa on eri realisaatioissa laskentaverkon soluihin lasketut satunnaismuuttujien arvot. Erillisellä addcord-ohjelmalla (Deutsch & Journel 1998) arvoihin liitetään koordinaattiarvot.

Talin alueelta määritettyjen vedenjohtavuusarvojen tilastollisten tunnuslukujen ja variogrammin avulla generoitiin SGSIM-menetelmällä haitta-aineiden kulkeutumismallinnuksessa käytettyyn laskentaverkkoon vedenjohtavuusarvot. Vedenjohtavuuden jakautumisesta laskentaverkkoon tehtiin kymmenen eri realisaatiota. SGSIM-laskentaohjelmalla tulostiedostosta pilkottiin eri realisaatiot omiin tiedostoihin, joita käytettiin lähtötietoina addcord-ohjelmalla. EXCEL-ohjelmalla laskettiin T2VOC-

ohjelman lähtötiedostossa annettava läpäisevyyden muuntokerroin. Projektin aikana tehtiin erillinen Compaq Fortran Permodify-ohjelma, jolla muuntokerroin syötettiin T2VOC-ohjelman lähtötiedostoon.

SGSIM-menetelmällä simuloituissa vedenjohtavuuskentissä (vedenjohtavuusrealisatioissa) laskettiin pohjaveden painejakauma ja TCE:n levinneisyys tutkimusalueella. Tulokset kaikkien kymmenen realisaation osalta esitetään liitteessä D. Kuvaan 11 on koottu eri realisatioissa lasketut trikloorieteenin pitoisuudet pohjavesiputkien TAKR1–TAKR7 kohdalla. Kuvasta näkee, että eri pohjavesiputkissa pitoisuusarvot kaikkien putkien kohdalla ylittävät ainakin yhdessä realisaatiossa pitoisuusarvon 10 µg/l. Koska asteikon logaritminen skaalaan vuoksi suuriin pitoisuuksiin liittyvää vaihtelua on vaikea arvioida, laskettiin eri putkiin kohdistuville TCE-pitoisuusarvoille tilastolliset tunnusluvut (taulukko 5). Taulukon 5 mukaan suurimmat keskimääräiset TCE-pitoisuudet esiintyvät putkien TAKR1, TAKR3 ja TAKR4 kohdalla. Samoin TCE-pitoisuuden hajonta on suurin näiden putkien kohdalla. Putkista mitattu pitoisuusarvo sisältyy mallinnetun minimi- ja maksimiarvon väliin. Lisäksi kuvissa 12 ja 13 esitetään TAKR3:n ja TAKR4:n osalta pitoisuuksien tiheysjakauma. Jakauman muodot eroavat kuvissa paljon toisistaan. TAKR3:n kohdalla pitoisuudet ovat tasaisemmin jakautuneet keskipitoisuuden ympärille: 60 % pitoisuuksista on 1 500–2 500 µg/l. TAKR4:n kohdalla pitoisuudet ovat jakautuneet kaksihuippuisesti: 30 % arvoista on 200–400 µg/l ja 30 % on 800–1 000 µg/l.

Eri realisatioissa lasketuista TCE-pitoisuuksista määritettiin keskimääräiset pitoisuudet alueella ja pitoisuuksien hajonta (kuva 14). Kuvan 14 mukaan suurimmat hajonnat ja epävarmuudet TCE:n levinneisyydessä liittyvät korkeita pitoisuuksia sisältävään alueeseen pohjavesiputkien TAKR3 ja TAKR4 läheisyydessä. Kuvassa 14a) epävarmin alue liittyy 1 000–2 000 µg/l pitoisuusalueeseen.

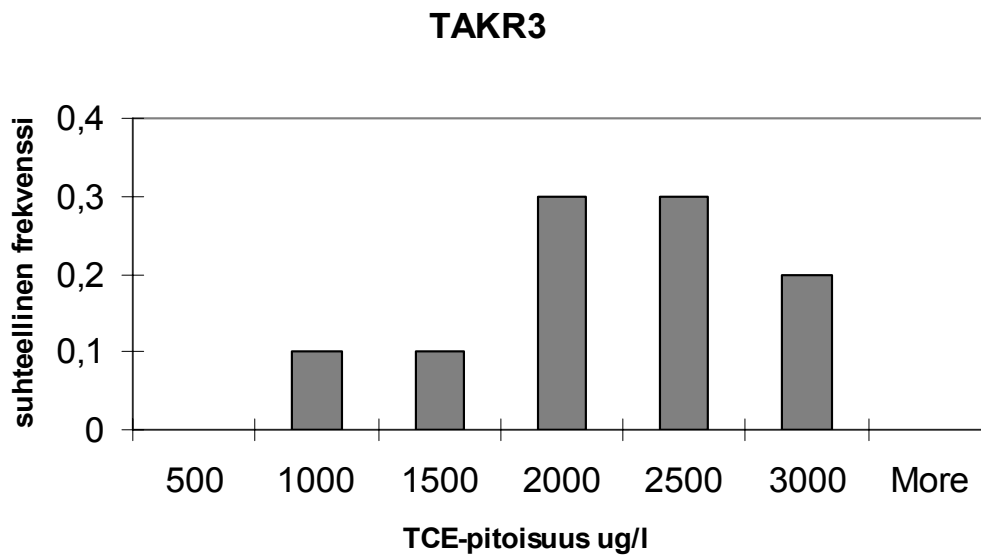


Kuva 11. Eri vedenjohtavuusrealisatioissa mallinnettu TCE:n pitoisuus.

Taulukko 5. SGSIM-menetelmällä simuloituissa vedenjohtavuusrealisaatioissa mallinnettujen TCE-pitoisuuksien tilastolliset tunnusluvut pohjavesiputkien TAKR1–TAKR7 kohdalla.

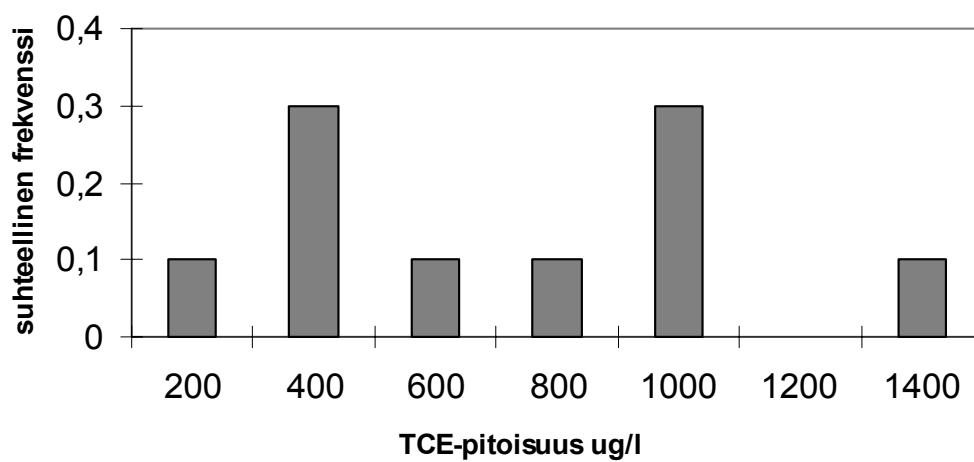
Pohjavesi-putki	C _{TCE} (µg/l) ¹	Keskiarvo C _{TCE} (µg/l)	Hajonta C _{TCE} (µg/l)	Minimi C _{TCE} (µg/l)	Maksimi C _{TCE} (µg/l)
TAKR1	149	342	133	93	517
TAKR2	17	28,5	46,2	0,053	120
TAKR3	1 061	1870	587	987	2 610
TAKR4	1 111	624	368	190	1 280
TAKR5	4,8	7,36	11,8	0	38,1
TAKR6	5,5	11,9	36,6	0,0082	116
TAKR7	2,8	25,6	35,8	0,0187	102

¹ Mitattu pitoisuus.

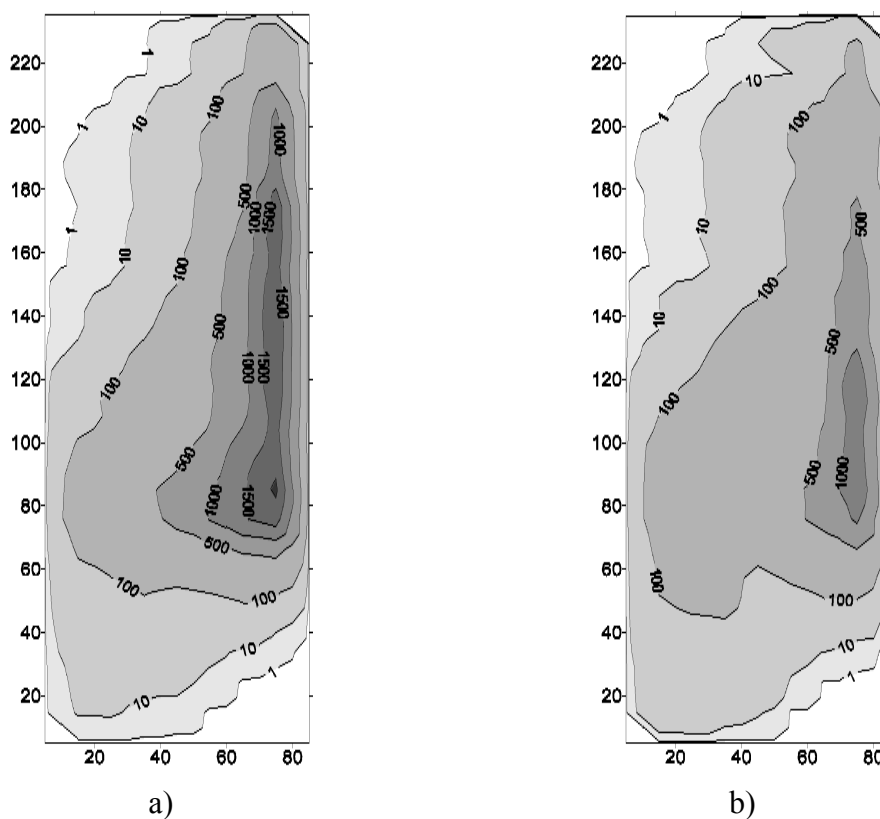


Kuva 12. TCE:n pitoisuuden tiheysjakauma pohjavesiputkessa TAKR3.

TAKR4



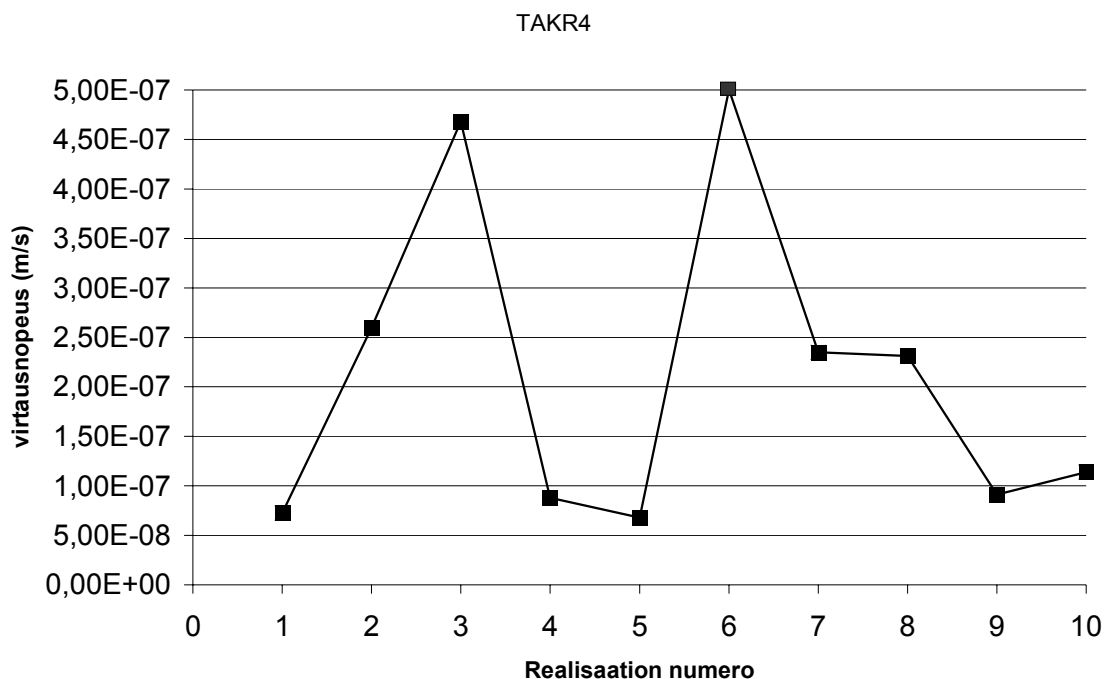
Kuva 13. TCE:n pitoisuuden tiheysjakauma pohjavesiputkessa TAKR4.



Kuva 14. Geostatistisella simulointitekniikalla estimoiduissa vedenjohtavuuden reaalisuorissa laskettujen TCE-pitoisuuksien a) keskiarvo ja b) hajonta.

6.4.5 Maaperän heterogeenisuuden vaikutus kulkeutumisen laskentaan alueella

Tarkasteltava haitta-aine, TCE, kulkeutuu tutkimusalueella jalkapallohallin (katso liite A) kohdalla pohjois–eteläsuunnassa. Hallin eteläpäädyn jälkeen, mallinnettavan alueen puolivälissä, kulkeutumisen suunta kääntyy lounaaseen. Esimerkiksi pohjavesiputken TAKR4 kohdalla pohjaveden virtausnopeus vaihtelee välillä $6,8 \cdot 10^{-8}$ ja $5,0 \cdot 10^{-7}$ m/s. Virtausnopeuden vaihtelut eri realisaatioissa ovat nähtävissä kuvassa 15. Pohjaveden virtauksen ja kulkeutumisen mallinnuksessa käytettiin horisontaalisuuntaista kaksiulotteista mallia, jonka reunoille määritettiin painearvot pohjavesiputkista mitattujen vedenpinnankorkeuksien avulla. Pohjavesiputket eivät sijainneet täysin samalla tasolla (TAKR1: $-6,94$ m, TAKR2: $-6,07$ m, TAKR3: $-7,12$ m, TAKR4: $-8,57$ m, TAKR5: $-5,65$ m, TAKR6: $-2,2$ m, TAKR7: $-7,27$ m). Keskimääräinen syvyystaso on $-6,3$ m merenpinnasta. TAKR6:n syvyys poikkeaa selvästi muiden putkien tasosta. Tässä tutkimuksessa päätettiin, ettei eri syvyystasojille määritettyjä paineita korjata tasokorjauksella, koska akviferi on paineellinen ja samassa x,y-pisteessä eri syvyystasolla paine (pohjavedenpinta) ei välttämättä kasva hydrostaattisesti. Mustosen et al. (1986) mukaan Suomenkin akviferiolosuhteissa pohjavesiputkella määritetty vedenpinnan asema voi vaihdella samassa pisteessä useita metrejä riippuen syvyydestä hydraulisen paineen mukaisesti.



Kuva 15. Pohjaveden virtausnopeuden vaihtelu pohjavesiputken TAKR4 kohdalla eri realisaatioissa.

Selvästi korkeimmat TCE-pitoisuudet on analysoitu pohjavesiputkista TAKR3 ja TAKR4 otetuista vesinäytteistä. Mallinnettavan alueen eteläpäädyistä (TAKR5 ja

TAKR6) ja itäreunasta (TAKR2 ja TAKR7) mitatut TCE-pitoisuudet ovat alle 6 µg/l. Korkeiden pitoisuuksien alue ($C_{TCE} > 1\,000$ µg/l) tutkimusalueella näkyy samanmuotoisena lähes samassa kohdassa pitoisuusjakaumakuvassa (kuva 10, kohta b), joka saatiin käyttämällä Kriging-menetelmällä estimoituja vedenjohtavuusarvoja, ja pitoisuusjakaumakuvassa (kuva 14, kohta a), joka saatiin käyttämällä geostatistisella simulointitekniikalla estimoituja vedenjohtavuusarvoja. Kuvissa korkeiden pitoisuuksien alueen sisällä pitoisuusjakaumassa on selvä ero, kun Kriging-menetelmään perustuvalla menetelmällä ei ole saatu tuotettua 1 500–2 000 µg/l pitoisuusaluetta. Laineen (1998) mukaan Kriging-menetelmällä on taipumus tasoittaa havaintoaineistoa, koska se painottaa alueellista tarkkuutta pistetarkkuuden sijasta. Eggleston et al. (1996) ovat arvioineet yleisesti käytettyjen geostatististen menetelmien soveltuvuutta alueellisen vedenjohtavuuden määrittämiseen rajallisesta määrästä mittaussaineistoa. Heidän mukaansa etenkin Kriging-menetelmän kyvyttömyys tuottaa korkeita vedenjohtavuusarvoja aiheuttaa sen, että kannattaa valita stokastinen simulointitekniikka vedenjohtavuuskentän luomiseen tehtäessä pienen mittakaavan kulkeutumismallinnusta.

Geostatistisen simulointitekniikan avulla voidaan arvioida pitoisuusjakaumaan liittyvää epävarmuutta. Esimerkiksi kuvan 14 perusteella korkean pitoisuuden alueeseen ($C_{TCE} > 1\,000$ µg/l) liittyy suurin epävarmuus. Tarkasteltaessa esimerkinomaisesti vedenjohtavuusaineiston mukaan yhtä todennäköisten simuloitujen TCE-pitoisuuksien jakaumaa tietyssä pisteessä kuvan 13 mukaan esimerkiksi TAKR4:n kohdalla pitoisuudet ovat jakautuneet kaksihuippuisesti: 30 % arvoista on 200–400 µg/l ja 30 % on 800–1 000 µg/l.

Maaperän heterogeenisuutta alueella ja sen vaikutusta alueen vedenjohtavuusjakaumaan kuvataan kohdassa 6.3. Suurimmat vedenjohtavuusarvot on mitattu pohjavesiputkesta TAKR4. Talissa pelkästään pohjavesiputkien kohdalla tehtyjen maalajimääritysten avulla on vaikea arvioida kulkeutumista. Esimerkiksi maalajimääritysten mukaan voisi arvioida TAKR7:n vedenjohtavuuksien olevan samaa suuruusluokkaa kuin putkessa TAKR4, mutta laskettujen arvojen perusteella (taulukko 1) keskimääräiset arvot poikkeavat toisistaan selvästi. KR7:n kohdalla maalajit on määritelty pääasiassa hienohiekaksi, mutta KR4:n kohdalla on pääasiallisen hienon hiekan lisäksi havaittu silttiä ja kerroksia, joissa maalaji on tulkittavissa keskihiekaksi tai hienoksi hiekaksi. Mitatut vedenjohtavuudet osoittavat, että TAKR4:n kohdalla ja sen lähiympäristössä on johtavia, hienoa hiekkaa karkearakeisempia kerroksia. Erolla on merkitystä, sillä haitta-aineet näyttävät kulkeutuvan TAKR4:n kohdalta etelään ja lounaaseen kohti putkia TAKR5 ja TAKR6. Tehdyillä kulkeutumismallinnuksilla lounaaseen suuntautuva kulkeutuminen näyttää merkittävämmältä. Määritetty keskimääräinen vedenjohtavuus TAKR6 on todellisuudessa suurempi, koska vain yläosa (1 m) siivilävälistä (4 m) pystyttiin mittaamaan ja putken kohdalta on havaittu hyvin karkeita maalajeja, kuten hienoa soraa.

7. Johtopäätökset

Arvioitaessa kenttäolosuhteissa veden virtausta ja haitta-aineen kulkeutumista on tärkeää ottaa huomioon maaperän hydraulisten ominaisuuksien paikallinen vaihtelu. Hydraulisten ominaisuuksien paikallinen vaihtelu luonnossa on usein monimutkaista, ja saatavilla oleva tieto vaihtelusta on rajallista mittausten ja määritysten rajallisuuden vuoksi. Tämän takia on mahdotonta laatia yksityiskohtaista determinististä mallia veden virtauksesta ja haitta-aineen kulkeutumisesta. Stokastinen lähestymistapa on menetelmä hydraulisten parametrien vaihtelun ja rajallisten mittausten aiheuttaman epävarmuuden arvioimiseksi haitta-aineen kulkeutumisen mallinnuksessa osana pilaantuneen maan riskinarviointia.

Tässä tutkimuksessa sovellettiin stokastista menetelmää maaperän vedenjohtavuuden vaihteluiden vaikutuksen arvioimiseksi haitta-aineiden kulkeutumiseen Talin tutkimusalueella. Tutkimusalue sijaitsee saven täyttämässä laaksopainanteessa. Tutkimuksen aikana tutkittiin maaperän heterogeenisuutta savikerroksen alapuolella ja määritettiin haitta-aineiden kulkeutumiseen merkittävimmin vaikuttavan maaperästä riippuvan vedenjohtavuuden jakauma alueella. Savikerroksen alapuolella on noin 10 metrin paksuinen kerros silttiä, hiekkaa, soraa ja moreenia. Yleensä silttiset maalajit sijaitsevat juuri savikerroksen alapuolella ja hiekkaiset maalajit ovat tyypillisiä keskikerroksessa. Kallioperän päällä sijaitsevat maalajit koostuvat yleensä moreenista ja sorasta. Kerrossarjassa ei kuitenkaan aina esiinny moreenia ja soraa. Kaikki edellä mainitut päämaalajit ovat erittäin heterogeenisiä, ja ne muodostuvat useista ohuista kerroksista erilaisia maalajeja. Maalajikerrokset eivät ole jatkuvia; yksittäisen maalajikerroksen pituus voi olla vain jotain metrejä.

Tutkimusalueella tarkasteltava haitta-aine, TCE, kulkeutuu jalkapallohallin kohdalla pohjois–eteläsuunnassa, ja hallin eteläpäädyn jälkeen mallinnettavan alueen puolivälissä kulkeutumissuunta kääntyy lounaaseen. Tutkimusalueella sijaitsevan savikerroksen alapuolisten maiden logaritmisien vedenjohtavuuden keskiarvoksi laskettiin $-5,95$ ja hajonnaksi $0,89$ (taulukko 1). Tarkasteltaessa esimerkinomaisesti vedenjohtavuusaineiston perusteella yhtä todennäköisten simuloitujen TCE-pitoisuuksien jakaumaa tietyssä pisteessä kuvan 13 mukaan pohjavesiputken TAKR4 kohdalla pitoisuudet ovat jakautuneet kaksihuippuisesti: 30 % arvoista on $200\text{--}400\ \mu\text{g/l}$ ja 30 % on $800\text{--}1\ 000\ \mu\text{g/l}$. Kuvan 15 mukaan pohjavesiputken TAKR4 kohdalla pohjaveden virtausnopeus vaihtelee välillä $6,8\cdot 10^{-8}$ ja $5,0\cdot 10^{-7}$ m/s eri vedenjohtavuuden realisaatioissa. Maaperän heterogeenisuuden vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen Talin alueella käsitellään yksityiskohtaisesti kohdassa 6.4.5.

Lisätutkimusten tarvetta alueella ja tulosten yleistettävyyttä tarkastellaan seuraavassa luvussa.

8. Jatkotutkimukset

Tärkeä jatkotutkimusehdotus koskee Talissa paineellisen pohjaveden painekorkeuksien määrittämistä eri syvyyksiltä eri x,y-pisteissä. Tämä mahdollistaa tarkemman kuvan saamisen alueen veden virtauksesta ja liuenneen haitta-aineen kulkeutumisesta tutkimusalueella. Jatkotutkimuksia voidaan kohdistaa erilaisten hydrologisten olosuhteiden aiheuttamien pohjaveden pinnan korkeusvaihteluiden vaikutusten arvioimiseksi haitta-aineen kulkeutumisen suhteen, sillä tutkimuksessa ei ole arvioitu kyllästymättömästä vyöhykkeestä pohjaveteen imeytyvän vesimäärän ajallisten vaihtelujen vaikutusta.

Mallinnettavan alueen vedenjohtavuusjakaumaa eri realisaatioissa voidaan tarkentaa käyttämällä yhdessä mitattuja in situ -vedenjohtavuusarvoja, maalajien raekokomääri-tyksiä, painokairauksia ja maaperän sähkönjohtavuutta. Tällöin tulee myös mahdolliseksi tarkastella, mikä vaikutus mittausaineiston lisäämisellä on haitta-aineen kulkeutumisen ennustamisen tarkentumiseen.

Talissa kehitettyä menetelmää olisi testattava erilaisissa heterogeenisissä olosuhteissa Suomessa, jotta saataisiin yleisempää tietoa heterogeenisten olosuhteiden vaikutuksesta haitta-aineen kulkeutumiseen. Lisäksi olisi tutkittava eri dimensionalisten (1, 2 vai 3 D) mallien vaikutus kulkeutumiseen.

Stokastista kulkeutumismallinnusta voidaan käyttää hyväksi merkkiainekokeiden tulosten tulkinnassa kenttämittakaavan dispersiokertoimen määrittämiseksi. Smithin ja Schwartzin (1980) mukaan kenttämittakaavan dispersiokertoimen käyttö yhdessä vakiovedenjohtavuusarvojen kanssa on riittämätön kuvaamaan kulkeutumista geologisessa systeemissä.

Talissa pohjaveden pilaantumistapauksessa ei tunneta pilaantumisen lähdettä ja haitta-aineen kulkeutumismallinnukseen lähdetermi syötetään tiettyjen oletusten perusteella ja lähdetermi kalibroidaan mitattuihin haitta-ainepitoisuuksiin. Jatkotutkimuksissa lähdetermin syöttöä tulisi kehittää edelleen.

Talin tutkimuksia voitaisiin jatkaa laskemalla tietyssä kriittisessä pisteessä (esim. vedenottoon käytetyssä kaivossa) stokastisella kulkeutumismallinnuksella määritettyä haitta-ainepitoisuuden todennäköisyysfunktioita (katso kuvat 12 ja 13) vastaava ihmiselle aiheutuva terveysriskin todennäköisyysfunktio.

9. Yhteenveto

Tässä tutkimuksessa demonstroitiin konkreettisesti stokastisten menetelmien käyttöä haitta-aineen kulkeutumiseen liittyvän epävarmuuden määrittämiseksi heterogeenisissä maaperäolosuhteissa ja epävarmuuden liittymistä pilaantuneiden maiden riskinarviointiin. Kuusela-Lahtinen ja Vahanne (2002) ovat esiselvityksessään käsitelleet maaperän heterogeenisuuden luonnetta Suomessa ja stokastisten menetelmien kehittymistä pohjaveden virtauksen epävarmuuden arvioimisesta kolmifaasisissa (kyllästymättömässä vyöhykkeessä haitta-aineena NAPL) tapahtuvan kulkeutumisen epävarmuuden arvioimiseen.

Kenttäkohteena oli Talin urheilupuisto Helsingissä, jossa paineellisesta pohjavedestä on havaittu TCE:tä ja PCE:tä. Urheilupuisto sijaitsee saven täyttämässä laaksopainanteessa. Savikerrostuman alapuolisten maakerrosten maalajit vaihtelevat hienosta siltistä karkeaan hiekkaan ja paikoitellen esiintyvään soraan. Tutkimuksessa päädyttiin selvittämään trikloorieteenin (TCE) kulkeutumista pohjavedessä. Koska merkittävin kulkeutumiseen vaikuttava maalajista riippuvainen parametri on vedenjohtavuus, valittiin vedenjohtavuus alueen heterogeenisuutta kuvaavaksi parametriksi. Vedenjohtavuuden vaihteluita tutkimusalueella mitattiin alueelle asennetuissa seitsemässä pohjavesiputkessa virtausromittauksella. Virtausromittauksen tuloksia käsitellään kohdassa 6.3.2. Mitatusta vedenjohtavuuksista määritettiin rei'ittäin tai pohjavesiputkittain keskimääräiset vedenjohtavuudet, joita käytettiin lähtöaineistona alueellisen vedenjohtavuusjakauman luomisessa Kriging-menetelmällä (kohta 6.4.3) ja geostatistisella simulointitekniikalla, SGSIM-menetelmällä, (kohta 6.4.4). Sekä Kriging-menetelmä että SGSIM-menetelmä tarvitsevat lähtötiedoksi mitattujen vedenjohtavuusarvojen paikkariippuvuustiedon eli variogrammin, jota käsitellään kohdassa 6.4.2. Lopuksi kymmenessä vedenjohtavuusrealisaatioissa simuloitiin haitta-aineen levinneisyys tutkimusalueella. Pohjaveden virtauksen ja kulkeutumisen mallinnuksessa käytettiin horisontaalisuuntaista kaksiulotteista mallia, jonka reunoille määritettiin painearvot pohjavesiputkista mitattujen vedenpinnan korkeuksien avulla. Lisäksi tarkasteltiin esimerkinomaisesti kahdessa pisteessä (kuva 12 ja 13) haitta-ainepitoisuuksien todennäköisyysfunktioita.

Maaperän heterogeenisuuden vaikutusta pohjaveden virtaukseen ja haitta-aineen kulkeutumiseen Talin alueella käsitellään kohdassa 6.4.5. Haitta-aineen kulkeutumismallinnusten mukaan tarkasteltava haitta-aine, TCE, kulkeutuu tutkimusalueella jalkapallohallin (liite A) kohdalla pohjois–eteläsuunnassa, ja hallin eteläpäädyn jälkeen mallinnettavan alueen puolivälissä kulkeutuminen kääntyy lounaaseen. Esimerkiksi pohjavesiputken TAKR4 kohdalla pohjaveden virtausnopeus vaihtelee välillä $6,8 \cdot 10^{-8}$ ja $5,0 \cdot 10^{-7}$ m/s. Virtausnopeuden vaihtelut eri realisaatioissa ovat nähtävissä kuvassa 15.

Selvästi korkeimmat TCE-pitoisuudet on analysoitu pohjavesiputkista TAKR3 ja TAKR4 otetuista vesinäytteistä. Mallinnettavan alueen eteläpäädyistä (TAKR5 ja

TAKR6) ja itäreunasta (TAKR2 ja TAKR7) mitatut TCE-pitoisuudet ovat alle 6 µg/l. Korkeiden pitoisuuksien alue ($C_{TCE} > 1\,000$ µg/l) tutkimusalueella näkyy samanmuotoisena lähes samassa kohdassa pitoisuusjakaumakuvassa (kuva 10, kohta b), joka saatiin käyttämällä Kriging-menetelmällä estimoituja vedenjohtavuusarvoja, ja pitoisuusjakaumakuvassa (kuva 14, kohta a), joka saatiin käyttämällä geostatistisella simulointitekniikalla estimoituja vedenjohtavuusarvoja. Kuvissa korkeiden pitoisuuksien alueen sisällä pitoisuusjakaumassa on selvä ero, kun Kriging-menetelmään perustuvalla menetelmällä ei ole saatu tuotettua 1 500–2 000 µg/l pitoisuusaluetta. Geostatistisen simulointitekniikan avulla voidaan arvioida pitoisuusjakaumaan liittyvää epävarmuutta. Esimerkiksi kuvan 14 perusteella korkean pitoisuuden alueeseen ($C_{TCE} > 1\,000$ µg/l) liittyy suurin epävarmuus.

Tarkasteltaessa esimerkinomaisesti vedenjohtavuusaineiston mukaan yhtä todennäköisten simuloitujen TCE-pitoisuuksien jakaumaa tietyssä pisteessä kuvan 13 mukaan esimerkiksi TAKR4:n kohdalla pitoisuudet ovat jakautuneet kaksihuippuisesti: 30 % arvoista on 200–400 µg/l ja 30 % on 800–1 000 µg/l.

Pilaantuneen maan riskinarvioinnin tulee sisältää luonnehdinta riskin epävarmuudesta, ja riskinhallintatoimenpiteet tulisi tehdä ottaen huomioon eri tekijöistä johtuva riskin toteutumissa arviointiin liittyvä epävarmuus. Pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismalleilla laskettavien tulosten luotettavuus on voimakkaasti riippuvainen maaperän hydraulisista ominaisuuksista. Kustannukset ja käytännöllisyys rajoittavat alueella tehtävien kairausten ja asennettavien pohjavesiputkien lukumäärää, mikä johtaa epävarmuuteen tarkasteltavan alueen tai tilavuuden ominaisuuksien määrittämisessä.

Tekemällä yhtä todennäköisiä realisaatioita voidaan saada kuva esimerkiksi vedenjohtavuuden erilaisista jakaumista heterogeenisellä alueella. Tärkeää on löytää korkeita vedenjohtavuusarvoja omaavat vyöhykkeet, jotka muodostavat kriittiset reitit haitta-aineen kulkeutumisessa. Kriging- ja stokastisilla simuloinneilla saaduilla tuloksilla oli tässä tutkimuksessa eroja. Tämä johtuu Kriging-menetelmän taipumuksesta tasoittaa havaintoaineistoa, koska se painottaa alueellista tarkkuutta pistetarkkuuden sijasta.

Lähdeluetelo

- Anderson, M. P. & Woessner, W. W., 1992. Applied groundwater modeling – Simulation of flow and advective transport. London: Academic Press. 381 s.
- Boggs, J. M., Young, S. C., Beard, L. M., Gelhar, L. W., Rehfeldt, K. R. & Adams, E. E., 1992. Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer 1. Overview and site description. *Water Resources Research*, Vol. 28, No. 12, s. 3281–3291.
- Carlsson, L. & Winberg, A., 1983. Model calculations of groundwater flow at Finnsjön, Fjällveden, Gideå and Kamlunge. Stockholm: Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. SKBF-KBS Technical Report 83-45. 208 s.
- Dagan, G., 1989. Flow and transport in Porous Formations. New York: Springer-Verlag. 465 s.
- Delhomme, J. P., 1979. Spatial Variability and Uncertainty in Groundwater Flow Parameters: A Geostatistical Approach. *Water Resources Research*, Vol. 15, No. 2, s. 269–280.
- De Marsily, G., 1986. Quantitative hydrogeology, Groundwater hydrology for engineers. London: Academic Press, Inc. 440 s.
- Deutsch, C. & Journel, A., 1998. GSLIB Geostatistical Software Library and User's Guide. New York: Oxford University Press. 369 s.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W., 1997. Physical and Chemical hydrogeology. New York: John Wiley & Sons, Inc. 506 s.
- Eggleston, J. R., Rojstaczer, S., A. & Peirce, J., J., 1996. Identification of hydraulic structure in sand and gravel aquifers: Cape Cod data set. *Water Resources Research*, Vol. 32, No. 5, s. 1209–1222.
- Falta, R., Pruess, K., Finsterle, S. & Battistelli, A., 1995. T2VOC Users's Guide. LBL-36400, Lawrence Berkeley Laboratory, USA. 141 s.
- Gelhar, L. W., Welty, C. & Rehfeldt, K. R., 1992. A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. *Water Resources Research*, Vol. 28, No. 7, s. 1955–1974.
- Guest Editor's Comment, 2000. Environmental Exposures, Stochasticity, Risk and Decisions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, Vol. 14, s. 159–160.

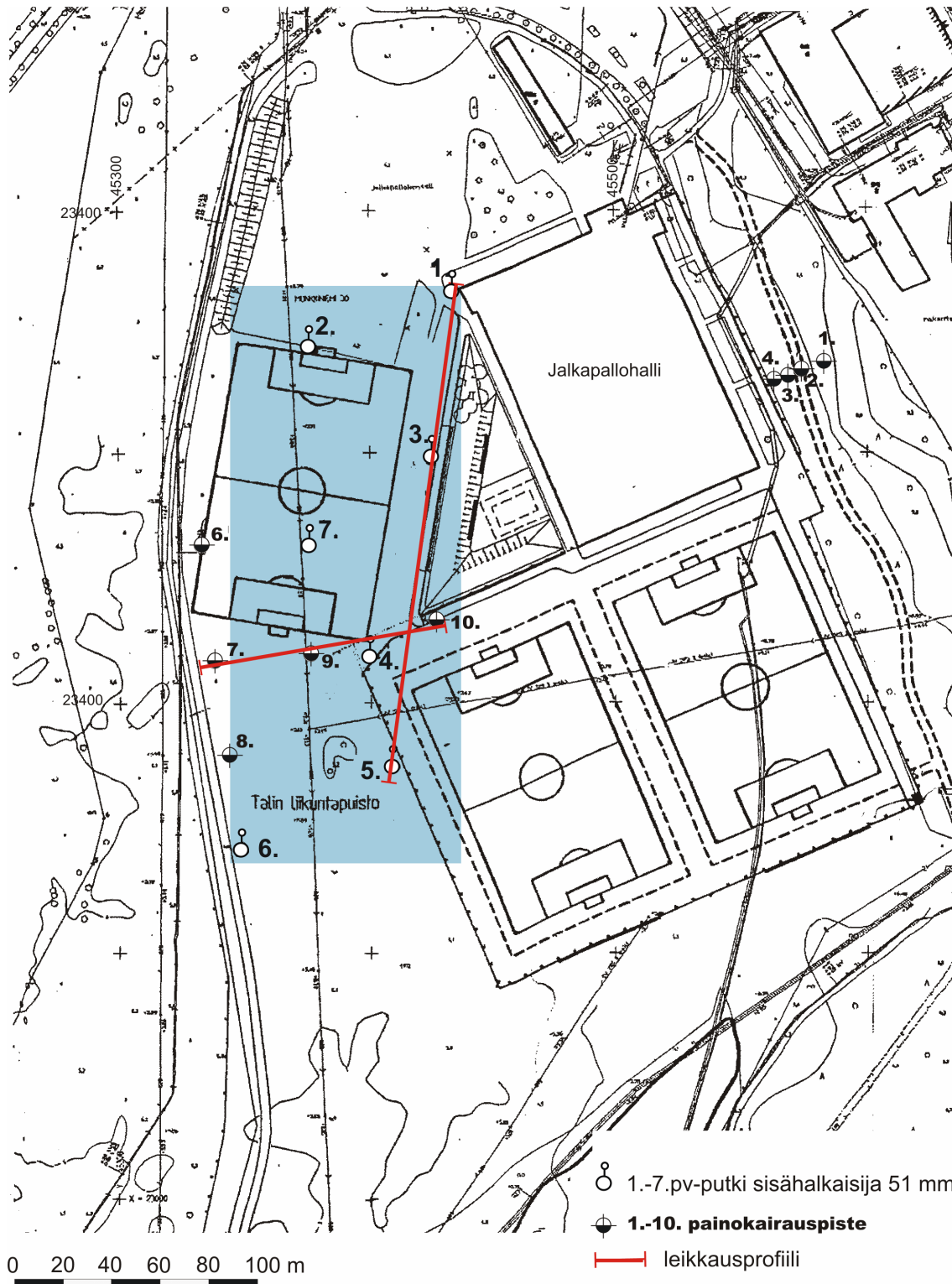
- Heikkinen, P., 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä. Espoo: Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 150. 74 s.
- Helmig, R., 1997. Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface. A Contribution to the Modeling of Hydrosystems. Berlin: Springer-Verlag. 367 s.
- Helsingin kaupungin kiinteistövirasto, Geotekninen osasto, 1999. Talin urheilupuisto, Liuotinaineiden leviämistutkimus, TNO 5621/III/21.5.1999. 3 s.
- Helsingin kaupungin kiinteistövirasto, Geotekninen osasto, 2000. Talin urheilupuisto ja Ormuspellontie, Liuotinten jatkotutkimus. GEO 5671/15.3.2000. 4s.
- Kuusela-Lahtinen, A. & Vahanne, P., 2002. Esiselvitys – Maaperän heterogeenisuuden vaikutus pilaantuneiden maiden riskinarviointiin. Tutkimusraportti Nro RTE4633/01, VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Espoo. 55 s.
- 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.
- Laine, E., 1998. Geostatistical, geological and geophysical modelling of subsurface structures of Precambrian bedrock in Finland. Helsinki University of Technology Laboratory of Engineering Geology and Geophysics. Research report TKK-IGE-A-23. 101 s.
- Ma, H.-W., 2000. The incorporation of stochasticity in risk analysis and management: a case study. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, Vol. 14, s. 195–206.
- Ma, H.-W., 2002. Stochastic multimedia risk assessment for a site with contaminated groundwater. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, Vol. 16, s. 464–478.
- Maxwell, R. M. & Kastenberg, W. E., 1999. Stochastic environmental risk analysis: an integrated methodology for predicting cancer risk from contaminated groundwater. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment 13 (1999), s. 27–47.
- Miller, C. T., Christakos, G., Imhoff, P. T., McBride, J. F., Pedit, J. A. & Trangenstein, J. A., 1998. Multiphase flow and transport modeling in heterogeneous media: challenges and approaches. Advances in Water Resources, 21, No. 2, s. 77–120.
- Moridis, G., 1994. VOC data sets distributed together with T2VOC code by Nuclear Energy Agency (NEA) data bank. Lawrence Berkeley Laboratory, USA.

- Mroueh, U.-M., 2000. Saastuneiden maiden riskinarviointi – kansainvälinen tilanne. TEKES, Teknologia katsaus 84/2000. Helsinki. 49 s.
- Mustonen, S., Kuusisto, E., Leskelä, H. & Vakkilainen, P., 1986. Sovellettu hydrologia. Vesiyhdistys r.y. Mänttä: Mäntän kirjapaino Oy. 436 s.
- Niemi, A., 1994. Modeling flow in fractured medium – Uncertainty analysis with stochastic continuum approach. Espoo: Technical Research Centre of Finland, VTT Publ. 184. 188 s.
- Niemi, A., Kling, T., Vaittinen, T., Vahanne, P., Kivimäki, A. & Hatva, T., 1994. Tiesuolauksen pohjavesivaikutusten simulointi tyyppimuodostumissa. Talvi ja tieliikenne -projekti. Tielaitoksen selvityksiä 66/1994. Tielaitos, Helsinki. 55 s.
- Peck, A., Gorelick, S., de Marsily, G., Foster, S. & Kovalevsky, V., 1988. Consequences of spatial variability in aquifer properties and data limitations for groundwater modelling practice. International Association of Hydrological Sciences, IAHS-press, UK. 160 s.
- Rehfeldt, J. M., Boggs J. M. & Gelhar, L. W., 1992. Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer 3. Geostatistical analysis of hydraulic conductivity. Water Resources Research, Vol. 28, No. 12, s. 3309–3324.
- Smith, L. & Schwartz, F. W., 1980. Mass Transport 1. A Stochastic Analysis of Macroscopic Dispersion. Water Resources Research, Vol. 16, No. 2, s. 303–313.
- Smith, L. & Schwartz, F. W., 1981. Mass Transport 2. Mass Transport Analysis of Uncertainty in Prediction. Water Resources Research, Vol. 17, No. 2, s. 351–369.
- Sorvari, J. & Assmuth, T., 1998. Saastuneiden maa-alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 50. Helsinki. 152 s.
- Sorvari, J. & Assmuth, T., 1999. Saastuneiden maa-alueiden kohdekohtainen riskinarviointi – tilanne Suomessa. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen moniste 147. Helsinki. 38 s.
- TU Braunschweig & International Association for Hydraulic Research European Engineering Graduate School of Environment Water (IAHR-EGW), 2000. Short Course on Subsurface Modeling: Numerical Methods in Multiphase Flow and Transport Processes, Germany 2000, March 6–10, 2000.

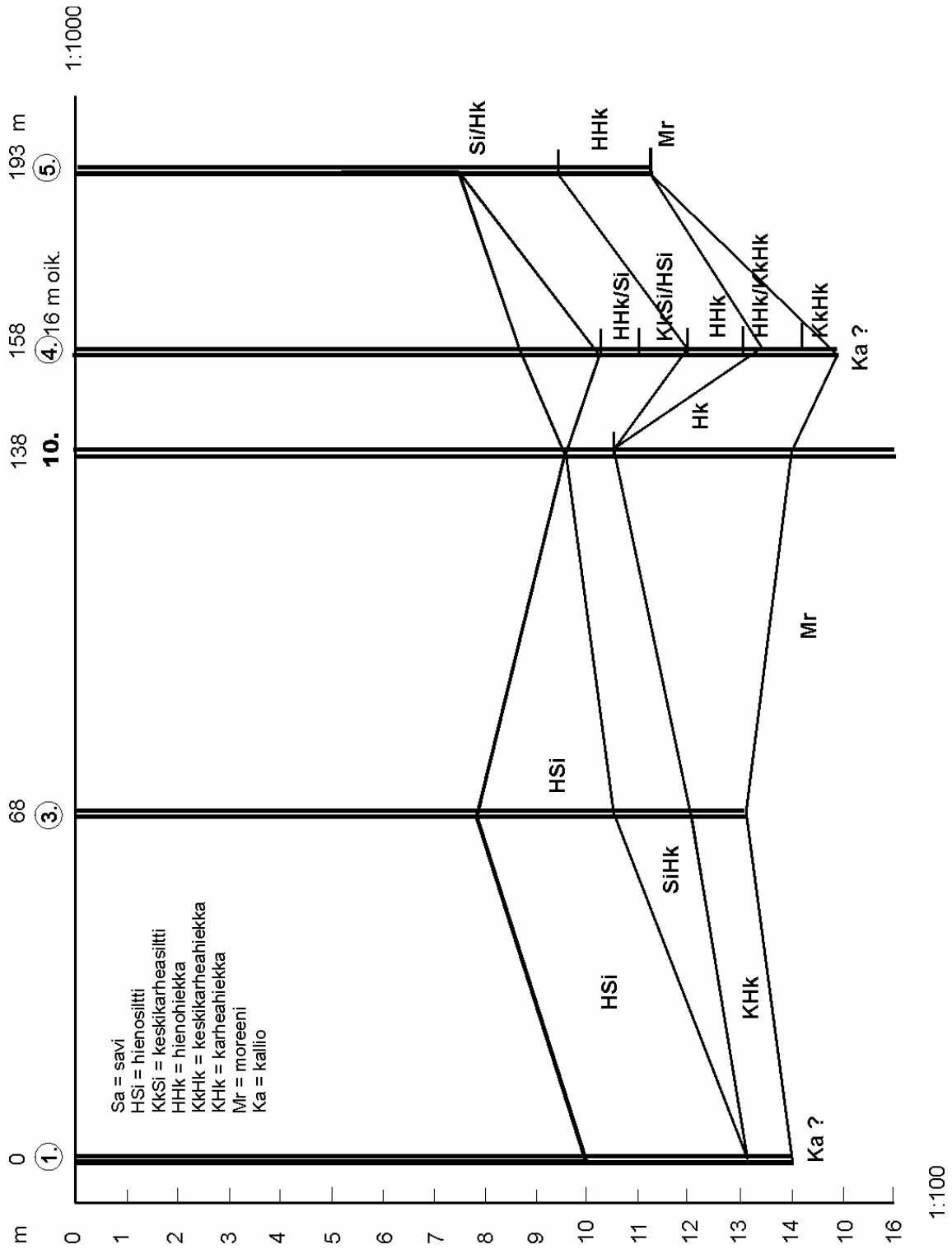
University of Tennessee., 2004. Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA).
<http://www.tiem.utk.edu/~sada/>.

Öhberg, A. & Rouhiainen, P., 2000. Posiva groundwater flow measuring techniques.
POSIVA 2000-12. Posiva Oy, Helsinki. 73 s.

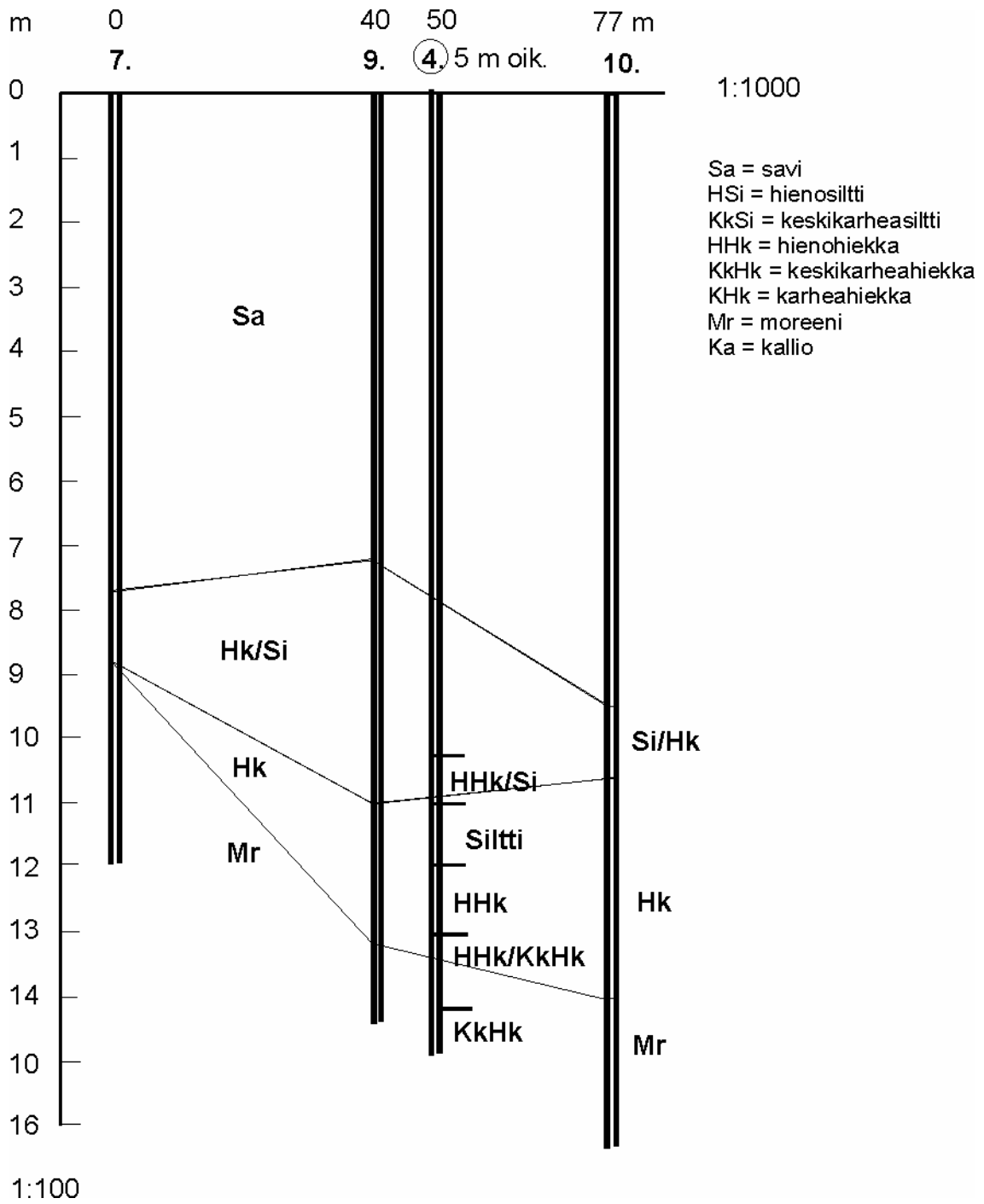
Liite A: Tutkimusalueen kartta



Liite B: Poikkileikkauslinjat 1 ja 2



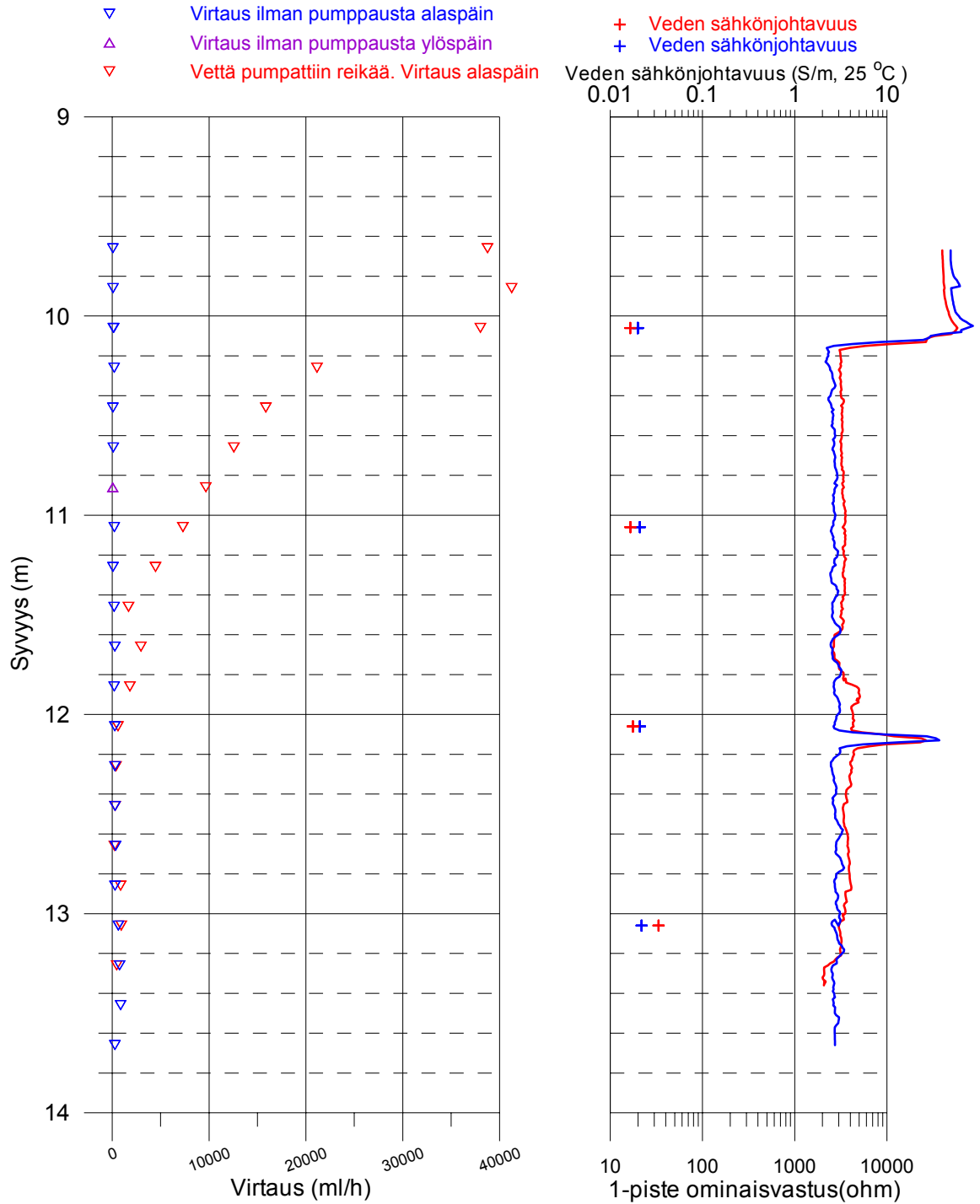
Poikkileikkauslinja 1.



Poikkileikkauslinja 2.

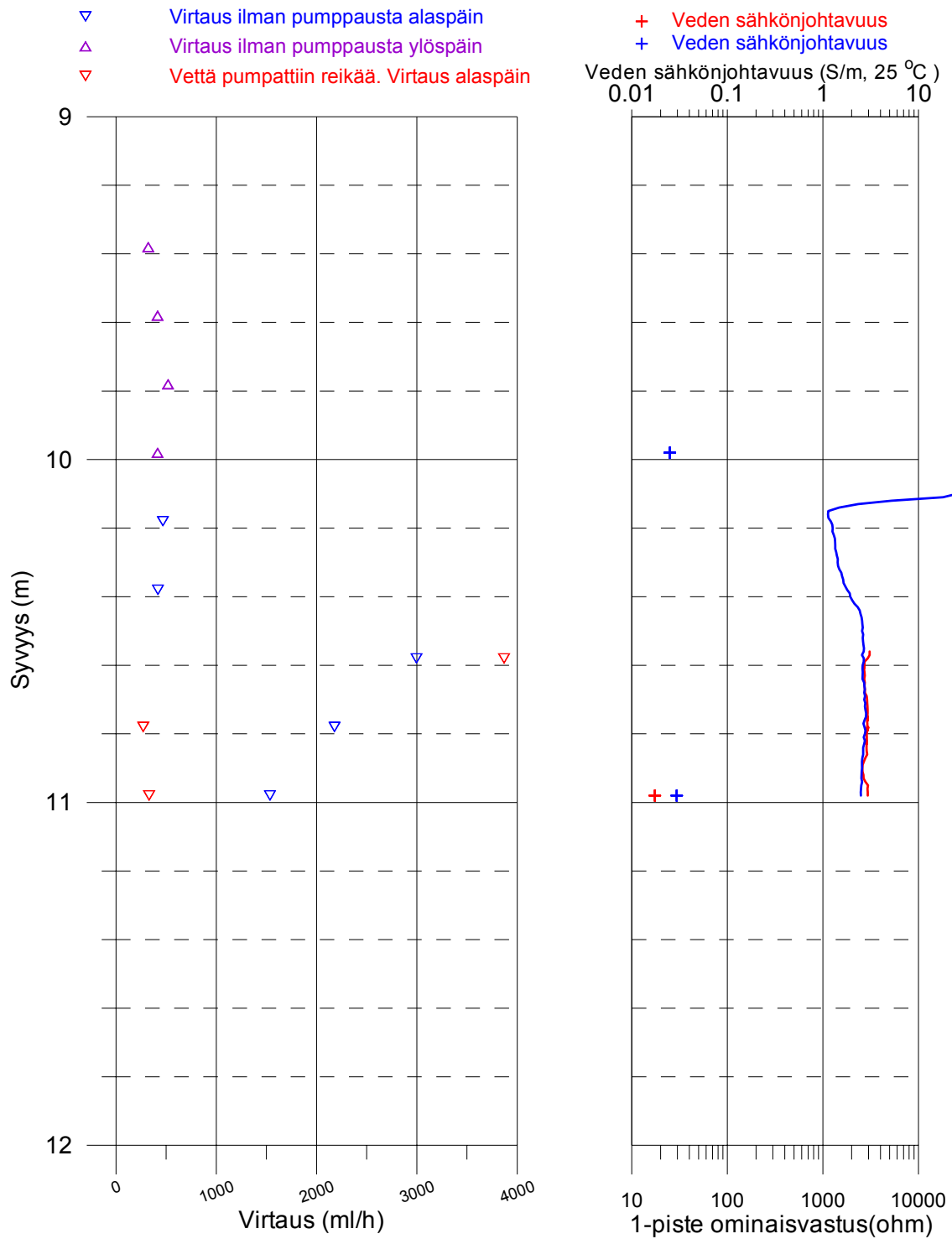
Liite C: Virtausmittauksen tulokset

Tali,
Havaintopiste 1



Pohjavesiputki TAKR1.

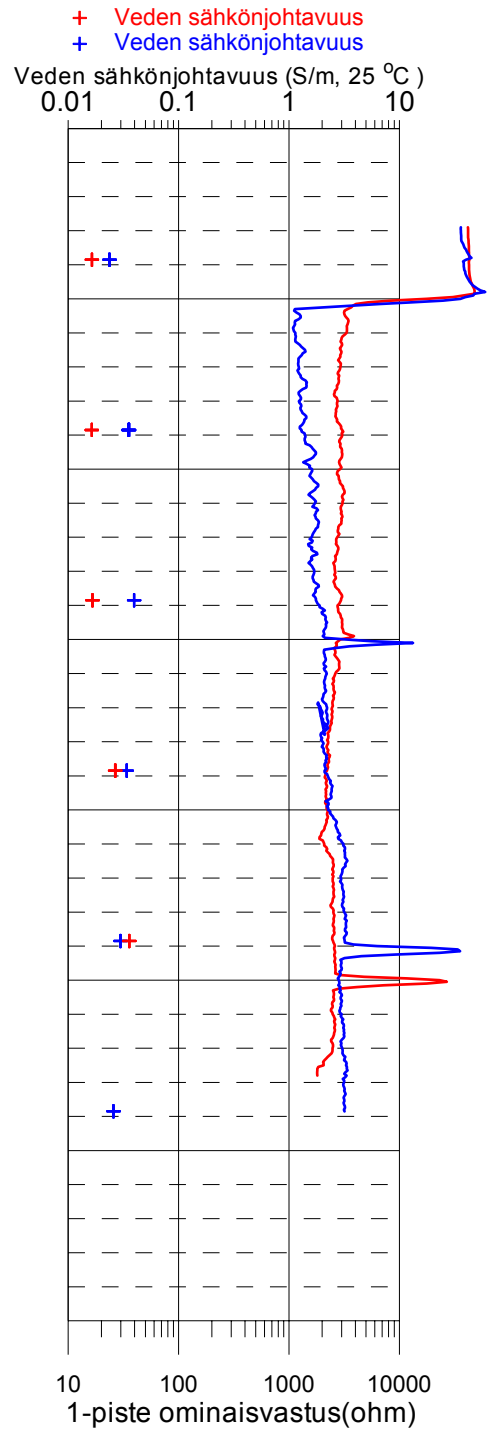
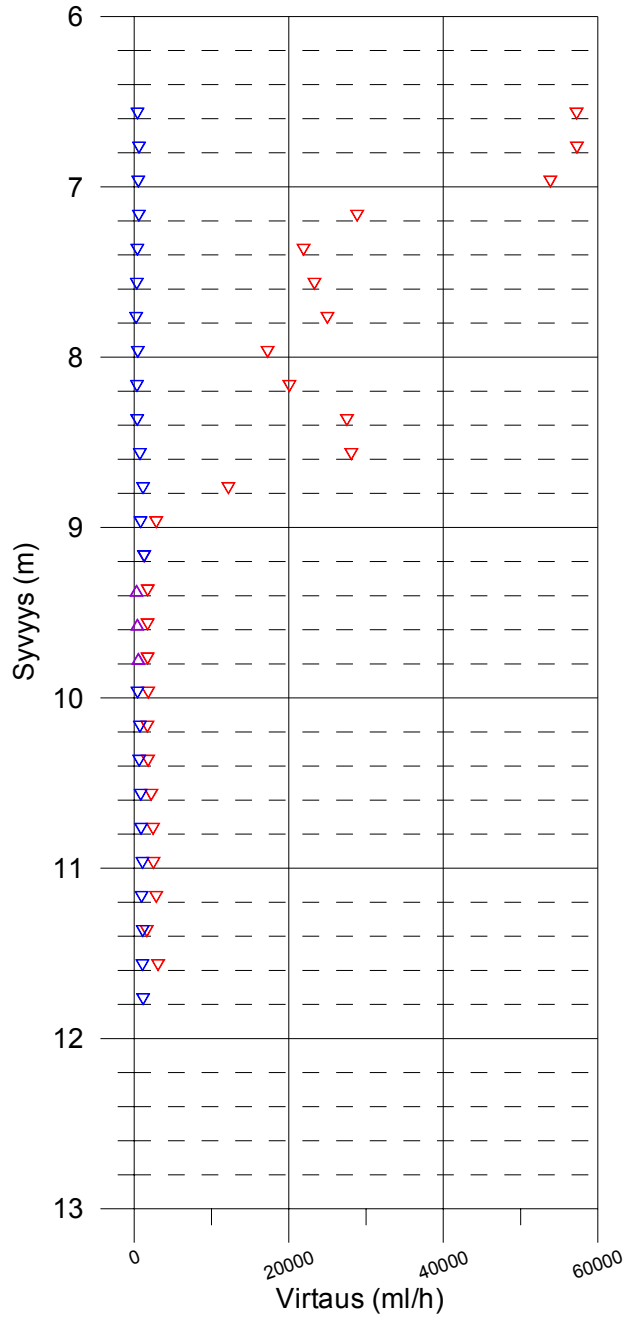
Tali,
Havaintopiste 2



Pohjavesiputki TAKR2.

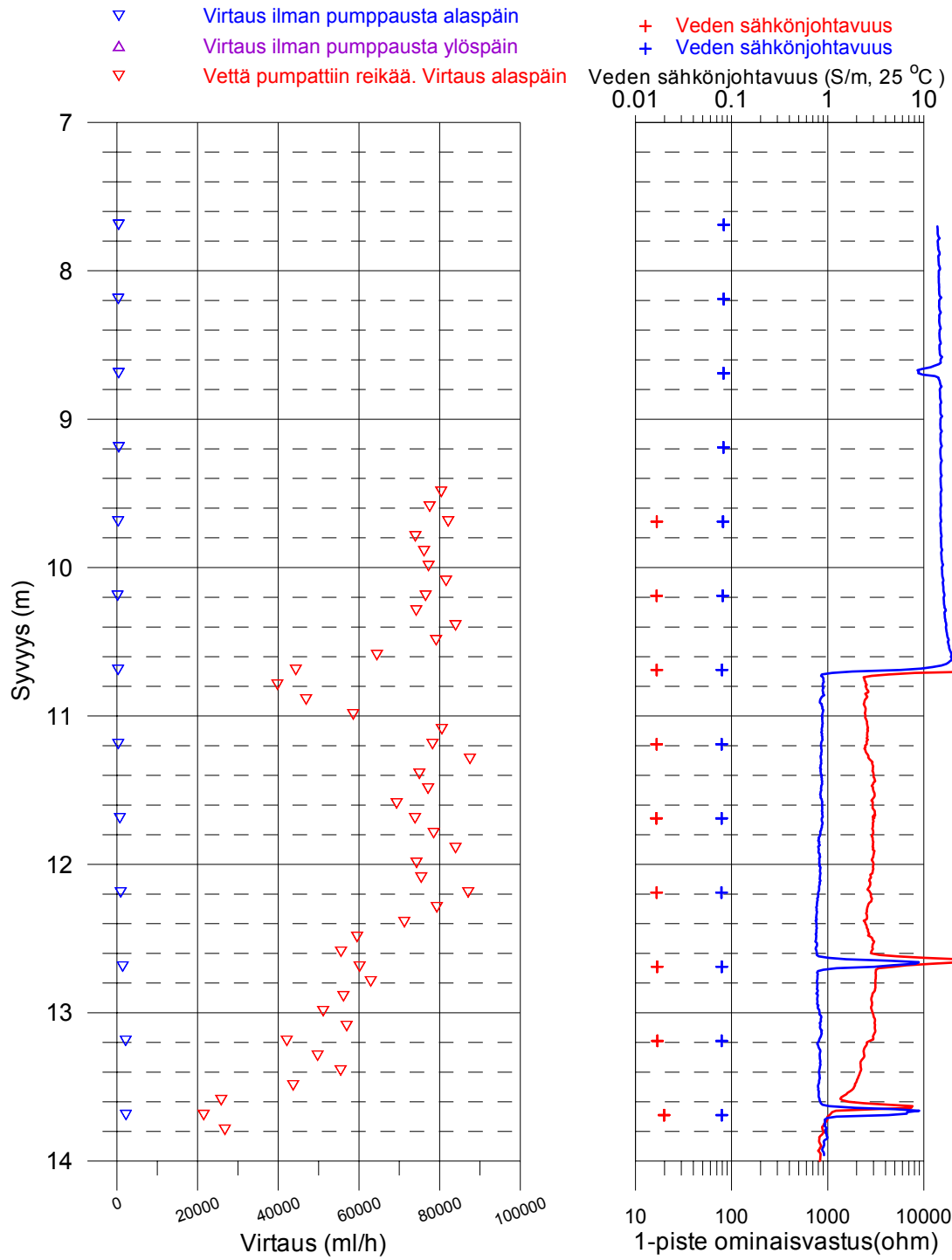
Tali,
Havaintopiste 3

- ▽ Virtaus ilman pumppausta alaspäin
- △ Virtaus ilman pumppausta ylöspäin
- ▽ Vettä pumpattiin reikää. Virtaus alaspäin



Pohjavesiputki TAKR3.

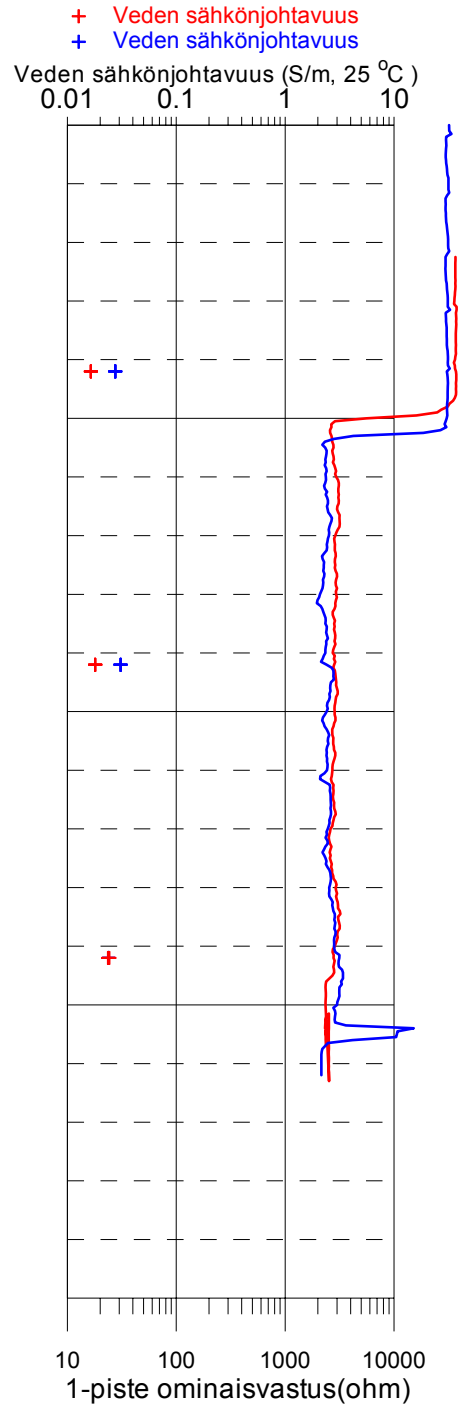
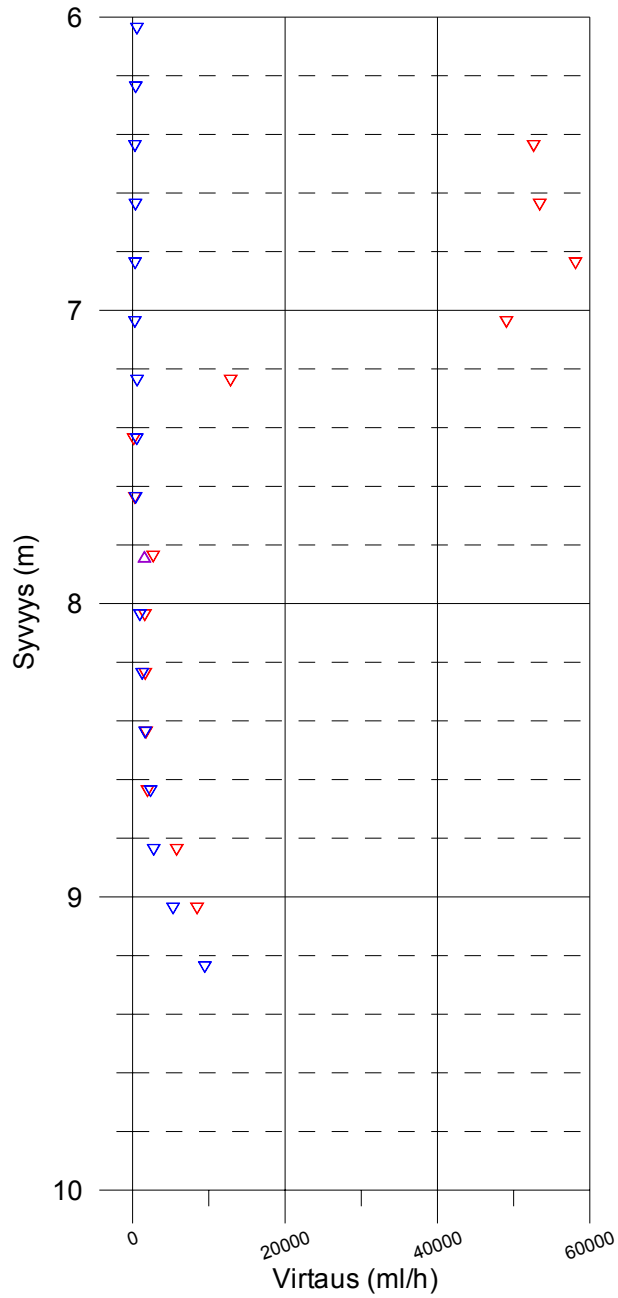
Tali,
Havaintopiste 4



Pohjavesiputki TAKR4.

Tali,
Havaintopiste 5

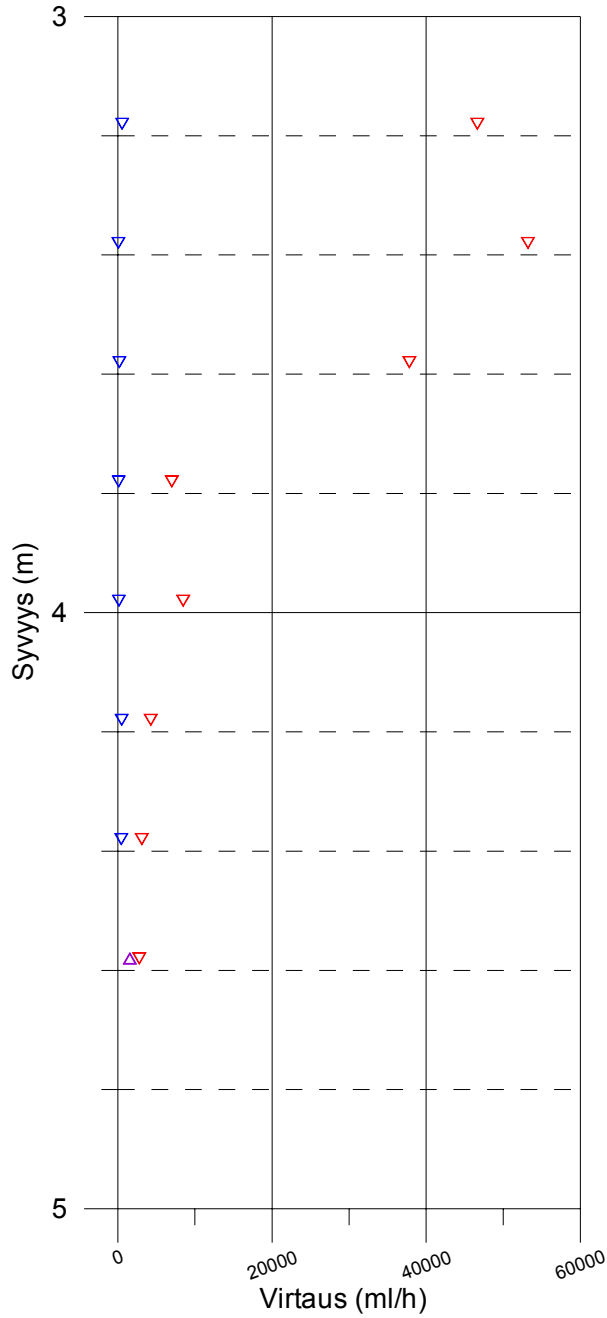
- ▽ Virtaus ilman pumppausta alaspäin
- △ Virtaus ilman pumppausta ylöspäin
- ▽ Vettä pumpattiin reikää. Virtaus alaspäin



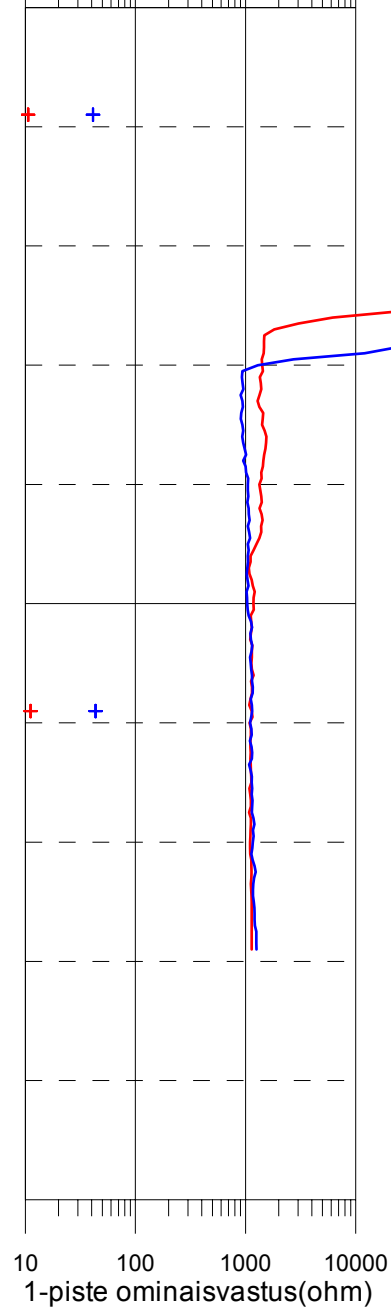
Pohjavesiputki TAKR5.

Tali,
Havaintopiste 6

- ▽ Virtaus ilman pumppausta alaspäin
- △ Virtaus ilman pumppausta ylöspäin
- ▽ Vettä pumpattiin reikää. Virtaus alaspäin



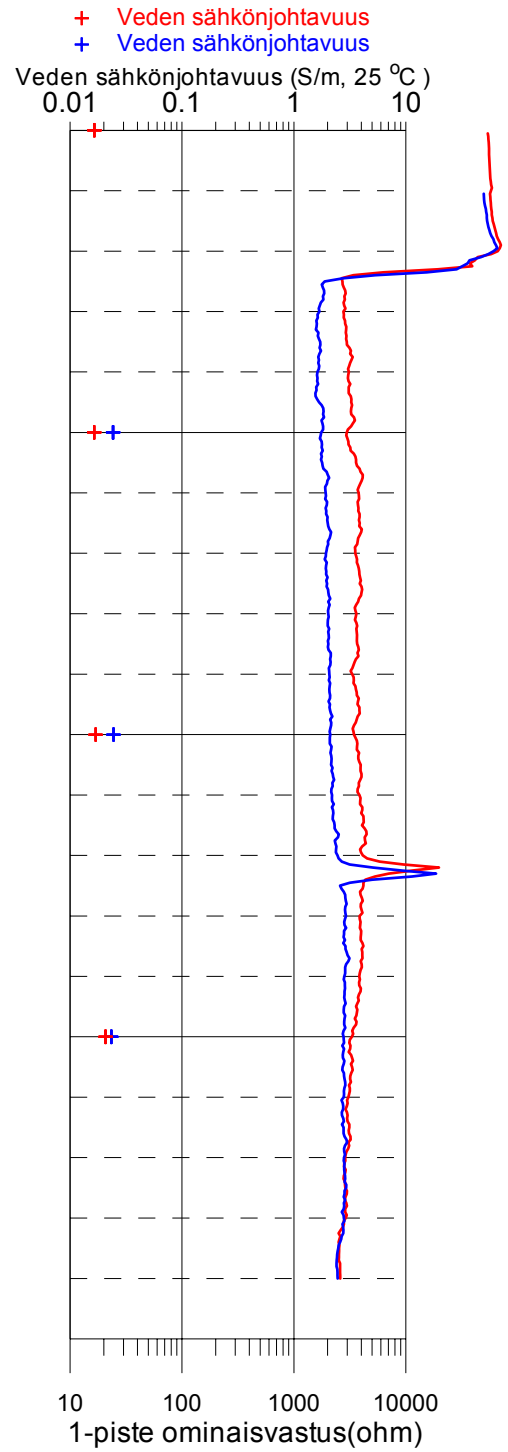
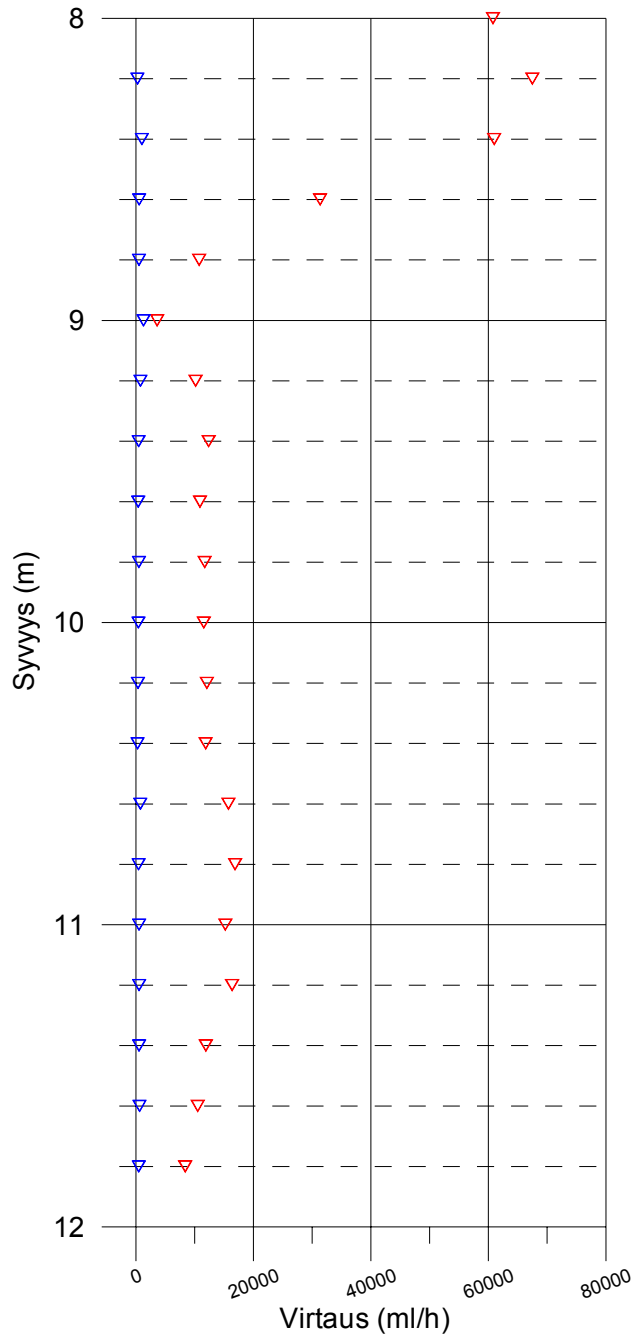
- + Veden sähkönjohtavuus
 - + Veden sähkönjohtavuus
- Veden sähkönjohtavuus (S/m, 25 °C)



Pohjavesiputki TAKR6.

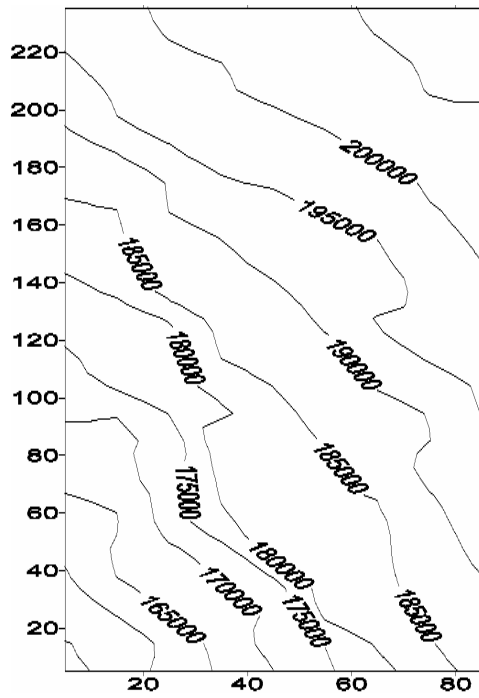
Tali, Havaintopiste 7

- ▽ Virtaus ilman pumppausta alaspäin
- △ Virtaus ilman pumppausta ylöspäin
- ▽ Vettä pumpattiin reikää. Virtaus alaspäin

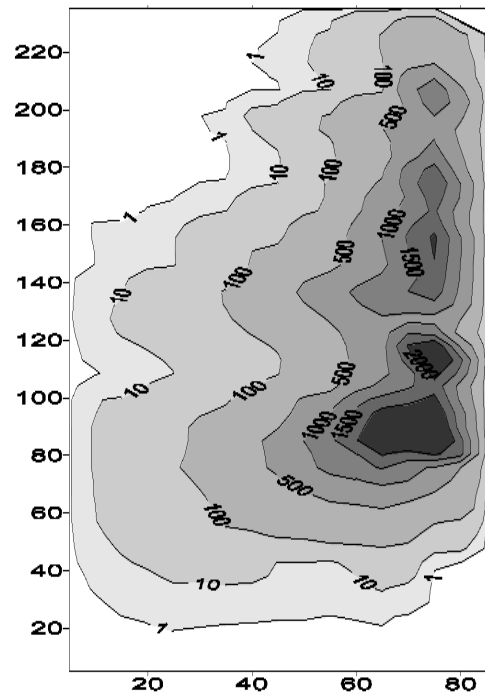


Pohjavesiputki TAKR7.

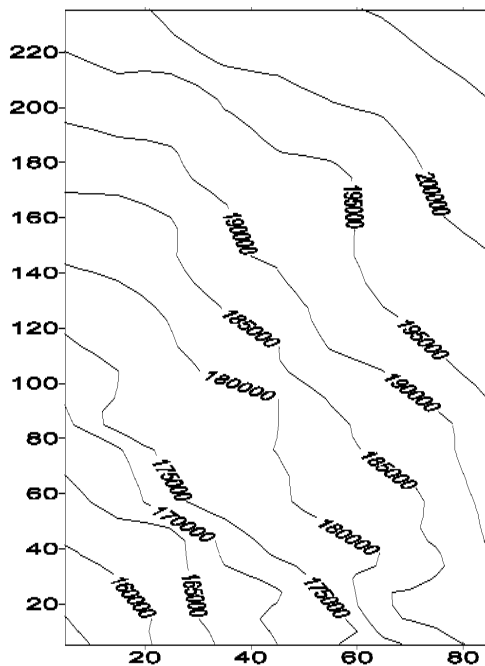
Liite D: Vedenjohtavuusjakauman reaalisatioissa lasketut painejakaumat ja TCE-levinneisyys nykytilassa



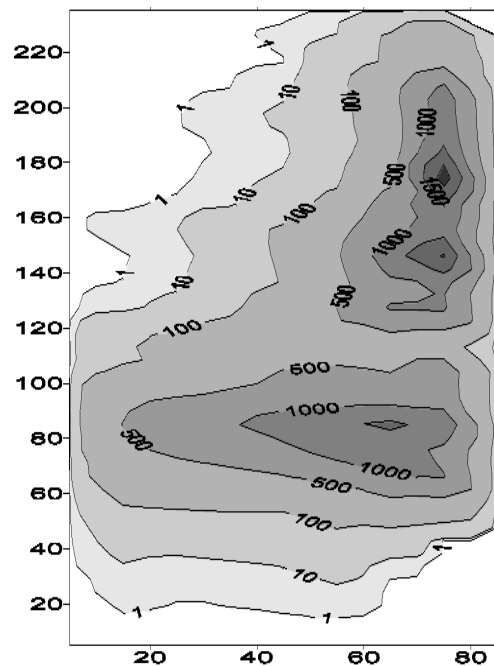
Realisaatio 1, painejakauma.



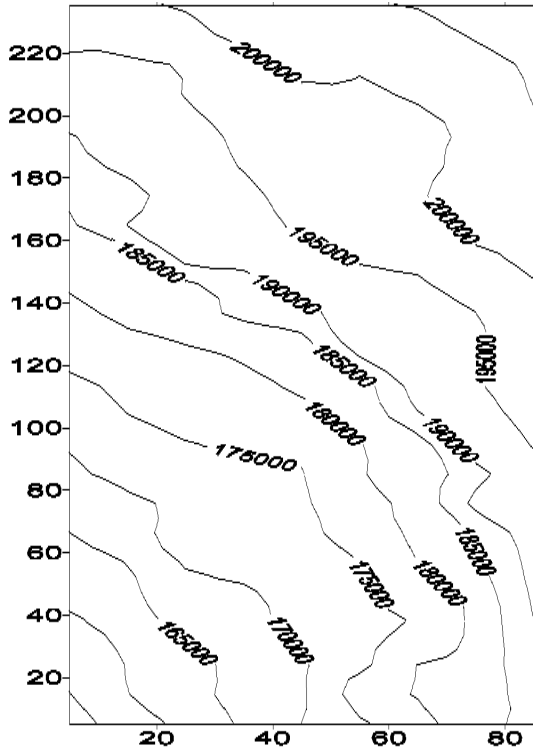
Realisaatio 1, TCE-levinneisyys.



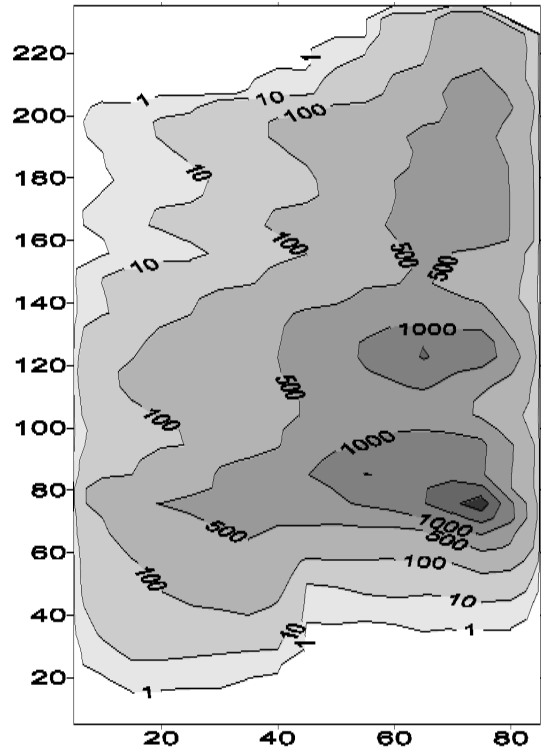
Realisaatio 2, painejakauma.



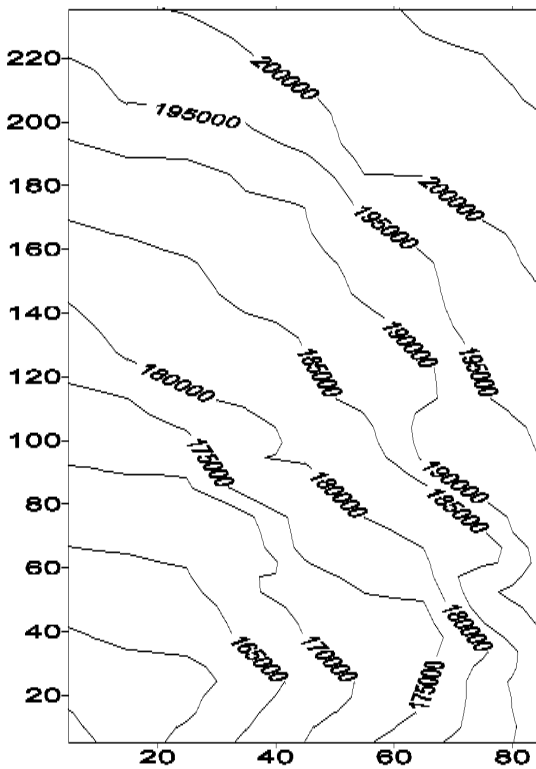
Realisaatio 2, TCE-levinneisyys.



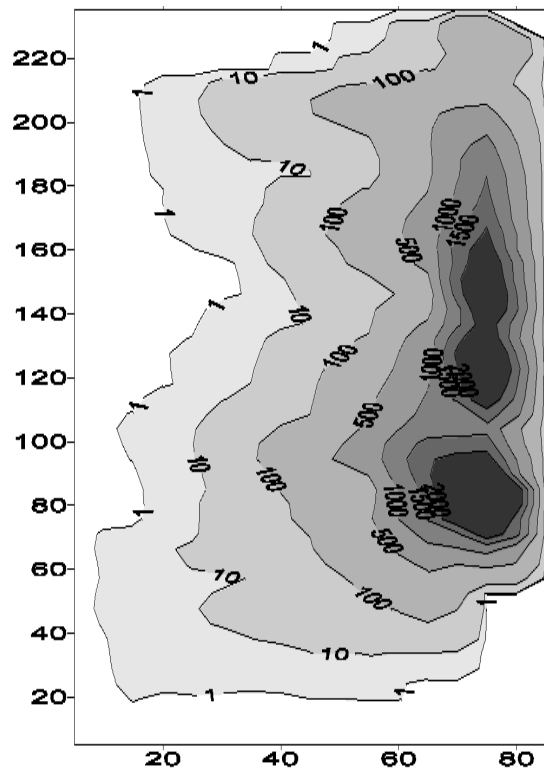
Realisaatio 3, painejakauma.



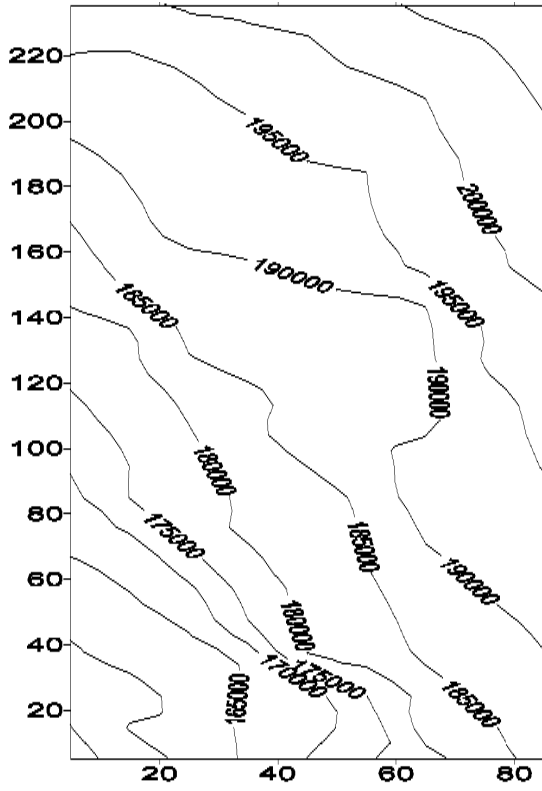
Realisaatio 3, TCE-levinneisyys.



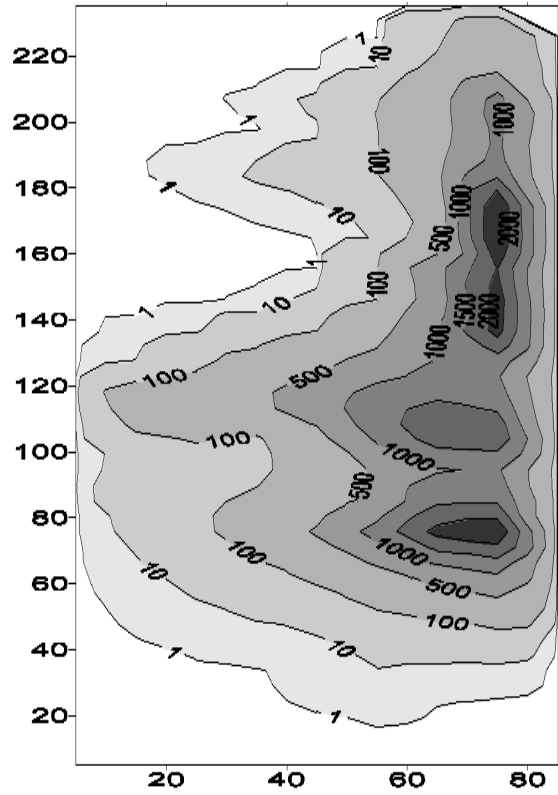
Realisaatio 4, painejakauma.



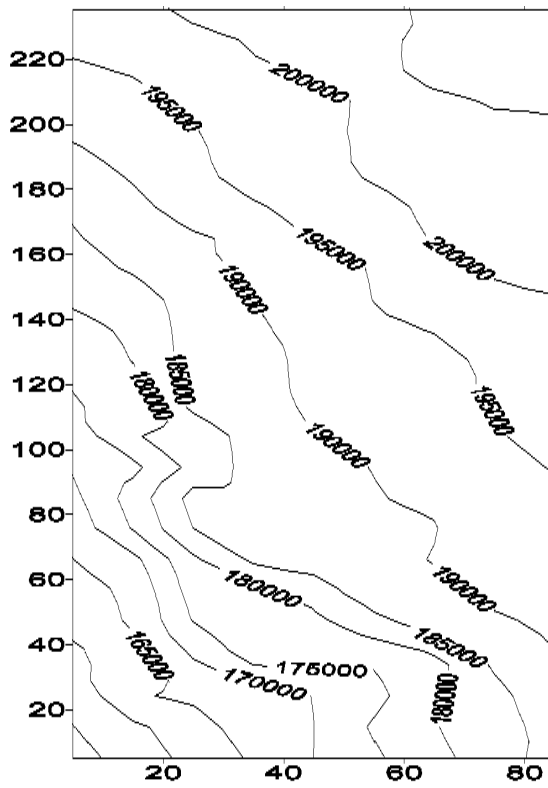
Realisaatio 4, TCE-levinneisyys.



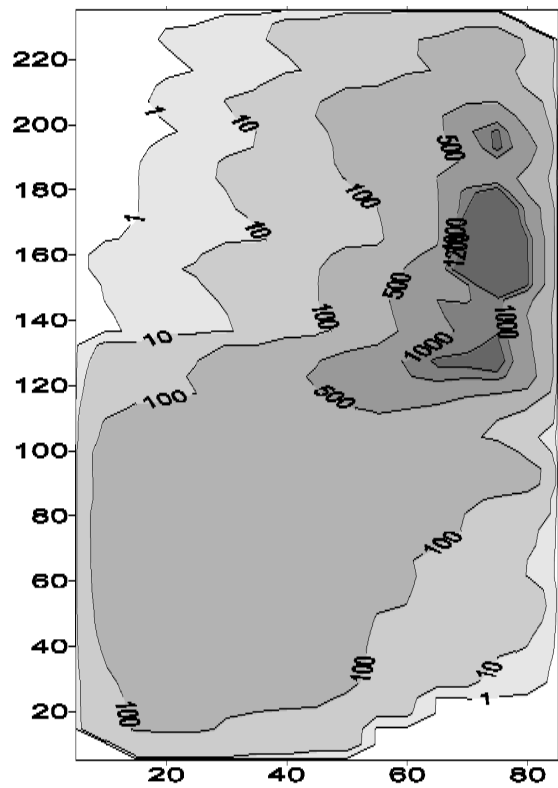
Realisaatio 5, painejakauma.



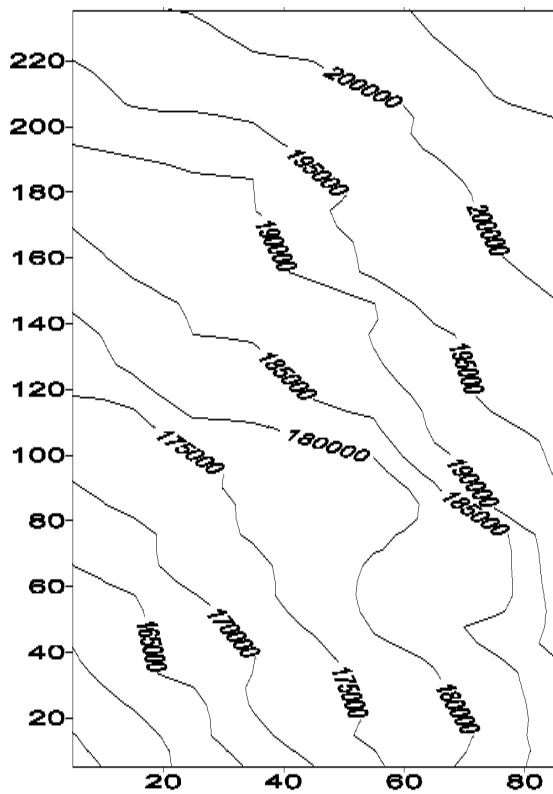
Realisaatio 5, TCE levinneisyys.



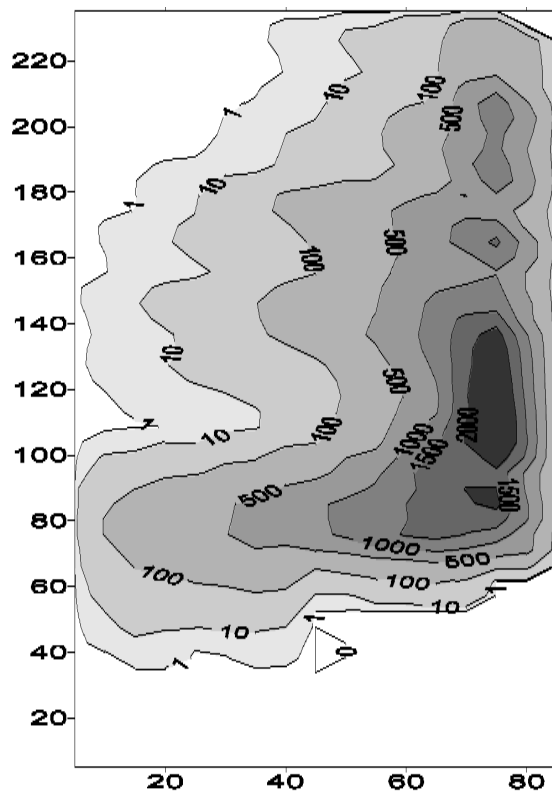
Realisaatio 6, painejakauma.



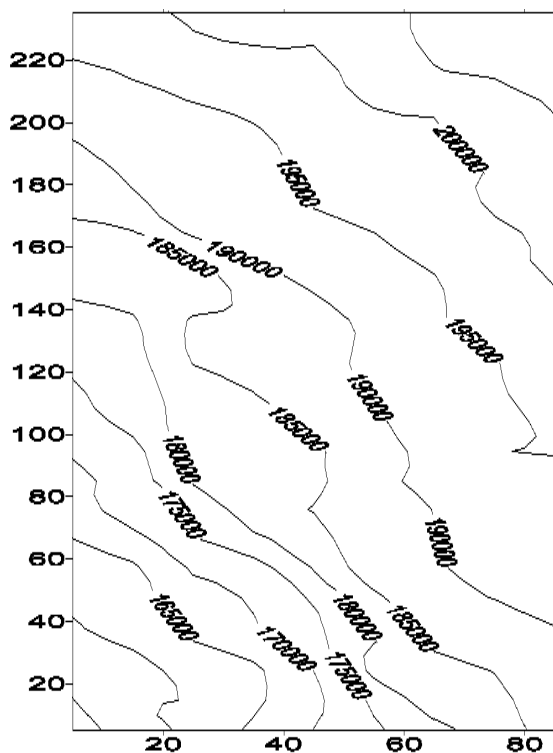
Realisaatio 6, TCE-levinneisyys.



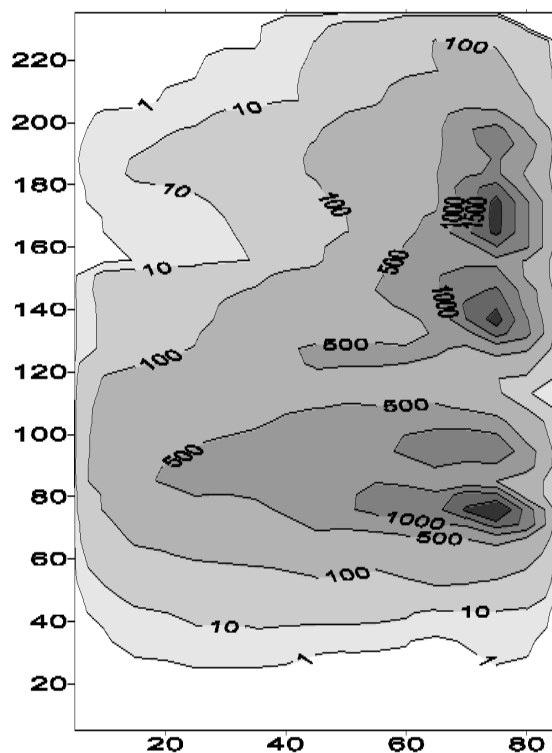
Realisaatio 7, painejakauma.



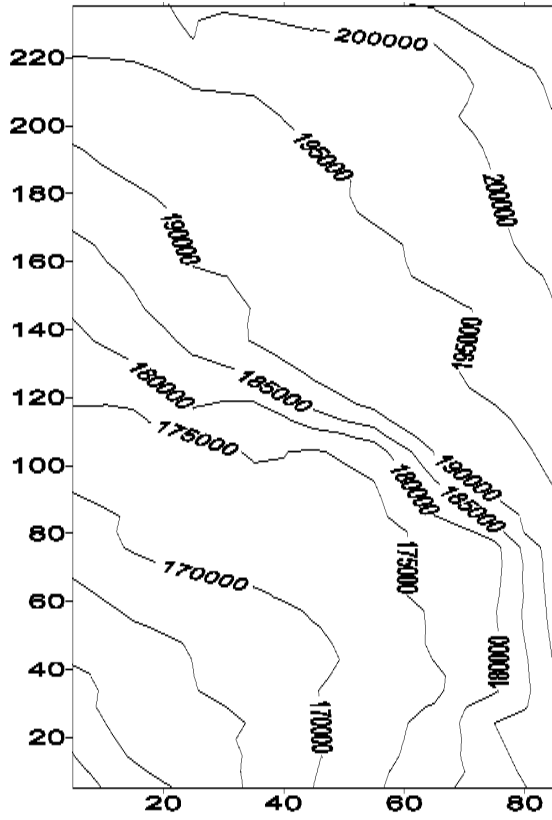
Realisaatio 7, TCE-levinneisyys.



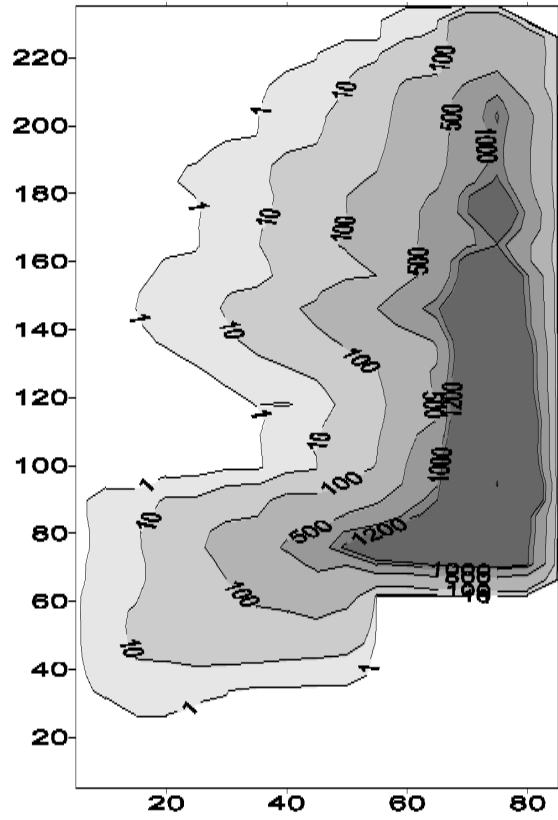
Realisaatio 8, painejakauma.



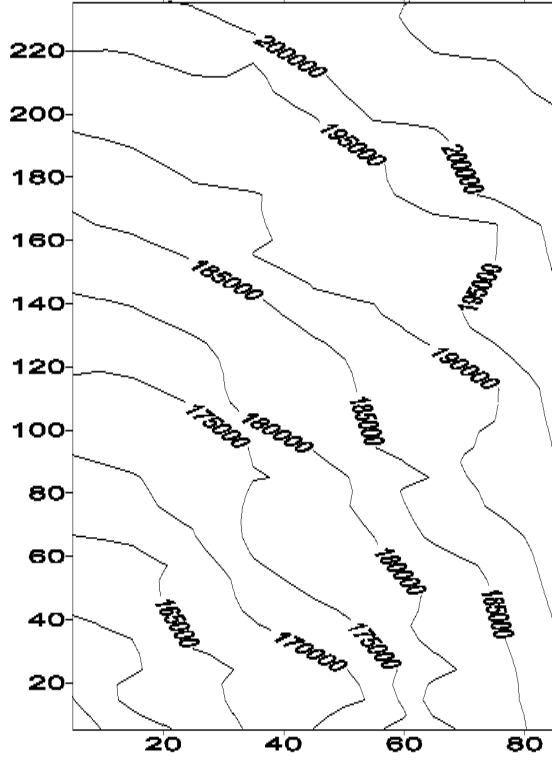
Realisaatio 8, TCE levinneisyys.



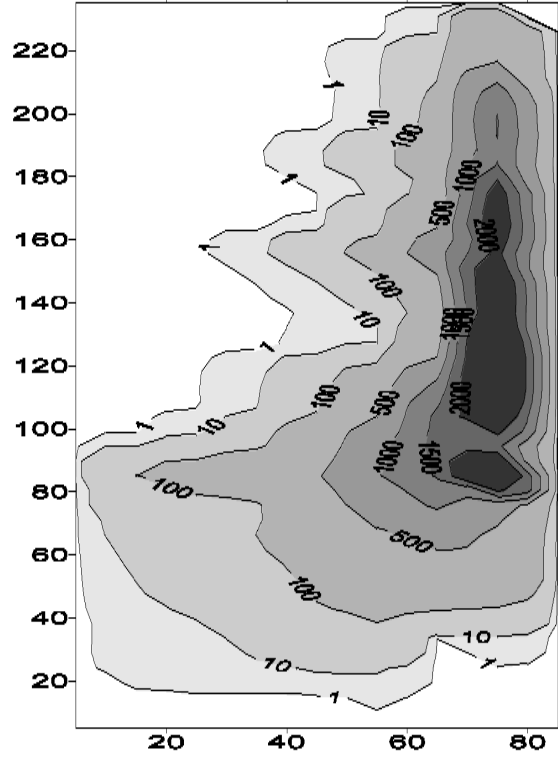
Realisaatio 9, painejakauma.



Realisaatio 9, TCE-levinneys.



Realisaatio 10, painejakauma.



Realisaatio 10, TCE-levinneys.

Tekijä(t) Kuusela-Lahtinen, Auli & Vahanne, Pasi			
Nimeke Maaperän heterogeenisuuden vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen pilaantuneiden maiden riskinarvioinnissa			
Tiivistelmä <p>Tutkimuksessa käsitellään epävarmuuden arviointimenetelmiä, jotka liittyvät maaperässä ja pohjavedessä olevien veteen liukenevien tai veteen heikosti liukenevien (NAPL) haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamiseen, mallinnuksessa tarvittavien parametrien arvojen paikka- ja skaalariippuvuutta sekä stokastisia menetelmiä, joilla arvioidaan maaperän heterogeenisuuden ja rajallisen mittausaineiston vaikutuksia. Lisäksi tutkimuksessa kehitetään stokastinen menettelytapa, jolla arvioidaan liuenneiden haitta-aineiden kulkeutumisen epävarmuutta kyllästyneessä heterogeenisessä vyöhykkeessä. Kehitettyä menettelytapaa demonstroidaan Talin alueelta Helsingistä kerätyn hydrogeologisen mittaus- ja havaintoaineiston analyysissä ja haitta-aineiden kulkeutumisen mallinnuksen epävarmuuden arvioinnissa.</p> <p>Tutkittavalle alueelle asennetuissa seitsemässä pohjavesiputkessa mitattiin eri syvyyksiltä veden virtausnopeuksia, pohjavedenpinnan korkeuksia ja sähköistä johtavuutta. Maaperän vedenjohtavuus laskettiin mitatuista virtausnopeuksista ja pohjavedenpinnan korkeuksista. Pohjavesiputkien asennuksen aikana kerätyistä maaperänäytteistä tutkittiin rakeisuudet. Putkista otetuista vesinäytteistä analysoitiin kloorattujen haitta-aineiden pitoisuudet ja eräiden muiden haitta-aineiden pitoisuudet. Alueen pohjavesi on pilaantunut klooratuilla hiilivedyillä; trikloorieteenin (TCE) maksimipitoisuus oli 1 111 µg/l ja tetrakloorieteenin 207 µg/l.</p> <p>TCE:n kulkeutumisen mallintamiseen liittyvää epävarmuutta tutkimusalueella arviointiin Kriging-menettelmällä ja stokastisilla simuloinneilla. Stokastisissa simuloinneissa tehtiin kymmenen yhtä todennäköistä realisaatiota vedenjohtavuuden jakautumisesta alueella GSLIB-ohjelmistolla. Virtaus- ja kulkeutumisytätöt ratkaistiin eri vedenjohtavuuden realisaatioissa numeerisella lämmön ja monifaasivirtausohjelmistolla T2VOC. Kulkeutumisen arviointiin liittyvää epävarmuutta kuvattiin tietyssä pisteessä mallinnetun TCE-pitoisuuden todennäköisyysfunktiolla sekä alueellisella keskimääräisen pitoisuusjakautuman ja siihen liittyvän hajontakuvan avulla.</p>			
Avainsanat contaminated soils, heterogenous soils, contaminants, transport models, migration, risk assessment, health hazards, environmental impacts, evaluation, hydraulic conductivity			
Toimintayksikkö VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Lämpömiehenkuja 2, PL 1800, 02044 VTT			
ISBN 951-38-6712-9 (nid.) 951-38-6713-7 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)		Projektinumero HRTE3012	
Julkaisuaika Toukokuu 2005	Kieli Suomi, engl. tiiv.	Sivuja 55 s. + liitt. 15 s.	Hinta B
Projektin nimi Maaperän heterogeenisuuden vaikutus PIMA-riskinarviointiin		Toimeksiantaja(t) Teknologian kehittämiskeskus Tekes, ympäristöministeriö YM, VTT, Posiva Oy, Geopros Oy, SCC Viatek Oy	
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)		Myynti: VTT Tietopalvelu PL 2000, 02044 VTT Puh. 020 722 4404 Faksi 020 722 4374	



Author(s) Kuusela-Lahtinen, Auli & Vahanne, Pasi			
Title The effect of soil heterogeneity on transport contaminants in risk assessment of polluted sites			
Abstract In this study is described the methods to assess the uncertainty of the fate and transport modelling of water-soluble and slightly water-soluble (NAPL) contaminants in soils and groundwater and information of spatial variability of modeling parameters due to soil heterogeneity, scale-effects and the stochastic computational approaches to assess the effect of soil heterogeneity and limited number of samples on transport of contaminants. Stochastic procedure was developed to assess the effect of the limited number of measured in situ hydraulic conductivities on transport of dissolved contaminants in saturated heterogeneous zone. The developed procedure was demonstrated in analysis of the hydrogeological data collected from Tali area, Helsinki and modeling transport of contaminants. During the project seven ground water pipe were installed at the study area to measure in situ flow rates, groundwater levels and electric conductivity of water with depth. The hydraulic conductivity values of soil were counted from measured flow rates and ground water levels. The soil type from samples gathered during ground water installation was analysed as well the concentrations of chlorinated hydrocarbons and some other contaminants taken from samples of surface of ground water level and bottom of pipes. The groundwater is contaminated by chlorinated hydrocarbons; the maximum concentration of trichloroethylene (TCE) was 1111 µg/l and tetrachloroethylene (PCE) 207 µg/l. Uncertainty associated with TCE transport modeling at the study site was evaluated numerically by Kriging method and Monte Carlo technique by solving the flow and transport equations for series of equally likely realizations of hydraulic properties generated by the geostatistical approaches. Ten realizations of hydraulic conductivity were generated. The processes of NAPLs and their changes with time were simulated by numerical heat and multiphase multicomponent flow code T2VOC. Uncertainty in transport predictions has been characterized by frequency distribution formed on the quantity of mass arriving on the exit location as a function of time and TCE concentration distribution maps with uncertainty estimates.			
Keywords contaminated soils, heterogenous soils, contaminants, transport models, migration, risk assessment, health hazards, environmental impacts, evaluation, hydraulic conductivity			
Activity unit VTT Building and Transport, Lämpömiehenkuja 2, P.O.Box 1800, FI-02044 VTT, Finland			
ISBN 951-38-6712-9 (soft back ed.) 951-38-6713-7 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)			Project number HRTE3012
Date March 2005	Language Finnish, Engl. abstr.	Pages 55 p. + app. 15 p.	Price B
Name of project The effect of soil heterogeneity on risk assessment of polluted sites		Commissioned by National Technology Agency of Finland Tekes, Finnish Ministry of the Environment YM, VTT Technical Research Centre of Finland, Posiva Oy, Geopros Oy, SCC Viatek Oy	
Series title and ISSN VTT Tiedotteita – Research Notes 1235-0605 (soft back edition) 1455-0865 (URL: http://www.vtt.fi/inf/pdf/)		Sold by VTT Information Service P.O.Box 2000, FI-02044 VTT, Finland Phone internat. +358 20 722 4404 Fax +358 20 722 4374	

Tutkimuksessa käsitellään maaperässä ja pohjavedessä olevien veteen liukenevien tai veteen heikosti liukenevien (NAPL) haitta-aineiden käyttäytymisen ja kulkeutumisen mallintamiseen liittyviä epävarmuuden arviointimenetelmiä, mallinnuksessa tarvittavien parametrien arvojen paikka- ja skaalariippuvuutta sekä stokastisia menetelmiä, joilla arvioidaan maaperän heterogeenisuuden ja rajallisen mittaustilanteen vaikutuksia.

Lisäksi tutkimuksessa kehitetään stokastinen menettelytapa liuenneiden haitta-aineiden kulkeutumisen epävarmuuden arvioimiseksi kyllästyneessä heterogeenisessä vyöhykkeessä. Kehitettyä menettelytapaa demonstroidaan Talin alueelta Helsingistä kerätyn hydrogeologisen mittaustilanteen ja havaintoaineiston analyysissä ja haitta-aineiden kulkeutumisen mallinnuksen epävarmuuden arvioinnissa.

Tätä julkaisua myy
VTT TIETOPALVELU
PL 2000
02044 VTT
Puh. 020 722 4404
Faksi 020 722 4374

Denna publikation säljs av
VTT INFORMATIONSTJÄNST
PB 2000
02044 VTT
Tel. 020 722 4404
Fax 020 722 4374

This publication is available from
VTT INFORMATION SERVICE
P.O.Box 2000
FI-02044 VTT, Finland
Phone internat. + 358 20 722 4404
Fax + 358 20 722 4374
