



**Arsenic in the Pirkanmaa Region in Finland:  
Occurrence in the Environment,  
Risk Assessment and Risk Management**



# **Arseeni Pirkanmaalla – esiintyminen, riskinarviointi ja riskinhallinta**

**RAMAS-hankkeen tärkeimmät tulokset**



**Kirsti Loukola-Ruskeeniemi, Timo Ruskeeniemi,  
Annika Parviainen ja Birgitta Backman (toim.)**



TEKNILLINEN KORKEAKOULU  
Geoympäristötekniikka

Espoo 2007

# **Arseeni Pirkanmaalla – esiintyminen, riskinarviointi ja riskinhallinta**

RAMAS-hankkeen tärkeimmät tulokset

Toimittajat:

Kirsti Loukola-Ruskeeniemi, Timo Ruskeeniemi,  
Annika Parviainen ja Birgitta Backman

**Abstract:** Arsenic in the Pirkanmaa Region in Finland:  
Occurrence in the Environment, Risk Assessment and Risk Management.  
Final results of the RAMAS project

Espoo 2007

ISBN 978-951-22-9117-5

Multiprint Oy, Helsinki 2007

**Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T., Parviainen, A. ja Backman, B., (toim.)**  
**2007.** *Arseenin esiintyminen Pirkanmaalla, riskit ja niiden hallinta. RAMAS-hankkeen tärkeimmät tulokset.* Teknillinen korkeakoulu. Geoympäristötekniikka. Erikoisjulkaisut, 156 sivua, 64 kuvaa ja 37 taulukkoa.

RAMAS-hankkeessa on selvitetty arseenin esiintymistä ja arvioitu siitä mahdollisesti aiheutuvaa terveydellistä tai ympäristöllistä riskiä Pirkanmaan alueella. Hanke on saanut rahoitustukea EU:n LIFE Environment -ohjelmasta ja sen toteutuksesta ovat vastanneet Geologian tutkimuskeskus, Teknillinen korkeakoulu, Pirkanmaan ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Esko Rossi Oy sekä Kemira Oyj.

RAMAS-hankkeessa on kartoitettu Pirkanmaalla ne alueet, joilla on luontaisesti kohonneita arseenipitoisuuksia kallioperässä, maaperässä, pintavedessä tai pohjavedessä. Viljelysmaiden ja viljelykasvien sekä luonnon marjojen ja sienien arseenipitoisuuksia selvitettiin. Lisäksi on kartoitettu ne kohteet, joilla arseenipitoisuudet ovat korkeita ihmisen toiminnan seurauksena.

Terveyden kannalta merkittävimäksi altistumisreitiksi tunnistettiin juomavetenä käytetty porakaivovesi. Arseenille altistuminen näkyy arseenipitoista vettä käyttävän testiryhmän virtsanäytteissä ja epidemiologisessa seulonnassa havaittiin tiettyjen arseeniin liitettyjen syöpätautien tilastollisesti lisääntyneen niillä alueilla, joissa maaperän ja kallioperän arseenipitoisuus on keskimääräistä korkeampi. Monet Pirkanmaan kunnat ovat laajentaneet kunnallista vesijohtoverkkoa arseenipitoisille alueille. Tämä onkin hyvä arseeniriskin hallintakeino Pirkanmaan alueella. Peltomaissa arseenia on hyvin vähän eikä sitä myöskään näytä siirtyvän kasveihin. Pirkanmaan keski- ja eteläosassa on moreenissa ja kallioperässä paikoin luontaisesti korkeita arseenipitoisuuksia, mikä tulee huomioida maankäytön suunnittelussa, tieleikkausten ja maansiirtojen toteutuksessa ja muissa vastaavissa toiminnoissa, jotta vältetään mahdollisilta ympäristöongelmilta. Lisäksi Pirkanmaalla on muutamia puunkyllästäjä ja vanhoja kaivosalueita, joiden ympäristössä arseeni- ja raskasmetallipitoisuudet ovat ohjearvoja korkeampia.

Hankkeessa on arvioitu ympäristön arseenista aiheutuvia riskejä. Keskeisimmät ja kiireellisimmät toimenpiteitä vaativat ongelmakohtat on tunnistettu. Kaavoitus- ja suunnitteluvaiheessa tehtävät ratkaisut ovat tehokkainta arseeniriskien hallintaa.

Luontaisesti keskimääräistä korkeamman arseenipitoisuuden vyöhyke jatkuu Pirkanmaan eteläosasta Hämeen kautta pääkaupunkiseudulle. Pirkanmaalta saadulla tiedolla on sen vuoksi käyttöä myös muualla Suomessa. Projektin tuloksista tiedotetaan laajasti myös muualla Euroopassa. Esimerkiksi Unkarissa ja Romaniassa arseeni on huomattavasti pahempi terveys- ja ympäristöongelma kuin Pirkanmaalla. RAMAS-hankkeessa kehitettyä riskinhallinnan toimintamallia voidaan soveltaa myös muissa maissa.

RAMAS-hanke on julkaissut useita raportteja ja karttoja. Nämä ovat saatavilla projektin kotisivuilta [www.gsf.fi/projects/ramas](http://www.gsf.fi/projects/ramas) tai Geologian tutkimuskeskuksen julkaisumyynnistä.

Asiasanat (Geosanasto, GTK): ympäristögeologia, arseeni, taustapitoisuus, kallioperä, maaperä, pohjavesi, pintavesi, kasvillisuus, ihmisen toiminta, riskin arviointi, riskinhallinta, Pirkanmaa, Suomi.

Toimittajien sähköpostiosoitteet: [Kirsti.l-r@tkk.fi](mailto:Kirsti.l-r@tkk.fi), [Timo.Ruskeeniemi@gtk.fi](mailto:Timo.Ruskeeniemi@gtk.fi), [Annika.Parviainen@tkk.fi](mailto:Annika.Parviainen@tkk.fi), [Birgitta.Backman@gtk.fi](mailto:Birgitta.Backman@gtk.fi)

**Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T., Parviainen, A. and Backman, B., (Eds.) 2007.** *Arsenic in the Pirkanmaa region in Finland: Occurrence in the Environment, Risk Assessment and Risk Management. Final results of the RAMAS project.* Helsinki University of Technology. Geoenvironmental Technology Section. Special Publications, 156 pages, 64 figures and 37 tables.

The RAMAS Project has investigated the occurrence of arsenic in the Tampere region (Pirkanmaa) and has endeavored to assess the potentially arising health and ecological risks in regional scale, followed by the presentation of recommendations for the preventive and remediation actions. The three-year project (2004-2007) received financial support from the LIFE Environment -program. The implementing partners were the Geological Survey of Finland, the Helsinki University of Technology, the Pirkanmaa Regional Environment Centre, the Finnish Environment Institute, the Agrifood Research Finland, Esko Rossi Oy and Kemira Kemwater.

As a part of the work the project has mapped the areas where the natural arsenic concentrations are elevated in bedrock, the soil cover or in ground water and surface waters. Also arsenic contents in arable land, crops, and in some wild berries and mushrooms were studied. Correspondingly, the most important potential anthropogenic sources have been located and evaluated.

As to the health risk, the potable water from drilled wells turned out to be the main exposure route. The exposure for arsenic was demonstrated in the biomonitoring study. Arsenic concentrations in urine were clearly elevated among those households using arsenic-bearing well water. Additionally, an epidemiological survey showed that certain cancer types linked to arsenic are statistically more frequent in those areas where the limit of arsenic in well waters is commonly exceeded. Many of the local municipalities have made major efforts to extend the public water supply network to the areas suffering from elevated arsenic concentrations. This work is very important and should be continued. Arsenic is not a problem in arable lands and also the intake of plants seems to be very low. However, it is less appreciated that locally both the till cover and bedrock in the region may contain naturally high arsenic concentrations. The most important anthropogenic arsenic sources in the region include few wood treatment plants, which have utilized copper-chromium-arsenic solutions in their production and closed sulphide mine sites.

The environmental and ecological risks related to the various arsenic sources have been evaluated and the targets requiring remediation measures most urgently have been identified. It is evident that preventive decisions made already during the planning phases of land use are the most effective risk management.

The zone of naturally enriched arsenic extends southwards from the Tampere Region, through the Province of Häme towards the metropolitan area of Helsinki. Therefore, the work carried out will also benefit other parts of Finland. The Project outcome has been presented in numerous conferences held in Europe as well. Since arsenic is known to be a much more severe health and environmental problem in many other EU countries, such as Hungary and Romania, the risk management procedure developed in the RAMAS Project is expected to rise interest in other EU countries as well.

The RAMAS Project has published several reports and risk area maps, which can be downloaded from the project's website: [www.gsf.fi/projects/ramas](http://www.gsf.fi/projects/ramas).

Keywords (AGI, GeoRef, Thesaurus): environmental geology, arsenic, background levels, bedrock, soils, groundwater, surface water, vegetation, human activity, risk assessment, risk management, Pirkanmaa, Finland

E-mail: [Kirsti.l-r@tkk.fi](mailto:Kirsti.l-r@tkk.fi), [Timo.Ruskeeniemi@gtk.fi](mailto:Timo.Ruskeeniemi@gtk.fi), [Annika.Parviainen@tkk.fi](mailto:Annika.Parviainen@tkk.fi), [Birgitta.Backman@gtk.fi](mailto:Birgitta.Backman@gtk.fi)

## ESIPUHE

RAMAS on kolmivuotinen hanke (1.12.2004-30.11.2007), joka on saanut rahoitustukea EU:n LIFE Environment –ohjelmasta. Sen toteutuksesta ovat vastanneet Geologian tutkimuskeskus, Teknillinen korkeakoulu, Pirkanmaan ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Esko Rossi Oy ja Kemira Kemwater.

Lyhenne ‘RAMAS’ muodostuu hankkeen englanninkielisestä nimestä ”Risk Assessment and Risk Management Procedure for Arsenic in the Tampere Region”. Kohdealueena on Pirkanmaa, jossa on noin 470 000 asukasta. Suomen kolmanneksi suurin kaupunki Tampere on Pirkanmaan keskus.

Hankkeen tavoitteena on ollut selvittää arseenin esiintyminen, laatia alueellinen riskinarvio ja esittää ehdotuksia riskinhallinnan toimenpiteiksi.

Osahankkeet ja niiden vastuuhenkilöt:

1. Arseenin luontaiset pitoisuudet. Erikoistutkija Birgitta Backman, Geologian tutkimuskeskus  
Arseeni maatalousympäristössä. Vanhempi tutkija Ritva Mäkelä-Kurtto, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitos
2. Antropogeeniset arseenilähteet. Tutkija Kati Vaajasaari 30.4.2006 saakka; Erikoistutkija Ämer Bilaletdin 1.5.2006 alkaen, Pirkanmaan ympäristökeskus
3. Riskinarviointi. Erikoistutkija Eija Schultz, Suomen ympäristökeskus
4. Riskinhallinta. Vanhempi tutkija Jaana Sorvari ja tutkija Heli Lehtinen, Suomen ympäristökeskus
5. Tulosten raportointi ja tiedonlevitys. Professori Kirsti Loukola-Ruskeeniemi, Teknillinen korkeakoulu
6. Hankkeen hallinto. RAMAS-hankkeen koordinaattori Timo Ruskeeniemi, Geologian tutkimuskeskus

RAMAS-hankkeen ohjausryhmän puheenjohtajana on toiminut Geologian tutkimuskeskuksen Espoon yksikön johtaja Karita Åker ja sihteerinä hankkeen koordinaattori Timo Ruskeeniemi. Ohjausryhmän jäseniä ovat olleet professori Kirsti Loukola-Ruskeeniemi Teknillisestä korkeakoulusta, tutkimusprofessori Tom Frisk Pirkanmaan ympäristökeskuksesta, professori Jyri Seppälä Suomen ympäristökeskuksesta, tutkimusprofessori Sirpa Kurppa Maa- ja elintarviketalouden tutkimuslaitoksesta, FT Esko Rossi Esko Rossi Oy:stä ja kehityspäällikkö Vesa Kettunen Kemira Oy:stä.

RAMAS-hanke on julkaissut useita raportteja, joista suurimman osan englannin kielellä. Kaikki raportit löytyvät hankkeen kotisivuilta: [www.gtk.fi/projects/ramas](http://www.gtk.fi/projects/ramas) ja niitä voi myös tilata Geologian tutkimuskeskuksen julkaisumyynnistä.



## SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO .....	9
2. ARSEENI MAAILMANLAAJUISENA ONGELMANA.....	11
3. PERUSTIETOJA PIRKANMAASTA.....	15
4. RAMAS-HANKKEEN TOTEUTUS .....	19
5. ARSEENIN LUONTAISET PITOISUUDET PIRKANMAALLA.....	21
6. IHMISEN TOIMINNAN AIHEUTTAMAT ARSEENIPITOISUUDET .....	43
7. ARSEENISTA AIHEUTUVIEN RISKIEN ARVIOINTI.....	65
8. ARSEENISTA AIHEUTUVIEN RISKIEN HALLINTA .....	95
9. HANKKEESSA KÄYTETTYJEN MENETELMIEN TARKASTELU .....	125
10. SUOSITUKSET.....	137
11. JOHTOPÄÄTÖKSET.....	139
KIITOKSET.....	149
Liite: RAMAS-hankkeen raportit, esitelmät ja julkaisut 1.12.2004–30.11.2007 .....	151

Kartta-aineistojen lupanumerot:

TKK: Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos, lupanumero 814/MML/07





## 1. Johdanto

Kirsti Loukola-Ruskeeniemi

Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

Arseeni on alkuaine, jota on luontaisesti pieniä määriä kallioperässä ja maaperässä. Kallioperästä arseenia saattaa siirtyä pohjaveteen. Ihmisen kannalta haitallista on, jos juomavedessä on arseenia. Suomessa pohjaveden arseenipitoisuuden selvitykset aloitettiin jo 1990-luvulla.



RAMAS-hanketta suunniteltaessa tarkasteluun päätettiin sisällyttää sekä geologisessa ympäristössä luontaisesti esiintyvät arseenipitoisuudet että ihmisen toiminnasta johtuvat arseenipäästöt. Tavoitteena oli laatia alueellinen riskinarvointi ja riskinhallintamalli. Rahoitushakemus valmisteltiin EU:n LIFE Environment-ohjelmaan, jonka piiriin suunniteltu hanke tuntui luontevasti istuvan. Vuonna 2004 saatiin myönteinen päätös ja vielä saman vuoden lopulla kolmivuotinen RAMAS-hanke käynnistettiin. Lyhenne 'RAMAS' muodostuu hankkeen englanninkielisestä nimestä "Risk Assessment and Risk Management Procedure for Arsenic in the Tampere Region". Kohdealueena on Pirkanmaa, jossa on noin 470 000 asukasta.

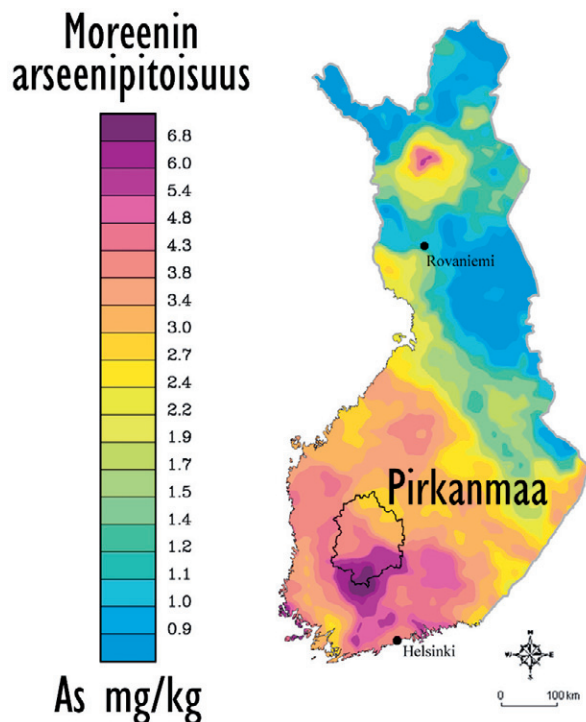
Kun RAMAS-hanke käynnistyi joulukuussa 2004, pohjaveden arseenipitoisuuteen liittyviä tutkimuksia oli tehty Suomessa kymmenen vuoden ajan. Lähtölaukauksena asian selvittämiseen tulivat maailman terveysjärjestön WHO:n uudet ohjeet juomaveden arseenipitoisuudesta vuonna 1993. Nämä ohjeet perustuivat kansainvälisiin tutkimuksiin, joissa oli todettu yhteys eräiden syöpälajien esiintymisen ja runsaasti arseenia sisältävän juomaveden käytön välillä. Koska Geologian tutkimuskeskuksen tutkijat olivat havainneet korkeita arseenipitoisuuksia porakaivovedessä tietyissä Pirkanmaan kunnissa, Sosiaali- ja terveysministeriö päätti vuonna 1994 tilata selvityksen kalliopohjaveden arseenipitoisuuksista näillä alueilla (Back-

man *et al.* 1994). Tutkimustulosten perusteella monet Pirkanmaan kunnat ja paikalliset vesiyhdistykset tekivät uusia vesihuoltoratkaisuja. Ne porakaivot, joiden vedessä oli korkea arseenipitoisuus, suljettiin. Koska porakaivot yleistyivät vasta 1980-luvulla ja arseeniongelmaan puututtiin vuodesta 1994 alkaen, suurin osa niistä kaivoista, joiden vedessä oli korkea arseenipitoisuus, oli käytössä alle kymmenen vuoden ajan. Suomen viranomaiset toimivat nopeasti monien muiden maiden viranomaisiin verrattuna. Esimerkiksi Unkarissa, Romaniassa, Ranskassa, Espanjassa ja Ruotsissa viranomaiset eivät ottaneet yhtä aktiivista roolia, vaikka myös näissä maissa on alueita, joissa on korkeita arseenipitoisuuksia pohjavedessä.

Pohjaveden kemiallinen koostumus heijastaa kallioperän ja maaperän kemiallista koostumusta. Tämän vuoksi alueellisesti voidaan kallioperän ja maaperän arseenipitoisuuksien perusteella rajata ne alueet, joissa todennäköisyys arseenin korkeille pitoisuuksille kalliopohjavedessä on suurempi kuin muilla alueilla. Moreenin hienoaineksessa on korkeita arseenipitoisuuksia Pirkanmaan eteläosassa (kuva 1).

Arseenia ja arseenipitoisia yhdisteitä on käytetty esimerkiksi puutavaran lahonsuojauksessa. Syyskuulle 2006 asti voitiin käyttää kuparia, kromia ja arseenia sisältäviä puunkyllästeaineita. Pirkanmaan alueellinen ympäristökeskus oli tehnyt selvityksiä Pirkanmaan puunkyllästämisalueilla ennen RAMAS-hankkeen alkua. Neljässä kohteessa tutkimukset johtivat kunnostuspäätökseen. Arseenipitoisuuksia oli ennen RAMAS-hankkeen alkamista tutkittu myös Ylöjärven kupari-volframi-arseeni-kaivoksen alueella (Carlson *et al.* 2002). Toimintansa lopettaneen kaivoksen rikastushiekka-alueella on arseenia, jota kulkeutuu sieltä pintavesien mukana ympäristöön. Muista ihmisen toiminnan aiheuttamista arseenipäästöistä ei juurikaan ollut tietoja ennen RAMAS-hankkeen alkamista.

Laaja kooste arseenin esiintymisestä Suomessa julkaistiin samaan aikaan, kun RAMAS-hanke alkoi. Kirja 'Arseeni Suomen luonnossa, ympäristövaikutukset ja riskit' koostuu artikkeleista, joissa kuvataan arseenin esiintymistä Suomen kallioperässä ja malmiesiintymissä,



**Kuva 1.** Arseenin kokonaispitoisuudet moreenin hienoaineksessa (raekoko alle 0,06 mm). Pirkanmaan alue on rajattu karttaan. Pirkanmaan eteläosasta korkean arseenipitoisuuden alue jatkuu itään ja etelään. Myös Kittilässä on korkeita arseenipitoisuuksia (Koljonen *et al.* 1992).

maaperässä, kasvillisuudessa ja vesissä (Loukola-Ruskeeniemi & Lahermo 2004). Monet artikkelien kirjoittajista kuuluvat RAMAS-tutkimusryhmään. Kirjan tulokset antoivat hyvän tietopohjan RAMAS-hankkeen riskinarvointiin ja riskinhallintaan painottuville tavoitteille.

## Kirjallisuus

**Backman, B., Hiisvirta, L., Ilmasti, M. & Lahermo, P. 1994.** Arseenin ja muiden raskasmetallien sekä näihin liittyvien anionien esiintyminen porakaivoissa. Summary: Occurrence of arsenic, other heavy metals and associated anions in drilled wells. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Raportti 1.10.1994, 36 s.

**Carlson, L., Hänninen, P. & Vanhala, H. 2002.** Ylöjärven Paroistenjärven kaivosalueen nykytilan selvitys. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, S/41/0000/3/2002, 54 s.

**Koljonen, T., Gustavsson, N., Noras, P. & Tanskanen, H. 1992.** The Geochemical Atlas of Finland, Part 2 – Till. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 218 s.

**Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. (toim.) 2004.** Arseeni Suomen luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 173 s.

## 2. Arseeni maailmanlaajuisena ongelmana

Kirsti Loukola-Ruskeeniemi

Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

Juomaveden liian korkea arseenipitoisuus on ongelma monessa maailman maassa ja vaikuttaa haitallisesti miljoonien ihmisten terveyteen. Arseenin poistomenetelmät ovat usein liian kalliita kehitysmaiden ihmisille. RAMAS-hankkeen tavoitteena on kehittää riskinhallintamallia, jota voi soveltaa Suomen lisäksi myös muissa Euroopan maissa.



Tunnetuin arseenin aiheuttama kansanterveydellinen ongelma on Bangladeshissa (Ratan Kr. Dhar *et al.* 1997, Nickson *et al.* 1998, Smedley & Kinniburgh 2002): siellä juomavesi ja riisin kasteluun käytetty kaivovesi sisältävät arseenia, mikä on lisännyt eräiden syöpien määrää väestössä. Bangladesh on tiheään asuttu maa, ja väestön ruokavalio koostuu pääasiassa riisistä. Kuumen ilmanalan vuoksi vettä juodaan paljon, ja arseenin päivittäinen saanti on suuri. Lisäksi kaivovesi sisältää enimmäkseen hapestusteeltaan kolmenarvoista arseenia  $As^{3+}$ , joka on eräiden tutkimusten mukaan terveydelle haitallisempaa kuin viidenarvoinen arseeni  $As^{5+}$ . UNICEFin arvion mukaan 12 miljoonaa ihmistä käytti runsaasti arseenia sisältävää vettä Bangladeshissa vuonna 2006. Aasian lisäksi arseeni on merkittävä ongelma muun muassa latinalaisessa Amerikassa, jossa on arvioitu

neljän miljoonan ihmisen altistuvan arseenille (Bundschuh *et al.* 2006). USA:n ympäristöviranomaisen (Environment Protection Agency) on arvioinut, että noin 13 miljoonaa ihmistä etupäässä USA:n läntisissä osavaltioissa altistuu juomaveden kautta arseenille.

Myös Euroopassa on vakavia arseeniin liittyviä ongelmia. Esimerkiksi Unkarin pustalla on lähes 400 kylää ja kaupunkia, joissa juomavesi sisältää WHO:n ohjearvoa enemmän arseenia. Euroopassa onkin alueita, joilla on korkeita arseenipitoisuuksia maaperässä (kuva 2). Näillä alueilla on myös mahdollista, että pohjaveden arseenipitoisuus on paikoin WHO:n ohjearvoa suurempi.

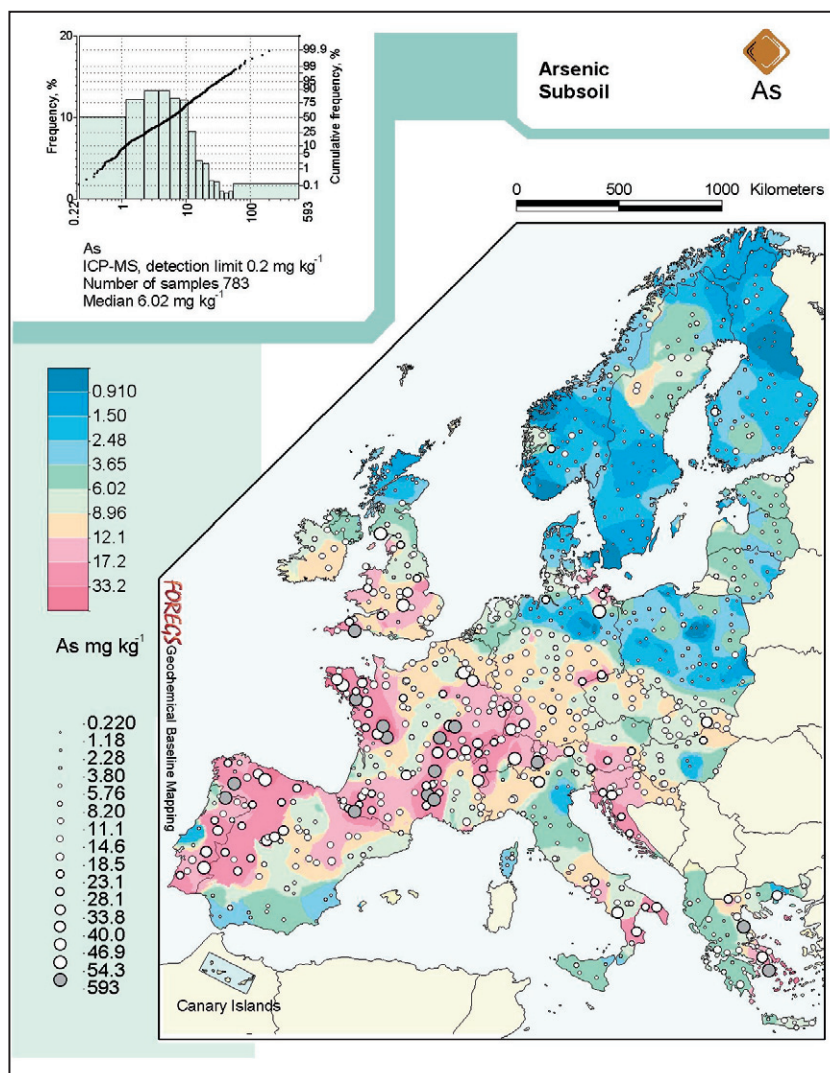
Useimmiten arseeniongelma aiheutuu geologisessa ympäristössä luontaisesti esiintyvistä arseenista. Joillakin alueilla kuitenkin ihmisen toiminnasta voi aiheutua korkeita arseenipitoi-

suuksia pohjaveteen tai pintavesiin. Kaivosten rikastushiekka-alueilta voi kulkeutua arseenia pintavesiin ja pohjaveteen. Myös arseenipitoisten lannoitteiden ja torjunta-aineiden runsas käyttö ovat aiheuttaneet ongelmia monessa maassa. Tämän vuoksi esimerkiksi USA:ssa ja Kanadassa on asetettu rajoituksia lannoitteista johtuvalle arseenikuormitukselle. Niiden mukaan vuotuinen arseenilisäys ei saa ylittää 333 g/ha (WSDA 2001).

Arseeniongelmaan on pyritty löytämään ratkaisuja, mutta toistaiseksi se ei ole täysin onnistunut. Korvaavia pohjavesivarastoja, jossa

veden arseenipitoisuus olisi ohjearvoa pienempi, on esimerkiksi Bangladeshissa ja Unkarissa usein vaikea löytää riittävän läheltä. Arseenin poistomenetelmät eivät ole vielä riittävän tehokkaita. Tilanne on vaikein kehitysmaiden syrjäseuduilla. Yksittäisille talouksille kehitetyissä arseenin poistotekniikoissa on sekä teknisiä että toiminnallisia puutteita, ja ne ovat liian kalliita useimmille kehitysmaiden ihmisille.

RAMAS-hankkeen tavoitteena on ollut lisätä tietoa Pirkanmaan arseenilähteistä ja kehittää arseeniriskin hallintaan mallia, jota voi soveltaa Suomen lisäksi myös muualla Euroopassa.



**Kuva 2.** Arseenin pitoisuus maaperässä 50-200 cm syvyydellä FOREGS-kartoitukseen osallistuneissa Euroopan maissa. Näyte on otettu muuttumattomasta pohjamaasta. Suomen maaperän arseenipitoisuudet ovat alhaisia moneen muuhun Euroopan alueeseen verrattuna (Salminen *et al.* 2005). Kuvassa on palloilla esitetty näytepisteiden sijainti ja arseenipitoisuus. Sen lisäksi väreillä on yhdistetty näytteiden tuloksia laajemmiksi alueiksi. Näyteverkko on harva, minä vuoksi kaikki arseenia runsaasti sisältävät alueet eivät tule esiin.

## Kirjallisuus

- Bundschuh, J., Garcia, M.E. & Birkle, P. 2006.** Rural Latin America: a forgotten part of the global groundwater arsenic problem. In: Proceedings of the As 2006 International Congress: "Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America", 20-24 June 2006, Mexico City, Mexico.
- Nickson, R., McArthur, J., Burgess, W., Ahmed, K.M., Ravenscroft, P. & Rahman, M. 1998.** Arsenic poisoning in Bangladesh groundwater. *Nature* 395, 388 p.
- Ratan Kr. Dhar, Bhajan Kr. Biswas, Gautam Samanta Badal, Kr. Mandal, D. Chakraborti, Shibtoosh Roy, Abu Jafar, Ariful Islam, Gulshan Ara, Saifull Kabir, A. Wadad Khan, S Akther Ahmed & Abdul Hadi. 1997.** Groundwater arsenic calamity in Bangladesh. *Current Science*, 73 (1), 48-59.
- Salminen, R. (ed.), Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Grego-  
rauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P. J., Olsson, S. Å., Ottesen, R.T., Petersell, V., Plant, J. A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U., Steenfelt, A., and Tarvainen, T. 2005.** Geochemical atlas of Europe. Part 1: Background information, methodology and maps. Geological Survey of Finland, Espoo, 525 p.
- Smedley, P.L. & Kinniburgh, D.G. 2001.** A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17, 517-568.
- WSDA, 2001.** A report on the plant uptake of metals from fertilisers. The Washington State Department of Agriculture. December 31, 2001. Available in the internet. [www.wa.gov/agr/pmd](http://www.wa.gov/agr/pmd)



### 3. Perustietoja Pirkanmaasta

Ämer Bilaletdin<sup>1</sup>, Heli Lehtinen<sup>2</sup>, Samrit Luoma<sup>3</sup> ja Kirsti Loukola-Ruskeeniemi<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

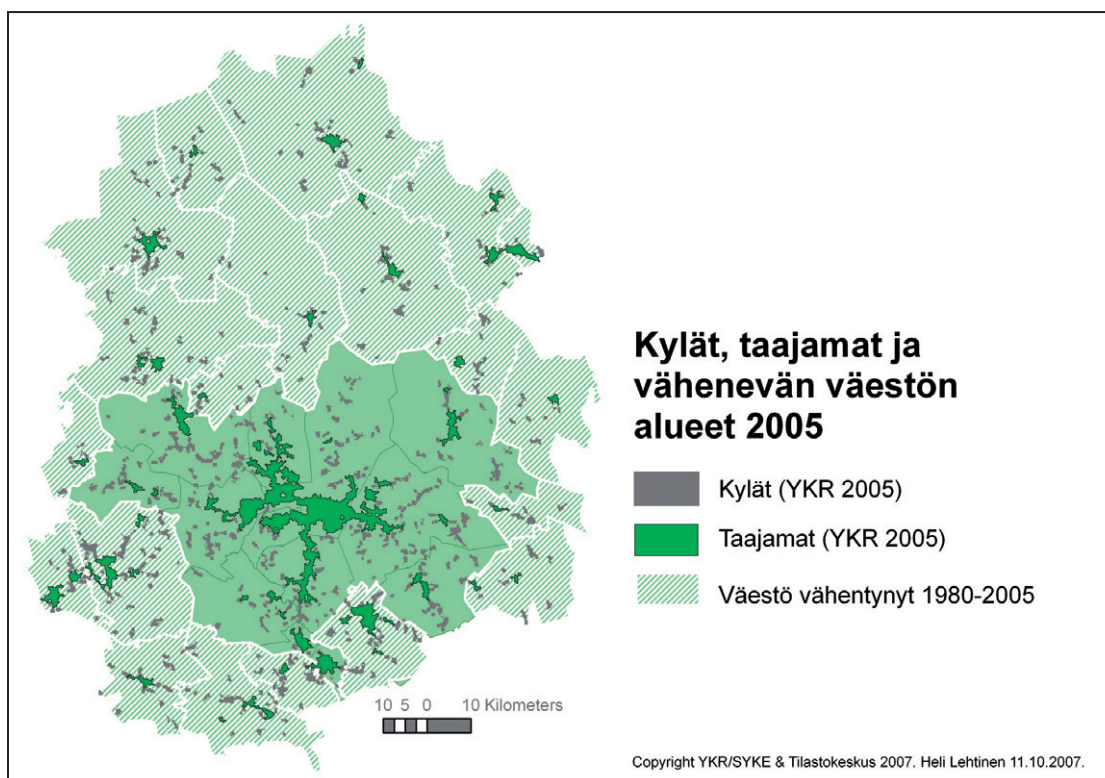
<sup>2</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>3</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

<sup>4</sup> Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

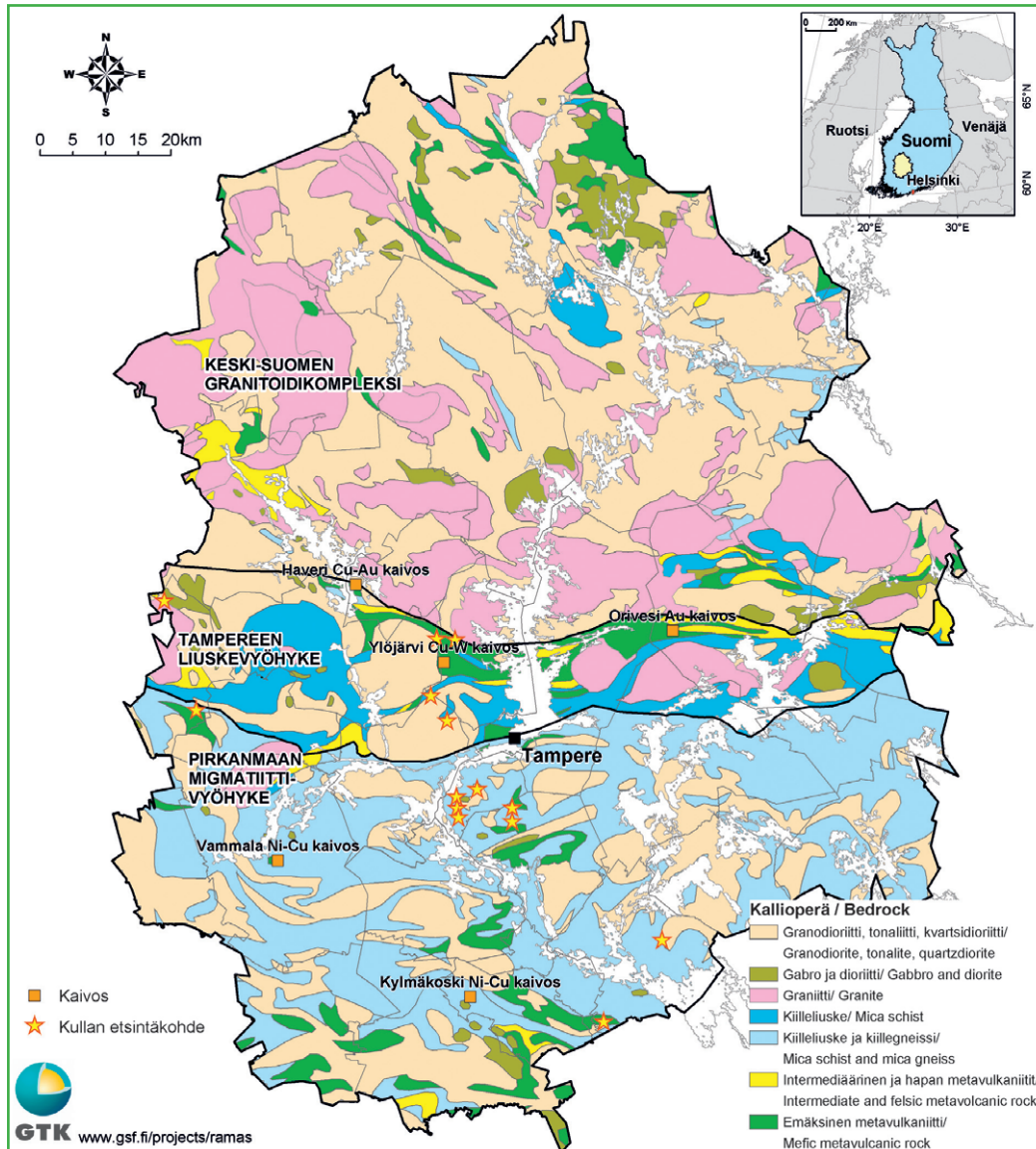
Pirkanmaan maakunta koostui 28 kunnasta ja kuudesta seutukunnasta vuonna 2007. Asukasluvultaan se on Suomen toiseksi suurin maakunta ja sen väestötiheys on yli kaksinkertainen Suomen keskiarvoon verrattuna. Tampereen

kaupungin ja sen ympäristökuntien alueella asuu yli 60 % koko maakunnan väestöstä ja muuttoliike maakunnan pohjoisosasta Tampereen seudulle on jatkuvaa (kuva 3).



**Kuva 3.** Väestön jakautuminen Pirkanmaalla vuonna 2005. Tiedot ovat ympäristöhallinnon YKR (yhdyskuntarakenteen) tietojärjestelmästä.





**Kuva 4.** Pirkanmaan kallioperän pääkilvilajit ja kaivokset. Lisäksi kartassa on esitetty tähdillä muutamia tärkeimpiä Geologian tutkimuskeskuksen kullan etsintäkohteita. Oriveden Kutemajärven kultakaivos on ainoa tällä hetkellä toiminnassa oleva kaivos. Pirkanmaa voidaan jakaa geologisiin perustein kolmeen vyöhykkeeseen: Keski-Suomen granitoidivyöhyke Pirkanmaan pohjoisosassa, Tampereen liuskevyyhyke keskiosassa ja Pirkanmaan migmatittivyöhyke eteläosassa. Geologinen kartoitusaineisto © Geologian tutkimuskeskus, Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

Pirkanmaan maisemalle antavat leimansa Kokemäenjoen vesistön suuret järvet ja niitä potoavat luode-kaakkoissuuntaiset harjut. Huomattavin joki on koko vesistölle nimensä antava Kokemäenjoki, joka laajentuu Nokian ja Vammalan välillä Kuloveden ja Rautaveden järviältaiksi. Maasto on vaihtelevaa ja laajat tasangot puuttuvat. Maasto kohoaa maakunnan pohjoisosassa, missä mäet nousevat paikoin yli 200 metrin korkeuteen merenpinnasta lukien. Vesistöjen vierissä sijaitsevat harjut, kuten Kangasalan ja Pyyni-

kin harjut, ovat myös maisemallisesti arvokkaita luontokohteita. Pirkanmaan maaperä muodostuu pääasiassa moreenista. Savi- ja hiesumaita esiintyy jonkin verran maakunnan eteläosien vesistöjen varsilla. Ne on otettu laajalti viljelyyn.

Pirkanmaan alue voidaan jakaa kallioperän perusteella kolmeen vyöhykkeeseen (kuva 4). Eri vyöhykkeiden alueella kallioperän luontainen arseenipitoisuus on erilainen. Arseenia runsaasti sisältävät kalliopohjavedet sijaitsevat Pirkanmaan keski- ja eteläosissa (kuva 5).



**Kuva 5.** Pirkanmaan kuntajako vuoden 2005 mukaan ja geologiset vyöhykkeet. Arseenia runsaasti sisältävää kalliopohjavettä on paikoitellen Tampereen liuskevyöhykkeellä ja Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeellä. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

Laajimmat metsäalueet ovat maakunnan luoteis- ja itäosissa. Näille alueille ovat aikoinaan keskittyneet myös puunkyllästyslaitokset, joissa on voitu käyttää arseenipitoisia kyllästeitä. Suoalueita on eniten maakunnan luoteisosassa, missä niiden osuus maa-alasta on jopa 40–50 prosenttia. Suoalueita on otettu jonkin verran turvetuotantoon.

Metsäteollisuuden lisäksi elektroniikka- ja metalliteollisuus ovat merkittäviä teollisia työllistäjiä. Tuotanto tarjoaa keskimääräistä enemmän työpaikkoja Pirkanmaalla kuin muualla maassa, noin kolmasosan maakunnan työpaikoista (taulukko 1). Väestön keskimääräinen vuosittainen käytettävissä oleva tulo vastaa tasoltaan koko Suomen keskimääräistä tulotasoa.

Pirkanmaalla on tehty koko maakunnan kattavat jätehuollon ja vesihuollon suunnitelmat 2000-luvun puolivälissä. Jätehuollossa kaatopaikkatoimintaa on keskitetty voimakkaasti niin, että vuoden 2007 lopussa enää kaksi kaatopaikkaa ottaa vastaan yhdyskuntajätettä. Myös jätevesihuoltoa on keskitetty. Rekisteröityjä vesihuoltolaitoksia on yli 120 mukaan lukien pienet vesiosuuskunnat. Noin puolet vesihuoltolaitosten jakamasta vedestä on pohjavettä ja loput pintavettä tai tekopohjavettä. Oman kaihvon varassa on 9–12 prosenttia väestöstä.

**Taulukko 1.** Tilastotietoja Pirkanmaalta. Lähteet: Pirkanmaan liitto, tilastot 1.1.2007 (osittain Tilastokeskus 2004), Pirkanmaan vesihuollon kehittämissuunnitelma (2006) ja VELVET –rekisteri 2007.

Tilastoja Pirkanmaalta						
<b>Maankäyttö</b>	<b>Pinta-ala km<sup>2</sup></b>	<b>Maa-ala km<sup>2</sup></b>	<b>Metsämaa km<sup>2</sup></b>	<b>Viljelty % maa-alasta</b>	<b>Vesistöt km<sup>2</sup></b>	<b>Järviä ≥ 1 ha</b>
	14 658	12 613	lähes 10 000	13	2045	2679
<b>Työpaikat</b>	<b>Alkutuotanto %</b>	<b>Jalostus %</b>	<b>Palvelut %</b>	<b>Muut %</b>		
	2,8	31,3	64,1	1,8		
<b>Väestö</b>	<b>Asukkaita</b>		<b>Asukkaita Tampereen seudulla</b>		<b>Ennuste 2010</b>	
	noin 469 000		320 280		500 000	
<b>Vesihuolto</b>	<b>Vesihuoltolaitokset</b>	<b>Vedenkulutus</b>	<b>Luokiteltuja pohjavesialueita</b>		<b>Pintaveden osuus raakavedestä</b>	
	122 kpl	94 000 m <sup>3</sup> /d	180		lähes puolet	



## 4. RAMAS-hankkeen toteutus

Timo Ruskeeniemi

Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 ESPOO

RAMAS-hankkeen toteutuksen kannalta merkittäviä päätöksiä tehtiin jo siinä vaiheessa, kun tutkimusryhmä koottiin ja ensimmäistä rahoitushakemusta LIFE Environment -ohjelmaan valmisteltiin vuonna 2002 Kirsti Loukola-Ruskeeniemen johdolla. LIFE -ohjelman periaatteiden mukaisesti hankkeen työn tuli perustua mahdollisimman pitkälle jo olemassa olevaan tietoon ja sen tulkintaan. Jonkin verran jouduttiin kuitenkin suunnittelemaan lisänäytteenottoja alueellisen kattavuuden parantamiseksi tai puuttuvan tiedon hankkimiseksi. Tutkimuksellinen osio rajoitettiin kuitenkin pieneksi.

RAMAS-hankkeen tutkimusryhmä on monitieteellinen. Yhdessäkin tutkimuslaitoksessa tai virastossa ei ole sitä kaikkea asiantuntemusta, jota RAMAS-hankkeen läpivieminen edellyttää. Lisäksi oli tarpeen huomioida se, että hankkeella olisi pääsy olemassa oleville tietolähteille. Aineistoa oli hajallaan eri paikoissa, eikä kaikki oleellinen aineisto ollut julkista tai helposti hyödynnettävissä muodossa. Hankkeen kannalta oli myös tärkeää, että siihen saatiin mukaan paikallinen ympäristöviranomaisen. Vaikka arseenihaittojen arviointi ihmisen terveyden kannalta on tärkeää, RAMAS-hankkeen painopiste on ollut ympäristövaikutusten arvioinnissa LIFE Environment -ohjelman edellyttämällä tavalla. Tämän vuoksi tutkimusryhmässä ei ollut mukana terveydenhuollon erityisasiantuntemusta. Tarvittava asiantuntemus saatiin osittain yhteistyönä, osittain toimek-

siantoina Kansanterveyslaitokselta ja Työterveyslaitokselta.

Hankkeen eri vaiheissa työhön on osallistunut 30-40 henkilöä seitsemästä eri organisaatiosta, jotka ovat Geologian tutkimuskeskus, Teknillinen korkeakoulu, Pirkanmaan ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Esko Rossi Oy sekä Kemira Oyj.

Riskinarviointiprosessissa haluttiin saattaa saman pöydän ääreen aineistoa tuottavat ja sitä hyödyntävät tutkimusryhmät. Tavoitteena oli tutustua toisten työskentelytapoihin ja parantaa tiedonkulkua molempiin suuntiin. Tiedon tuottajien on tärkeää tietää, minkälaista aineistoa riskinarviointiin tarvitaan ja miten sitä käytetään. Toisaalta luonnontieteellisen aineiston luonteeseen ja sen edustavuuteen liittyvät asiat ovat merkityksellisiä riskinarviota tai luonnonmateriaalien testausta tekevien kannalta. RAMAS-hankkeessa syntyneen vuorovaikutuksen uskomme tehostavan jatkossakin eri organisaatioiden välistä yhteistyötä.

Kolme vuotta on lyhyt aika tutkimushankkeelle, jolla on niinkin kunnianhimoiset tavoitteet kuin RAMAS-projektilla. Tämän vuoksi on tärkeää, että kukin tehtäväkokonaisuus etenee suunnitelmallisesti ja aikataulussa, jotta myös aineiston tulkinnalle ja raportoinnille jää riittävästi aikaa. Tätä varten hanke jaettiin kuuteen tehtäväkokonaisuuteen, joista jokaiselle määrättiin vastuullinen vetäjä:

- 1. Arseenin luontaiset pitoisuudet.** Erikoistutkija Birgitta Backman, Geologian tutkimuskeskus
  - 1.1. Olemassa olevan tiedon keruu
  - 1.2. Täydentävä näytteenotto ja analysointi
  - 1.3. Viljelymaiden ja -tuotteiden näytteenotto ja analysointi
  - 1.4. Tietokantojen kokoaminen ja riskialuekarttojen tuotanto
- 2. Antropogeeniset arseenilähteet.** Tutkija Kati Vaajasaari 30.4.2006 saakka; Erikoistutkija Ämer Bilaletdin 1.5.2006 alkaen, Pirkanmaan ympäristökeskus
  - 2.1. Olemassa olevan tiedon keruu
  - 2.2. Täydentävä näytteenotto ja analysointi
  - 2.3. Tietokantojen kokoaminen ja riskialuekarttojen tuotanto
- 3. Riskinarvointi.** Erikoistutkija Eija Schultz, Suomen ympäristökeskus
  - 3.1. Ekotoksikologinen testaus ja liukoisuustestit
  - 3.2. Terveysriskit
  - 3.3. Ympäristöriskit
- 4. Riskinhallinta.** Vanhempi tutkija Jaana Sorvari, Suomen ympäristökeskus
  - 4.1. Riskinhallintamenetelmät ja niiden arviointi
  - 4.2. Riskinhallinnan kehittäminen arseenikoh-teille
  - 4.3. Suositukset riskinhallintaan
- 5. Tulosten raportointi ja tiedonlevitys.** Professori Kirsti Loukola-Ruskeeniemi, Teknillinen korkeakoulu
  - 5.1. Tiedotus paikallisille asukkaille ja terveysviranomaisille
  - 5.2. Tiedotus paikallisille ja alueellisille maan-käyttöä ohjaaville viranomaisille
  - 5.3. Tiedotus muissa EU maissa
- 6. Hankkeen hallinto.** Hankepäällikkö Timo Ruskeeniemi, Geologian tutkimuskeskus

Hanke käynnistyi 1.12.2004 ja päättyi 30.11.2007. Työn ja koko hankkeen koordinoimiseksi järjestettiin lukuisia johtoryhmän, ohjausryhmän ja erilaisten työryhmien kokouksia. Työ eteni hankesuunnitelman mukaisesti.

RAMAS-hankkeessa kiinnitettiin erityistä huomiota raportointiin ja tiedonlevitykseen. Tavoitteena oli, että hankkeen tekemä työ dokumentoidaan tasolle, joka tukee paikallisten viranomaisten päätöksentekoa arseenia sivuavissa asioissa, auttaa erilaisia Pirkanmaalla toimivia tahoja huomioimaan alueen geokemialliset erityispiirteet ja palvelee tarvittaessa myös valtakunnan tason ympäristöviranomaisia heidän ohjeistustyössään. RAMAS-hanke julkaisi myös paljon alkuperäistä aiemmin julkaisematonta aineistoa. Hankkeen saaman EU-rahoituksen ja arseeniongelman kansainvälisen luonteen vuoksi merkittävä osa raportoinnista tehtiin englanninkielisenä. Kaikissa englanninkielisissä raporteissa on kuitenkin suomenkielinen yhteenveto ja tähän hankkeen suomenkieliseen loppuraporttiin koottiin kaikkien osaluokkien päätulokset. Luettelo RAMAS-hankkeen julkaisemista raporteista, tieteellisistä artikkeleista ja esityksistä on koottu liitteeseen (sivu 151). Raporttien pääasiallisena levityskanavana toimivat hankkeen internet-sivut: [www.gtk.fi/projects/ramas](http://www.gtk.fi/projects/ramas). Painettuja raportteja voi tilata myös Geologian tutkimuskeskuksen julkaisumyynnistä.

## 5. Arseenin luontaiset pitoisuudet Pirkanmaalla

Birgitta Backman<sup>1</sup>, Ritva Mäkelä-Kurtto<sup>2</sup>, Merja Eurola<sup>2</sup> ja Samrit Luoma<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 ESPOO

<sup>2</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, L-talo, 31600 Jokioinen

Pirkanmaan keski- ja eteläosan kallioperässä, maaperässä ja pohjavedessä on paikoin runsaasti arseenia. Vesilaitosten ja kuilukaivojen vedessä sitä sen sijaan on vain vähän. Pirkanmaan peltojen, kasvisatojen, luonnon marjojen ja sienien arseenipitoisuudet ovat pieniä.



### 5.1 Kallioperä

Arseenipitoisia mineraaleja esiintyy luontaisesti kallioissa joko pirootteena tai kallion rako-pinnoilla. Suomen yleisimmät arseenimineeraalit ovat arseenikiisu ( $\text{FeAsS}$ ) ja löllingiitti ( $\text{FeAs}_2$ ) (kuva 6). Erityisesti kultamalmeihin liittyy korkeita arseenipitoisuuksia. Arseenipitoisuudet voivat olla 10–1000 kertaa suurempia malmiesiintymissä kuin niitä ympäröivässä kallioperässä. Kallioperän arseenipitoisuus on tavallisesti hyvin alhainen. Vain 1–2 % Suomen kallioperästä sisältää yli 10 mg/kg arseenia (Eilu & Lahtinen 2004).

Ensimmäiset kallioperäkartoitukset tehtiin Pirkanmaalla jo 1800-luvulla. Tarkat kallioperätutkimukset rajoittuivat kuitenkin malmiesiintymien läheisyyteen. Kallioperän geokemiallisen koostumuksen valtakunnallinen kartoitus alkoi Suomessa 1980-luvun lopulla. Tässä tutkimuksessa selvitettiin 87 alkuaineen ja yhdisteen pitoisuudet kivinäytteissä ja myös arseeni kuului analysoitavien alkuaineiden listaan. Pirkanmaan alueelta otettiin yhteensä 603 näytettä kalliosta vuosina 1989–1995. Näiden näytteiden arseenipitoisuudet on esitetty pitoisuutta kuvaavalla



Kuva 6. Arseenikiisua sisältävä kivi Pirkanmaalta. Kuva Jari Väätäinen.

pallosymbolilla (kuva 7). Pitoisuudet vaihtelevat 0,1 ja 377 mg/kg välillä. Mediaaniarvo on 1,59 ja keskiarvo 4,78 mg/kg. Koko Suomen alueella kallioperän arseenipitoisuudet vaihtelevat 6544 näytteen perusteella <0,2 ja 729 mg/kg välillä, mediaani on 0,9 ja keskiarvo 2,69 mg/kg (Lahtinen *et al.* 2005).

Pirkanmaan alue voidaan jakaa kallioperän rakenteen, kivilajien ja geofysikaalisten tietojen perusteella kolmeen vyöhykkeeseen: Keski-Suomen granitoidivyöhyke, Tampereen liuskevyöhyke sekä Pirkanmaan migmatiittivyöhyke. Vyöhykkeet on merkitty kuvaan 7. Kallioperän arseenipitoisuudet ovat keskimäärin suurempia Tampereen liuskevyöhykkeellä ja Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeellä kuin Pirkanmaan pohjoisosan granitoideja sisältävässä kallioperässä (taulukko 2). Granitoidivyöhykkeellä kallioperän arseenipitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin Suomessa keskimäärin eli hyvin alhaisia.

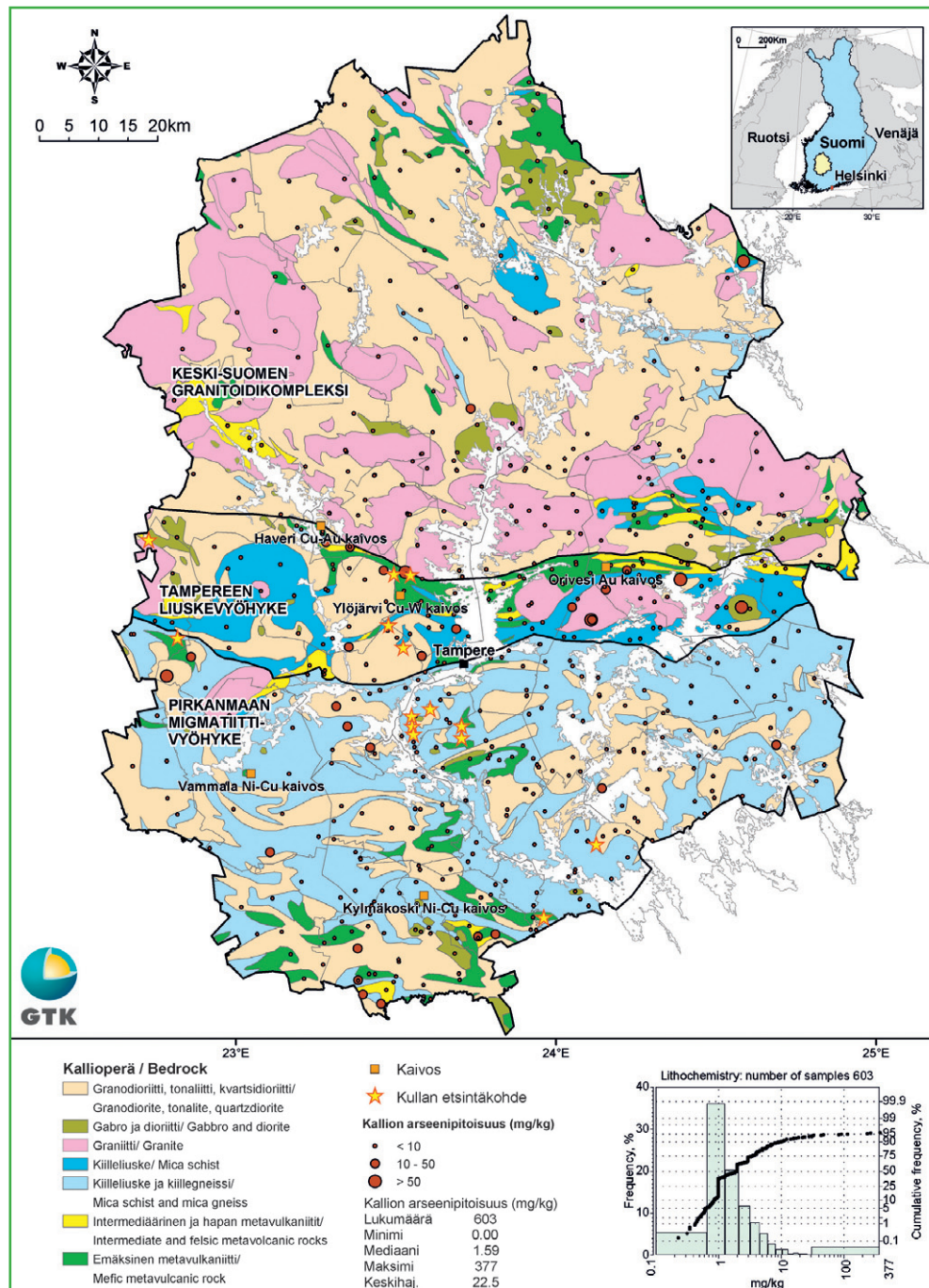
Pirkanmaalla on useita vanhoja kaivosalueita, joissa malmi ja sen sivukivet sisältävät keskimääräistä korkeampia arseenipitoisuuksia (ks. luku 6) (Parviainen *et al.* 2006). Ylöjärven kupari-volframi-arseeni-malmissa ja sitä ympärivässä kallioperässä arseenipitoisuudet ovat korkeampia kuin muiden Pirkanmaan kaivosten

lähellä (Puustinen 2003). Myös Kylmäkosken nikkeli-kupari-malmiin, Haverin kupari-kultamalmiin sekä Oriveden kultamalmiin ja niitä ympäröiviin alueisiin liittyy keskimääräistä korkeampia arseenipitoisuuksia.

Pirkanmaalla on useita kymmeniä louhimoi- ta ja louhoksia, joissa tuotetaan rakennus- ja laattakiveä sekä kalliomurskettä. Osa louhok- sista sijaitsee arseenipitoisella alueella ja vaika- ka tuotannossa pyritään tietoisesti välttämään sulfidipitoista kiveä, se ei ole aina mahdollista. Tienrakennuksessa ja muussa rakentamisessa joudutaan myös toisinaan louhimaan arseenia sisältäviä kallioita. Tuore kivipinta on louhin- nan jälkeen alttiina säävaihteluille ja rapautu- miselle, jolloin arseenia voi vapautua ympäris- töön.

**Taulukko 2.** Kallioperän arseenipitoisuuksien (mg/kg) tilastolliset tunnusluvut kolmen geologisen vyöhykkeen alueella Pirkan- maalla: CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tam- pereen liuskevyöhyke, PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke ja n=näytelmäärä. Vyöhykejako on merkitty karttaan kuvassa 7.

	Pirkanmaa	CFGC	TB	PB
<b>n</b>	603	218	128	257
<b>Minimi</b>	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>Keskiarvo</b>	4,8	1,7	10,4	4,5
<b>Mediaani</b>	1,6	1,0	2,2	1,9
<b>Maksimi</b>	377,0	84,0	377,0	270,0



**Kuva 7.** Kallioperän arseenipitoisuudet (mg/kg). Kivilajit on merkitty väreillä ja arseenipitoisuus punaisilla palloilla. Pallon koko kasvaa arseenipitoisuuden kasvaessa. Geologiset vyöhykkeet: Keski-Suomen granitoidivyöhyke Pirkanmaan pohjoisosassa, Tampereen liuskevyöhyke keskiosassa ja Pirkanmaan migmatittivyöhyke eteläosassa. Geologinen kartotusaineisto © Geologian tutkimuskeskus, Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

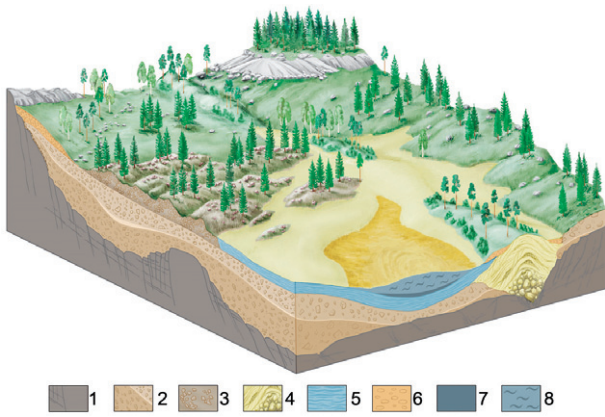
## 5.2 Maaperä

### 5.2.1 Luontainen maaperä

Suomessa on jo pitkään tutkittu moreenin geokemiallista koostumusta. Moreeni on muista maalajeista poiketen paikallisesta kallioperästä

jääkauden aikana irronneesta mineraaliaineksesta ja vanhasta sedimentistä sekoittumalla muodostunut lajittumaton maalaji, jonka geokemiallinen koostumus heijastaa hyvin alla olevan kallioperän geokemiallista koostumusta.





**Kuva 8.** Maaperän tavanomainen kerrosjärjestys Etelä-Suomessa. 1=kallioperä, 2 ja 3= eri-ikäisiä moreenikerrostumia, 4=jäätikköjokikerrostumia, 5=hienorakeisia sedimenttejä, 6=rantakerrostumia, 7=liejua ja 8=turvetta. Kuva Harri Kutvonen.

Muut maalajit, kuten sora, hiekka, hieta ja savi, ovat jääkauden loppuvaiheen aikana tai sen jälkeen kuljetuksen, lajittelun ja kerrostumisen tuloksena syntyneitä maalajeja, joiden aines on usein kulkeutunut kauas siitä kalliialueesta, josta jää ja vesi sen alunperin irrotti (kuva 8). Tämän vuoksi näiden maalajien geokemiallinen koostumus vain harvoin antaa viitteitä niiden alla olevan kallioperän geokemiallisesta koostumuksesta. Maaperän geokemiallinen tutkimus kehittyi aikoinaan malminetsinnän tarpeisiin, mikä osaltaan selittää tutkimusten painottumisen moreenin geokemialliseen koostumukseen. Moreeni on myös Suomen yleisin maalaji (kuva 9).

Suomessa tehtiin 1980-luvun alussa moreenin geokemiallinen kartoitus, jossa maanäytteistä määritettiin yhteensä 72 eri alkuainetta, muun muassa arseeni (Koljonen *et al.* 1992). Tämän tutkimuksen perusteella koko maan alueelta otettujen 1054 näytteen arseenipitoisuudet vaihtelivat 0,1 ja 44 mg/kg välillä. Mediaanipitoisuus oli 2,57 ja keskiarvo 3,59 mg/kg. Pirkanmaan alueella oli tässä tutkimuksessa 46 näytepistettä, joiden arseenipitoisuudet vaihtelivat 2,1 ja 44 mg/kg välillä. Mediaaniarvo oli 5,35 ja keskiarvo oli 7,78 mg/kg, joten arseenipitoisuudet olivat Pirkanmaalla keskimäärin korkeampia kuin muualla Suomessa.

RAMAS-hankkeen ensimmäiseen raporttiin (Backman *et al.* 2006) koottiin kaikki saatavilla ollut Geologian tutkimuskeskuksen malminetsintä- ja kartoitushankkeiden keräämä tieto

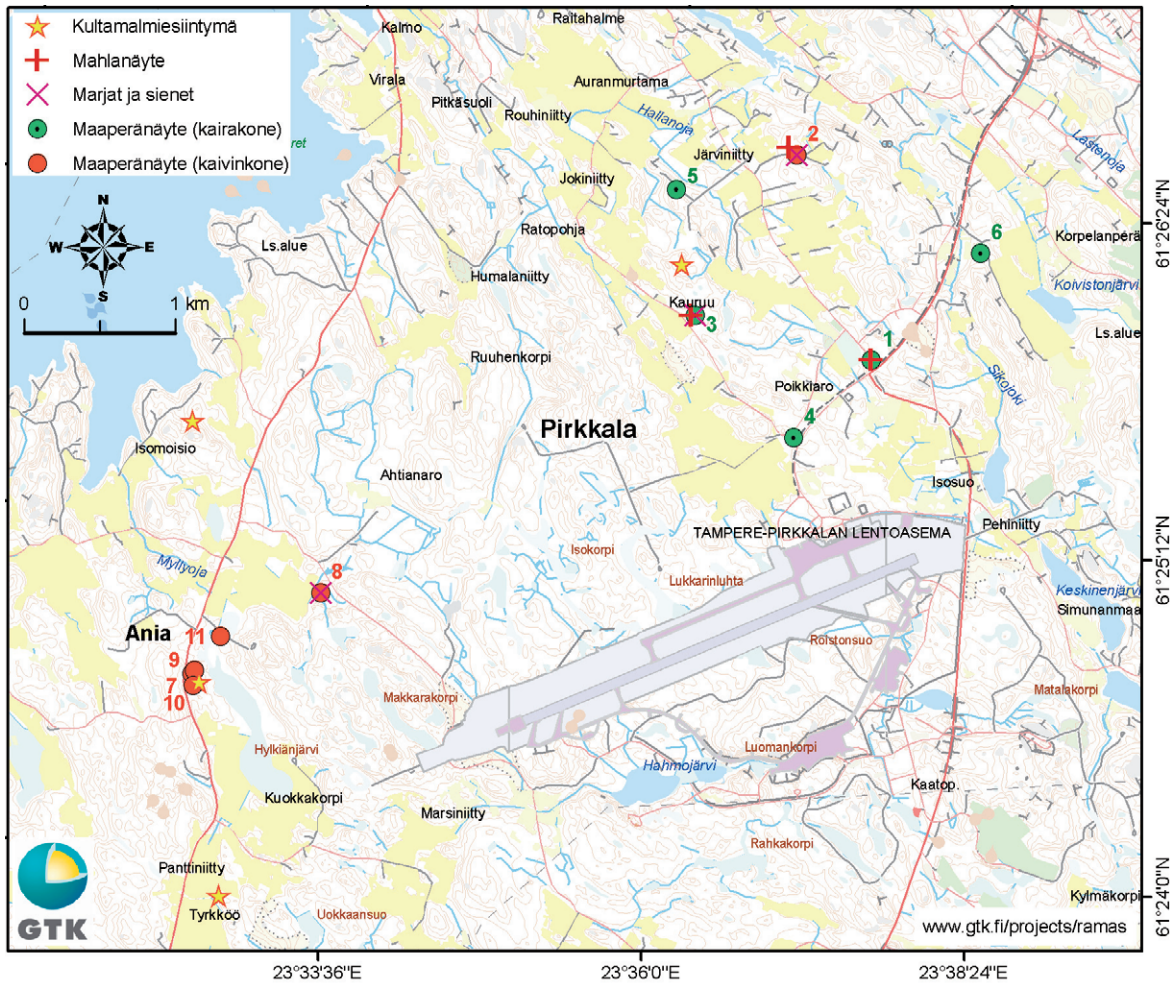
Pirkanmaan maaperän arseenipitoisuuksista. Aineisto käsittää yhteensä 10 869 arseenianalyysiä moreenialueilta otetuista näytteistä. Arseenipitoisuudet vaihtelivat välillä <0,05 ja 9280 mg/kg ja mediaaniarvo oli 15 mg/kg. RAMAS-hankkeen aikana otettiin muutamia profiilinäytteitä, joiden avulla tarkasteltiin moreenin arseenipitoisuuksien vaihtelua maaperässä syvyyssuunnassa. Näytteitä otettiin maannoksen eri kerroksista: humus-, uuttumis- ja rikastumiskerroksesta sekä muuttumattomasta pohjamaasta eri syvyyksistä. Samoilta alueilta otettiin näytteitä myös marjoista, sienistä ja koivun mahlasta (ks. luku 5.4.2). Näytepaikat on merkitty karttaan (kuva 10).

Kaikista RAMAS-hankkeen maanäytteistä tehtiin kaksi eri uutto (Mäkelä-Kurtto *et al.* 2006; Backman *et al.* 2007b). Kuningasvesiuutto (*aqua regia*-uutto) liuottaa mineraalimaanäytteestä sulfidi-, oksidi- ja savimineraaleihin sitoutuneet metallit, mutta silikaattimineraaleihin sitoutuneet metallit vain osittain (ISO 11466; Kahelin & Kallio 2004). Oheisessa tekstissä käytetään *aqua regia*-uuton tuloksista kuitenkin nimitystä kokonaispitoisuus. Helppoliukoinen arseeni määritettiin happamasta ammoniumasetaattiuutosta (HAAc-EDTA) (Lakonen & Erviö 1971).

Analysoitujen profiilinäytteiden perusteella arseenin kokonaispitoisuudet (< 2 mm:n fraktio, *aqua regia*) suurenevät maakerroksessa syvemmälle mentäessä (kuva 11). Pintaosien arseenipitoisuudet olivat yleensä noin 10 mg/kg luokkaa (Backman *et al.* 2007b). Syvemmältä otetuissa näytteissä pitoisuudet olivat keski-



**Kuva 9.** Pirkanmaan moreenit ovat paikoin hyvin kivisiä. Kuva Birgitta Backman.



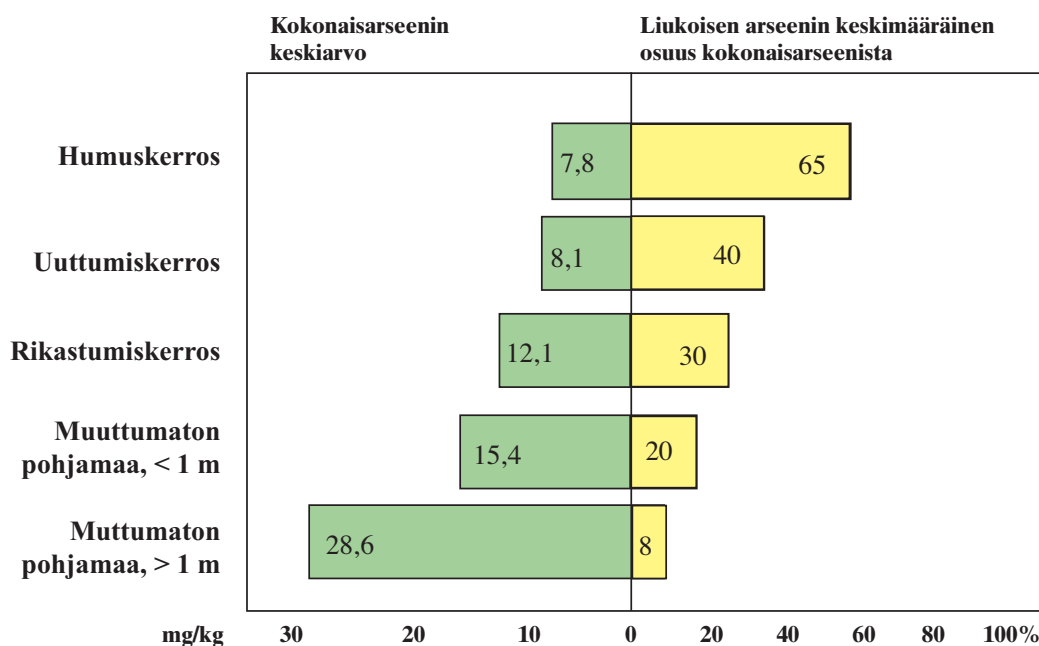
**Kuva 10.** Moreenimaista otettujen profiilinäytteiden sijainti sekä marja-, sieni- ja mahlanäytteiden ottoapaikat Pirkkalan lentoaseman ympäristössä. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

määrin noin 30 mg/kg ja suurimmillaan 60–80 mg/kg. Alueella suoritettujen malmietsintätutkimuksien yhteydessä on kuitenkin analysoitu jopa 9280 mg/kg pitoisuuksia neljän metrin syvyydessä pohjamoreenissa, joten pohjamoreenin arseenipitoisuuksissa oli suuria vaihteluja. Tulosten perusteella moreenin pintaosien arseenimineraalit ovat rapautuneet ja lienneet ja mahdollisesti huuhtoutuneet syvemmälle maakerroksessa tai kulkeutuneet pois. Tätä ajatusta tukevat myös mineralogiset havainnot. Maanosnäytteiden perusteella arseeni ei kuitenkaan näytä rikastuvan raudan tavoin happamaan (pH alle 5) rikastumiskerrokseen, vaan mahdollisesti liikkuu suhteellisen nopeasti syvemmälle maakerroksissa.

Maan pintaosien arseenista suuri määrä, 25,7–66,8 %, oli helppoliukoisessa muodossa (kuva 11). Syvemmälle mentäessä helppoliukoisen arseenin määrä väheni, ollen <3,67–21,0 %

kokonaisarseenin määrästä (Backman *et al.* 2007b). Helppoliukoisen arseenin pitoisuuden väheneminen alaspäin viittaa siihen, että arseeni on syvemmissä, vähähappisissa maakerroksissa sitoutunut sulfidimineraaleihin, jotka ovat vain vähän rapautuneita. Rikin kokonaispitoisuus (*aqua regia*) on pohjanäytteissä suurimmillaan yli viisi kertaa suurempi kuin profiilin pinta-älytteessä.

Suomessa tuli voimaan maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskeva valtioneuvoston asetus 214/2007 (PIMA-asetus) vuonna 2007. Tässä asetuksessa annetaan myös maaperän arseenipitoisuudelle kynnys- ja ohjearvot. Kynnysarvoksi, eli arvoksi, jonka ylitys aiheuttaa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin, on arseenin osalta asetettu 5 mg/kg. Kynnysarvoa on kuitenkin verrattava alueen taustapitoisuuteen. Mikäli taustapitoisuus on suurempi kuin ase-



**Kuva 11.** Maaperästä otettujen 11 profiilinäytteen keskimääräiset kokonaisarseenipitoisuudet (mg/kg) (*aqua regia*-uutto) sekä helppoliukoksen arseenin (HAAC-EDTA-uutto) keskimääräiset prosentiosuudet maanoksen eri kerroksissa ja syvemmällä maaperässä. Syvin profiili ulottui 3,8 metrin syvyyteen. Näytepaikat on merkitty karttaan (kuva 10).

tuksessa mainittu kynnysarvo, taustapitoisuutta käytetään kynnysarvon sijaan arviointitarpeen rajana. Taustapitoisuus käsittää luonnollisen pitoisuustason lisäksi sellaiset kohonneet pitoisuudet, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella kohteen ympäristössä. Asutusalueilla sovelletaan alemmaa ohjearvoa (50 mg/kg) ja teollisuus- ja varastoalueilla ylempää ohjearvoa (100 mg/kg).

Pirkanmaan moreeninäytteiden (Koljonen *et al.* 1992; Backman *et al.* 2006; Backman *et al.* 2007b) osalta näytteiden mediaani- ja keskiarvot ovat suurempia kuin PIMA-asetuksen kynnysarvo. Tutkimuksessa, jossa määritettiin Tampereen ympäryskuntien maaperän geokemiallisia taustapitoisuuksia eri maalajeissa, todettiin myös, että alueella arseenipitoisuudet sekä pintamaa- että pohjamaanäytteissä ovat keskimäärin korkeampia kuin asetettu kynnysarvo 5 mg/kg. Moreenialueilla arseenipitoisuudet vaihtelevat 1,7 ja 16,7 välillä ja mediaani on 6,8 mg/kg, hiekka-alueilla vaihteluväli on 1,0–21,7 ja mediaani 5,4 mg/kg sekä savialueilla vaihteluväli on 2,4–12,6 ja mediaani 5,7 mg/kg (Tartvainen 2007). Kustakin maalajista oli 20 näytettä.

## 5.2.2 Viljelymaat

Suomessa on viimeisten 10 vuoden aikana tutkittu arseenipitoisuutta Suomen maatalousmaasta yhteensä noin 700 peltolohkolta (taulukko 3). Viljelymaiden arseenipitoisuuksia on selvitetty kattavasti koko viljellyltä alueelta vuonna 1998 valtakunnallisessa seurantaohjelmassa (kuvat 12 ja 13) (Mäkelä-Kurtto *et al.* 2007a). Tuolloin myös Pirkanmaan alueelta kerättiin 35 maanäytettä peltojen muokkauskerroksesta (Mäkelä-Kurtto *et al.* 2006). Lisäksi aivan viime vuosina on tutkittu muidenkin alueiden kuten Etelä-Savon (Mäntylähti & Laakso 2002), Lounais-Suomen ja Pohjois-Pohjanmaan (Hatakka *et al.* 2007) arseenipitoisuuksia.

RAMAS-hankkeen tarkoituksena oli kohdentaa peltojen maanäytteenotto erityisesti niille Pirkanmaan alueille, joilla tiedettiin olevan luontaisesti haitallisen korkeita arseenipitoisuuksia. Tästä syystä pelto- ja metsämaiden arseenipitoisuuksia selvitettiin sellaisilla Pirkanmaan alueilla, joilla geokemialliset kartat osoittivat olevan suuria arseenipitoisuuksia moreenissa. Näytepisteiksi valittiin viisi vehnä-, viisi peruna- ja viisi timoteipeltoa ja ne saatiin

**Taulukko 3.** Viljelymaiden arseenipitoisuuksia (mg/kg) (*aqua regia*-uutto) Suomesta eri alueilta ja eri vuosina kerätyistä näytteistä. <sup>1)</sup>Mäkelä-Kurtto *et al.* 2007a, <sup>2)</sup>RAMAS-maatilat, <sup>3)</sup>Mäntylähti & Laakso 2002, <sup>4)</sup>Hatakka *et al.* 2007, <sup>5)</sup>Valtioneuvoston asetus 2007/214, 01.03.2007, n=näytemäärä.

Alue, vuosi	Vallitseva maalaji	n	Keskiarvo	Vaihteluväli
Pirkanmaa, 1998 <sup>1)</sup>	Karkea kivennäismaa	21	3,36	4,14-10,90
	Savi	12	7,90	2,24-8,32
	Eloperäinen maa	2	5,66	2,51-16,90
	Kaikki yht.	35	5,05	2,24-16,90
Pirkanmaa, 2005 <sup>2)</sup>	Hiesu/Savi	15	4,10	2,90-6,80
Etelä-Savo, 2000 <sup>3)</sup>	Kivennäismaa	274	3,47	0,85-29,40
	Eloperäinen maa	38	2,63	0,45-20,20
Lounais-Suomi, 2004 <sup>4)</sup>	Savi	23	5,90	3,10-12,00
Pohjois-Pohjanmaa, 2004 <sup>4)</sup>	Hienohiekka	21	3,10	1,00-11,00
Koko Suomi, 1998 <sup>1)</sup>	Karkea kivennäismaa	219	3,61	0,32-14,60
	Savi	51	7,51	1,98-17,90
	Eloperäinen maa	68	3,30	0,69-16,80
	Kaikki yht.	338	4,14	0,32-17,90
<b>Kaikki alueet yht.</b>	<b>Kaikki</b>	<b>709</b>	<b>–</b>	<b>0,32-29,40</b>
<b>Luontainen taustapitoisuus <sup>5)</sup></b>	<b>Moreenin hienoaines</b>	<b>–</b>	<b>2,60</b>	<b>0,10-25,00</b>

13 maatilalta (RAMAS-maatilat). Kustakin peltomaalla olevasta näytestä (10x10 m) kerättiin maanäytteet neljänä samansuuruisena osanäytteenä muokkauskerroksesta (0,0–0,2 m) ja jankosta (0,2–0,4 m) vuonna 2005. Ilma-kuivista ja <2 mm hiukkaskokoon seulotuista maanäytteistä määritettiin arseeni kuningasvesiuutosta (*aqua regia*) kansainvälisen standardimenetelmän (ISO 11466) mukaisesti. Näytteistä tutkittiin myös peltomaiden yleisiä ominaisuuksia ja muita alkuaineita. Arseenin ja muiden hivenalkuaineiden liukoisuutta selvitettiin happamalla (pH 4,65) ammoniumasetaatti–EDTA:lla (HAAc-EDTA).

RAMAS-hankkeessa tutkitut peltomaat (n=15) ovat enimmäkseen hiesu- tai savimaita, joita alueen viljelyskäytössä olevat maat tyypillisesti ovatkin. Arseenipitoisuudet vaihtelevat muokkauskerroksessa välillä 2,9 ja 6,8 mg/kg kuiva-ainetta (ka) ja jankossa välillä 2,8 ja 4,8 mg/kg ka (kuva 14). Aineiston mediaanit ja keskiarvot ovat muokkauskerroksessa 3,9 ja 4,1 mg/kg ka ja vastaavasti jankossa 3,5 ja 3,7 mg/kg ka (kuva 14). Arseenipitoisuudet ovat kansallista tasoa, jossa mediaani on 2,8, keskiarvo 4,1 ja vaihteluväli 0,3–18 mg/kg ka, ja pienempiä kuin Pirkanmaalta vuonna 1998 todettu taso, jossa mediaani on 4,8, keskiarvo 5,7 ja



**Kuva 12.** Keväisiä viljelymaita Pirkanmaalla. Kuva Arto Pullinen.

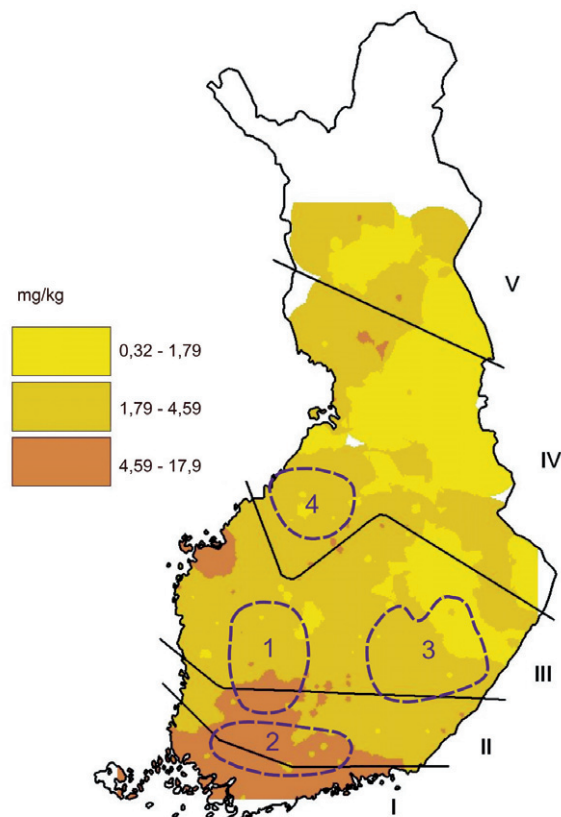
vaihteluväli 2,2–17 mg/kg ka (Mäkelä-Kurtti *et al.* 2007a). Peltomaiden arseenipitoisuudet korreloivat parhaiten maan saves- ja humuspitoisuuden kanssa. Pirkanmaan pelloilta todetut arseenipitoisuudet edustavat alhaista taustapitoisuutta. Lisäksi pirkanmaalaisten peltojen arseenista on vain noin 1 % liukoisessa eli kasveille käyttökelpoisessa muodossa ja muihin alueisiin verrattuna Pirkanmaan pellot sisältävät erittäin vähän liukoista arseenia.

Muokkauskerroksessa arseenipitoisuudet ovat keskimäärin noin 10 % suurempia kuin jankossa, mikä osoittaa, että peltomaahan on tullut pieni arseenilisä ihmisen toiminnan seurauksena lannoite- ja rehuvalmisteista sekä laskeumasta (kuva 14).

RAMAS-mautilojen peltomaanäytteille valittiin vertailunäytteet metsämaasta pellon lähistöltä samasta maalajista, koska haluttiin selvittää, vaikuttaako maan viljelyskäyttö arseenipitoisuuksiin. Näytteitä otettiin kaikkiaan 11 kappaletta. Lähekkäisissä kohteissa yksi metsämaanäyte oli vertailunäyte kahdelle tai kolmelle eri peltomaanäytteelle. Metsämaanäytteiden rae-kojakauma vaihteli hieman profiilin eri kerroksissa, mutta pääasiassa näytteet olivat savia ja hiesuja. Näytteet otettiin 70–80 cm syvyyden, lapiolla kaivettujen näytekuoppien seinämästä. Näytteet otettiin uuttumis- ja rikastumiskerroksesta sekä muuttumattomasta pohjamaasta. Humusnäyte otettiin kokoomanäytteenä erillisellä näytteenottimella maan pinnasta läheltä kuoppaa. Näytteet kuivattiin ja seulottiin ja analyysiin käytettiin < 2 mm fraktio. Näytteistä määritettiin kokonaisarseenipitoisuus (*aqua regia-uutto*) sekä helppoliukoisen arseenin pitoisuus (HAAc-EDTA-uutto) (Lakanen & Erviö 1971). Humusnäytteistä kokonaisarseeni määritettiin typpihappouutosta. Menetelmät on kuvattu tarkemmin julkaisussa Mäkelä-Kurtti *et al.* (2006).

Koska metsämaanäytteitä oli useammasta kerroksesta kuin peltomaanäytteitä, yhdistettiin metsämaanäytteiden uuttumis- ja rikastumiskerrosten tulokset vertailuluvuiksi peltonäytteiden muokkauskerroksen tuloksille. Muuttumattoman pohjamaan ja jankkonäytteen arvoja voitiin verrata suoraan keskenään. Metsämaiden humusnäytteiden tulokset käsiteltiin erikseen.

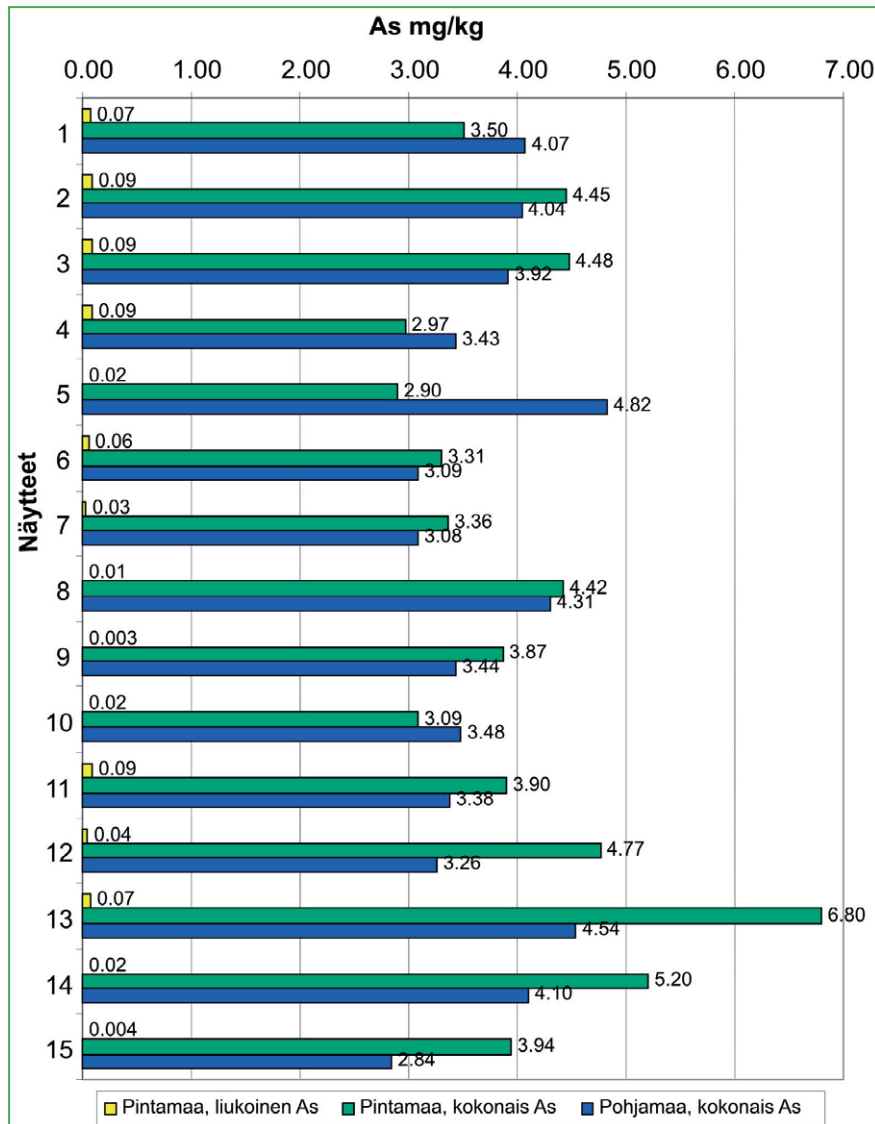
Arseenin kokonaispitoisuus viljelymaassa 1998



**Kuva 13.** Arseenin kokonaispitoisuuksien (mg/kg) (*aqua regia-uutto*) alueellinen jakautuminen Suomen viljelymaissa vuonna 1998 valtakunnallisessa seurantatutkimuksessa (Mäkelä-Kurtti *et al.* 2007a). Alueiden 1–4 peltojen arseenipitoisuuksia on selvitetty muissa tutkimuksissa: Alue 1 = Pirkanmaa 1998 ja 2005 (Mäkelä-Kurtti *et al.* 2006), 2 = Lounais-Suomi 2004 (Hatakka *et al.* 2007), 3 = Etelä-Savo 2000 (Mäntylähti & Laakso 2002) ja 4 = Pohjois-Pohjanmaa 2004 (Hatakka *et al.* 2007). Suomen kasvinviljelyvyöhykkeet on esitetty roomalaisilla numeroilla I-V.

Metsämaiden humuksessa arseenipitoisuudet vaihtelevat 2,17 ja 8,58 mg/kg välillä mediaanin ollessa 4,67 ja keskiarvon 4,84 mg/kg. Pitoisuudet olivat hieman korkeampia Länsi-Pirkanmaalta otetuissa näytteissä kuin Itä-Pirkanmaalta otetuissa näytteissä. Humuksen arseenilla oli negatiivinen korrelaatio orgaanisen aineksen kanssa, mikä viittaa siihen, että merkittävä osa humuksen arseenista on peräisin mineraaliaineksesta ja laskeuman osuus on vähäistä.

Metsämaiden mineraalimaanäytteissä kokonaisarseenipitoisuudet (*aqua regia*) vaihtelevat 1,4 ja 14,2 mg/kg välillä ja liukoisen arseenin

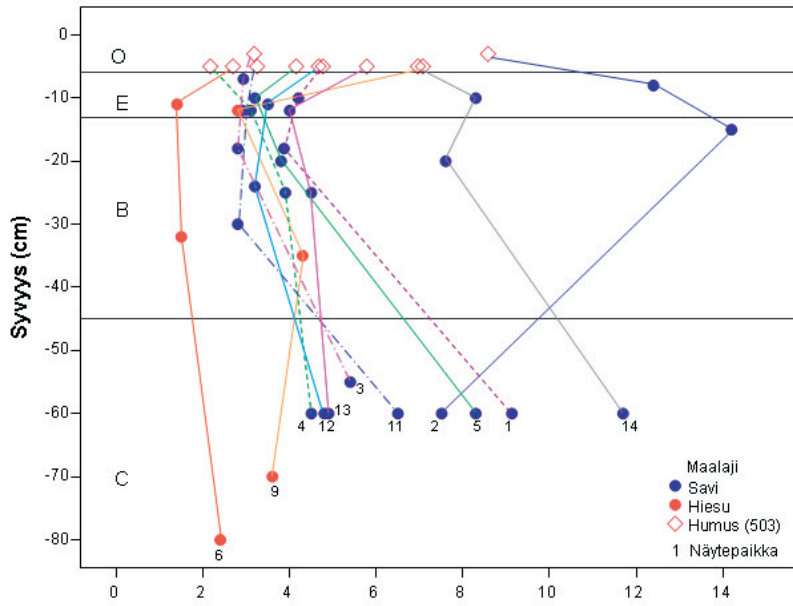


**Kuva 14.** Tutkittujen pirkanmaalaisten peltöjen muokkaukerroksen (0,0-0,2 m) ja jankon (0,2-0,4 m) kokonaisarseenipitoisuudet (*aqua regia*-uutto) ja helppoliukoiset arseenipitoisuudet (HAAC-EDTA-uutto) näytepisteittäin (n = 15) vuonna 2005.

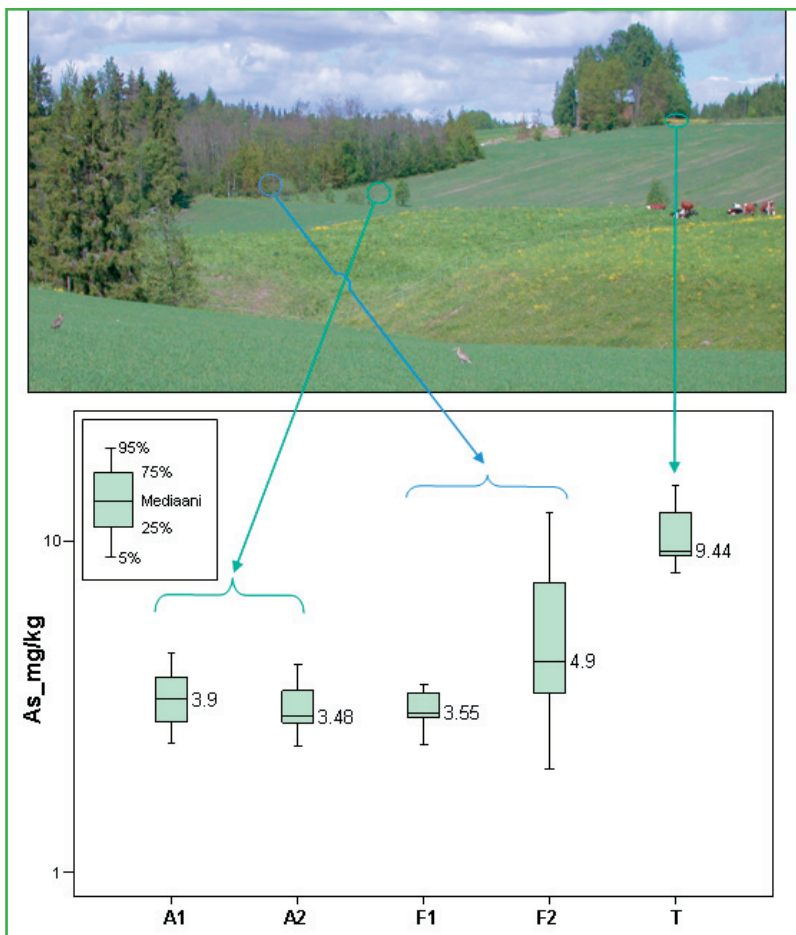
pitoisuudet (HAAC-EDTA) olivat kaikissa näytteissä pienet, < 3 mg/kg. Kokonaisarseenin pitoisuudet ovat suurempia savinäytteissä kuin hiesinäytteissä (kuva 15). Pitoisuudet suurenevät syvyyden mukaan kaikissa muissa paitsi yhdessä savimaan näytteessä, jossa savipitoisuus (<0,002 mm osuus) oli 77 %. Tämän näytteen suurin arseenipitoisuus oli rikastumiskerroksessa. Pitoisuuden kasvu syvyyden mukaan viittaa selvästi siihen, että arseenipitoisuus on geologista alkuperää eikä esimerkiksi laskeuman aiheuttamaa.

Peltomaanäyte-metsämaanäytevertailupareja tarkasteltaessa hiesumailta otettujen sekä pinta-

että pohjamaanäytteiden osalta arseenipitoisuudet ovat hyvin samanlaisia. Savimailta otettujen pintamaanäytteiden osalta suurin osa näytteistä korreloi keskenään melko hyvin, mutta kolmessa näytteessä pitoisuuksissa on kuitenkin selvä ero. Pohjamaanäytteiden osalta savimailta otettujen näytoparien pitoisuudet korreloivat keskenään heikoimmin, sillä metsämaanäytteissä on usein korkeammat arseenipitoisuudet kuin peltomaanäytteissä (Mäkelä-Kurtto *et al.* 2006). Peltomaa-metsämaatutkimusten tuloksia on koottu kuvaan 16.



**Kuva 15.** Arseenin kokonaispitoisuudet (mg/kg) (*aqua regia*-uutto) eri syvyyksillä metsämaan profiilinäytteissä. Punaisella on merkitty hiesu-hietamaanäytteet ja sinisellä savimaanäytteet. O= humus, E=uutumiskerros, B=rikastumiskerros ja C=muuttumaton pohjamaa.



**Kuva 16.** Pirkanmaalta savi- ja hiesualueilta otettujen peltomaa- sekä metsämaanäytteiden kokonaisarseenipitoisuudet (mg/kg) (*aqua regia*-uutto). Vertailuna alueen moreenimaiden arseenipitoisuudet. A1=peltomaiden pintanäytteet, A2=peltomaiden pohjanäytteet, F1=metsämaiden pintamaanäytteet, F2=metsämaiden pohjamaanäytteet (Mäkelä-Kuritto *et al.* 2006) ja T=moreenialueilta otetut näytteet (Koljonen *et al.* 1992). Valokuva Arto Pullinen.

## 5.3 Pohja- ja pintavedet

### 5.3.1 Kalliopohjavesi

Geologian tutkimuskeskus on ottanut Pirkanmaan alueelta kalliioon poratuista kaivoista vesinäytteitä arseenitutkimuksiin liittyen vuodesta 1992 lähtien (Backman *et al.* 1994). Tämän jälkeen näytteenottoa on ollut lähes joka vuosi jossain osassa Pirkanmaata (mm. Idman 1996, Juntunen *et al.* 2004). RAMAS-hankkeessa koottiin kaikki olemassa oleva porakaivovesiä koskeva arseenitieto eri tutkimuskeskuksista sekä Pirkanmaan kunnista. Näiden tietojen perusteella tehtiin vielä täydentävä näytteenotto vuonna 2005 alueilla, joilta ei ollut riittävän kattavasti tietoa. Kaikkiaan Pirkanmaalta on ollut käytävissä 1272 porakaivovedestä tehtyä arseenianalyysiä. Kaikkiaan seurattiin 35 kaivon arseenipitoisuuden ajallista vaihtelua.

Talousvetenä käytettävän veden, sekä yksittäisten kaivojen että vesilaitosvesien osalta, korkein sallittu arseenipitoisuus on 10 µg/l (STM 2000 ja STM 2001). Suomen talousveden ohjearvo perustuu EU juomavesidirektiiviin (98/83/EY), joka osaltaan perustuu Maailman terveysjärjestön ohjeistukseen (WHO 1993).

Porakaivonäytteet on otettu hanasta juoksu- tuksen jälkeen veden lämpötilan tasaannuttua. Näin on voitu varmistaa, että vesi tulee kalliosta eikä ole painesäiliössä seisonutta vettä. Liukoista arseenia tutkittaessa vesinäytteet suodatettiin (0,45 µm) ja kestävästiin typpi- hapolla, 0,5 ml/100 ml vettä. Kokonaisarseenia tutkittaessa näytteitä ei suodatettu vaan näyte kestävästiin typpihapolla, 5 ml/20 ml vettä. Näytteet kuljetettiin kylmälaukuissa laboratorioon ja analysoitiin ICP-MS/AES laitteella. Pir-

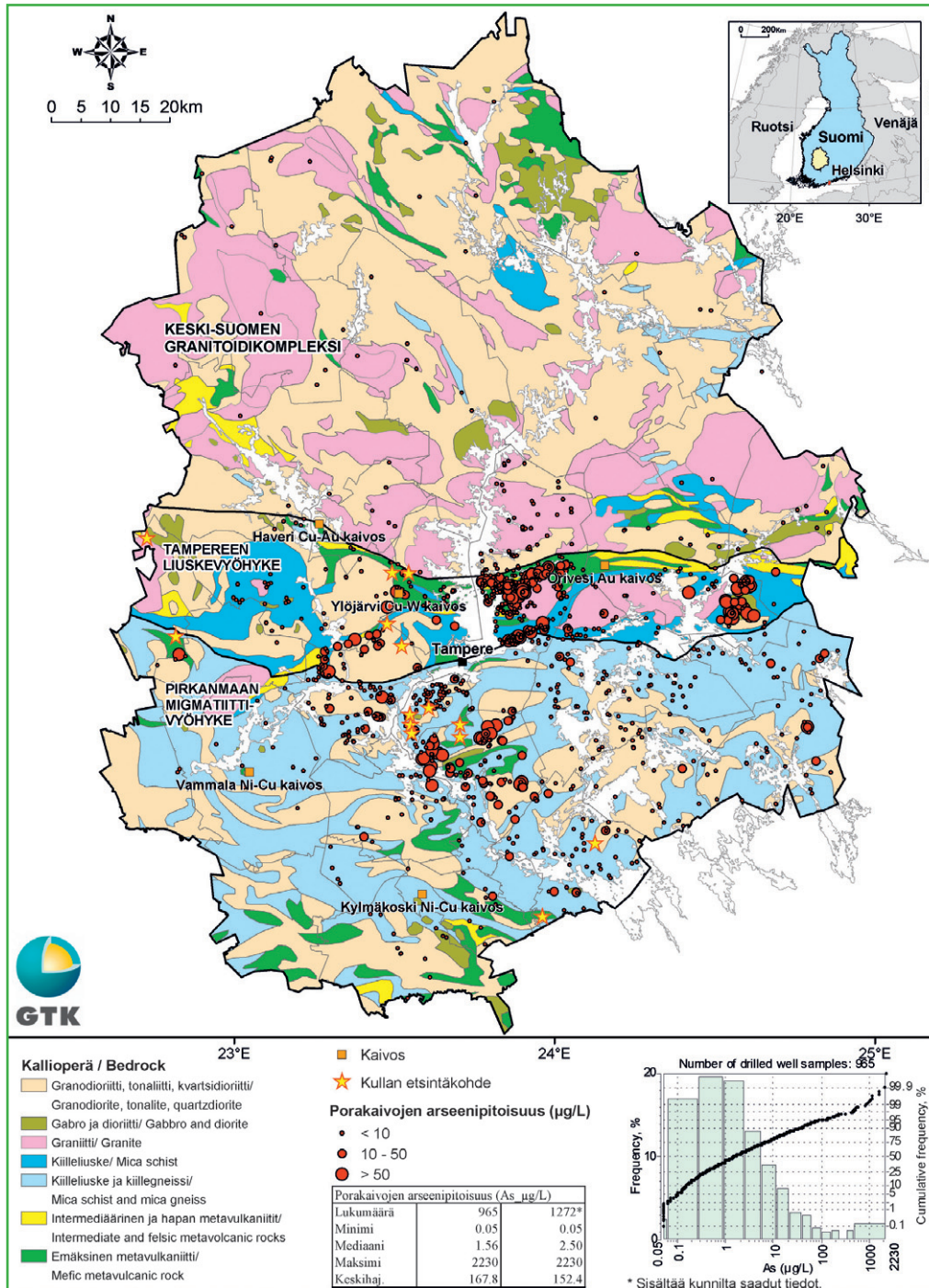
kanmaan alueelta otettujen kaikkien porakaivonäytteiden (1272 näytettä) arseenipitoisuudet vaihtelivat 0,05 ja 2230 µg/l välillä, mediaani oli 2,5 ja keskiarvo 34,79 µg/l (Backman *et al.* 2006). Aineistossa, jossa oli ainoastaan Geologian tutkimuskeskuksen ottamat ja analysoimat näytteet (965 näytettä) mediaaniarvo oli 1,57 ja keskiarvo 36,1 µg/l. Porakaivovesien arseenipitoisuuksien tilastolliset tunnusluvut ovat taulukossa 4, jossa aineisto on myös jaoteltu Pirkanmaan geologisiin vyöhykkeisiin. Näytepaikat ja kaivojen arseenipitoisuudet on merkitty kallioperäkartaan (kuva 17). Korkeat arseenipitoisuudet keskittyvät Tampereen liuskevyöhykkeelle sekä Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeelle. Kaivovedet, joissa on korkea arseenipitoisuus, ovat kuitenkin muulta kemialliselta koostumukseltaan hyvin samanlaisia kuin alueen porakaivovedet yleisesti. Arseenilla on tilastollisesti merkittävä positiivinen korrelaatio ainoastaan fosfaattipitoisuuden kanssa. Arseenilla ja hapetus-pelkistys -potentiaalilla on heikko positiivinen korrelaatio, mutta esimerkiksi raudan ja mangaanin yhteys arseeniin ei tule esiin näissä korrelaatioanalyysissä. Arseenipitoisuus ei näytä korreloivan merkittävästi myöskään kaivon syvyyden kanssa (Backman *et al.* 2006).

Pirkanmaan alueen tutkituista porakaivovesinäytteistä 22,5 %:ssa arseenipitoisuus on suurempi kuin STM:n suositus 10 µg/l. Tämä johtuu osittain myös siitä, että näytteenottoa on kohdistettu alueille, joissa kalliopohjaveden arseenipitoisuus on ollut tunnetusti korkea. Analysoidun kokonaisarseenin ja liukoisen arseenin pitoisuuksissa ei ollut tasoeroa, vaan

**Taulukko 4.** Pirkanmaan alueen porakaivovesien arseenipitoisuuden (µg/l) tilastolliset tunnusluvut. Vyöhykejako on merkitty karttaan kuvassa 17. CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tampereen liuskevyöhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke. Tähdellä merkityissä sarakkeissa on mukana kunnilta saadut aineistot. n=näytemäärä.

	Pirkanmaa	Pirkanmaa*	CFGC	CFGC*	TB	TB*	PB	PB*
<b>n</b>	965	1272	115	133	320	588	530	551
<b>Minimi</b>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>Mediaani</b>	1,6	2,5	0,5	0,6	4,1	5,5	1,5	1,6
<b>Keskiarvo</b>	36,1	34,8	1,0	1,4	75,4	56,7	20,1	20,1
<b>Maksimi</b>	2230	2230	10	10	2230	2230	1560	1560





**Kuva 17.** Kalliopohjaveden arseenipitoisuudet (µg/l) Pirkanmaalla. Arseenipitoisuudet on merkitty punaisilla pallosymboleilla. Geologiset vyöhykkeet: Keski-Suomen granitoidivyöhyke Pirkanmaan pohjoisosassa, Tampereen liuskevyöhyke keskiosassa ja Pirkanmaan migmatiittivyöhyke eteläosassa. Geologinen kartoitusaineisto © Geologian tutkimuskeskus, Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

pitoisuusarvot vaihtelivat analyysitarkkuuden rajoissa. Tämä johtuu siitä, että porakaivovedet ovat yleensä kirkkaita vesiä, joissa on vain vähän humusta tai muuta kiintoainetta ja kaikki vedessä oleva arseeni on liuenneessa muodossa, eikä sitoutuneena esimerkiksi humukseen.

Kalliopohjaveden arseenin osalta potentiaa-

listen riskialueiden rajaaminen on geologisin perustein mahdollista, mutta arseenin yksityiskohtaista, kaivokohtaista esiintymistä on vaikea ennustaa. Korkeita arseenipitoisuuksia on pääasiassa todettu alueilla, joiden kallioperässä on yleisesti tummia vulkaanisperäisiä pinta- tai syväkiviä. Sitä vastoin graniittisissa kivissä ei

ole todettu merkittävästi kohonneita arseenipitoisuuksia. Kivilajin lisäksi kallioperän ruhjeja siirrosvyöhykkeillä on merkitystä arseenin esiintymiselle. Arseenipitoiset liuokset ovat liikkuneet niitä pitkin jo kallioperän muodostuessa ja nykyään ne tarjoavat reittejä pohjaveden virtaukselle. Pohjavesi liikkuu kallioperän rakoverkostoissa ja vesi voi kulkea melko kaukaakin porakaivoon. Vierekkäisten kaivojen arseenipitoisuudet voivat vaihdella melkoisesti riippuen veden virtausreitistä.

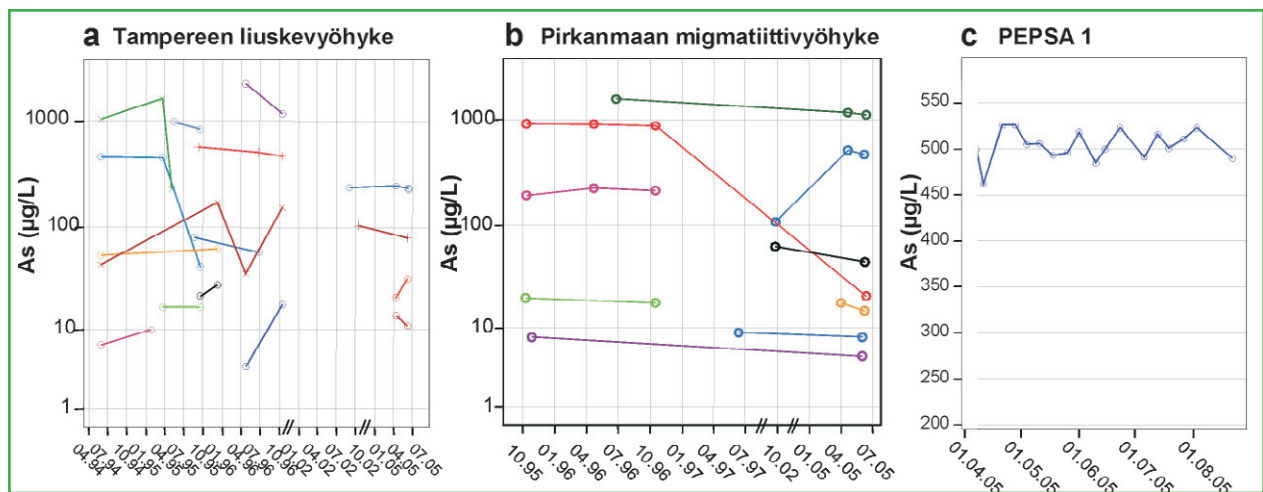
Porakaivojen veden kokonaisarseenipitoisuutta seurattiin 35:ssä eri kaivossa, yhdessä kaivossa jopa 10 vuoden aikana muutamia kertoja (kuva 18). Osasta kaivoja saatiin vain kaksi kertaa näytteet, kun taas Säijän koulun käytöstä poistetusta kaivosta (PEPSA1) oli kaikkiaan 18 seurantanäytettä. Kaivovedet jakaantuivat kahteen ryhmään, niihin, joissa arseenipitoisuus pysyi kaivolle tyypillisellä tasolla riippumatta siitä, miten paljon vettä käytettiin ja toiseen ryhmään, missä veden arseenipitoisuus oli riippuvainen pumpattavan veden määrästä. Vakaan arseenipitoisuuden kaivoissa vesivarasto on riittävän suuri, joten vettä riittää pumpausmäärästä riippumatta. Toisessa ryhmässä kaivon lähivesivarasto on ilmeisen pieni ja runsaasti pumpattaessa vettä alkaa virrata rakoja pitkin alueelta, jossa veden arseenipitoisuus on erilainen.

Arseenin kokonaispitoisuudella ja mahdollisesti myös arseenin hapetusasteella on merkitystä terveyden kannalta. Arseeni esiintyy

kalliopohjavedessä kahdessa eri muodossa, pelkistävissä olosuhteissa arseniittina ( $As^{3+}$ ) ja hapettavissa oloissa arsenaattina ( $As^{5+}$ ). Hankkeen aikana arseenin hapetusaste analysoitiin 14 kaivosta, joissa kaikissa arseenin kokonaispitoisuus oli suurempi kuin  $10 \mu\text{g/l}$ . Hallitseva arseenin muoto oli suurimmassa osassa tutkituista kaivoista arsenaatti ( $As^{5+}$ ). Arseenin kokonaispitoisuudella ei näytä olevan merkitystä siihen, missä muodossa arseeni on, ei myöskään kaivon syvyydellä. Kaivovedet, joissa hallitseva muoto oli arseniitti, olivat kuitenkin pelkistyneempiä kuin muut tutkitut kaivovedet (Backman *et al.* 2006; Backman *et al.* 2007a). Yhden kaivoveden arseenin olomuotoa ja sen muutosta voitiin seurata viiden kuukauden ajan. Veden arseenin hallitseva muoto oli koko seurantajakson ajan arseniitti ( $As^{3+}$ ). Arseenin kokonaispitoisuus ja olomuoto pysyivät melko vakaina koko seurantajakson ajan eikä pumpausmääräkään vaikuttanut siihen.

### 5.3.2 Maaperän pohjavesi

Maaperän pohjavedestä otettiin yhteensä 238 näytettä rengaskaivoista, lähteistä ja lähdekai-voista (kuva 19). Näytteet on otettu ja analysoitu samalla tavalla kuin porakaivovesien näytteet (ks. luku 5.3.1), sillä erotuksella, että aina kun on ollut mahdollista näyte on otettu suoraan kaivosta tai lähteestä. Aineiston tulokset on esitetty taulukossa ja kartalla (taulukko 5, kuva



Kuva 18. Arseenipitoisuuden ( $\mu\text{g/l}$ ) ajallinen vaihtelu seurantatutkimukseen valittujen porakaivojen vedessä Pirkanmaalla.



Kuva 19. Pohjavesinäytteenotto kaivosta Pirkanmaalla. Kuva Arto Pullinen.

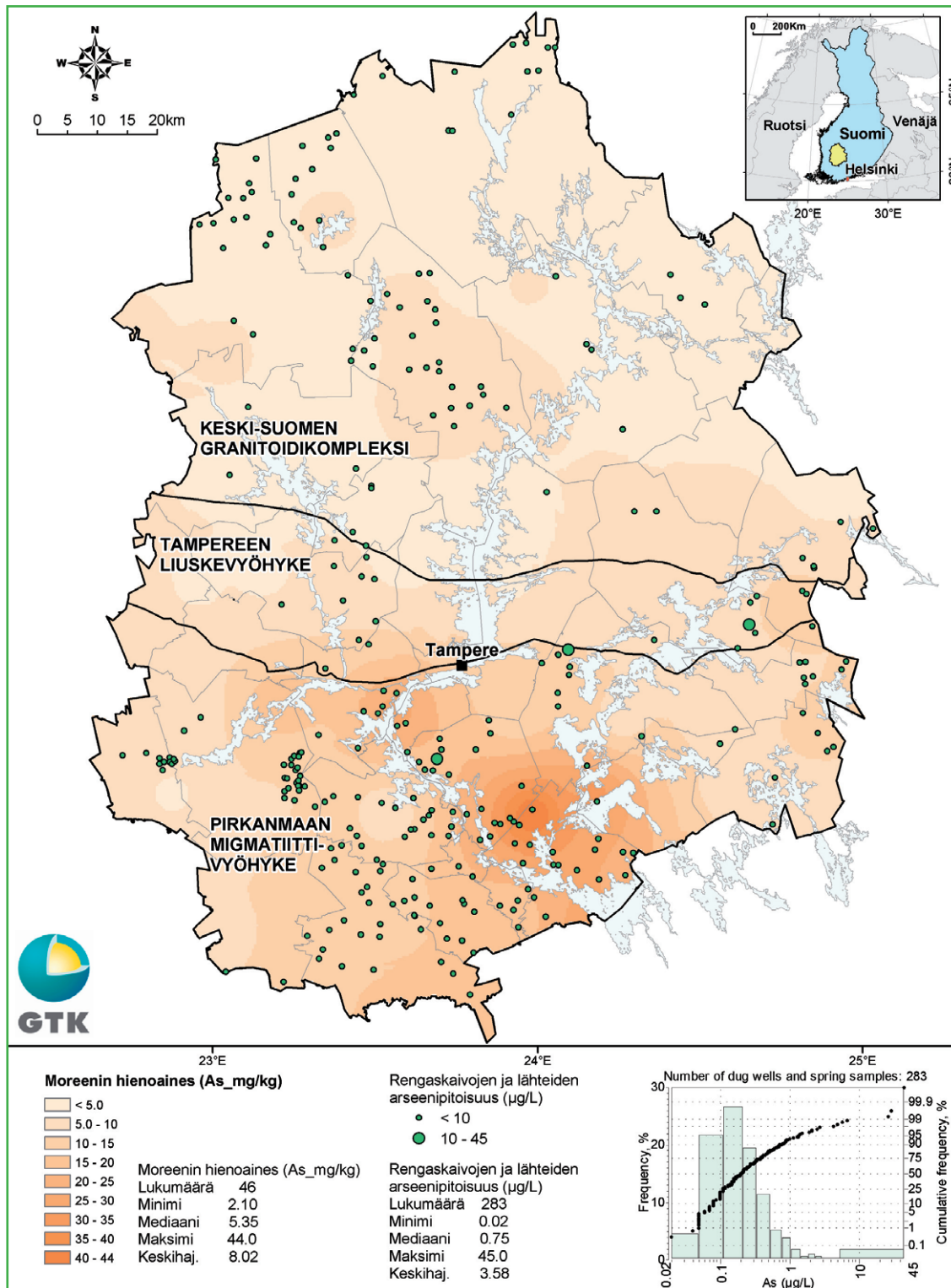
20) (Backman *et. al* 2006). Havaitut arseenipitoisuudet ovat hieman suurempia Pirkanmaalla kuin koko maan 739 näytteessä keskimäärin (Lahermo *et al.* 2002). Pirkanmaan näytteissä STM:n raja-arvo 10 µg/l ylittyi kolmessa eri kaivossa. Maaperän kaivojen syvyydellä näyttää olevan merkitystä arseenipitoisuudelle. Raja-arvoa suuremmat arseenipitoisuudet olivat kaivoissa, joiden syvyydet vaihtelivat 6 ja 8 metrin välillä. Maalajitieto oli olemassa vain yhdestä kohteesta, jossa kaivo oli kaivettu moreeniin. Useimmat Suomen rengaskaivot ovat selvästi matalampia, 2–4 metrin syvyisiä. Suurin osa tässä raportoiduista maaperän pohjaveden näytteistä on otettu ennen vuotta 2005, jolloin vesistä analysoitiin yleensä ainoastaan liukoinen arseeni. RAMAS-hankkeessa kuitenkin ilmeni, että runsaasti rautaa, humusta tai muuta kiintoainesta sisältävissä vesissä arseeni saattaa olla sitoutuneena partikkeleihin, jolloin se jää liukoisen arseenin määrittämisessä havaitsematta. Siksi voi olla hyödyllistä uudelleen

analysoida kaivovesiä, joissa on korkea humus- ja/tai rautapitoisuutta kuvaava KMnO<sub>4</sub>-luku (> 5 mg/l). Tutkituissa kaivovesissä KMnO<sub>4</sub>-luku vaihteli <0,5:n ja 56,8 mg/l välillä ja mediaaniarvo oli 4,55 mg/l.

Kalliopohjavesistä poiketen maaperän pohjavesi ei aiheuta merkittävää arseeniriskiä. Pirkanmaan arseenipitoisella moreenialueella sijaitsevat syvät, yli kuuteen metriin ulottuvat rengaskaivot voivat kuitenkin olla suurempi riski kuin rengaskaivot tai lähdekaivot yleensä. Pirkanmaan alueella, kuten koko Suomessa, kunnallinen vesihuolto perustuu joko maaperän pohjaveteen tai pintaveteen. Pirkanmaan 122 vesilaitoksesta puolet käyttää raakavetenä pintavettä ja puolet harjuista saatavaa pohjavettä. EU velvoittaa seuraamaan veden arseenipitoisuutta, kun vesilaitos tuottaa vettä yli 1000 m<sup>3</sup>/vrk tai vedenkäyttäjiä on enemmän kuin 5 000. Pirkanmaalla on 14 ehdot täyttävää vesilaitosta ja niissä veden arseenipitoisuus analysoitiin yhteensä 24 kertaa vuonna 2004. Arseenipitoisuus oli neljässä näytteessä

**Taulukko 5.** Pirkanmaan alueen rengaskaivo- ja lähdevesien arseenipitoisuuden (µg/l) tilastolliset tunnusluvut. Vyöhykejako on merkitty karttaan (kuva 20.) CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tampereen liuskevyöhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke, n= näytemäärä.

	Koko Pirkanmaa	CFGC	TB	PB
<b>n</b>	283	87	19	177
<b>Minimi</b>	0,0	0,04	0,1	0,02
<b>Mediaani</b>	0,2	0,2	0,3	0,2
<b>Keskiarvo</b>	0,8	0,3	3,2	0,7
<b>Maksimi</b>	45	2,5	45	29



**Kuva 20.** Maaperän pohjaveden, rengaskaivojen, lähdekaivojen sekä lähteiden, arseenipitoisuudet (µg/l) Pirkanmaalla. Arseenipitoisuudet on merkitty vihreillä pallosymboleilla. Kartan pohjavärinä on esitetty moreenin arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992). Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

yli määrittäysrajan (<0,5 µg/l) ja näissä kaikissa näytteissä pitoisuus oli 1 µg/l (Zacheus 2005). Pirkanmaan pienemmissä vesilaitoksissa arseenia on analysoitu vain satunnaisesti. Suurim-

millaan veden arseenipitoisuus on näissä mittauksissa ollut 3 µg/l. Näiden tietojen perusteella vesilaitosvedet eivät aiheuta arseeniriskiä Pirkanmaan alueella.

### 5.3.3 Pintavesi

Pintavesinäytteitä on otettu järvistä, joista sekä puroista (taulukko 6). Pintavesien arseenipitoisuudet ovat pieniä.

Geologian tutkimuskeskus keräsi pintavesinäytteitä myös sulfidimalmien ja malmiaiheiden läheltä. Näillä alueilla luontainen arseenipitoisuus myös pintavesissä on usein keskimääräistä korkeampi, vaihteluväli oli 0,21–2570 µg/l (Backman *et al.* 2006). Korkein arseenipitoisuus havaittiin Ylöjärven vanhalta kaivosalueelta virtaavasta purosta.

**Taulukko 6.** Puro- ja järvivesien arseenipitoisuuksien (µg/l) tilastolliset tunnusluvut Pirkanmaan alueella. n= näytemäärä

	Purovedet	Järvivedet
<b>n</b>	104	53
<b>Minimi</b>	0,2	0,1
<b>Mediaani</b>	0,8	0,3
<b>Keskiarvo</b>	0,9	0,4
<b>Maksimi</b>	3,7	1,4

## 5.4 Kasvit

### 5.4.1 Viljelykasvit

Kasvinäytteet tutkittavien RAMAS-mautilojen (13 kpl) sadoista kerättiin kunkin viljelykasvin normaalin sadonkorjuun aikaan vuonna 2005. Tutkittaviksi kasveiksi valittiin vehnä ja peruna, koska ne ovat maapallolla yleisesti käytettyjä ravintokasveja sekä lisäksi timotei, koska se on yksi laajimmin viljellyistä rehukasveista Euroopassa ja muuallakin maailmassa. Edustavat kasvisatonaäytteet, viisi kustakin kasvilajista, kerättiin neljänä samansuuruisena osanäytteenä näytepisteestä (10 x 10 m) ja samaan aikaan kuin vastaavat maanäytteet. Näytepisteestä ensiksi otettiin kasvinäytteet. Timoteinurmelta otetuille kasvustonäytteille tehtiin botaaninen analyysi, jossa kemiallisiin analyyseihin valittiin kasvilajeista vain timotei. Analyysejä varten kasvinäytteet kuivattiin tarvittaessa ensin huoneenlämmössä ja sen jälkeen 60 °C:ssa, jauhettiin puhtaasta hiiliteräksestä valmistetulla myllyllä ja seulottiin seulalla, jonka silmäkoko oli 2 mm. Arseenin määrittämiseksi kasvinäyte hajotettiin märkäpoltolla väkevässä typpihapossa. Menetelmää käytetään yleisesti kasvianalytiikassa.

Tutkituilla RAMAS-tiloilta kerättyjen kasvisatojen arseenipitoisuudet olivat hyvin pieniä (kuva 21) ja samaa alhaista tasoa kuin on todettu muilta alueilta Suomesta (Mäkelä-Kurtto *et al.* 2007b) ja saastumattomilta alueilta kan-

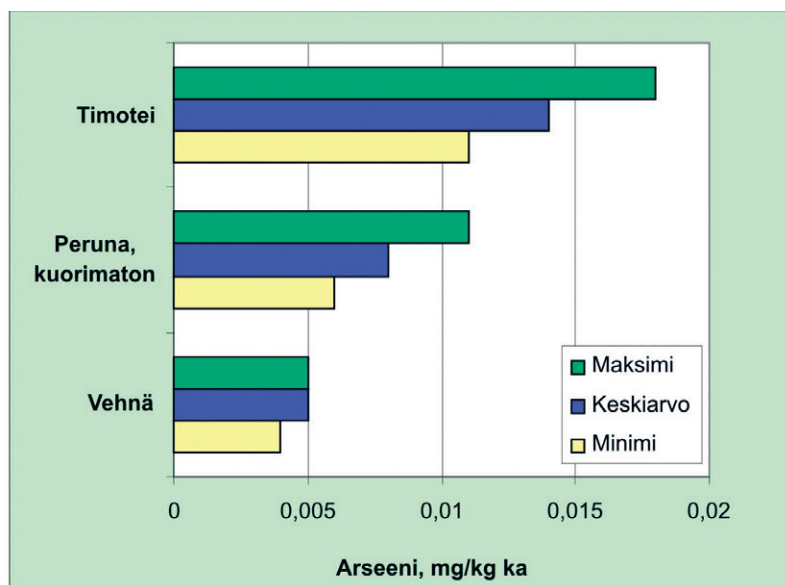
sainvälisesti (kts. Mäkelä-Kurtto *et al.* 2006). Keskimääräiset arseenipitoisuudet kasvoivat seuraavasti: vehnän jyvät (0,005 mg/kg ka), perunan pestyt, mutta kuorimattomat mukulat (0,008 mg/kg ka), ja timoteikasvusto 2. leikkuusta (0,014 mg/kg ka). Jyvien pienet pitoisuudet on selitettävissä sillä, että vain pieni osa juuriin tulevasta arseenista siirtyy kasvin jyviin ja sillä, että kuoret suojaavat jyviä ilmasta mahdollisesti tulevalta suoralta arseenilaskeumalta. Timotein maanpäällisten osien pinnat, lehdet ja varret, taas ovat suoraan alttiina maakosketukselle ja maapölylle sekä myös ilmasta tulevalle laskeumalle. Kuorittujen perunoiden arseenipitoisuus (0,004 mg/kg ka) oli keskimäärin 50 % kuorimattomien perunoiden arseenipitoisuudesta (kuva 22). Tämä osoittaa, että juuren kuoriminen on hyvä keino vähentää niiden arseenipitoisuutta. Kuoriminen alentaa selvästi myös vanadiinin, alumiinin ja raudan pitoisuutta. Kasvisatojen pitoisuuksien hajonta oli pientä. Elintarvikkeille ei Suomen eikä EU:n lainsäädännössä ole asetettu raja-arvoa arseenille.

Satojen arseenipitoisuuksien suhde maan arseenipitoisuuteen oli hyvin pieni, vehnälle ja perunalle 0,001 ja timoteille 0,004. Arseni oli monista tutkituista alkuaineista se, jonka siirtyminen maasta kasviin oli erittäin vähäistä. Tämä johtuu paitsi kasvitekijöistä niin myös monista maaperä-, ilma-, sää- ja ilmastotekijöistä. Yksi kasvien arseenin ottoon vaikuttavista maaperä-

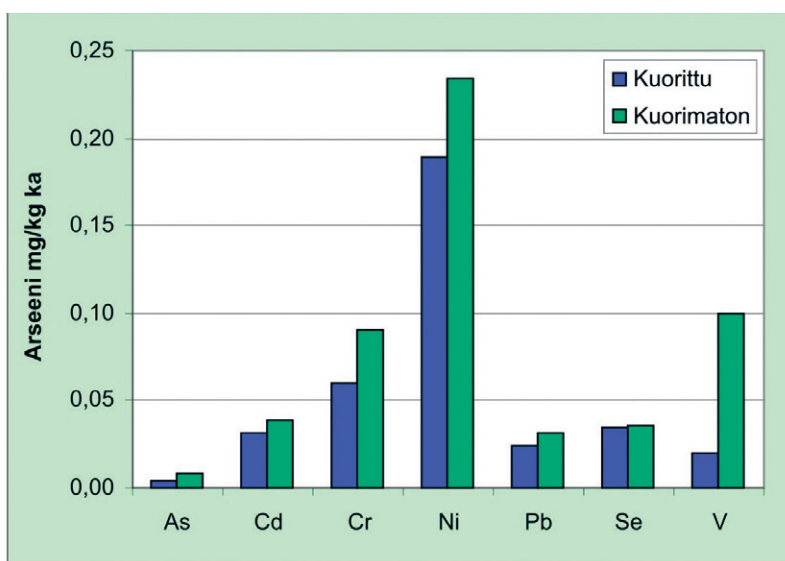
tekijöistä on arseenin liukoisuus maassa. Pirkanmaalaisten peltojen arseenista oli vain noin 1 % liukoisessa eli kasveille käyttökelpoisessa muodossa.

Arvellaan, että seleeni olisi arseenin vastavai-  
 kuttaja ja näin vähentäisi arseenin mahdollisia  
 haitallisia vaikutuksia eliöissä. RAMAS-tiloilta  
 kerättyjen kasvinäytteiden seleenipitoisuudet  
 ovat yhteneväiset seleeniseurantatutkimukses-  
 sa saatujen tulosten kanssa. Nykyisellä seleenilannoitustasolla kevätvehnän keskimääräiset

seleenipitoisuudet vuosina 1999–2003 ovat  
 vaihdelleet välillä 0,130–0,180 mg/kg ka. Kuo-  
 ritun perunan keskimääräinen seleenipitoisuus  
 vuosina 2000–2001 oli 0,026–0,031 mg/kg ka.  
 (Eurola *et al.* 2003, Ekholm *et al.* 2005). Timo-  
 tein osalta seleenipitoisuus pienenee satokau-  
 den edetessä, ellei kasvustoa lannoiteta seleenipitoisella lannoitteella niittojen välillä. Näin ollen seleenipitoisuudet ovat yleensä selvästi suurempia kevätsadossa kuin syysadossa.



**Kuva 21.** Arseenipitoisuudet (mg/kg kuiva-ainetta) RAMAS-mautiloilta vuonna 2005 kerätyissä kasvisadoissa.



**Kuva 22.** Arseenin (As), kadmiumin (Cd), kromin (Cr), nikkelin (Ni), lyijyn (Pb), seleenin (Se) ja vanadiinin (V) pitoisuudet (mg/kg kuiva-ainetta) RAMAS-mautiloilta vuonna 2005 kerätyissä kuorimattomissa ja kuorituissa perunoissa.

## 5.4.2 Koivun mahla, marjat ja sienet

Vuonna 2006 kerättiin mahlanäytteitä Pirkkassa kolmesta kohteesta, yhteensä 6 koivusta (Backman *et al.* 2007b). Mahlanäytteet kerättiin ennen koivun lehtien puhkeamista huhtikuun lopulla. Näytteet otettiin nuorehkoista puista, joiden rungon halkaisija 30 cm korkeudessa oli noin 20 cm. Puut valittiin alueilta, joissa kallioperässä ja maaperässä on todettu korkeita arseenipitoisuuksia. Kohteista otettiin samalla myös maaperäprofiilinäytteet 4–20 metrin päästä (kuva 10). Näytteet kerättiin poraamalla 6 mm terällä rungon alaosaan kaksi, noin 30 mm syvyistä reikää, joista mahla valutettiin pillien avulla pulloon. Näytteen valuttamisaika vaihteli suuresti puusta toiseen, nopeimmillaan näytteet saatiin noin 3 tunnissa, hitaimmillaan aikaa kului noin 25 tuntia.

Marja- ja sieninäytteet kerättiin syyskuussa 2006. Myös nämä näytteet kerättiin maaperän profiilinäytteiden lähiympäristöstä (kuva 10). Tavoitteena oli kerätä yleisimpiä talousmarjoja (mustikka ja puolukka) sekä kauppasieniä. Vuoden 2006 kesä ja alkusyksy olivat Pirkanmaalla poikkeuksellisen kuivia ja marja- ja sienisato valituilla näytteenottoaikoilla oli niin heikko, että näytteenottosuunnitelmaa jouduttiin muut-

tamaan. Tutkimuspisteen Maanäyte 1 lähiympäristöstä ei löytynyt kerättäviä määriä marjoja tai sieniä. Muissa tutkimuspisteissä näytteiden lajikirjoa laajennettiin siten että marjanäytteinä kerättiin syötäviä marjoja (mustikka, puolukka, vadelma ja pihlajamarja) ja sieninäytteinä syötäviä sieniä (herkkutatti, kangastatti ja nuori lehmäntatti), osin sekanäytteinä. Yhteensä otettiin kuusi marjanäytettä ja kolme sieninäytettä, joista kaksi marjanäytettä otettiin Ruovedeltä Kautun vanhalla CCA-kyllästämoalueelta (Backman *et al.* 2007b).

Luonnon alueella, joissa analysoitavat marjat, sienet ja koivut kasvoivat, maaperän arseenipitoisuudet vaihtelivat <0,05 ja 9 280 mg/kg välillä (Backman *et al.* 2006; Backman *et al.* 2007b). Kautun vanhalla CCA-kyllästämoalueella maaperän arseenipitoisuudet vaihtelivat 8 ja 4400 mg/kg välillä (Parviainen *et al.* 2006). Kaikissa marja- ja mahlanäytteissä arseenipitoisuudet olivat kuitenkin alle määritysrajan. Yhdessä sieninäytteessä (näyte 2), jossa analysoidut sienet olivat herkku-, kangas- ja lehmäntatti, arseenipitoisuus oli 1,0 mg/kg (kuiva-aine). Kaikkien mahlanäytteiden arseenipitoisuudet olivat myös pieniä, alle määritysrajan (<0,2 µg/l).

## 5.5 Yhteenveto

Pirkanmaan alueelta koottiin olemassa oleva arseenitieto eri tutkimuslaitoksilta ja kunnilta. Tietoa koottiin luontaisista kohteista: kallioperästä, maaperästä, vesistä ja luonnon kasveista ja sienistä. Uusia näytteitä otettiin luontaisilta alueilta pohjavedestä sekä maaperänäytteitä pareittain peltomaasta ja metsämaasta. Lisäksi samoilta pelloilta otettiin näytteet viljelykasveista: vehnästä, perunasta ja timoteista. Muilta maaperän tutkimusalueilta kerättiin näytteet maaperästä eri syvyyksiltä sekä luonnon marjoista, sienistä ja koivumahlasta.

Pirkanmaalla on alueita, joissa on koko maahan verrattuna keskimääräistä suurempia arseenipitoisuuksia. Alueella on luontaista, geologista alkuperää olevaa arseenia kallioperässä,

maaperässä ja pohjavedessä. Luontaisissa pintavesissä pitoisuudet ovat kuitenkin alhaisia, samaa tasoa kuin muualla Suomessa.

Pirkanmaan alue jakautuu kallioperän ominaisuuksien perusteella kolmeen geologiseen vyöhykkeeseen: pohjoiseen Keski-Suomen granitoidiivyöhykkeeseen, keskellä olevaan Tampereen liuskevyöhykkeeseen ja eteläiseen Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeeseen (kuva 4). Näiden kolmen vyöhykkeen kallioperän kivilajit ja kallioperän rakenteet eroavat merkittävästi toisistaan, samoin kiven keskimääräiset arseenipitoisuudet. Geologista alkuperää olevat luontaiset arseenipitoisuudet ovat pieniä Pirkanmaan pohjoisosassa granitoidikompleksin alueella ja keskimääräistä korkeampia Tampe-

**Taulukko 7.** Arseenipitoisuudet luontaista arseenipitoisuutta edustavissa näytteissä. CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tampereen liuskevyöhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke.

Tutkittu alue		Analyyssien määrä	Yksikkö	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Mediaani	Suomen mediaani	Viite
Kallioperä	CFGC	218	mg/kg	0,10	84,0	1,73	1,00	0,90	Lahtinen <i>et al.</i> 2005,
	TB	128	mg/kg	0,10	377	10,4	2,22	0,90	Lahtinen <i>et al.</i> 2005,
	PB	257	mg/kg	0,10	270	4,50	1,90	0,90	Lahtinen <i>et al.</i> 2005,
Maaperä, moreeni	CFGC	24	mg/kg	2,10	7,33	4,09	3,72	2,57	Koljonen <i>et al.</i> 1992
	TB	6	mg/kg	3,72	12,1	6,91	5,92	2,57	Koljonen <i>et al.</i> 1992
	PB	16	mg/kg	4,25	44,0	14,2	11,5	2,57	Koljonen <i>et al.</i> 1992
Peltomaat, hiesu ja savi	Pintakerros	15	mg/kg	2,90	6,80	4,06	3,90	2,76	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
	Muuttumaton pohjamaa	15	mg/kg	2,84	4,82	3,72	3,48	–	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
Metsämaa, hiesu ja savi	Pintakerros	11	mg/kg	1,45	13,3	4,35	3,55	2,76	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
	Muuttumaton pohjamaa	11	mg/kg	2,40	11,7	5,97	4,90	–	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
Kalliopohjavesi porakaivoissa	CFGC	115	µg/l	0,05	10,0	0,95	0,46	<sup>1</sup> 0,16	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
	TB	320	µg/l	0,05	2230	75,4	4,05	<sup>1</sup> 0,16	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
	PB	530	µg/l	0,05	1560	20,1	1,50	<sup>1</sup> 0,16	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
Maaperän pohjavesi rengaskaivoissa	CFGC	87	µg/l	0,02	2,52	0,27	0,15	<sup>1</sup> 0,14	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
	TB	19	µg/l	0,08	45,0	3,24	0,32	<sup>1</sup> 0,14	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
	PB	177	µg/l	0,02	29,2	0,71	0,22	<sup>1</sup> 0,14	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
Purovesi		104	µg/l	0,24	3,67	0,89	0,75	<sup>2</sup> 0,36	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996
Järvivesi		53	µg/l	0,14	1,43	0,40	0,33	<sup>3</sup> 0,29	Backman <i>et al.</i> 2006, <sup>3</sup> Skjelkvåle <i>et al.</i> 2001
Kasvit	Timotei	5	mg/kg	0,01	0,02	0,01	0,01	–	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
	Peruna	5	mg/kg	0,01	0,01	0,01	0,01	–	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
	Vehnä	5	mg/kg	0,00	0,01	0,01	0,01	–	Mäkelä-Kurto <i>et al.</i> 2006
	Sienet	3	mg/kg	< 0,5	1	< 0,5	< 0,5	–	Backman <i>et al.</i> 2007c
	Marjat	6	mg/kg	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	–	Backman <i>et al.</i> 2007c
	Mahla	6	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	–	Backman <i>et al.</i> 2007c

reen liuskevyöhykkeen ja Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeen alueella. Tiedot luontaisista arseenipitoisuuksista eri tutkimusmateriaaleissa Pirkanmaalla ja niiden vertailupitoisuudet on koottu taulukkoon 7.

Kallioperän arseenipitoisuudet on esitetty kuvassa 7. Pitoisuudet vaihtelevat 603 näytteessä 0,1 ja 377 mg/kg välillä ja suurimmat pitoisuudet olivat Tampereen liuskevyöhykkeellä Pirkanmaan keskiosassa. Kallioperässä arseeni esiintyy useimmiten arseenikiisuna. Suuria arseenipitoisuuksia on malmialueilla useimmiten kultamalmien ja kulta-aiheiden läheisyydessä.

Kallioperän pohjavettä tutkittiin ottamalla näytteitä porakaivoista. Arseenipitoisuudet vaihtelivat tutkituissa 1272 näytteessä 0,05 ja 2230 µg/l välillä. Pitoisuudet olivat keskimäärin selvästi korkeampia kuin koko maassa ja Sosi-

aali- ja terveysministeriön asettama talousvesien raja-arvo 10 µg/l ylittyi 22,5 % tutkituista porakaivovesinäytteistä. Korkeita arseenipitoisuuksia oli sekä Tampereen liuskevyöhykkeellä että Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeellä. Kalliopohjaveden arseeni oli yleensä kokonaan liukoisessa muodossa ja useimmiten arsenaattina. Seurantanäytteiden perusteella kaivot voitiin jakaa kahteen ryhmään: niihin, joissa arseenipitoisuustaso pysy vakaana ja niihin, joissa arseenipitoisuus oli riippuvainen veden pumpausmäärästä.

Maaperän pohjaveden arseenipitoisuudet vaihtelivat 283 näytteessä 0,02 ja 45 µg/l välillä. Pitoisuudet olivat hieman koholla verrattuna koko maan arvoihin, mutta pitoisuudet olivat kuitenkin alhaisia verrattuna suuriin arseenipitoisuuksiin Pirkanmaan porakaivovesissä. Maa-



perän pohjavettä tutkittiin rengas- ja lähdekai-voista sekä lähteistä, ja vain kolmessa näytteessä arseenipitoisuus oli yli 10 µg/l. Maaperän pohjavedessä kaikki arseeni ei näytä olevan liukoises-  
sa muodossa, vaan osa saattaa olla sitoutuneena humukseen ja muuhun kiintoainekseen.

Järvi- ja purovesissä arseenipitoisuudet olivat yleensä pieniä, ainoastaan kaivosten ja niiden rikastushiekka-alueiden läheisissä pintavesissä oli korkeita pitoisuuksia.

Maaperän arseenipitoisuudet olivat Pirkanmaan alueella paikoin korkeita koko Suomeen verrattuna (moreeni, hiekka ja savi). Korkeimpia pitoisuuksia tavattiin moreenimaiden pohjakerrostumissa alueilla, joilla myös kallioperässä oli korkeita pitoisuuksia. Kokonaisarseenipitoisuudet olivat korkeampia maaperässä syvemmälle mentäessä ja pitoisuudet olivat suurimmat aivan kallion pinnan läheisyydessä. Helppoliukoisen arseenin osuus oli sitä vastoin suurempi maan pintaosissa ja väheni syvemmällä vähän happea sisältävissä kerrostumissa. Arseenipitoisessa maaperässä kasvaneiden luonnon marjojen, sienien ja koivun mahlan arseenipitoisuudet olivat kuitenkin hyvin pieniä.

Tutkituissa savi- ja hiesupeltomaissa ja viljatuotteissa, vehnässä, perunassa ja timoteissa arseenipitoisuudet olivat hyvin pieniä. Peltomaissa ja niiden vertailupareina tutkituissa metsämaissa pitoisuudet suurenevät syvemmälle mentäessä, joten suurin osa arseenista on geologista alkuperää. Lannoitteiden ja laskeuman tuoma lisä peltomaiden pintaosiin oli noin 10% kokonaispitoisuudesta. Arseenilisäykset maahan ja arseenipoistumat maasta olivat keskimäärin melko hyvin tasapainossa. Peltomaiden ulkoiset arseenilähteet suurimmasta pienimpään olivat keskimäärin seuraavat: lannoitevalmisteet > ilmasta tuleva laskeuma > kaupalliset rehuvalmisteet. Arseenin poistuminen kasvi- ja eläintuotteissa oli vähäistä, koska Suomessa satomäärät ja arseenipitoisuudet ovat pieniä. Suurin osa arseenista poistuu viljelymaista vesiin erodoituneen maa-aineksen mukana ja vain vähäisessä määrin huuhtoutumalla.

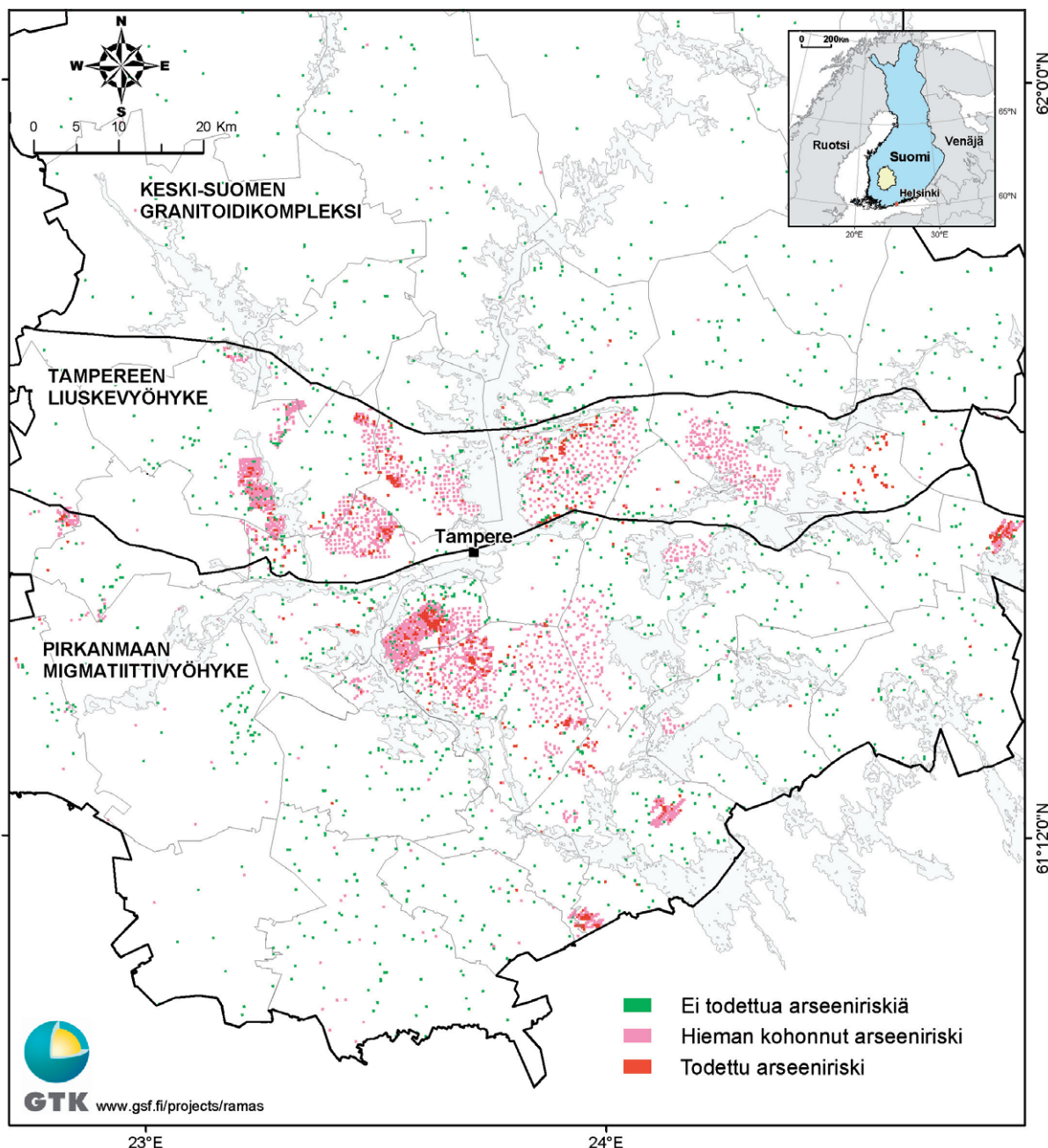
Yhteenvedoksi luontaisen arseenin esiintymisestä Pirkanmaalle laadittiin alueellinen geokemiallinen 'riskikartta' kallioperän, maaperän ja pohjaveden arseenipitoisuuksien perusteella

(kuva 23.) Pirkanmaan alue jaettiin ruutuihin, joiden koko oli 250 metriä x 250 metriä. Paikkaan sidottu arseenipitoisuustieto esitettiin ruudukossa ja jokainen ruutu sai tarkasteltavan materiaalin (kallioperä, maaperä, pohjavesi) osalta arseenipitoisuusarvon. Jos yhteen ruutuun osui monta näytettä samasta materiaalista, arvoista laskettiin mediaani. Kaikkiin ruutuihin ei tullut arvoja, koska kaikkialla ei ole otettu näytteitä, tai arseenipitoisuuksia oli analysoitu vain yhdestä tai kahdesta tarkastellusta näyttemateriaalista.

Arseenipitoisuustieto luokiteltiin talousvedelle ja maaperälle asetettujen raja-arvojen perusteella. Talousvedelle on asetuksessa annettu raja-arvoksi 10 µg/l (STM 2000 ja 2001) ja maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointia koskeva valtioneuvoston asetuksessa 214/2007 (PIMA-asetus) on maaperälle annettu kynnysarvoksi 5 mg/kg ja ohjearvoksi asutuille alueille 50 mg/kg. Maaperän arvoja käytettiin myös kallioperän osalta, koska Suomessa ei ole annettu kallioperälle kynnys- tai ohjearvoja. Maa- ja kallioperän sekä pohjaveden arseenipitoisuudet on luokiteltu neljään eri luokkaan:

0 = arseenipitoisuus < 5 mg/kg maaperässä ja kallioperässä
1 = arseenipitoisuus 5 - 50 mg/kg maaperässä ja kallioperässä
2 = arseenipitoisuus 50 - 100 mg/kg maaperässä ja kallioperässä
3 = arseenipitoisuus > 100 mg/kg maaperässä ja kallioperässä
-1 = puuttuva tieto
0 = arseenipitoisuus < 5 µg/l pohjavedessä
1 = arseenipitoisuus 5 - 10 µg/l pohjavedessä
2 = arseenipitoisuus 10 - 50 µg/l pohjavedessä
3 = arseenipitoisuus > 50 µg/l pohjavedessä
-1 = puuttuva tieto

Näiden luokitusten perusteella laadittiin kolmiportainen luokitus: ei todettua geokemiallista 'arseeniriskiä' (luokka 0), hieman keskimääräistä korkeampi geokemiallinen 'arseeniriski' (luokka 1) ja todettu geokemiallinen 'arseeniriski' (luokat 2 ja 3). Kukin ruutu sai arvon, jos yhdestäkin tutkitusta näyttemateriaalista oli arseenipitoisuustieto. Kaikki todetun 'arseeniriskin' alueet sijoittuvat Pirkanmaan eteläisempään puoliskoon, samoin lähes kaikki keskimääräistä korkeamman 'arseeniriskin' alueet. Pohjoisosassa havaittiin vain satunnaisesti hieman tavanomaista korkeampia arseenipitoisuuksia jossakin näyttemateriaalissa.



**Kuva 23.** Pirkanmaan geokemiallinen 'arseniriskikartta', joka perustuu luontaisen, geologista alkuperää olevan arseenin alueelliseen esiintymiseen kallioperässä, maaperässä ja pohjavedessä. Geologiset vyöhykkeet: Keski-Suomen granitoidivyöhyke Pirkanmaan pohjoisosassa, Tampereen liuskevyyhyke keskiosassa ja Pirkanmaan migmatiittivyöhyke eteläosassa. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos. Kuva Samrit Luoma.

## Kirjallisuus

**Backman, B., Hiisvirta, L., Ilmasti, M. & Lahermo, P. 1994.** Arseenin ja muiden raskasmetallien sekä näihin liittyvien anionien esiintyminen porakaivoissa. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Raportti 1.10.1994, 36 s.

**Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T., Karttunen, V., Talikka, M. & Kaija, J. 2006.** Natural Occurrence of Arsenic in the Pirkanmaa region in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Luontaisen arseenin esiintyminen Pirkanmaalla. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 82 s. Saatavilla: <http://www.gtk.fi/projects/ramas/index.php?lang=en>

**Backman, B., Kettunen, V., Ruskeeniemi, T., Luoma, S. & Karttunen, V. 2007a.** Experience from the field remediation test in Säijä and Ylöjärvi in the Pirkanmaa region in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Arseenin poisto pohjavedestä ja pintavedestä – Kenttäkokeita Pirkanmaalla, Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 44 p. Saatavilla: <http://www.gtk.fi/projects/ramas/index.php?lang=en>

**Backman, B., Eklund, M., Luoma, S., Pullinen, A. & Karttunen, V. 2007b.** Luontaisia ja ihmisen aiheuttamia arseenipitoisuuksia Pirkanmaan alueella. Arseenipitoisuustietoa maaperän eri kerroksista, kaivoksen rikastehiekasta ja sen pölystä,

vedestä louhoksilla, kyllästämöalueilla ja kaatopaikkojen lähellä sekä marjoista, sienistä ja koivunmahlasta. Geologian tutkimuskeskus. (Käsikirjoitus).

**Eilu, P. & Lahtinen, R. 2004.** Arseeni kallioperässä ja malmiutuneissa vyöhykkeissä, 29-44 Julkaisussa: Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. (toim.). Arseeni Suomen Luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 173 s.

**Ekholm, P., Eurola, M. & Venäläinen E-R. 2005.** Selenium content of foods and diets in Finland. Julkaisussa: Eurola, M. (toim.). Proceedings Twenty Years of Selenium Fertilization. September 8-9, 2005, Helsinki. Agrifood Research Reports 69, 39-50.

**EU-direktiivi (98/83/EY) 1998.** Direktiivi ihmisen käyttöön tarkoitettun veden laadusta. [http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fin/1998/l\\_330/l\\_33019981205fi00320054.pdf](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fin/1998/l_330/l_33019981205fi00320054.pdf)

**Eurola, M., Alfthan, G., Aro, A., Ekholm, P., Hietaniemi, V., Rainio, H., Rankanen, R., & Venäläinen, E-R. 2003.** Results of the Finnish selenium monitoring program 2000-2001. Agrifood Research Reports 36. 42 s.

**Hatakka, T., Mäkelä-Kurtto, R., Tarvainen, T., Laakso, P., Laitonen, A. & Eurola, M. 2007.** Trace elements in top- and subsoil on selected crop and dairy farms in Finland in 2004 (Yhteenveto: Muokkauskerroksen ja jankon hivenalkuainepitoisuudet muutamilla suomalaisilla kasvin- ja maidontuotantotiloilla vuonna 2004). Agrifood Research Reports. (Painossa).

**Idman, H. 1996.** Luonnollisen arseenipitoisuuden vaihtelu pohjavesissä ja siihen vaikuttavat tekijät. Julkaisussa: Nysten, T., Suokko, T. & Tarvainen, T. (toim.). Ympäristögeologian sovelluksia. GTK-SYKE ympäristötutkimusseminaari. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 17-22.

**ISO 11466, 1995.** Soil Quality - Extraction of trace elements soluble in *aqua regia*. ISO - The International Organization for Standardization, Geneva.

**Juntunen, R., Vartiainen, S. & Pullinen, A. 2004.** Arseeni Pirkanmaan porakaivosvesissä. Julkaisussa: Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. (toim.). Arseeni Suomen Luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 173 s.

**Kahelin, H. & Kallio, E. 2004.** Arseenin kemiallinen analysointi. Julkaisussa: Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. (toim.). Arseeni Suomen Luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 173 s.

**Koljonen, T., Gustavsson, N., Noras, P. & Tanskanen, H. 1992.** The Geochemical Atlas of Finland, Part 2 – Till. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 218 s.

**Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996.** Suomen Geokemian Atlas. Osa 3. Ympäristögeokemia – purovedet ja –sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, 149 s.

**Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002.** Tuhat kaivoa - Suomen kaivosvesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Tutkimusraportti 155, 92 s.

**Lahtinen, R., Lestinen, P., Korhikoski, E., Savolainen, H., Kallio, E., Kahelin, H., Hagel-Brunnström, M. & Räisänen, M. 2005.** Rock geochemistry database: Test version 0.7 (2.6.2005). Guide for the users. Geologian tutkimuskeskus. Espoo.

**Lakanen, E & Erviö, R. 1971.** A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. Acta Agriculturae Fenniae 128, 223-232.

**Mäkelä-Kurtto, R., Eurola, M., Justén, A., Backman, B., Luoma, S., Karttunen, V. & Ruskeeniemi, T. 2006.** Arsenic and other elements in agro-ecosystems in Finland and particularly in the Pirkanmaa region (Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Arseeni ja muut alkuaineet Suomen agro-ekosysteemeissä ja erityisesti Pirkanmaalla). Geologian tutkimuskeskus, Erikoisjulkaisu, 116 s.

**Mäkelä-Kurtto, R., Eurola, M. & Laitonen, A. 2007a.** Monitoring programme of Finnish arable land – Aqua regia extractable trace elements in cultivated soils in 1998 (Yhteenveto: Viljelymaan seurantaohjelma Suomessa – Hivenalkuaineiden kokonaispitoisuudet peltomaissa vuonna 1998). Agrifood Research Reports 104. 61 s.

**Mäkelä-Kurtto, R., Laitonen, A., Eurola, M., Vuorinen, A., Pasanen, T., Rankanen, R., Suominen, K., Laakso, P., Tarvainen, T., Hatakka, T. & Salopelto, J. 2007b.** Field balances of trace elements at farm level on selected crop and dairy farms in Finland in 2004 (Yhteenveto: Hivenalkuaineiden tilakoh- taisia peltotaseita kasvin- ja maidontuotantotiloilla Suomessa vuonna 2004). Agrifood Research Reports (painossa).

**Mäntylähti, V. & Laakso, P. 2002.** Arsenic and heavy metal concentrations in agricultural soils in South Savo province. Agricultural and Food Science in Finland 11, 285-300.

**Parviainen, A., Vaajasaari, K., Loukola-Ruskeeniemi, K., Kauppila, T., Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Tammenmaa, J. & Hokkanen, T. 2006.** Anthropogenic sources in the Pirkanmaa region in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Pirkanmaan antropogeeniset arseenilähteet. Geologian tutkimuskeskus, Erikoisjulkaisu, 72 s.

**PIMA-asetus, (VNa 2007/214).** Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Helsingissä 1.3.2007. <http://www.finlex.fi/finlaki/alkup/2007/20070214> (17.10.2007).

**Puustinen, K. 2003.** Suomen kaivosteollisuus ja mineraalisten raaka-aineiden tuotanto vuosina 1530-2001, historiallinen katsaus erityisesti tuotantolukujen valossa. 578 s. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti, M 10.1/2003/3

**Skjelkvåle, B.L., Andersen, T., Fjeld, E., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P. & Moiseenko, T. 2001.** Heavy metal surveys in Nordic lakes: Concentrations, geographic patterns and relation to critical limits. Ambio 30, 2-10.

**STM, 2000.** Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista, nro. 461. Helsingissä 17.5.2001.

**STM, 2001.** Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista, nro. 401. Helsingissä 17.5.2001.

**Tarvainen, T. 2007.** Pirkanmaan taustapitoisuudet: Esiselvitys. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, S 41/2123/2007/41, 12 s.

**WHO, 1993.** Guidelines for drinking-water quality. Volume 1: Recommendations, 2nd ed. World Health Organisation, Geneva.

**Zacheus, O. 2005.** Suurten, Euroopan komissiolle raportoitavien laitosten toimittaman talousveden valvonta ja laatu Suomessa vuosina 2002 – 2004). [http://www.sttv.fi/ylo/julkaisut\\_framenet.htm](http://www.sttv.fi/ylo/julkaisut_framenet.htm) (3.4.2006).

## 6. Ihmisen toiminnan aiheuttamat arseenipitoisuudet

Annika Parviainen<sup>1</sup>, Ämer Bilaletdin<sup>2</sup>, Birgitta Backman<sup>3</sup>, Heli Lehtinen<sup>4</sup>, Kati Vaajasaari<sup>5</sup>,  
Kirsti Loukola-Ruskeeniemi<sup>1</sup>, Timo Ruskeeniemi<sup>3</sup> ja Tero Hokkanen<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

<sup>2</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

<sup>3</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

<sup>4</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>5</sup> Golder Associates, Kolmionkatu 5, 33900 Tampere

Puunkyllästämöalueilla ja kaivosten rikastushiekka-alueilla on paikoin runsaasti arseenia. Ylöjärven kaivosalueelta kulkeutuu arseenia ympäristöön. Muita mahdollisia arseenikuormituksen lähteitä ovat muun muassa vanhat kaatopaikat ja ampumaradat.



### 6.1 Tiedonkeruu

RAMAS-hankkeessa koottiin tietoa ihmisen toiminnasta aiheutuvista arseenipäästöistä pääasiassa kokoamalla yhteen eri tutkimus- ja viranomaislaitosten aineistoja maa- ja vesiympäristöä pilaavista kohteista. Ensin selvitettiin muun muassa KETU-rekisteristä, minkä tyyppisessä toiminnassa arseenia käytetään ja mitä

käytössä olevia tai käytöstä poistettuja arseenipitoisia kemikaaleja on ollut markkinoilla. KETU sisältää tietoja kemikaalien maahan- tuonnista ja tuotannosta. Arseenia on selvitysten mukaan kulkeutunut esimerkiksi kaivosten, puunkyllästyslaitosten tai jätteenkäsittelylaitosten ympäristöön.

Pirkanmaan ympäristökeskuksen keräämät tiedot ja tietokannat antoivat hyvän pohjan RAMAS-hankkeen tiedonkeruulle. Alueellisen ympäristökeskuksen tehtävänä on käsitellä ympäristöä kuormittavan toiminnan lupia ja valvoa lupaehtojen toteutumista. Se kerää myös tietoa pilaantuneista maa-alueista (MATTI-järjestelmä) ja muista pilaantuneista ympäristöistä (mm. PIVET eli pintavesien tietojärjestelmä) ja tekee tutkimuksia omalla alueellaan. Lisäksi insinööri-toimistot tekevät ympäristötekniisiä tutkimuksia, riskinarviointeja ja kunnostussuunnitelmia. Pirkanmaan alueellisen ympäristökeskuksen laboratorio on analysoinut erilaisten jätevesien ja kiinteiden jätteiden haitta-aineiden pitoisuuksia, ja tiedot on tallennettu LIMS-järjestelmään.

Kaivostoiminnan ympäristövaikutuksista etsittiin tietoa myös geologisista julkaisuista.

RAMAS-hankkeessa tutkittiin tarkemmin toimintansa lopettaneen puunkyllästämön pilaamaa maa-alueita sekä kolmen vanhan kaivosalueen ympäristöä. Lisäksi arseenipitoisuuksia analysoitiin yhdyskuntajätevesistä ja teollisuusjätevesistä ennen ja jälkeen jäteveden puhdistuksen. Myös muutamalta kivilouhimolta ja kaatopaikalta analysoitiin pinta- ja pohjavesien pitoisuuksia. Turpeessa on luontaisesti jonkin verran arseenia ja se kertyy tuhkaan turvetta poltettaessa. Siksi selvitettiin myös tuhkien arseenipitoisuutta ja niiden käsittelyä.

## 6.2 Kaivokset

Pirkanmaalla on viisi kaivosta, mutta Kutemajärven kultakaivos Orijärvellä on ainoa, joka on tällä hetkellä toiminnassa (kuva 24). Muut Pirkanmaan kaivokset ovat Haverin kuparikulta-kaivos, Ylöjärven kupari-volframi-arseenikaivos, Kylmäkosken nikkeli-kuparikaivos ja Vammalan nikkelikaivos. Ylöjärven kaivoksen rikastamolle viedyn malmin arseenipitoisuus oli 1200–4600 mg/kg. Kylmäkosken malmissa arseenipitoisuudet olivat paikoin yli 1000 mg/kg, mutta keskimäärin pitoisuudet olivat matalia. Haverin kupari-kulta-malmissa sekä Kutemajärven kultakaivoksessa malmin arseenipitoisuudet olivat alle 100 mg/kg (Puustinen 2003).

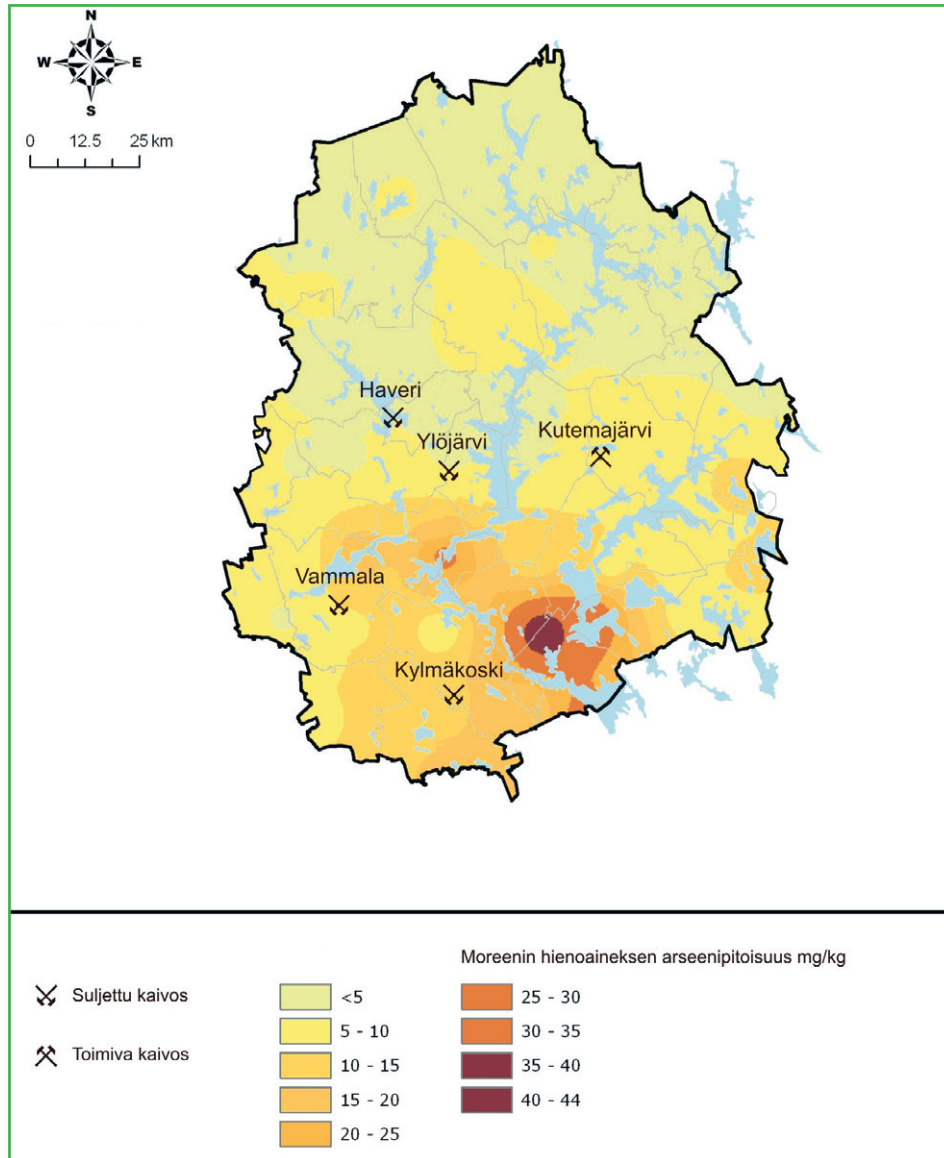
Ylöjärven Parosjärven kaivoksen rikastushiekka-alue sisältää runsaasti arseenia (Carlson *et al.* 2002, Parviainen *et al.* 2006). Myös Viljakkalan Haverissa on raskasmetalleja ja arseenia sisältävä rikastushiekka-alue. RAMAS-hanke selvitti haitta-aineiden kulkeutumista näiden kaivosten rikastushiekka-alueilta. Lisäksi Kylmäkosken kaivosalueelta kerättiin muutamia pintavesi- ja rikastushiekkanäytteitä. Ylöjärven kaivoksen ympäristöön kulkeutuu arseenia, mutta analysoitujen vesinäytteiden perusteella Haverin ja Kylmäkosken kaivosalueilta ei juurikaan tällä hetkellä kulkeudu arseenia pintavesiin (Parviainen *et al.* 2006). Ylöjärven kai-

vosalue valittiin kaivoskohteiden aiheuttaman terveys- ja ympäristöriskinarvioinnin esimerkkikohteeksi.

### 6.2.1 Ylöjärvi

Ylöjärven kupari-volframi-arseeni-kaivos oli toiminnassa vuosina 1943–1966. Malmin louhinta käynnistyi aluksi avolouhintana, kunnes 1951 kaivos siirtyi kokonaan maanalaiseen louhintaan. Parosjärvi kuivattiin aluksi eteläpäästään ja lopulta kokonaan, kun malmin louhinta eteni järven alle. Järvioltaan eri osia käytettiin myös joko selkeytysaltaina tai prosessiveden ottoon. Ensimmäinen, noin neljän hehtaarin kokoinen rikastushiekka-alue oli Parosjärven eteläosassa. Kaivostoiminnan päätyttyä avolouhokset ja maanalainen kaivos täytyivät pikkuhiljaa vedellä ja 1970-luvulla järven vedenpintaa vielä nostettiin pohjapadolla niin, että myös osa ensimmäisestä rikastushiekka-alueesta jäi veden alle. Nykyinen järvi on alkuperäistä Parosjärveä suurempi.

Vuosina 1949–1953 kaivos tuotti ainoana Suomessa myös arseenirikastetta, kaikkiaan noin 563 tonnia (Puustinen 2003). Tätä lyhyttä jaksoa lukuun ottamatta arseeni päättyi



**Kuva 24.** Pirkanmaan kaivokset. Kartassa on väreillä esitetty myös moreenin hienoaineksen arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992). Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos.

kaivoksen rikastushiekka-alueelle. Kaivosjätettä syntyi yhteensä noin neljä miljoonaa tonnia, josta 1,1 miljoonaa tonnia käytettiin tyhjen kaivoskäytävien täyttöön ja loppuosa läjitettiin maan pinnalle. Nykyisin näkyvissä oleva rikastushiekka-alue on 17 hehtaarin laajuinen, ja täytön keskipaksuus on 9,3 metriä. Alueella olevan arseenin määrää ei tarkkaan tiedetä, mutta rikastushiekasta otettujen näytteiden mukaan arseenipitoisuus vaihtelee 1000–2200 mg/kg täytön pintaosissa (Parviainen *et al.* 2006). Nämä lukemat ovat sopusuunnissa sen kanssa, mitä tiedetään malmin keskimääräisistä arseenipitoisuuksista.

Kaivosalueelta purkautuvien pintavesien arseenipitoisuuksista on tietoa jo yli 30 vuoden ajalta. Rikastushiekka-alueelta suotovesi kulkeutuu ojaa pitkin Parosjärveen. Arseenipitoisuus ojavedessä vaihtelee vuodenajan ja virtaaman mukaan, mutta keskimäärin siinä on arseenia noin 250 µg/l. Parosjärven pintaosissa arseenia on lähes 70 µg/l ja syvemmillä yli kaksinkertainen määrä. Parosjärvestä vedet laskevat Parosjärven ojan ja Vahantajoen kautta Näsijärveen. Tämän, noin seitsemän kilometrin pitkän matkan aikana arseenipitoisuudet laskevat ja nykyisellään Näsijärven lahdessa arseenipitoisuus vaihtelee 3–14 µg/l (Bilaletdin *et al.* 2007a, Bilaletdin *et al.* 2007b).

Arseenin pidemmän aikavälin kertymää Vahantajojen vesistöalueelle tutkittiin puro- ja järvisedimenttien avulla. Sedimentteihin on kertynyt runsaasti arseenia (taulukko 8). Kaivostoiminnan aikana arseenia on kulkeutunut myös Näsijärveen, mikä voidaan todeta Näsijärven järvisedimenttiprofilista (kuva 25). Eri syvyyksiltä järvisedimenttiprofilista otetut näytteet kertovat arseenikuormituksesta eri aikoina. Ennen kaivostoimintaa kallio- ja maaperästä liuennutta luontaista arseenia kertyi Näsijärven sedimenttiin 17 mg/kg. Kaivostoiminnan aikana pitoisuudet olivat jopa 235 mg/kg. Viimeisten 30 vuoden aikana kuormitus on säilynyt yli kaksinkertaisena (37 mg/kg) alueelle tyypilliseen luontaiseen taustapitoisuuteen nähden.

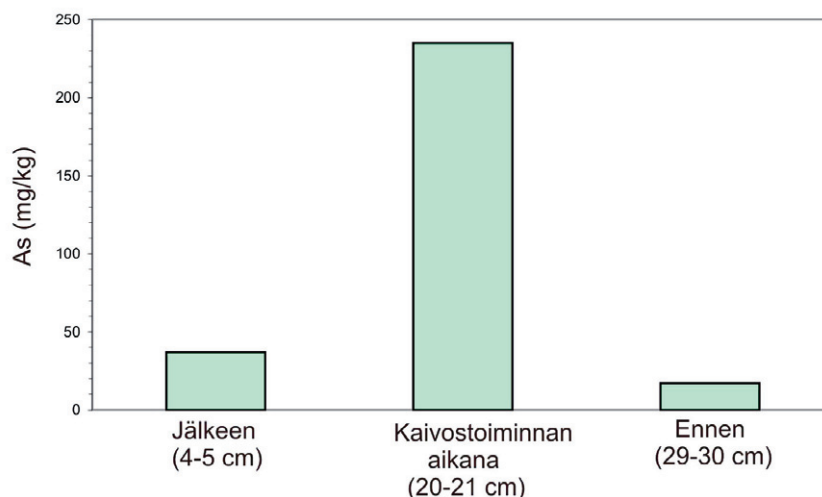
Todennäköisesti arseenikuormitus pysyy nykyisellä tasolla, ellei kaivosalueella tehdä kunnostusta.

Ylöjärven alueen kallioperälle ovat tyypillisiä luonnostaan tavanomaista korkeammat arseenipitoisuudet, joten koko kuormitus ei johdu kaivostoiminnasta. Näsijärven järvisedimenttiprofilista mitattu arseenin taustapitoisuus (17 mg/kg) on maan keskiarvoa, 4,4 mg/kg, korkeampi (Lahermo *et al.* 1996). Ylöjärven kaivoksen lähialueen kallioperän korkea luontainen arseenipitoisuus näkyy myös malminetsinnän tutkimusreitistä otetuissa kalliopohjavesinäytteissä, joissa on havaittu arseenia keskimäärin 1600 µg/l.

**Taulukko 8.** Järvisedimenttien ja orgaanisten purosedimenttien arseenipitoisuus Ylöjärven kaivokselta Näsijärveen virtaavassa järvi-puro-ketjussa. Arseenipitoisuudet laskevat tämän seitsemän kilometrin matkalla. Parosjärven ojassa purosedimentti sisältää yli 100 mg/kg arseenia, kun pitoisuus Vähävahantajärven ojan pohjakerrostumassa on vain 25 mg/kg. Näytepaikkojen sijainnit on ilmoitettu etäisyyksinä Ylöjärven kaivosalueelta, ks. kuvat 26 ja 27.

Järvisedimenttiprofiili	Syvyys (cm)	As mg/kg
Parosjärven alapuolinen kosteikko	0-50	2600-4480
	51-171	1130-1590
	107-178	1760-3690
	180-183	179
Vähä-Vahantajärvi ~3000 m	0	200-250
	8	583
	10-15	54-246
	30	54
Näsijärvi ~7000 m	4-5	37
	20-21	235
	29-30	17

Orgaaninen purosedimenttinäyte	As mg/kg
Parosjärven oja, ~300 m	110
Parosjärven oja, ~900 m	128-228
Parosjärven oja, ~1300 m	134
Vähä-Vahantajärven oja, ~6000m	25



**Kuva 25.** Arseenipitoisuudet Näsijärven järvisedimenttiprofilissa lähellä Ylöjärven kaivosta (mg/kg). Kaivostoiminnan aikana (1943–1966) arseenipitoisuus järvisedimentissä kohosi luontaiseen taustapitoisuuteen verrattuna moninkertaiseksi. Kaivostoiminnan lopettamisen jälkeen arseenikuormitus on vähentynyt, mutta on edelleen yli kaksinkertainen luontaiseen taustapitoisuuteen verrattuna.

### 6.2.1.1 Arseenin kulkeutumismallit pintavesissä

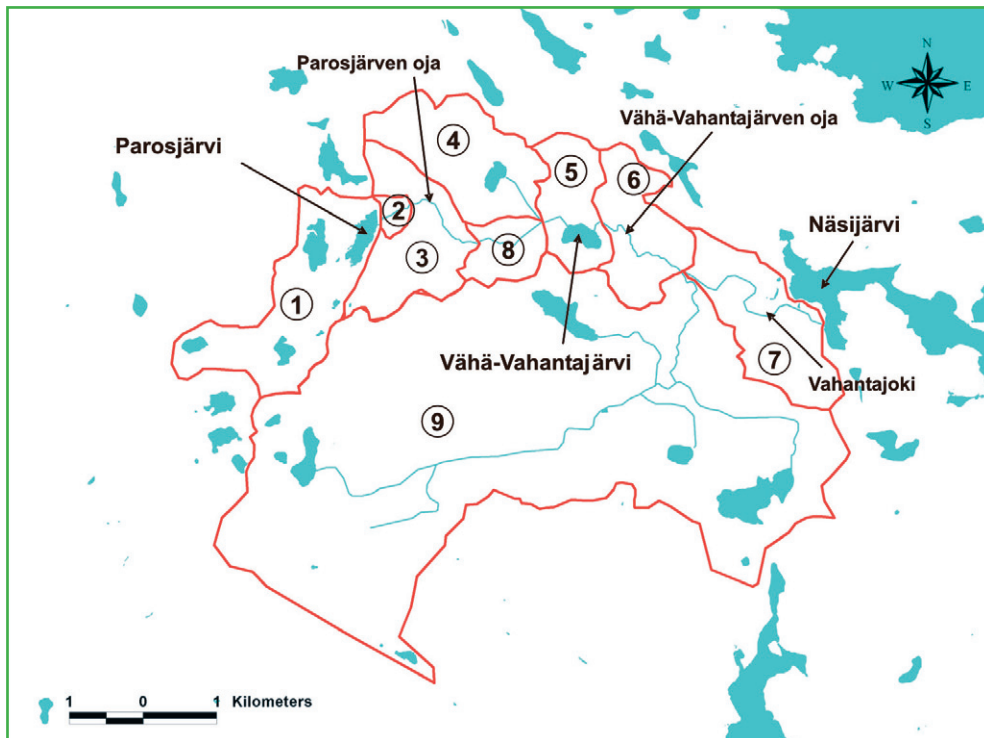
Arseenin kulkeutumismallin kehittäessä lähdettiin siitä, että sen täytyy sisältää keskeiset geokemialliset ja fysikaaliset prosessit ja muutujat (esim. virtaama). Tarvittavan havaintoaineiston määrän ei tulisi olla liian suuri eikä mallin käyttö saisi olla liian työlästä. Tämä on erityisen tärkeää niiden mallintamistyökalujen osalta, jotka on suunnattu ympäristöviranomaisten alustavien selvitysten tekemiseen. Arseenin esiintymismuoto ja geokemiallinen käyttäytyminen pintavesissä riippuvat mm. happamuudesta ja hapetus-pellistys-potentiaalista sekä muista liukoisista komponenteista. Arseenin kulkeutumisen yksityiskohtainen ymmärtäminen ja prosessikuvaus vaativat usein laajan havaintoaineiston. Alustavaan arseenin kulkeutumismallinnukseen saattaa kuitenkin riittää suhteellisen yksinkertainen mallikuvaus.

Mallin kehitystyössä ja kalibroinnissa käytettiin hyväksi Ylöjärven kaivosalueen alapuolista reittiä, joka sijaitsee Vahantajoen vesistöalueella (kuva 26). Kaivosalue kuormittaa jokireittiä muun muassa arseenilla. Tavoitteena oli ke-

hittää tilastollinen arseenin kulkeutumismalli, joka pystyy riittävällä tarkkuudella kuvaamaan arseenin pitoisuuksien käyttäytymistä reitin varrella. Mallinnuksessa hyödynnettiin kerättyä geokemiallista ja muuta havaintoaineistoa ja siinä otettiin huomioon myös valuma-alueen sivujokien vaikutus. Alueen hydrologia laskettiin erillisellä valumamallilla (Bilaletdin *et al.* 2007a).

Vuodesta 1975 lähtien Parosjärven (Ylöjärven kaivosalue) ja siitä lähtevän joen veden laatua on seurattu Pirkanmaan ympäristökeskuksen koordinoimalla velvoitetarkkailulla. Koko seitsemän kilometrin mittaiselta vesireitiltä Parosjärvestä Näsijärveen on tehty yhteensä noin 600 arseenianalyysia. RAMAS-hankkeen aikana vuonna 2005 havaintotiheys on ollut noin kerran kuukaudessa, jolloin arseenipitoisuuksien vaihtelua on voitu paremmin seurata muun muassa mallinnuksen tarpeisiin. Havainnot tehtiin maaliskuun ja joulukuun välillä vuonna 2005 (kuva 27 ja taulukko 9).





**Kuva 26.** Vahantajoen vesistöalue ja osavalmu-alueet. Ylöjärven kaivos sijaitsee osavalmu-alueella 1. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos.

Merkittävä osa rikastushiekka-alueelta tulevasta arseenipitoisista valumavesistä ohjautuu Parosjärveen. Nykyisen järviaaltaan alla on kaivoksen avolouhoksen ja maanalaisten käytävien lisäksi myös vanha rikastushiekka-alue. Tämän vuoksi Parosjärven arseenipitoisuudet ovat korkeat. Pintavesien arseenipitoisuudet laskevat vähitellen Parosjärvestä Näsijärveen mentäessä (tau-

lukko 9). Parosjärven vesinäytteenottopisteessä (1) arseenipitoisuuden keskiarvo 109 µg/l ja Näsijärven vesinäytteenottopisteessä (6) 2,9 µg/l. Puolet arseenista on liukoisessa muodossa ja puolet sitoutuneena kiintoainekseen. Esimerkiksi näytepisteissä 1,2 ja 3 liukoisen arseenin pitoisuudet olivat 63 µg/l, 61 µg/l ja 31 µg/l (Bilaletdin *et al.* 2007a).



**Kuva 27.** RAMAS-hankkeen havaintopisteet Ylöjärven kaivosalueen ympäristössä vuonna 2005. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos.

**Taulukko 9.** Arseenipitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ) eri havaintopisteissä Ylöjärven kaivosalueella (Carlson *et al.* 2002 ja Parviainen *et al.* 2006). n = näytemäärä. 1–6 ovat RAMAS-hankkeen tärkeimmät näytteenotuspisteet.

Havaintopiste	Vuosi	n	Minimi	Mediaani	Keskiarvo	Maksimi
Rikastushiekka-alueen ja Parosjärven välinen oja	1982-1999	25	43	250	260	580
1 Parosjärvi, pinta	1975-2005	58	0,5	68	67	160
Parosjärvi, pohja	1975-2005	56	1,2	130	160	910
2 Parosjärven oja 1	1975-2005	68	1,0	60	60	380
3 Parosjärven oja 2	1975-2005	73	0,5	31	58	850
4 Vähä-Vahantajärven oja	1975-2005	73	0,8	14	16	65
5 Vahantajoki	2005	9	4,0	6,3	7,1	14
6 Näsijärvi, pinta	2005	8	1,5	3,0	2,9	6,0
Näsijärvi, pohja	2005	8	6,0	14	23	66

Arseenin kulkeutumisen mallinnuksessa tärkeimmiksi prosesseiksi arvioitiin laimentuminen, sedimentaatio ja kemialliset prosessit. Mallin yleiseksi rakenteeksi valittiin advektio-dispersio -yhtälö ja ensimmäisen kertaluokan kinetiikka. Advektio-dispersio -mallia käytettiin ensin kokonaisarseenin simulointiin. Toisessa vaiheessa, mallinnustuloksen parantamiseksi ja arseenin fysikaalis-kemiallisten prosessien tarkempaa kuvausta varten, kokonaisarseeni jaettiin liukoiseen ja kiintoaineeseen sitoutuneeseen arseeniin. Kiintoaineeseen sitoutuneen arseenin geokemiallisessa käyttäytymisessä keskeinen prosessi on sedimentaatio ja liukoisen arseenin osalta selvitetään korrelaatioita eri kemiallisten muuttujien kanssa, mutta ainoastaan pH:n ja liukoisen arseenin korrelaatio oli merkittävä. Kaavoissa 1 ja 2 on esitetty advektio-dispersio

-yhtälöt sekä kiintoaineeseen sitoutuneelle että liukoiselle arseenille. Simuloitaessa kokonaisarseenia näiden yhtälöiden avulla tulos oli parempi kuin simuloitaessa suoraan kokonaisarseenia. Kuvasta 28 nähdään, että malli pystyy varsin hyvin kuvaamaan reitistössä liikkuvan arseenin vuotuisia pitoisuusvaihteluita sekä yksittäisessä havaintopisteessä että pitoisuustasojen muutoksia havaintopisteestä toiseen. Yläjuoksulla havaittu pitoisuusvaihtelu johtuu suurelta osin vuodenaikoihin liittyvistä sadan ja virtaaman vaihteluista.

Tutkimuksen keskeinen johtopäätös on, että suhteellisen yksinkertaisella massatasapainoon perustuvalla empiirisellä mallilla on mahdollista simuloida arseenin kulkeutumista pintavedessä riskinarvioinnin tarpeisiin.

$$A_x dx \frac{\partial c_p}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} (A_x D_L \frac{\partial c_p}{\partial x}) dx - \frac{\partial}{\partial x} (A_x u c_p) dx - \rho_p c_p \quad (1)$$

$$A_x dx \frac{\partial c_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} (A_x D_L \frac{\partial c_s}{\partial x}) dx - \frac{\partial}{\partial x} (A_x u c_s) dx - (1.5 \text{ pH} + 12) \rho'_s c_s \quad (2)$$

c = arseenin pitoisuus

t = aika

x = etäisyys

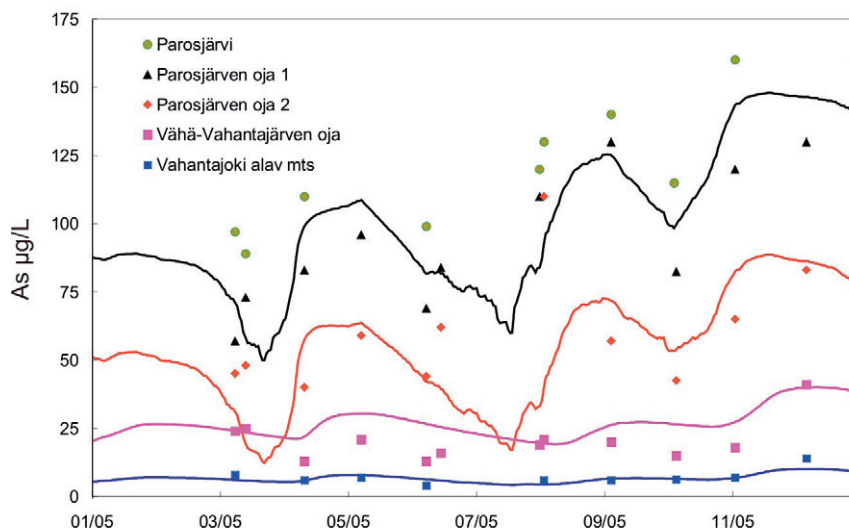
$A_x$  = elementin pinta-ala

$D_L$  = dispersiokerroin

u = advektionopeus

$\rho_p$  = kiintoaineeseen sitoutuneen arseenin sedimentaatiokerroin (kalibroitava)

$\rho'_s$  = liukoisen arseenin häviämiskerroin (kalibroitava)



**Kuva 28.** Kokonaisarseenin simulointi eri havaintopisteissä. Pisteet ovat vesistä analysoituja todellisia arvoja ja käyrä kuvaa mallin antamaa ennustetta. Arseni on tässä mallin-usajossa jaettu liukoiseen ja kiintoaineeseen sitoutuneeseen arseeniin.

### 6.2.1.2 Rikastushiekka-alueen pölyn arseenipitoisuus

RAMAS-hankkeessa selvitettiin myös leijuvan pölyn arseenipitoisuus alueella, jossa maaperän mineraalisessa aineksessa on arseenia. Koealueeksi valittiin Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alue, joka on nykyään Puolustusvoimien teknillisen tutkimuslaitoksen koekenttänä. Rikastushiekka-alue on 17 hehtaarin suuruinen. Se on reunaosiltaan peitetty moreenilla ja nämä alueet ovat metsittyneet. Alueen keskiosa on avointa hiekkakenttää. Puolustusvoimien tekninen tutkimuslaitos suorittaa alueella ammusten ja ilotulitteiden koeräjäytyksiä. Alueelle on muodostunut useita 1–2 metrin syvyisiä kuoppia, jotka ovat halkaisijaltaan 3–5 metriä. Rikastushiekan arseenipitoisuus vaihteli 1000–2200 mg/kg maan pintaosissa 0–0,5 metrin syvyydessä (Parviainen *et al.* 2006).

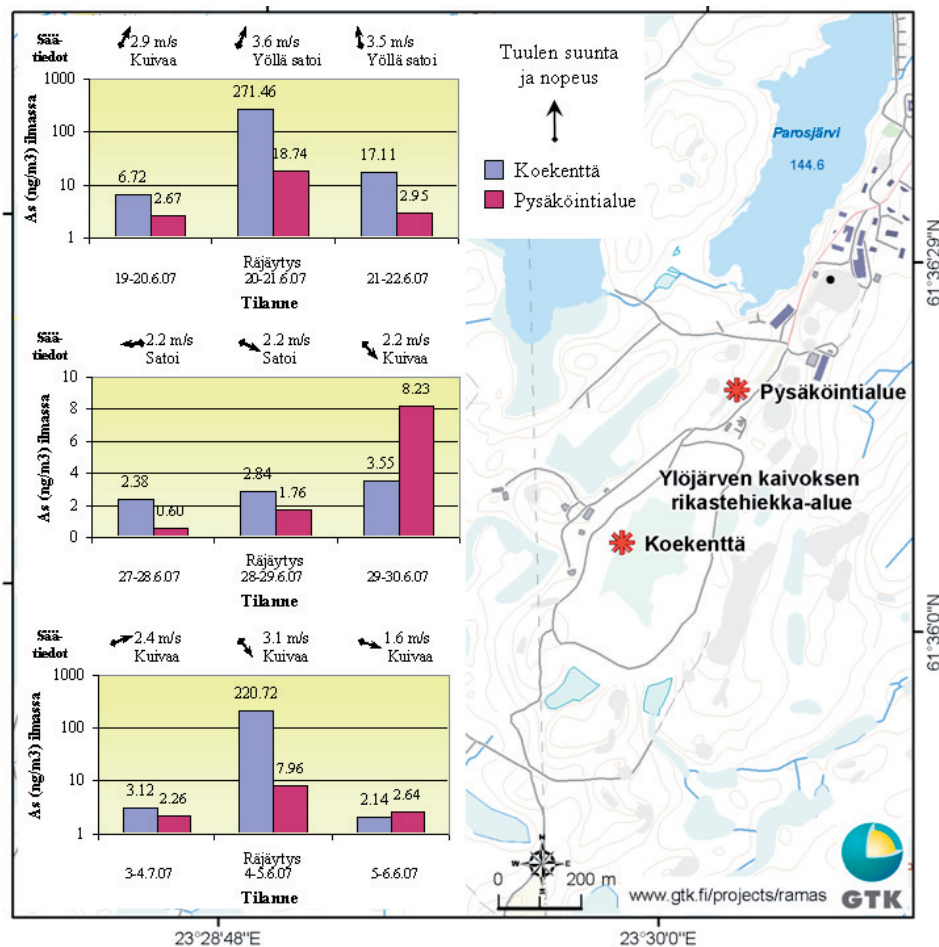
Pölymittaukset suoritettiin Ylöjärvellä ajalla 15.6–5.7.2006. Koejärjestelyt ja mittaukset tehtiin yhteistyössä Puolustusvoimien teknisen tutkimuslaitoksen henkilökunnan kanssa. Mittauksissa käytettiin kahta KIMOTO suurtehokeräintä, joilla kerättiin kokonaispölynäyte Munktell MG160 lasikuitusuodattimelle. Mittaus suoritettiin leijuvan pölyn määrittäminen ilmasta – standardin mukaisesti (SFS 3863). Toinen keräin

asennettiin koealueen reunaan, lähelle räjäytyspisteitä ja toinen keräin pysäköintipaikalle, noin 500 m päähän edellisestä koilliseen, alueella valitsevan tuulensuunnan alapuolelle.

Mittaukset suunniteltiin niin, että aluksi mitattiin vuorokausi koealueen passiivista leijuntaa, jonka jälkeen puolustusvoimien henkilöstö teki koealueella räjäytyksen. Räjäytyksen jälkeen leijuntaa seurattiin kaksi vuorokautta. Sää tiedot saatiin Ilmatieteenlaitokselta Tampereen mittauspisteestä. Mittausjaksoja suoritettiin kolme. Ensimmäinen 15.6.–22.6.2006, toinen 26.6.–30.6.2006 ja kolmas 3.–6.7.2006.

Tulosten perusteella räjäytys nostattaa ilmaan arseenipitoista pölyä (kuva 29). Arseenipitoisuus nousi räjäytyspäivänä suurimmillaan 70 kertaa suuremmaksi kuin kyseisen mittausjakson alkumittauksen pölyn arseenipitoisuus.

Pölyn nouseminen koekentällä oli riippuvainen säätilasta: sateisena päivänä pölyn määrä ja sen arseenipitoisuus ei juuri noussut alkumittaukseen suuremmaksi. Pölyn kulkeutuminen pysäköintialueen mittauspaikalle riippuu myös tuulen suunnasta ja nopeudesta. Pysäköintialueen pölyn arseenipitoisuus oli kuitenkin räjäytyspäivinä ja sitä seuraavina päivinä alkumittaukseen suurempi. Tuulen nopeus oli heikko kaikkien mittausjaksojen aikana. Pölyn terveysvaikutusten arviointia käsitellään luvussa 7.



**Kuva 29.** Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alueen pölyn arseenipitoisuus vuorokausikertymänä (ng/m<sup>3</sup>) kolmen mittausjakson aikana ennen koeräjäytystä, koeräjäytyksen aikana ja sen jälkeen. Keräinten sijainti on merkitty punaisella tähdellä. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos

## 6.2.2 Haveri

Vuosina 1942–1961 toiminut Haverin kupari-kulta -kaivos sijaitsee Viljakkalan kylässä. Rikastushiekka-alue peittää noin 18,5 ha alueen ja sen keskipaksuus on 6,5 metriä. Rikastushiekan alla on silttiä ja savea, jotka ovat aikoinaan kerrostuneet järven pohjalle. Aluetta ympäröi pato, joka rakennettiin louhinnan yhteydessä sivutuotteena saadusta malmiköyhästä sivukivestä ja malmiesiintymän päällä olleesta pintamaasta. Pato on sortunut kahdesta kohtaa alueen pohjoisosassa. Rikastamoon vietiin malmia yhteensä yli 1,5 miljoonaa tonnia. Kaivostoiminnan loppuvaiheessa rikastushiekkaa läjitettiin myös padon ulkopuolelle Kirkkojärveen. Haverin rikastushiekka-alueella on harrastettu rälitoimintaa, mutta nykyään järjestetty toiminta on kielletty. Kuitenkin kylän nuoret viettävät

vapaa-aikaa rikastushiekka-alueella (kuva 30).

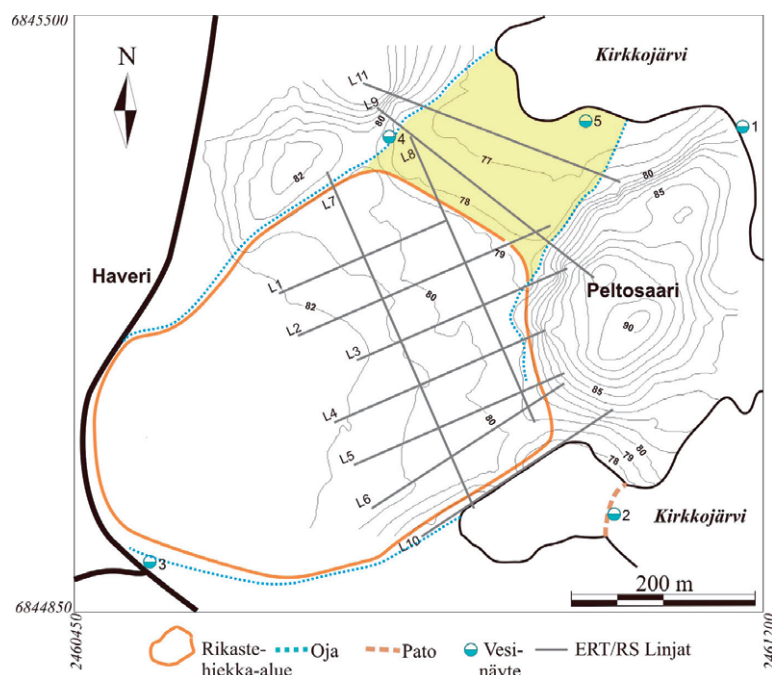
RAMAS-hankkeessa kerättiin pintavesi- ja rikastushiekanäytteitä marraskuussa 2005, toukokuussa 2006 ja 2007 (kuva 31). Kirkkojärvestä otetuissa vesinäytteissä arseenipitoisuudet ovat alle 1 µg/l. Rikastushiekan päällä valuvat pintavedet ovat happamia (pH noin 3,5) ja ne sisältävät enemmän raskasmetalleja kuin Kirkkojärven vesinäytteet, mutta arseenipitoisuudet ovat alhaisia (2–3 µg/l). Rikastushiekkaa käsiteltiin kahdella eri uuttomenetelmällä. Voimakkaamalla kuningasvesi- eli *aqua regia* -uutolla arseenipitoisuudet vaihtelivat 29–510 mg/kg (mediaani 113 mg/kg). Heikommalla ammoniumasetaatti-EDTA -uutolla, joka jossain määrin kuvaa kasvien saatavilla olevaa osuutta, arseenia liukeni enimmillään 8 mg/kg (mediaani 5 mg/kg). Arseenia liukenee siis heikosti pintavesiin ja se sitoutuu osittain rautasakkoihin.



**Kuva 30.** Haverin kupari-kulta-kaivoksen rikastushiekka-alue Viljakkalan kirkonkylässä. Sadevesi ja lumen sulamisvesi valuvat uomia pitkin ja kulkeutuvat rikkoutuneen padon läpi Kirkkojärveä kohti. Kuva Annika Parviainen.



**Kuva 31.** Rikastushiekka- ja pintavesinäytteenottoa Haverin rikastushiekka-alueella. A) Rikastushiekka on vyöhykkeistä. Pintaosien hapettunut rikastushiekka on värjäytynyt ruosteeksi sekundäärisistä rautasakoista (Parviainen & Eklund 2007). B) Haverin rikastushiekka-alueita ympäröivissä puroissa on korkeat raskasmetallipitoisuudet. Kuva Annika Parviainen.



**Kuva 32.** Rikastushiekka-alueen kartta, johon on merkitty geofysikaalisten mittausten linjat ja vesinäytteenottoaikatoukokuussa 2007.

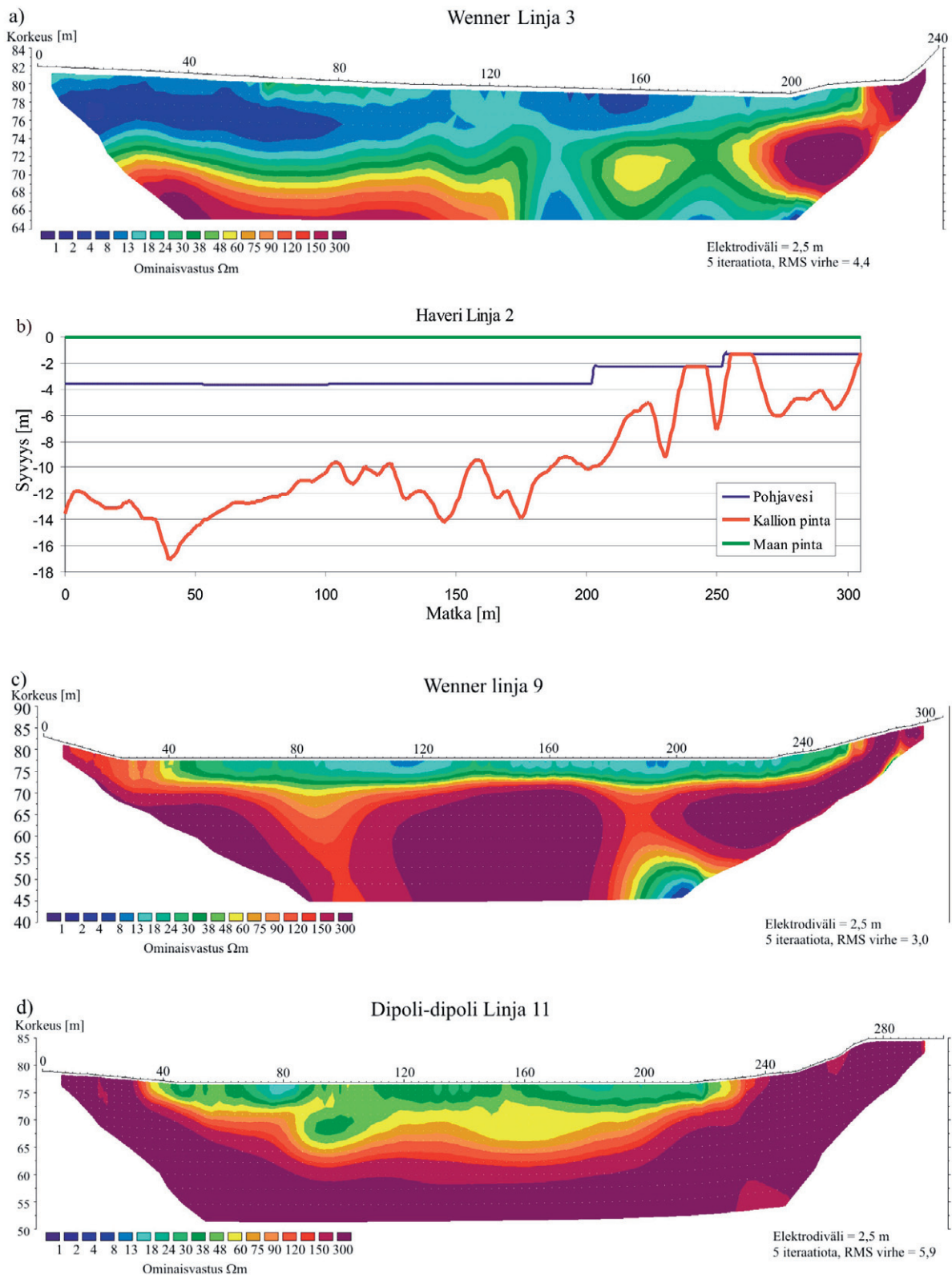
Haverin rikastushiekka-alueella suoritettiin toukokuussa 2007 geofysikaalisia mittauksia 2D maavastusluotaus- ja seismisillä taittumisluotausmenetelmillä. Menetelmien kuvakset löytyvät julkaisusta Peltoniemi (1988). Geofysikaalisten tutkimusten avulla pyrittiin selvittämään kalliopinnan topografiaa ja kallion laatua, rikastushiekka-alueen paksuutta ja sen sisäistä rakennetta sekä rikastushiekan alla olevan savi/silttikerroksen paksuutta. Lisäksi osa mittauslinjoista sijoitettiin rikastushiekka-alueen ulkopuolelle mahdollisten suotovesien kulkeutumisen selvittämiseksi. Alueen pinnan topografia määritettiin keräämällä yli 2000 mittauspistettä tarkkuus-GPS -mittauksin (vertikaali tarkkuus noin 2 cm).

Rikastushiekka-alueen itäosaan kohdentuvassa tutkimuksessa mitattiin yhteensä kuusi seismistä linjaa ja 11 maavastusluotauslinjaa (kuva 32, taulukko 10). Alueen topografia on otettu huomioon tulkinnoissa. Maavastusluotauksen perusteella rikastushiekan näennäiseksi

ominaisvastukseksi arvioitiin 3–18  $\Omega$ m, luonnonmaan 19–75  $\Omega$ m, ja kallion yli 75  $\Omega$ m. Sekä maavastusmittauksen (kuva 33A) että seismisten mittausten (kuva 33B) avulla voidaan päätellä kallion pinnan syvyyden vaihtelevan 6 m ja 13 m välillä niin, että kallio on lähempänä pintaa alueen koillisosassa lähestyttäessä Peltosaarta. Kallion ruhjevyöhyke näkyy monella linjalla (kuva 33A, kohta 140 profiililla). Seismisissä mittauksissa ruhje näkyy nopeuden muutoksena ja maavastusluotauksissa johtavuuden nousuna, mikä saattaa myös merkitä sitä, että johtavaa rikastushiekkaa tai rikastushiekan suotovesiä on saattanut kulkeutua ruhjeeseen. Padon ulkopuolelta ei kuitenkaan saatu varmoja todisteita rikastushiekan kulkeutumisesta padon ulkopuolelle, vaikka linjoilla 9 ja 11 olikin viitteitä ruhjeen olemassaolosta (kuva 33C ja 33D). Sen sijaan Kirkkojärveen on kulkeutunut rikastushiekkaa padon yli pintavaluntana (kuva 33C ja 33D). Tarkka geofysikaalinen tulkinta edellyttää lisätutkimuksia.

**Taulukko 10.** Maavastusluotauksen ja seismisen taittumisluotauksen linjojen pituudet.

Linja	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Maavastusluotaus, m	200	300	250	250	250	250	400	400	285	250	300
Seisminen taittumisluotaus, m		305	200	255		255	400				305



**Kuva 33.** a) Maan ominaisvastuksen jakauma linjalla L3; b) Seismisen taittumislautauksen tulkinta linjalla L2; c) Maan ominaisvastuksen jakauma linjalla L9; ja d) Maan ominaisvastuksen jakauma linjalla L11. Maanvastusluotauslinjoilla korkean ominaisvastuksen omaavat maakerrokset ja kallioperä erottuvat sinisen ja turkoosin sävyillä. Rikastushiekka erottuu selvästi matalamman ominaisvastuksensa (paremman sähkönjohtavuutensa) ansiosta.

## 6.3 Puunkyllästämöt

Puunkyllästämöt, joissa on käytetty CCA-kyllästettä eli kuparia, kromia ja arseenia sisältävää puunkyllästeainetta, osoittautuivat merkittäväksi arseenin päästölähteeksi maaperään ja vesiympäristöön myös Pirkanmaalla (kuva 60, luku 8). Ongelma on suurin vanhoilla kyllästämöalueilla, joissa CCA-käsiteltyä puuta saatettiin varastoida suoraan maalle, jolloin kyllästä pääsi imeytymään maaperään. Kyllästämön maaperän arseenipitoisuudet voivat olla jopa 6700 mg/kg (keskiarvo 373 mg/kg).

Pirkanmaan alueella on tiedossa 16 joko pilaantuneeksi todettuja tai tutkimattomia alueita, joissa on tehty puunkyllästystoimintaa. Kunnostettuja puunkyllästämötoiminnan pilaamia maa-alueita oli neljä vuonna 2005. Kohteissa pilaantumista ovat arseenin lisäksi aiheuttaneet myös kromi ja kupari. Kaksi kyllästämöistä on toiminut vedenhankintaan tärkeillä pohjavesialueilla, mikä lisää kohteiden maaperän ja veden pilaantumisen tutkimus- ja seurantarvetta sekä alueiden kunnostustarvetta.

### 6.3.1 Ruoveden Kautun puunkyllästämö

Ruoveden Kautun puunkyllästämö, jossa käytettiin CCA-kyllästettä, oli toiminnassa 1960–1968. Kyllästämö sijaitsee ykkösluokan pohjavesialueella lähellä asutusta ja vedenottamoita. Kauttu valittiin RAMAS-hankkeen kohteeksi edustamaan puunkyllästämöitä juuri riskialttiin sijaintinsa vuoksi ja siksi, että siellä ei vielä ole tehty kunnostustoimenpiteitä. Kohteesta oli hyvin vähän tietoa ennestään, joten siellä tehtävien selvitysten nähtiin edistävän myös viranomaisten seuranta- ja valvontatoimintaa. Kohteesta tehtiin pahimmin pilaantuneeksi arvellulla alueella maaperän arseenipitoisuuksien ja raskasmetallipitoisuuksien kartoitus kenttäanalyysointilla (kuva 34). Lisäksi kohteesta otettiin maaperänäytteitä laboratorioissa tehtäviä arseeni- ja raskasmetallianalyysjä varten. Maaperänäytteistä tutkittiin myös arseenin ja raskasmetallien liukoisuutta ravisteluun perustuvalla menetelmällä (SFS-EN-12457-3) haitta-

aineiden veteen kulkeutumisen arvioimiseksi. Lisäksi RAMAS-hankkeessa tutkittiin kohteen maaperässä esiintyvien haitta-aineiden aiheuttamaa toksisuutta maaperä- ja vesieliöille (ks. Luku 7). Kohteen lähellä virtaavasta purosta tutkittiin myös pintavesinäytteiden arseeni- ja raskasmetallipitoisuudet. RAMAS-hankkeen aloitteesta alueelle asennettiin pohjaveden havaintoputket. Kerättyä aineistoa käytettiin kyllästämöalueiden arseenista terveyden tai ympäristöön kohdistuvien riskien arviointiin.

Pahiten pilaantuneelle alueelle kaivettiin noin 0,5 m syviä koekuoppia 5 kpl/4 m<sup>2</sup>. Koekuopissa näkyi kyllästysainejäämien vihertäväksi värjäämää hiekkamaata. Arseenipitoisuudet maaperässä vaihtelivat välillä 66–4200 mg/kg. Maaperässä oli myös kuparia (33–1100 mg/kg) ja kromia (77–2200 mg/kg). Orgaanisen aineksen pitoisuus näytteissä oli alhainen (hehkutushäviö 0,8–2,1 %). Liukoisuustestin tulosten perusteella arseenin liukoisuus oli alhaista maavesiseoksen pH-arvossa 3,4–3,9. Arseenin liuennot osuus maaperän sisältämästä arseenipitoisuudesta oli vain noin 0,8–2 %. RAMAS-hankkeen tulosten perusteella entisen kyllästämön varastoalue oli CCA-kyllästeiden pilaa- ma. Alueelta otetut purovesinäytteet osoittivat myös, että arseenia kulkeutuu pintavesiin. Alueelle virtaavan puron vesi ei sisältänyt arseenia ennen puunkyllästämöaluetta, mutta kohteesta pois virtaavassa purovedessä arseenia havaittiin 49 µg/l (Parviainen *et al.* 2006).

RAMAS-hankkeen aikana asennetuista kahdesta pohjavesiputkesta otettiin näytteet kaksi kertaa vuoden 2007 alussa. Pohjaveden arseenipitoisuudet (0,61–1,54 µg/l) ovat alhaisia alueen puroveden pitoisuuksiin verrattuna (taulukko 11). Kiintoainekseen sitoutuneen arseenin pitoisuudet ovat hieman suurempia kuin liukoisien arseenin pitoisuudet pohjavedessä, mutta kyllästämöalueen pilaantuminen ei näytä ulottuneen pohjavesiin asti. Toinen vaihtoehto on, että maa-aineksesta vajoveteen liuennot arseeni on huuhtoutunut pohjaveden jo toiminnan aikana tai heti sen jälkeen. Sen vuoksi nykyiset pitoisuudet ovat laimentuneet ja arseenia





**Kuva 34.** Näytteenottoa Ruoveden Kautun puunkyllästämoalueella.  
 Kuva Kati Vaajasaari.

on saattanut kulkeutua kohteesta veden mukana pois. Myös läheisestä vedenottamosta otettujen vesinäytteiden arseenipitoisuudet ovat hyvin alhaiset.

Pilaantuneen maa-alueen rajaaminen osoit-

tautui hankalaksi, koska alueelle on jossakin vaiheessa tuotu täyttömaata. Paikallisten asukkaiden kertoman mukaan kyllästämo toimintaa on ollut laajalla alueella, joten lisätutkimukset Kautussa ovat tarpeen.

**Taulukko 11.** Kautun CCA-kyllästämoalueen pohjaveden liukoisen ja kokonaisarseenin pitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ). Kokonaisarseenissa on mukana sekä liukoinen että kiintoainekseen sitoutunut arseeni.

	Liukoinen As	Kokonais As	Liukoinen As	KokonaisAs
	1/19/2007	1/19/2007	3/19/2007	3/19/2007
Putki 1	0,6	2,6	0,6	3,0
Putki 2	1,5	3,3	1,4	2,2
Vedenottamo	0,2	<0,2	0,3	<0,2

## 6.4 Louhokset

Pirkanmaan alueella on kymmeniä kivilouhoksia, osa on vanhoja ja osassa on vielä toimintaa. Suurimmassa osassa louhoksista kalliota louhitaan murskeeksi ja sepeliksi maarakennuskohteisiin (kuva 35). Osa louhoksista sijaitsee alueilla, joissa kallioperässä on todettu korkeita arseenipitoisuuksia (Backman *et al.* 2007b). Louhosten mahdollista arseeniriskiä selvitettiin tutkimalla louhosten pohjalle syntyneiden pintavesialtaiden ja louhoksilla olevien porakaivojen veden arseenipitoisuutta.

Loppukesällä 2006 otettiin vesinäytteitä kuudelta eri louhokselta Lempäälän, Nokian, Ylöjärven, Pirkkalan ja Tampereen alueella (kuva 35, taulukko 12). Louhoksilla louhittiin kiviainesta sepeliä varten. Veden arseenipitoisuus ylitti  $10 \mu\text{g/l}$  talousvesiraja-arvon kolmessa eri näytteessä. Suurin pitoisuus,  $140 \mu\text{g/l}$ , oli porakaivovedessä louhoksen alueella. Kahdessa pintavesinäytteessä pitoisuudet olivat  $37,0$  ja  $27,3 \mu\text{g/l}$ .



**Kuva 35.** Louhoksen reunaan muodostunut pintavesilammikko. Kuva Arto Pullinen.

**Taulukko 12.** Kalliopohjaveden (porakaivo, PK) ja pintavesien (lammikko, JA ja puro JO) arseenipitoisuudet ( $\mu\text{g/l}$ ) louhoksilla.

Kunta	Näytepaikka	Näytesyvyys m	As $\mu\text{g/l}$
Lempäälä	JA	0,1	5,4
Lempäälä	PK	50	37
Lempäälä	JO	0,1	2,2
Ylöjärvi	JA	0,5	6,8
Pirkkala	JA	2,0	3,8
Nokia	PK	60	0,5
Nokia	PK	6,4	140
Tampere	JA	0,1	3,0
Nokia	JA	0,1	27

## 6.5 Kaatopaikat

Maaperän tilan tietojärjestelmässä on Pirkanmaalta rekisteröity yhteensä 90 yhdyskuntajätteen kaatopaikkaa ja 52 teollisuusjätteen kaatopaikkaa (ks. luku 8). Suurin osa kaatopaikoista on suljettu tai suljetaan lähitulevaisuudessa. Vanhoilla kaatopaikoilla muun muassa huono pohjaeristys on aiheuttanut pohjaveden ja maaperän pilaantumista. Nykyisin toiminnassa olevien kaatopaikkojen on noudatettava valtioneuvoston kaatopaikkapäätöksen (Vnp 861/1997) asettamia vaatimuksia kaatopaikan rakentamisen suhteen ja tarkkailtava ympäristön tilaa

lupaehtojen mukaisesti. Nykyisten määräysten mukaan myös kaatopaikalle sijoitettavan jätteen laatua valvotaan EU-maille yhteisillä jätteen kaatopaikkakelpoisuusvaatimuksilla ja niihin liittyvillä osoittamismenettelyillä (Vna 202/2006). Kaatopaikat on jaettu kolmeen ryhmään: pysyvän jätteen kaatopaikka, tavanomaisen jätteen kaatopaikka sekä ongelmajätteen kaatopaikka. Kaatopaikalle saa sijoittaa vain sen luokituksen mukaisia jätteitä. Maasta kaivetun pilaantuneen aineksen loppusijoituspaikkaa valittaessa sovelletaan samoja menettely-

jä, koska tällainen aines luokitellaan jätteeksi. Vuonna 2005 Pirkanmaalla toiminnassa olleet kaatopaikat ja muut jätteenkäsittelylaitokset on kuvattu tarkemmin luvussa 8. Lisätietoja on myös raportissa Parviainen *et al.* (2006). Jätteiden luokitusta, käsittelyä ja hyödyntämistä sekä kyllästetyn puun käsittelyä koskevaa lainsäädäntöä ja hallinnollista ohjausta selvitetään tarkemmin raportissa Lehtinen & Sorvari (2006).

Arseenin pitoisuudet Suomen yhdyskuntajätteen kaatopaikkojen suotovesissä ovat keskimäärin 9,5 µg/l (Wahlström *et al.* 2004). Pirkanmaalla toimintaansa jatkavan tavanomaisen jätteen kaatopaikalla arseenipitoisuudet vanhan läjitysalueen suotovesissä ovat vaihdelleet välillä 1,8–317 µg/l (keskiarvo 37 µg/l). Vastavasti toimintansa lopettaneella kaatopaikalla Pirkanmaalla yhden tutkitun kaatopaikan sisäisessä vedessä todettiin arseenia 80 µg/l, kun jätetäytön arseenipitoisuudet vaihtelivat välillä 3,2–20 mg/kg. Tämän suljetun kaatopaikan ympäristön pohjavedessä todettiin arseenia jopa 150 µg/l, mikä on lähes kaksinkertainen määrä jätetäytössä olevan veden arseenipitoisuuteen verrattuna (Montonen 2005).

Teollisuuskaatopaikkojen arseenipitoisuudet vaihtelevat riippuen siitä, millaista jätettä niihin on sijoitettu. Esimerkiksi metalliteollisuuden jätteissä Pirkanmaalla arseenia on ollut vain <0,01–0,03 mg/kg, kun taas ylöskaivetut maamassat esimerkiksi CCA-kyllästetöimintää harjoittaneilta alueilta voivat sisältää jopa 12 000 mg/kg arseenia (Vaajasaari *et al.* 2002). Esimerkiksi Vilppulan Pollarinkankaan teollisuuskaatopaikka kunnostettiin vuonna 2000. Kaatopaikalle oli sijoitettu paikallisen puunkyllästämön jätettä. Maaperä oli pilaantunut ja sisälsi PAH-yhdisteitä, fenoleita sekä arseenia, kromia ja kuparia. Arseenipitoisuudet olivat keskimäärin 128 mg/kg.

Nykyisen lainsäädännön mukaan arseeni-, kromi- tai kreosoottipitoisella kyllästeellä käsitelty puujäte on pääsääntöisesti ongelmajätettä, jota kerätään erikseen loppukäsittelyä varten. Sitä ei saa viedä kaatopaikoille. Tarkoitus on käsitellä varastoihin kerätty puujäte asianmukaisissa polttolaitoksissa. RAMAS-hankkeessa tutkitun puunkyllästämökohteen maaperässä arseenipitoisuudet olivat korkeimmillaan 2100–4200

mg/kg. Jos kohde kunnostetaan massanvaihdolla, osa maamassoista on jäteluokituksen mukaisesti ongelmajätettä (raja-arvo 1000 mg/kg). RAMAS-hankkeessa tehtyjen liukoisuustestien tulosten perusteella arseenin liukoisuus (5,3–28,4 mg/kg) ylittää annetut liukoisuusrajarvot sekä tavanomaisen (2 mg/kg) että ongelmajätteen (25 mg/kg) kaatopaikoille voimakkaammin pilaantuneissa maamassoissa.

Energiantuotannosta syntyy tuhkaa, ja polttoaineesta riippuen tuhkan arseenipitoisuus voi vaihdella 3–34 mg/kg (Lyyränen *et al.* 2004). Jätteen poltosta syntyvissä tuhkissa arseenipitoisuudet voivat olla korkeita (49–320 mg/kg) (Laine & Ylijoki 2005). Tutkimustulosten perusteella arseenin liukoisuus tuhkista on kuitenkin melko alhaista. RAMAS-hankkeen aikana selvitettiin kahden turvetta ja puuta polttavan, kooltaan merkittävän voimalaitoksen tuhkien arseenipitoisuuksia ja käsittelyä Pirkanmaalla. Arseenin kokonaispitoisuudet vaihtelivat 46–58 mg/kg ja toisen laitoksen turvetuhkien liukoisuus oli 3,7 mg/kg L/S 10 (Pirkanmaan ympäristökeskuksen laboratorion lausunto 15.2.2007). Nämä tuhkat on viety kahdelle Pirkanmaan kaatopaikalle. Tuhkien arseenipitoisuus voikin rajoittaa niiden hyötykäyttöä. Tuhkasta liukenevan arseenin määrä 3,7 mg/kg ei täytä tavanomaisen jätteen kaatopaikkakelpoisuuden kriteeriä (2 mg/kg), eikä myöskään tuhkien hyödyntämiselle maarakentamisessa asetettua liukoisuusraja-arvoa, joka on 0,5 mg/kg (Vna 591/2006).

Pirkanmaalla on kaatopaikkoja sellaisilla alueilla, joilla moreenin luontainen arseenipitoisuus on Suomen keskimääräisiä arvoja korkeampi. Kaatopaikkaselvitysten yhteydessä päätettiin selvittää, voivatko yhdyskuntajätteen kaatopaikkojen pelkistyneet suotovedet liuottaa mukaansa arseenia ja raskasmetalleja lähialueen moreenista aiheuttaen ympäristöön arsenikuormitusta, vaikka jätteessä itsessään arseenia ei olisikaan. Tällaisia tapauksia on raportoitu ainakin USA:ssa (Delemos *et al.* 2006).

Asian selvittämiseksi Pirkanmaan ympäristökeskus kokosi yhdyskuntajätteen ja teollisuusjätteen kaatopaikkojen sijaintitiedot. Näistä valittiin sellaiset, jotka sijaitsevat alueilla, joilla maaperän luontaiset arseenipitoisuu-



**Kuva 36.** Kaatopaikkojen vaikutuspiirissä olevien pohjavesinäytepaikkojen sijainti. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos

det ovat keskimääräistä korkeampia ja joilla on asennettuja pohjavesiputkia tai kaivoja. Näytteenoton perusajatuksena oli valita näytteitä pohjavedestä kaatopaikkatäytön ulkopuolelta, jos suotovesiä on päässyt vuotamaan jätetäytöstä ja ne ovat ehtineet olla vuorovaikutuksessa maaperän kanssa. Kohteita löytyi kaikkiaan neljä: Koukkujärven ja Tarastenjärven toimivat kaatopaikat Nokialla ja Tampereella sekä Tuljamon ja Ikurin suljetut kaatopaikat Lempäälässä ja Tampereella. Tarastenjärveltä otettiin yksi vesinäyte pohjaveden havaintoputkesta ja toinen näyte porakaivosta. Tuljamosta, Koukkujärvellä ja Ikurissa vesinäytteet otettiin havaintoputkesta (kuva 36).

Kemiallisten analyysitulosten perusteella kaatopaikkojen maaperän pohjavedessä arseenipitoisuudet ovat korkeampia kuin Pirkanmaan rengaskaivojen veden keskimääräiset pitoisuudet (mediaani 0,2 µg/l) (taulukko 5) tai Suomen kaatopaikkojen pohjavesien pitoisuus keskimäärin (9,5 µg/l). Varsinkin Ikurin ja Koukkujärven näytteissä arseenia on runsaasti (taulukko 13). Vain pieni osa arseenista on liukoisessa muodossa. Suurin osa arseenista on sitoutuneena veden mukana kulkevaan kiintoainekseen, ilmeisesti pääosin rautasaostumiin ja

humukseen. Tämä on tärkeää huomioida, kun analysoidaan arseenia ja metalleja runsaasti kiintoainetta ja humusta sisältävistä vesistä.

Maaperän pohjavedessä kaatopaikkojen läheisyydessä havaitun arseenin alkuperää ei voida RAMAS-hankkeen keräämän aineiston perusteella varmasti osoittaa. Useimmat näytteenotopisteet eivät olleet sijaintinsa kannalta optimaalisia ja näytteitä tarvittaisiin enemmän sekä kaatopaikan eri osista että ympäristöstä. Saadut tulokset osoittavat kuitenkin, että asiaa on syytä tutkia enemmän. Myös Pirkanmaalta raportoidut jätteen arseenipitoisuudet erilaisilla kaatopaikoilla vahvistavat käsitystä, että kaatopaikat voivat aiheuttaa arseenikuormitusta ympäristöön.

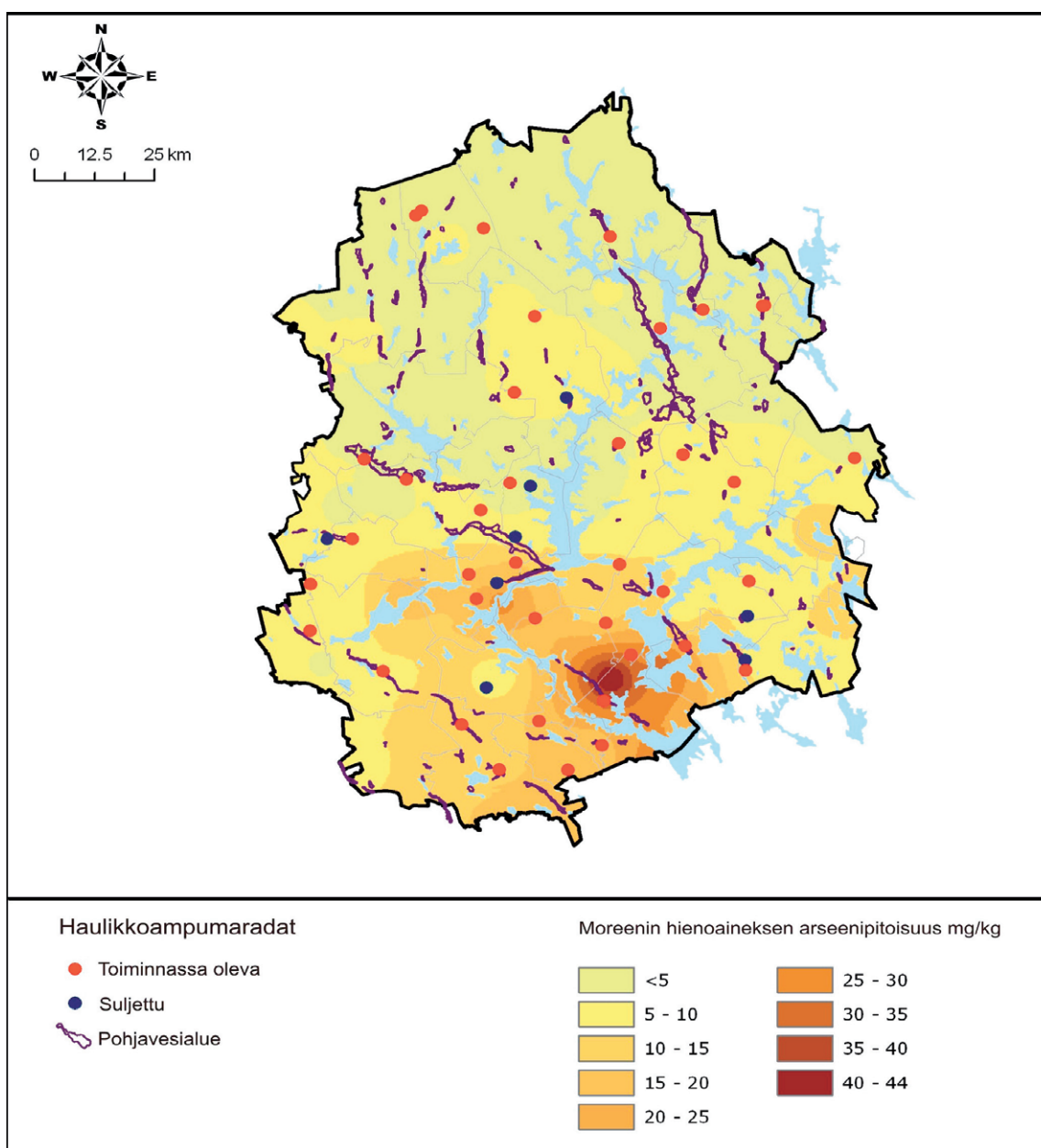
**Taulukko 13.** Maaperän pohjaveden arseenipitoisuudet (µg/l) kaatopaikkojen alapuolisilla alueilla.

Havaintopaikka	Kaatopaikka	Liukoinen As	Kokonais As
PVK 1	Ikuri	3,9	65,5
P6	Tuljamo	2,1	7,9
HP 4	Koukkujärvi	2,1	36,1
MK 9	Tarastenjärvi	<0,1	9,5
PK 2	Tarastenjärvi	<0,1	<0,2

## 6.6 Ampumaradat

Ampumaradat on tunnistettu yhdeksi mahdolliseksi arseenikuormituksen lähteeksi. Haulit sisältävät pääasiassa lyijyä (97 %), mutta lisäksi myös 1–3 % antimonia, 0,1–0,5 % arseenia sekä pieniä määriä kuparia, nikkeliä ja sinkkiä. Ampumaradoilla arseenin päästöjä aiheuttavat maaperään jäävät haulit, missä ne ilman ja sadeveden vaikutuksesta rapautuvat ja vapauttavat raskasmetalleja ja arseenia maaperään ja

pohjaveteen. Haulikkoampumaradoilla lyijy (jopa 14 000 mg/kg) on päähaitta-aine. Arseenia on maaperässä 1,1–28 mg/kg (Mustajoki 2004). Kuuden pirkanmaalaisen ampumaradan tutkimuksessa arvioitiin, että vuosittain lyijyä kerääntyy 60–600 kg (keskiarvo 310 kg) kunakin ampumaradan maaperään. Arseenin vuosittainen kertymä on keskimäärin yksi kilogramma (Mustajoki 2004).



**Kuva 37.** Pirkanmaan ampumaradat. Kartassa on väreillä esitetty myös moreenin hienoaineksen arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992). Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos.

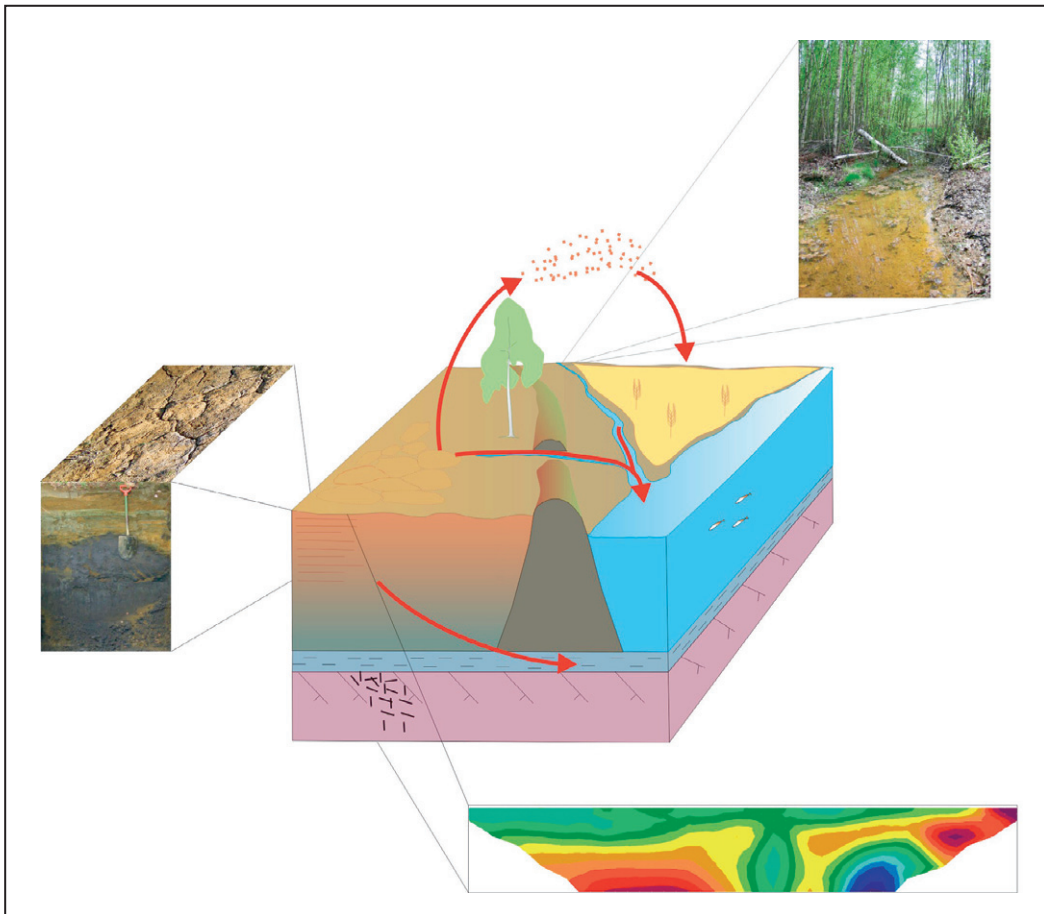
## 6.7 Yhteenveto

RAMAS-hankkeessa koottiin olemassa olevaa tietoa ihmisen toiminnasta aiheutuvista arseenin lähteistä. Tarkempiin tutkimuksiin valittiin yksi suljettu puunkyllästämökohde ja kolme kaivoskohdetta. Myös eräiltä kivilouhoksilta ja kaatopaikoilta otettiin näytteitä.

Puunkyllästämöalueilla maaperän arseenipitoisuus on paikoin korkea (taulukko 14). Puunkyllästämöalueilla arseenipilaantumista maaperässä ja pohjavedessä ovat aiheuttaneet CCA- eli kupari-kromi-arseeni -kylästeet. Nykyään EU:ssa ei ole hyväksyttyjä arseenipitoisia kyllästeitä. Siirtymäaika arseenidirektiivin (2003/2/EC) toteuttamisessa päättyi vuoden 2006 syksyllä.

Myös kaivosteollisuus aiheuttaa paikoin korkeita arseenipitoisuuksia ympäristöön. Malmien louhinta ja rikastus tuottavat sivukiviä ja rikastushiekkaa. Sulfidien päästessä kosketuksiin ilman ja sadeveden kanssa muodostuu raskasmetallipitoisia happamia kaivosvesiä, jotka voivat pilata pinta- ja pohjavettä (kuva 38).

Ylöjärvenkupari-volframi-arseeni-kaivoksen rikastushiekka-alueella on enemmän arseeniä kuin muilla Pirkanmaan kaivosalueilla. Rikastushiekka-alue muodostaa huomattavan arseenivaraston. Päästöjen ei voida lähivuosisikymmeninä olettaa pienenevän, mikäli suotovesien kulkeutumista pinta- ja pohjaveteen ei rajoiteta.



**Kuva 38.** Kaaviokuva kaivoksen rikastushiekka-alueen ympäristövaikutuksista. Mikäli rikastushiekka-alueita ei aikoinaan ole eristetty, sieltä voi kulkeutua haitta-aineita veden mukana alla olevan kallioperän rakoja myöten pohjaveteen. Kuvassa rikastushiekka-alueita ympäröivä pato on murtunut ja raskasmetalleja ja arseeniä on kulkeutunut järveen pintavesien mukana. Peittämättömästä rikastushiekka-alueesta raskasmetalleja ja arseeniä voi levitä ympäristöön myös pölyn mukana. Rikastushiekka-alueen rakennetta tutkitaan muun muassa kaivamalla tutkimusmonttuja (kuva vasemmalla), kairaamalla näytteitä ja mittaamalla geofysikaalisilla menetelmillä. Värillinen kuva alimpana esittää geofysikaalista profiilia, josta voi tulkita muun muassa pohjaveden pinnan tasoa ja kallioperän ruuhjeisuutta. Kuva Pirkko Kurki.

**Taulukko 14.** Maaperän, purosedimentin, pintaveden ja pohjaveden arseenipitoisuuksia kolmella kaivosalueella, puunkyllästämöalueella ja muutamilla kivilouhoksilla Pirkanmaalla.

Tutkittu alue		Analyyseiden määrä	Yksikkö	Minimi	Maksimi	Keskiarvo	Mediaani	Suomen mediaani	Viite
Kaivosalue (Ylöjärvi)	Pintavesi	62	µg/l	1,5	560	69	45	<sup>2</sup> 0,36	Parviainen <i>et al.</i> 2006, <sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996
	Purosedimentti	4	mg/kg	25	228	124	122	<sup>2</sup> 2,90	Parviainen <i>et al.</i> 2006, <sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996
Kaivosalue (Haveri)	Pintavesi	17	µg/l	0,1	2,33	0,9	0,6	<sup>2</sup> 0,36	Parviainen <i>et al.</i> 2006, <sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996
Kaivosalue (Kylmäkoski)	Pintavesi	7	µg/l	0,5	2,22	1,1	0,7	<sup>2</sup> 0,36	<sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996
Puunkyllästämö (Ruovesi)	Maaperä	7	mg/kg	66	4200	1150	440	<sup>3</sup> 2,57	Parviainen <i>et al.</i> 2006, <sup>3</sup> Koljonen <i>et al.</i> 1992
	Pohjavesi	4	µg/l	0,6	1,54	1,1	1,0	<sup>1</sup> 0,14	Backman <i>et al.</i> 2007, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
Kaatopaikka	Kiinteä jäte	–	mg/kg	3,2	20	–	–	–	Montonen 2006, Parviainen <i>et al.</i> 2004
	Pohjavesi	–	µg/l	–	150	–	–	<sup>1</sup> 0,16	Montonen 2006, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
Ampumarata	Maaperä	–	mg/kg	0,1	28	–	–	<sup>4</sup> 2,57	Mustajoki 2004, <sup>4</sup> Koljonen <i>et al.</i> 1992
Louhos	Pohjavesi	3	µg/l	0,51	140	59	37	<sup>1</sup> 0,16	Backman <i>et al.</i> 2007b, <sup>1</sup> Lahermo <i>et al.</i> 2002
	Pintavesi	5	µg/l	2,19	27	8,08	4,62	<sup>2</sup> 0,36	Backman <i>et al.</i> 2007b, <sup>2</sup> Lahermo <i>et al.</i> 1996

Kaivosalueen vaikutus näkyy korkeina arseeni- ja raskasmetallipitoisuuksina järvien ja purojen pohjakerrostumissa sekä Näsijärveen laskevan puro-järvi-ketjun vedessä. Arseenipitoisuus vedessä laimenee seitsemän kilometrin pituisella matkallaan, koska uomaan laskee valuma-alueelta vesiä, joissa ei ole arseenia, ja kiintoainekseen sitoutunutta arseenia ja raskasmetalleja kerrostuu puro- ja järvisedimentteihin. Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alueella tehdään koeräjätysjätkä, joiden aikana arseenipitoisen pölyn määrä on paikallisesti ajoittain merkittävä.

Myös Haverin kupari-kulta-kaivoksen vanhalla rikastushiekka-alueella on raskasmetalleja ja arseenia, mutta lähiympäristön pintavesissä ei havaittu korkeita arseenipitoisuuksia.

Kivilouhoksilla todettiin keskimääräistä korkeampia pinta- ja pohjaveden arseenipitoisuuksia. Kiveä louhittaessa arseenipitoiset mineraalit pääsevät kosketuksiin veden ja ilman hapen kanssa ja ne rapautuvat. Arseenia ja raskasmetalleja liukenee pinta- ja pohjaveden, mikäli niitä on kivessä luonnostaan

Pirkanmaalla on toiminut useita kymmeniä yhdyskuntajätteen ja teollisuusjätteen kaatopaikkoja. Vuonna 2005 toiminnassa oli vain

kolme yhdyskuntakaatopaikkaa ja kolme teollisuuskaatopaikkaa (ks. kuva 55). Jätealalla muutokset ovat jatkuvia, ja vuoden 2005 tilanteen jälkeen muun muassa Virtain yhdyskuntajätteen kaatopaikka on suljettu. Sekajätteen kaatopaikkojen suotovesien arseenipitoisuudet ovat keskimäärin matalia, mutta paikoin arseenipitoisuus voi olla korkea kaatopaikan lähialueen pohjavedessä. Arseenipitoisuuksien alkuperää on vaikea jäljittää. Arseeni voi olla peräisin luontaisesta lähteestä tai jostain kaatopaikalle tuodusta jäte-erästä. Arseenipitoisuudet toimintansa lopettaneilla kaatopaikoilla voivat vaihdella riippuen siitä, minkälaista jätettä niihin on sijoitettu. Vanhoilla kaatopaikoilla jätteiden vastaanotto ei ollut samaan tapaan valvottua ja dokumentoitua kuin nyt. Tämän hetkinen kaatopaikkalainsäädäntö edellyttää myös entistä tarkempaa jätteen kaatopaikkakelpoisuuden määrittelyä sekä jatkuvaa kaatopaikoille toimitettävien jätteiden laadun valvontaa.

Ampumaradoista haulikkoammuntaa harrastavilla radoilla voi olla arseenia, sillä maastoon kerääntyvät haulit sisältävät noin 0,1–0,5 % arseenia. Lyijy on kuitenkin pääasiallinen haitta-aine.

## Kirjallisuus

- Backman, B., Eklund, M., Luoma, S., Pullinen, A. & Karttunen, V. 2007b.** Luontaisia ja ihmisen aiheuttamia arseenipitoisuuksia Pirkanmaan alueella. Arseenipitoisuustietoa maaperän eri kerroksista, kaivoksen rikastehiekasta ja sen pölystä, vedestä louhoksilla, kyllästämisalueilla ja kaatopaikkojen lähellä sekä marjoista, sienistä ja koivunmahlasta. Geologian tutkimuskeskus. (Käsikirjoitus).
- Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T., Karttunen, V., Talikka, M. & Kaija, J. 2006.** Natural Occurrence of Arsenic in the Pirkanmaa region in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Luontaisen arseenin esiintyminen Pirkanmaalla. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 82 s. Saatavilla: <http://www.gtk.fi/projects/ramas/index.php?lang=en>
- Bilaledin, Ä., Kaipainen, H., Parviainen, A., Kauppila, T. and Ruskeeniemi, T., 2007a.** A transport model of arsenic for surface waters - an application in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Arseenin kulkeutuminen pintavesissä. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut, p. 36.
- Bilaledin, Ä., Kaipainen, H., Ruskeeniemi, T. & Parviainen, A. 2007b.** Modelling arsenic transport in a river basin: a case study in Finland. Julkaisussa: Tiezzi, E., Marques, J.C., Brebbia, C.A., & Jorgensen, S.E. (Toim.): Ecosystems and sustainable development VI. WIT Press, Southampton, Boston, 91-100.
- Carlson, L., Hänninen, P. and Vanhala, H., 2002.** Ylöjärven Paroistenjärven kaivosalueen nykytilan selvitys, p. 54. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, S/41/0000/3/2002.
- Delemos, J.L., Bostick, B.C., Renshaw, C.E., Stürup, S. & Feng, X. 2006.** Landfill-Stimulated Iron Reduction and Arsenic Release at the Coakley Superfund Site (NH). Environmental Science & Technology 40 (1), 67-73.
- HTP-arvot 2007.** Sosiaali- ja terveystieteiden oppaita 2007:4
- Koljonen, T., Gustavsson, N., Noras, P. & Tanskanen, H. 1992.** The Geochemical Atlas of Finland, Part 2 – Till. Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 218 p.
- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Junninen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, B., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002.** Tuhat kaivosta – Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 155, 92 s.
- Laine-Ylijoki, J., Mroueh, U.M., Vahanne, P., Wahlström, M., Vestola, E., Salonen, S. & Havukainen, J. 2005.** Yhdyskuntajätteen termisen käsittelyn kuonista ja tuhista hyötykäyttöä ja loppusijoitettavia tuotteita kansainvälinen esiselvitys (Current International Status of MSW Ashes and Slags). VTT bulletiini 2291. Espoo. 83 s. + Liitteet 4 s.
- Lehtinen, H. & Sorvari, J. 2006.** Arseenista aiheutuvien riskien hallinta Pirkanmaalla –Esiselvitys ohjauskeinoista ja teknisistä menetelmistä riskien vähentämiseksi. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut, 88 s. Saatavilla: <http://www.gtk.fi/projects/ramas/reports/Task4.web.pdf>
- Lyyräinen, J., Ohlström, M., Moilanen, A. & Jokiniemi, J. 2004.** Selvitys raskasmetallipäästöistä Suomen energiantuotannossa. Saatavilla: <http://www.energia.fi/fi/julkaisut/ymparistopooli/raskasmetalliselvitys.pdf> (3.10.2007)
- Montonen, J. 2005.** Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöriskinarvointi – tutkimusraportti. Tampereen kaupunki, 62 s.
- Mustajoki, S. 2004.** Ampumaratojen kartoitus ja tutkimukset Pirkanmaalla. Opinnäytetyö, Hämeen ammattikorkeakoulu, Hämeenlinna, 47 s.
- Parviainen, A., Vaajasaari, K., Loukola-Ruskeeniemi, K., Kauppila, T., Bilaledin, Ä., Kaipainen, H., Tammenmaa, J. & Hokkanen T., 2006.** Anthropogenic Arsenic Sources in the Pirkanmaa Region in Finland. Tiivistelmä ja yhteenveto suomeksi, Pirkanmaan antropogeeniset arseenilähteet. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut, 72 s. Saatavilla: <http://www.gtk.fi/projects/ramas/reports/Task4.web.pdf>
- Parviainen, A. & Eklund, M. 2007.** Tailings oxidation and mineralogy of Haveri Au-Cu mine, SW Finland – preliminary results. Goldschmidt Conference Abstracts 2007, A761.
- Peltoniemi, M. 1988.** Maa- ja kallioperän geofysikaaliset tutkimusmenetelmät. Otakustantamo, 411 s.
- Puustinen, K. 2003.** Suomen kaivosteollisuus ja mineraalien raaka-aineiden tuotanto vuosina 1530-2001, historiallinen katsaus erityisesti tuotantolukujen valossa. 578 s. Geologian tutkimuskeskus, Arkistoraportti, M 10.1/2003/3
- SFS-EN-12457-3.** Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Jauhe- ja rakeisten jättemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden laadunvalvontatesti. Osa 3: Kaksivaiheinen ravistelutesti uuttoluoksen ja kiinteän jätteen suhteessa 2 ja 8 l/kg jätteille, joiden kiinteä osuus on suuri ja raekoko alle 4 mm (raekoon pienentäminen tarvittaessa)
- Vaajasaari, K., Joutti, A., Schultz, E. & Priha, E. 2002.** CCA-suolakyllästeen ja kuparipohjaisen kyllästeen käyttäytyminen maaperässä: Liukoisuus ja ekotoksisuus. Pirkanmaan ympäristökeskuksen monistesarja 18.
- Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Eskola, P., Vahanne, P., Mäkelä, E., Vikman, M., Venelampi, O., Hämäläinen, J. & Frilander, R. 2004.** Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus. VTT tutkimusraportti 2246, Espoo 84 s.
- Vna 202/2006.** Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista annetun valtioneuvoston päätöksen muuttamisesta, <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060202>.
- Vna 591/2006.** Valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa
- Vnp 861/1997.** Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista. <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1997/19970861>.





## 7. Arseenista aiheutuvien riskien arviointi

Jaana Sorvari<sup>1</sup>, Eija Schultz<sup>1</sup> ja Esko Rossi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>2</sup> Esko Rossi Oy, Kuokkasenmutka 4, 40520 Jyväskylä

Riski on haitallisen vaikutuksen mahdollisuus. Vaikutus voi kohdistua esimerkiksi eliöiden elinkykyyn tai ihmisen terveyteen. Eri eliölajien välillä on yksilöllisistä ominaisuuksista johtuvia eroja. Hankkeessa käytettiin erilaisia laskentamenetelmiä ja laboratoriotestejä, joissa testieliöitä altistettiin runsaasti arseenia sisältäville maaperänäynteille tai näiden vesiuutteille. Puunkyllästämoalueen ja kaivoksen rikastushiekka-alueen maaperä osoittautui eliöille haitallisiksi.



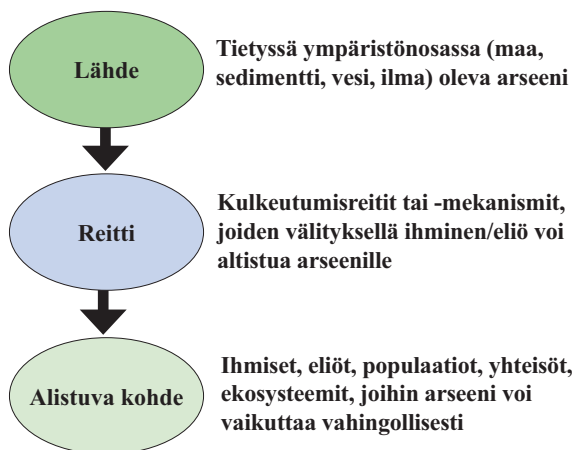
### 7.1 Riskinarvioinnin periaatteet

Riskin käsite liittyy aina jonkin negatiivisen, ei toivotun tapahtuman eli haitan tai vaaran ilmenemiseen. Puhekielessä sanat riski, haitta ja vaara menevät usein sekaisin. Olennainen ero näiden käsitteiden välillä on se, että riskiin sisältyy aina todennäköisyyskomponentti eli pystymme arvioimaan haitallisen tapahtuman ilmenemistä vain tietyllä todennäköisyydellä.

Käytännössä riski-termi kattaa kaikki riskit kuten taloudelliset riskit, terveusriskit, onnettomuusriskit, sosiaaliset riskit (mm. vaikutuk-

set työllisyyteen, elintasaan, elinkeinorakentamiseen), riskit viihtyvyydelle ja kulttuuriympäristölle jne. RAMAS -hankkeessa keskityttiin kuitenkin ensisijaisesti ympäristöriskeihin muiden tekijöiden jäädessä vähemmälle tarkastelulle. Tällöin pyrittiin arvioimaan erityisesti eliöstöön, ihmisten terveyteen, ja luonnonvaroihin (esim. pohjavesi, maaperä) sekä niiden laatuun kohdistuvia riskejä. Esimerkiksi taloudellisia ja sosiaalisia riskejä (työllisyys, elintaso yms.) ei käsitelty tässä hankkeessa.

Ympäristöriskien olemassaolo edellyttää, että ympäristössä on olemassa tekijä, joka voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia (riskien lähde) sekä mekanismi, jonka kautta vaikutuksia kokeva kohde (esim. ihminen) voi altistua tälle tekijälle. Tämä riskien lähde voi olla mm. jokin eliön elinkykyä haittaava ympäristötekijä kuten kuivuus tai haitta-aine kuten arseeni. Mikäli jokin riskien muodostumiseen tarvittava komponentti puuttuu kokonaan, ei riskiä ole. Muussa tapauksessa riski on aina olemassa. Se voi kuitenkin olla suuruudeltaan niin merkityksetön, ettei rajoittamistoimia tarvita. RAMAS-hankkeessa tarkasteltavana riskien lähteenä oli ympäristössä oleva arseeni ja mahdollisia haitallisia vaikutuksia kokevina kohteina ihmiset ja eliöstö (kuva 39).

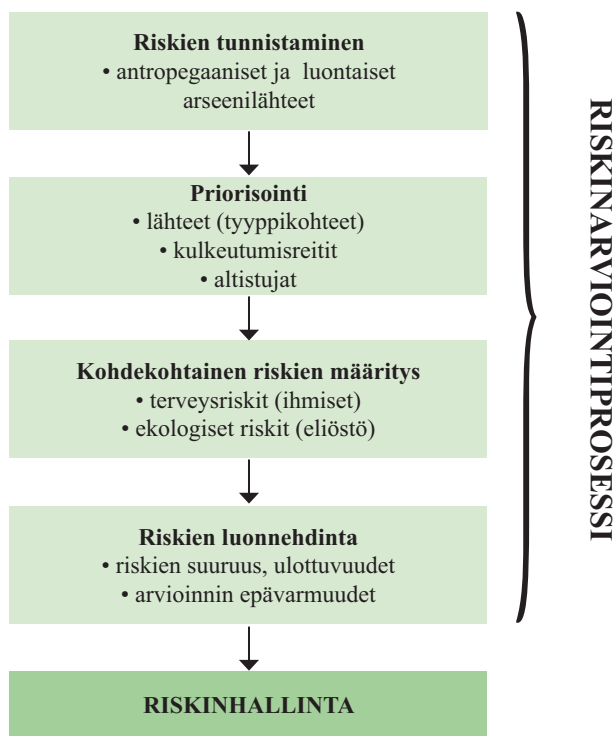


**Kuva 39.** Ympäristössä olevasta arseenista aiheutuvien riskien muodostuminen (yleinen kuvaus).

**Riskinarviointi (RA)** on prosessi, jossa tunnistetaan, määritetään ja kuvaillaan eli luonnehditaan riskejä. Riskinarviointi koostuu useasta työvaiheesta (kuva 40). Riskien määrittämises-

sä voidaan käyttää erilaisia menetelmiä jotka voivat johtaa joko erilaisiin riskilukuihin (laskennallinen eli kvantitatiivinen RA) tai sanalliseen, laadulliseen kuvaukseen riskeistä (kvalitatiivinen RA).

**Riskinhallinnalla** tarkoitetaan kaikkia niitä toimia, joilla riskejä pyritään rajoittamaan tai poistamaan. Järkevä riskinhallinta edellyttää riittäviä tietoja riskeistä. Riskinhallintakeinoja voivat olla esimerkiksi riskejä aiheuttavaa haitta-ainetta sisältävän pilaantuneen alueen tai pohjaveden kunnostaminen/puhdistaminen tai sen käytön rajoittaminen ja erilaisten raja-arvojen asettaminen päästöille (ks. tarkemmin luku 8).



**Kuva 40.** RAMAS-hankkeessa toteutetun riskinarviointiprosessin työvaiheet.

## 7.2 Riskit Pirkanmaan kasveille ja eläimille

Ympäristössä olevasta arseenista aiheutuvia riskejä kasveille ja eläimille arvioitiin ekologisessa riskinarvioinnissa. Ekologinen riskinarviointi (ERA) on erilaisiin tieteellisiin menetelmiin perustuva menettely, jossa arvioidaan ja määritellään jonkin haitallisen tekijän (tässä

siis arseenin) aiheuttamien, kasveihin tai eläimiin kohdistuvien haitallisten vaikutusten suuruus, todennäköisyys sekä ajallinen ja alueellinen ulottuvuus. Ekologisessa riskinarvioinnissa tarkastellaan haitallisia vaikutuksia yleensä laajemmin kuin yksittäisen eliön kannalta eli

eliöyhteisön, -populaation ja koko ekosysteemin mittakaavassa. Poikkeuksena ovat erityisen harvinaiset ja suojellut lajit, joita pyritään suojelemaan myös yksilötasolla. Käytännössä ERA joudutaan resurssien ja tiedonpuutteiden vuoksi rajoittamaan ns. avaineliöihin, joihin kohdistuu oletettavasti suurin riski ja jotka ovat ekosysteemin elinkyvyn kannalta olennaisia.

Ympäristössä olevan arseenin myrkyllisyys eliöille (ekotoksisuus) riippuu monesta eri tekijästä. Maaperän ominaisuudet kuten sen rakenne, raekoko, kationinvaihtokapasiteetti, pH, lämpötila, orgaanisen aineksen määrä ja fosfaattipitoisuus määräävät sen, onko arseeni kemiallisesti saatavilla. Vastaavasti vesiympäristön ominaisuudet vaikuttavat vesieliöille aiheutuviin haittoihin. Arseenin kulkeutuvuus ja käyttäytyminen ympäristössä kuten sen liukeneminen maaperästä, kulkeutuminen vesistöissä, kertyminen sedimenttiin, kertyminen eliöihin, muuntuminen toiseksi yhdisteeksi kemiallisesti tai mikrobien vaikutuksesta ja eteneminen ravintoketjussa ylöspäin ovat olennaisia tekijöitä riskien muodostumisessa. Myös tapa, jolla eliö altistuu ja altistusaika vaikuttavat olennaisesti riskien suuruuteen. Toisaalta biologiset tekijät kuten tarkasteltava laji sekä eliöyksilöiden sukupuoli, ikä, elintavat ym. vaikuttavat siihen, mitä haitallisia vaikutuksia altistuminen aiheuttaa ja missä määrin. Yleisesti ottaen arseenin epäorgaaniset yhdisteet ovat haitallisempia kuin orgaaniset yhdisteet. Epäorgaanisista yhdisteistä kolmenarvoinen arseeni ( $As^{3+}$ ) on kasveille ja eläimille haitallisempi kuin  $As^{5+}$ . Haittavaikutuksia kasveilla ovat esimerkiksi itävyyden alentuminen tai kasvun estyminen. Eläimillä vaikutukset voivat ilmetä mm. lisääntymishäiriöinä tai elinkyvyn heikkenemisenä. Maaperäeliöiden kudoksissa voi olla arseenia suhteellisen suuriakin määriä

riippuen elinympäristön pitoisuudesta. Eliöiden väliset erot sopeutumisessa arseenin läsnäoloon vaihtelevat suuresti ja joillakin lajeilla pienikin nousu elinympäristön arseenipitoisuudessa voi johtaa merkittävään haittaan, mikä on otettava huomioon, kun halutaan suojella kaikkein herkimpiä lajeja.

### 7.2.1 Arseenialueet ja niissä tarkastellut eliöt

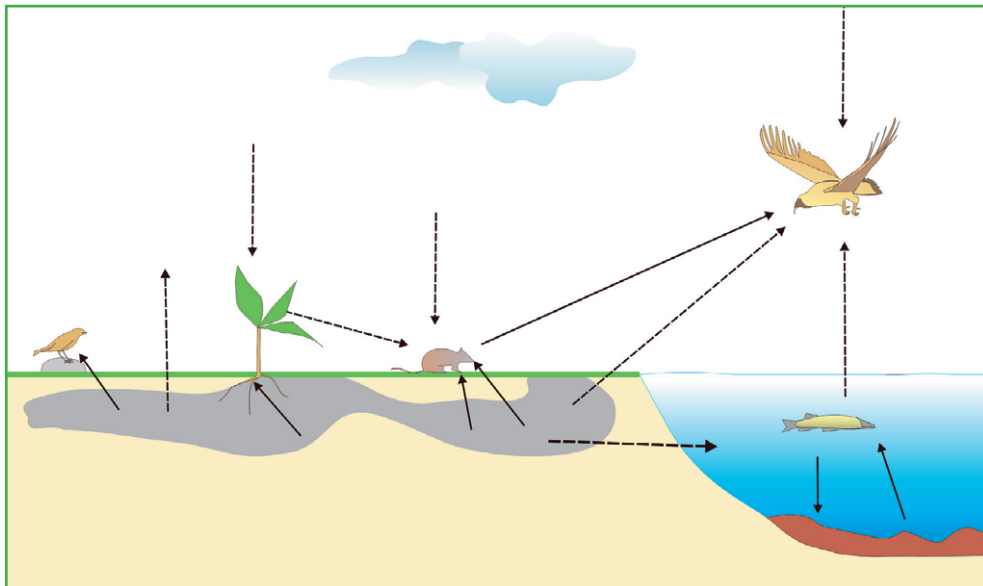
Ekologinen riskinarviointi edellyttää tietoa haitallisten vaikutusten lähteestä eli RAMAS-hankkeen tapauksessa erityyppisistä arseenialueista ja näiden ominaisuuksista. Lähtökohdaksi otettiin hankkeen puitteissa tehtyjen kemiallisten tutkimusten perusteella tunnistetut Pirkanmaan erityyppiset merkittävimmät ”arseenialueet”. Näissä arseenin lähteenä ympäristöön oli joko teollinen toiminta tai luontainen arseeniesiintymä (taulukko 15).

Riskien lähteen lisäksi ERA edellyttää tietoa altistuvista eliöistä. Tämä tieto voidaan hankkia tekemällä lajisto- ja yksilökartoituksia tai tunnistamalla tutkittavalle alueelle ominaiset maisematyypit ja näillä esiintyvät eliölaji. Koska RAMAS-projekti käsitteli koko Pirkanmaan aluetta, maisematyyppi- ja eliökartoitukset eivät olleet toteutettavissa. Tarkasteltavat mahdollisesti altistuvat eliöt jouduttiin siksi määrittelemään tiettyjen yleisten valintakriteerien perusteella. Näitä kriteerejä olivat:

- Eliön esiintymistodennäköisyys alueella on suuri;
- Arseenin vaikutuksista eliöön on saatavilla tietoa kirjallisuudesta;
- Eliö on riittävän herkkä arseenille (eli todetut ympäristöpitoisuudet voivat aiheuttaa vaikutuksia eliössä);

**Taulukko 15.** Ekologisessa riskinarvioinnissa tarkastellut alueet, näissä mukana olleet ja RAMAS-projektissa tutkitut ympäristönosat sekä alkuperäinen arseenilähde (piv = pintavesi, pov = pohjavesi).

Alue	Tutkitut ympäristönosat	Arseenin lähde
Entinen puunkyllästämö	Maaperä, piv, pov	CCA kemikaali
Ylöjärven kaivosalue	Maaperä, piv, ilma	Cu-W-As kaivos
Maatila	Maaperä, pov, ravintokasvit	Luontainen pitoisuus
Metsäalue	Maaperä, piv, eliöt (sienet, marjat), mahla	Luontainen pitoisuus



**Kuva 41.** RAMAS-hankkeessa tarkastellut eliöt ja niihin kohdistuvien riskien muodostuminen. Nuolet osoittavat mahdollisia kulkeutumis- ja altistumisreittejä. Katkoviivalla merkittyjä reittejä ei tarkasteltu niiden vähäisen merkityksen tai tiedonpuutteiden vuoksi. Kuva Pirkko Kurki.

- Eliö on merkittävä koko ekosysteemin tasolla;
- Eliön elinpiirin koko on sopiva suhteessa tarkasteltavaan alueeseen (eli alue muodostaa merkittävän osan eliön elinpiiristä).

Valintakriteerien perusteella avaineliöiksi tunnistettiin maaperäeliöt, vesieliöt, kasvit sekä maalla elävät pienet nisäkkäät sekä laajoilla alueilla myös linnut (kuva 41).

Ekologisten riskien muodostumista tarkasteltavilla ”arseenialueilla” voidaan kuvata ns. käsitteellisen mallin (conceptual model) avulla (kuva 42). Kuvassa esitetty yleinen malli on perusta haitta-aineiden kulkeutumisen, niille altistumisen ja altistumisesta aiheutuvien mahdollisten vaikutusten eli riskien arvioinnille.

### 7.2.2 Arvioinnin toteutus

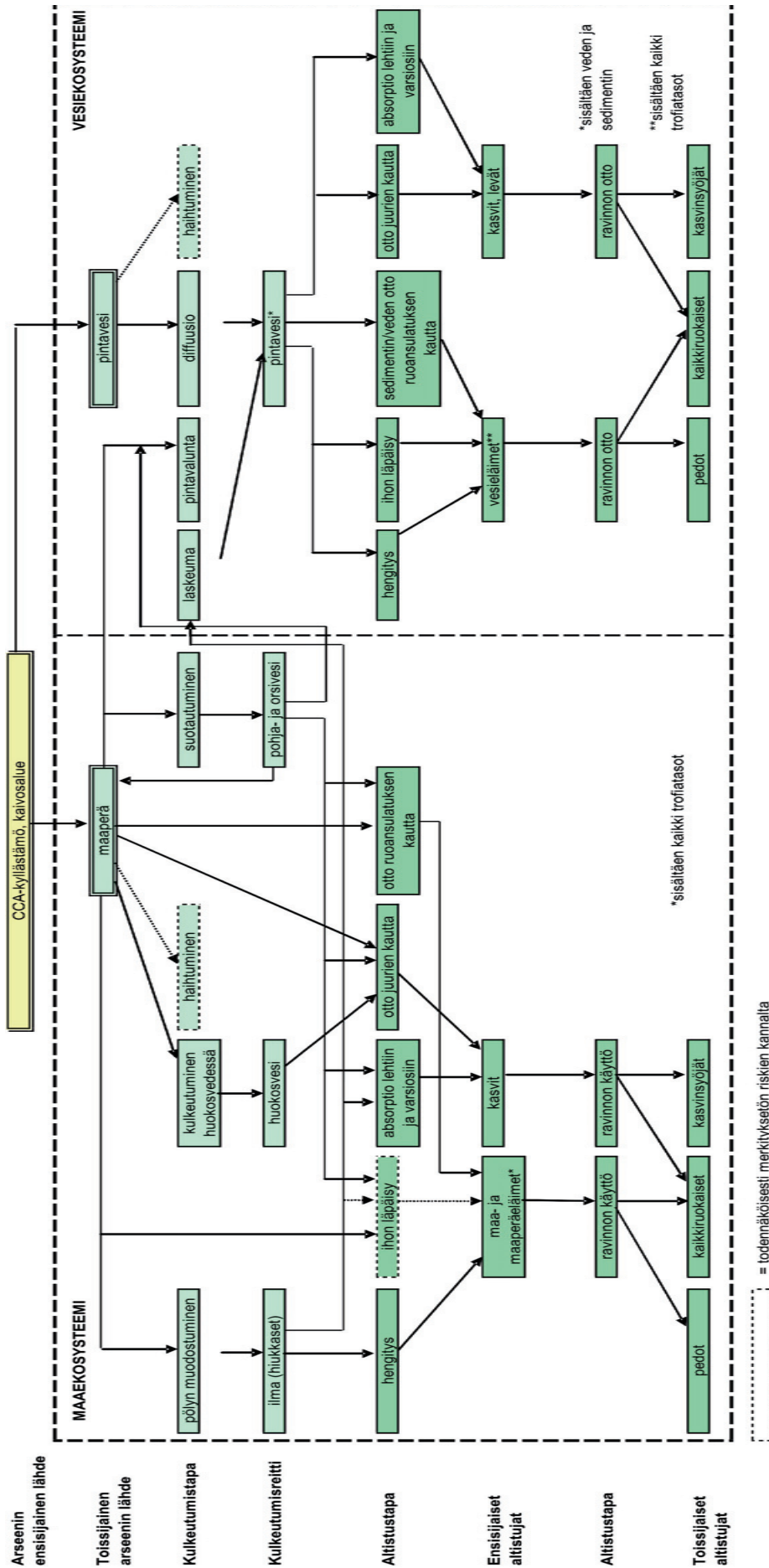
Maaperässä ja maalla eläviin kasveihin ja eläimiin kohdistuvia riskejä arvioitiin käyttäen rinnakkain seuraavia erilaisia menetelmiä:

1. Kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvat laskentamenetelmät:
  - a) Maaperästä mitattujen pitoisuuksien vertailu pitoisuustasoihin, joiden ylittymisen katsotaan aiheuttavan merkittäviä riskejä eliöstössä (ns. ekologist viitearvot)

- b) Avaineliöiden altistumisen arviointi altistusta ja haitta-aineiden kertymistä kuvaavien laskentamallien avulla ja saadun altistustason vertailu pitoisuuteen/annokseen, jonka katsotaan olevan vielä eliölle turvallinen
2. Laboratoriossa arseenipitoisella maa-aineksella tai sen vesiuutteella tehtävät myrkyllisyystestit eri eliöitä käyttäen.

Kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvilla laskentamenetelmillä voidaan tuottaa riskilukuja, jotka ilmentävät riskin suuruutta. Nämä riskiluvut (vaaraosamäärät, HQ) laskettiin suhteuttamalla ympäristön arseenipitoisuus erilaisiin ekologistiin viitearvoihin tai jakamalla tarkasteltavan kohde-eliön arseenin saantiarvio saman eliön kirjallisuudessa esitettyyn suurimpaan haittomaan annokseen. Riskejä pidetään yleensä vähäisinä tai merkityksettöminä, mikäli riskiluku on alle arvon 1, kohtalaisina välillä 1–10, suurina välillä 10–100 ja erittäin suurina arvon 100 ylittyessä.

Kirjallisuudessa esitetyt arseenin ekologist, haitallisuutta ilmaisevat pitoisuusrajat (viitearvot) vaihtelevat huomattavasti johtuen eroista mm. niiden määrittelytavoissa, kohde-eliöissä ja perusteena olleissa hyväksyttävänä pidetyissä riskitasoissa (taulukko 16). Myös viitearvojen funktio vaihtelee eli joitain niistä käytetään lähinnä indikaattoreina siitä, että merkittävät



Kuva 42. Ekologisten riskien muodostuminen tutkituilla arseenipitoisilla alueilla: yleinen käsitteellinen malli.

**Taulukko 16.** Esimerkkejä arseenin myrkyllisyyden perusteella esitetyistä pitoisuusrajoista eli viitearvoista maaperässä ja maalla eläville eliöille (A) ja vesieliöille (B).

A	Viitearvo, pitoisuus maaperässä mg/kg-ka	Viitearvon kuvaus
	50/100	Maaperän alempi/ylempi ohjearvo, perustuu riskeihin maaperäeliöille (lajit ja prosessit), Suomi
	20	Perustuu myrkyllisyyteen kasveille, sovellettavaksi puutarha- ja palsta-alueilla (koristekasvit), Hollanti
	100	Perustuu myrkyllisyyteen kasveille, sovellettavaksi yleisissä puistoissa, puutarhoissa ja viher-alueilla, Hollanti
	10	Perustuu myrkyllisyyteen kasveille, Yhdysvallat
	18	Perustuu myrkyllisyyteen kasveille, pitoisuus jonka ylittyessä riskiä on arvioitava tarkemmin, Yhdysvallat
	43 /67 /1100	Perustuu myrkyllisyyteen hyönteisille / kasveja syöville linnuille/ petolinnuille, ks. perusteet yllä
	46 /170	Perustuu myrkyllisyyteen nisäkkäille: hyönteissyöjät / kasvissyöjät / pedot, ks. perusteet yllä
	0,9 / 25	Pitoisuus, joka on haitallinen 5 %:lle maaperäeliöstöstä: eri eliölajit / mikrobitoiminta, Hollanti
	56 / 160	Pitoisuus, joka on haitallinen 50 %:lle maaperäeliöstöstä: eri eliölajit / mikrobitoiminta, Hollanti
	9,9	Pitoisuus, jonka ylittyessä riskit päästäiselle ylittävät sallitun tason (alustava kunnostuksen tavoitearvo), Yhdysvallat
	85	Perustuu kaikkiin maaperän eliölajeihin ja prosesseihin kohdistuviin vaikutuksiin (huomattavaa riskiä ilmaiseva pitoisuus), Hollanti
B	Viitearvo, pitoisuus pintavedessä µg/l	Viitearvon kuvaus
	190	Kroonisten haittavaikutusten perusteella annettu hallinnollinen laatuvaatimus (As <sup>3+</sup> ), Yhdysvallat
	48	Alhaisin kroonisten haittavaikutuksiin perustuva pitoisuusraja, kalat ja selkärangattomat, As <sup>5+</sup> , Yhdysvallat
	3,1	Kroonisiin haittavaikutuksiin perustuva pitoisuusraja, jonka ylittyessä lisätutkimukset ovat yleensä tarpeen (As <sup>5+</sup> ), Yhdysvallat
	50	Yleinen laatuvaatimus (As <sup>5+</sup> ), Kanada
	5	Yleinen laatuvaatimus, (kokonais-As), Kanada
	31 / 190	Alhaisimpaan myrkyllisyyttä ilmaisevaan pitoisuuteen perustuva kunnostuksen tavoitearvo (As <sup>5+</sup> / As <sup>3+</sup> ), Yhdysvallat
	150	Kroonisiin haittavaikutuksiin perustuva pitkän aikavälin pitoisuusraja (pitoisuus, jolla 4 vrk:den aikainen sallittu keskimääräinen altistus ylittyy maks. kerran 3 vuodessa), Yhdysvallat (NOAA <sup>a</sup> )
	850	Akuutteihin haittavaikutuksiin perustuva pitoisuusraja (pitoisuus, jolla tunnin aikainen sallittu keskimääräinen altistus ylittyy maks. kerran 3 vuodessa), Yhdysvallat (NOAA <sup>a</sup> )

<sup>a</sup>NOAA = National Oceanic and Atmospheric Administration

riskit ovat mahdollisia ja niitä on arvioitava tarkemmin, jotkut puolestaan voivat osoittaa suoraan kunnostuksen tai muun vastaavan riskinhallintatoimen tarpeen. Arvioinnissa on siksi syytä käyttää useita eri viitearvoja, joiden perusteet ovat riittävästi selvillä niiden soveltuvuuden arvioimiseksi.

Arvioitaessa laskennallisesti arseenin ja muiden alueilla olevien olennaisten haitta-aineiden kertymistä eliöihin ja niille altistumista kohde-eliöinä tarkasteltiin kasveja, maaperässä

eläviä lieroja sekä päästäisiä, joille lierot ovat merkittävä ravinnonlähde. Lieroja pidetään hyvinä indikaattoreina maaperässä olevista haitta-aineista aiheutuvien riskien arvioinnissa, sillä pehmytpintaisina ja maaperässä elävinä niiden altistuminen maaperän haitta-aineille on maksimaalista. Tieto päästäisten altistumisesta puolestaan antaa viitteitä paitsi maaperäeliöitä ravintonaan käyttäviin piennisäkkäisiin kohdistuvista riskeistä myös riskeistä korkeammalla ravintoketjussa oleville eliöille kuten esimer-

**Taulukko 17.** Ekologisessa riskinarvioinnissa käytetyt laskentamenetelmät. Menetelmät on kuvattu tarkemmin tekstilaatikossa seuraavalla sivulla.

Eläö	Las kentayhtälö	Lähde
<b>Maaeläimet</b>	$E_j = \frac{A}{HR} \sum_{i=1}^m (I_i \times C_{ij})$	Muokattu lähteestä Sample <i>et al.</i> 1997
<b>Liero</b>	As: 1) $C_{liero} = 0,523 * C_{maaperä}^a$ As: 2) $\ln(C_{liero}) = (0,706 \pm 0,169) * \ln(C_{maaperä}) + (-1,421 \pm 0,327)^b$ Cd: $(0,759 \pm 0,037) * \ln(C_{maaperä}) + (2,114 \pm 0,079)$ Cr: $C_{liero} = 3,162 * C_{maaperä}^a$ Cu: $\ln(C_{liero}) = (0,264 \pm 0,040) * \ln(C_{maaperä}) + (1,675 \pm 0,141)^c$ Ni: $C_{liero} = 4,730 * C_{maaperä}^a$ Pb: $\ln(C_{liero}) = (0,807 \pm 0,044) * \ln(C_{maaperä}) + (-0,218 \pm 0,245)^b$ Zn: $\ln(C_{liero}) = (0,328 \pm 0,024) * \ln(C_{maaperä}) + (4,449 \pm 0,132)^b$	Sample <i>et al.</i> 1998a Sample <i>et al.</i> 1999, USEPA 2003 Sample <i>et al.</i> 1998a ” ” ” ”
<b>Päästäinen</b>	HR (eekkeri) = $0,59 * BW^{0,92}$ $I_{ravinto} \text{ (kg-dw/kg/d)} = (0,0306 * BW^{0,564}) / BW \text{ (jyr sijät)}$ $I_{vesi} \text{ (l/kg/d)} = (0,099 * BW^{0,90}) / BW$	Sample <i>et al.</i> 1997 Sample <i>et al.</i> 1997 Sample <i>et al.</i> 1997
<b>Nisäkkäät (ml. päästäiset)</b>	$\ln(C_{nisäkkäät}) = 0,8188 * \ln(C_{soil}) - 4,8471$ $HR_{kaikkiruokaiset} \text{ (eekkeri)} = 0,59 * (BW)^{0,92}$	Sample <i>et al.</i> 1998b, USEPA 2003 Sample <i>et al.</i> 1997
<b>Linnut</b>	$I_{water} \text{ (l/kg/d)} = (0,059 * BW^{0,67}) / BW$ 1) $I_{ravinto} \text{ (kg-dw/d/kg)} = (0,0582 * BW^{0,651}) / BW \text{ kaikki linnut}$ 2) $I_{ravinto} \text{ (g-dw/d)} = 0,648 * BW^{0,651} \text{ (linnut)}$ 1) $I_{ravinto} \text{ (g-dw/d)} = 0,398 * BW^{0,850} \text{ (varpuslinnut)}$ 2) $I_{ravinto} \text{ (kg-dw/d/kg)} = (0,0141 * BW^{0,850}) / BW \text{ (varpuslinnut)}$	Sample <i>et al.</i> 1997 Sample <i>et al.</i> 1997 Sample <i>et al.</i> 1996 Sample <i>et al.</i> 1996 Sample <i>et al.</i> 1997
<b>Kasvit</b>	1) $C_{kasvit} = 0,03752 * C_{maaperä}$ 2) $\ln(C_{kasvit}) = (-1,992 \pm 0,431) + (0,564 \pm 0,125) * \ln C_{maaperä}^c$	Bechtel Jacobs 1998; USEPA 2003 Bechtel 1998

A = tarkasteltavan alueen pinta-ala (ha), HR = tarkasteltavan eliön elinpiirin koko (ha),

$E_j$  = tarkasteltavan eliön kokonaisaltistuminen haitta-aineelle (j) (mg/kg/vrk),

m = väliaineiden (mm. ravinto, vesi, maa-aines) lukumäärä,  $I_i$  = tarkasteltavan eliön altistuminen väliaineelle (i)

(kg/kg BW/vrk tai l/kg BW/vrk),  $C_{ij}$  = haitta-aineen (j) pitoisuus väliaineessa (i) (mg/kg tai mg/l); BW = tarkasteltavan eliön paino (kg)

<sup>a</sup>suositeltu käytettäväksi konservatiivisessa (riskien osalta käytännössä pahin mahdollinen tilanne);

<sup>b</sup>suositeltu käytettäväksi yleisessä (ts. ei-konservatiivisessa) arvioinnissa;

<sup>c</sup>suositeltu käytettäväksi sekä konservatiivisessa että yleisessä arvioinnissa (Huom. 1 eekkeri = 4047 m<sup>2</sup>).

kiksi petolinnuille. Kertymisen ja altistumisen arvioimiseksi on kirjallisuudessa esitetty erilaisia laskentayhtälöitä, jotka perustuvat yleensä kokeellisiin tutkimuksiin. Tässä arvioinnissa käytetyt laskentamenetelmät on kuvattu taulukossa 17.

Erilaisiin laskentayhtälöihin perustuvan altistumisen ja kertymisen arvioinnin rajoitteena on etenkin se, että samanaikaisten haitta-aineiden yhteisvaikutukset jäävät yleensä huomiotta. Yhteisvaikutukset voivat olla hyvin erilaisia: jonkin aine voi mm. joko vahvistaa tai heikentää toisen aineen haitallisia vaikutuksia eliössä. Haitta-aineiden vaikutukset voivat olla myös toisistaan riippumattomia. Toistaiseksi vain muutamille haitta-aine- ja yhdisteryhmille on olemassa laskennallisia menettelyjä yhteisvai-

kutusten huomioon ottamiseksi. Ekotoksikologisilla testimenetelmillä sen sijaan voidaan saada esiin kaikkien näytteessä olevien haitta-aineiden yhteisvaikutukset tutkittavaan eliöön tai eliön osaan.

Laboratoriossa tehtävien ekotoksisuuskoekiden kulku on pääperiaatteiltaan samanlainen kaikilla testeillä: verrataan altistettujen ja altistumattomien (kontrollinäyte) eliöiden välisiä eroja tietyn vaikutuksen suhteen. Yleensä on tarpeen tehdä kokeita useammalla kuin yhdellä eliöllä tai eliöryhmällä, mutta käytännössä joudutaan resurssien rajallisuudesta johtuen rajoittamaan muutamaan lajiin ja tekemään näiden perusteella johtopäätöksiä ja yleistyksiä. Testitulokset ilmaistaan esimerkiksi inhibitio-prosenttina (tietyn elintoiminnon suhteellinen



Riskiluvut (HQ) lasketaan seuraavasti:

$$HQ_{ib} = E_{b,As} / NOAEL_b$$

Tässä  $HQ_b$  = vaaraosamäärä eli riskiluku, joka ilmaisee riskiä eliölle b, joka elää ympäristöosassa i (maa, vesi);  $E_{As}$  = eliön b kokonaisaltistuminen arseenille (mg/kg-vrk);  $NOAEL_b$  = arseenin suurin haitaton annos (no-observed adverse effect level) eliölle b (mg/kg-vrk).

Lisäksi laskettiin näytteestä mitattujen haitta-ainepitoisuuksien (haitta-aineet 1...j) perusteella kunkin näytteen myrkyllisyyttä kuvaavat TP-arvot (Toxic Pressure):

$$TP = \frac{1}{1 + e^{(\log HC_{50} - \log C_j) / \beta}}$$

$$TP_{combi} = 1 - ((1 - TP_1) \times (1 - TP_2) \times \dots \times (1 - TP_j))$$

Tässä HC50 (Hazardous Concentration) on pitoisuus, joka vaikuttaa haitallisesti arviolta 50 % maaperän eliölajeista ja on vakio (ns. lajien herkkyysjakaumaa ilmentävän kuvaajan kulmakertoimen), jolle voidaan käyttää oletusarvoa 0,4 (esim. Jensen & Mesman 2006). HC50-arvoina käytettiin hollantilaisen RIVM-Instituutin esittämiä arvoja (Swartjes 1999).

Kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvista eri arviointimenetelmistä saadut riskiluvut yhdistettiin yhdeksi kokonaisriskiluvuksi käyttäen seuraavia laskentamenetelmiä:

Päästäiselle lasketut riskiluvut ( $R_{HQ}$ )

$$R_{HQ} = 1 - \frac{1}{(1 + HQ)}$$

$$R_{HQ}' = \frac{R_{HQ} - R_{tausta}}{1 - R_{tausta}}$$

Tässä  $R_{tausta}$  on arseenin luontaisella taustapitoisuudella laskettu  $R_{HQ}$ -arvo. Laskelmisissa käytettiin koko Suomen alueelle määritettyä keskimääräistä maaperän mediaanipitoisuutta.

Eri ekotoksisuustesteillä saatujen tulosten ( $R_t$ ) yhdistämistapa kokonaisriskiluvuksi riippuu mitatusta myrkyllisyysvasteesta:

Negatiivinen vaste (esim. kasvun estyminen)

$$R_t' = \frac{R_t}{100}$$

Positiivinen vaste (esim. lierojen eloonjääminen)

$$R_t' = \frac{(100 - R_t)}{100}$$

$$R_t'' = \frac{R_t' - R_{t,kontrolli}'}{1 - R_{t,kontrolli}'}$$

Tässä kontrolli viittaa toksisuustestissä käytettyyn kontrollinäytteeseen (ei sisällä arseenia).

Kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvat riskiluvut ( $TP$ ,  $R_{HQ}'$ ) ja ekotoksisuustestien tuloksista lasketut riskiluvut (eri testien  $R_t''$ -arvot) yhdistetään kokonaisriskiluvuiksi laskemalla kullekin erilliselle riskiluvulle arvo  $\log(1 - \text{riskiluku})$ . Lopullinen kokonaisriskiluku lasketaan edelleen seuraavasti:

$$\text{Kokonaisriskiluku} = 1 - 10^{(\sum \text{riskiluku})/n}$$

Tässä n = erillisten riskilukujen ( $TP$ ,  $R_{HQ}'$  tai  $R_t''$ -arvot) lukumäärä.

**Taulukko 18.** Ekologisessa riskinarvioinnissa käytetyt ekotoksikologiset menetelmät.

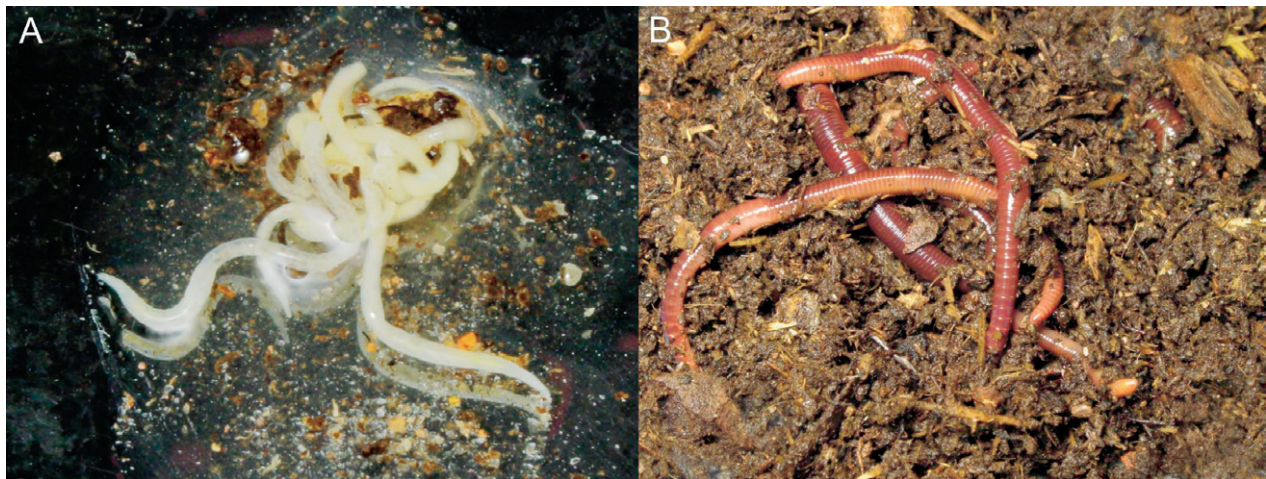
	Testi	Menetelmä	Testieliö	Mitattu vaikutus	Testin kesto	Lämpötila °C	Kontrolli
Testit kiinteästä näytteestä	Itävyys	ISO 11269-2	raiheinä <i>Lolium multiflorum</i>	itäneiden siementen lukumäärä	7 d	20	puhdas, seulottu luonnonhiekkä
	Itävyys	ISO 17126	lehtisalaatti <i>Lactuca sativa</i>	itäneiden siementen lukumäärä	7 d	20	puhdas, seulottu luonnonhiekkä
	Akuutti toksisuus maaperäeläimet	ISO 11268-1	kompostiliero <i>Eisenia fetida</i>	kuolevuus	4 w	20	keinomaa
	Maaperäeläinten lisääntyminen	ISO 11268-2	earthworm <i>Eisenia fetida</i>	poikasten lukumäärä	8 w	20	keinomaa
	Akuutti toksisuus. Maaperäeläimet	ISO 16387	pot worm <i>Enchytraeus albidus</i>	kuolevuus	3 w	20	keinomaa
	Maaperäeläinten lisääntyminen	ISO 16386	pot worm <i>Enchytraeus albidus</i>	poikasten lukumäärä	2 w	19	keinomaa
	Valobakteeritesti	Lappalainen <i>et al.</i> , 1999	<i>Vibrio fischeri</i>	valontuotto	30 min	15	2 % NaCl liuos
Testit uutteisista	Valobakteeritesti	ISO 11348-3	<i>Vibrio fischeri</i>	valontuotto	30 min	15	2 % NaCl liuos
	Kasvin kasvun estyminen	ISO/FDIS 20079 modified	duckweed <i>Lemna minor</i>	kasvu, lehtien lkm ja pinta-ala	7 d	20	puhdas, seulottu luonnonhiekkä
	Entsyymiaktiivisuus in vitro, käänteinelektroonikuljetus	Read <i>et al.</i> , 1998	naudan sydän lihaksesta valmistetut submitokondriaali partikkelit	NAD:n pelkistyminen, absorbanssi	10 min	20	puskuriliuos

estyminen) tai EC50 –arvona. EC50 –arvo ilmoittaa sen pitoisuuden, joka aiheuttaa tietyn vaikutuksen 50 %:lla testieliöitä. Kun määritetään EC50–arvoa esimerkiksi haitta-aineita sisältävälle, tietyltä alueelta otetulle maanäytteelle, on näytteestä tehtävä laimennoksia sekoittamalla sitä puhtaaseen maahan. EC50 –arvojen laskemiseksi tarvitaan tulos (mitattava vaikutus) ainakin kolmesta eri vahvuisesta (eri haitta-ainepitoisuus) näytteestä. Vaikutuksen on myös oltava suuruudeltaan 10–90 % kontrollinäytteestä.

RAMAS-hankkeessa käytettiin standardoituja menetelmiä, mikäli mahdollista (taulukko 18). Kiinteiden näytteiden osalta tutkittaviksi eliöryhmiksi valittiin kasvit ja maaperäeläimet (kuva 43). Tarkoituksena oli selvittää, onko näytteillä vaikutuksia kasvien itämiseen ja lie-

rojen tai änkyrimatojen kuolevuuteen tai lisääntymiseen. Haitallisen vaikutusten ohella tutkittiin arseenin ja metallien siirtymistä näytteistä lierojen kudokseen altistuskokeen aikana. Vertailuaineena käytettiin natriumarsenaattia.

Arseenipitoisten maiden riskinarvioinnissa on syytä tarkastella arseenin liukenemista veteen ja sitä kautta aiheutuvia haittavaikutuksia. Tämän vuoksi kiinteästä näytteestä tehtyjen testien lisäksi tutkittiin maanäytteistä veteen tai vesiliuokseen uuttuneiden aineiden haittavaikutuksia valobakteeritestillä, entsyymiaktiivisuuden muutosta mittaavalla testillä (RET-testi) ja pikkulimaskalla. Osasta maanäytteitä tutkittiin arseenin ja metallien liukoisuus kaksivaiheisella liukoisuustestillä (EN 1247-3) ja saatujen uutteen myrkyllisyys kahdella testillä (valobakteeri- ja RET-testi, taulukko 18).



**Kuva 43.** Maanäytteiden ekotoksikologisissa kokeissa käytetyt koe-eläimet: änkyrimato, *Enchytraeus albidus* (A) ja kompostiliero, *Eisenia fetida* (B). Kuva Timo Vänni.

Ekotoksisuuskokeita varten otettiin maanäytteitä entisen CCA-puunkyllästämön alueelta (kyllästämömaat), kaivoksen rikastushiekasta ja sellaisilta alueilta, joissa oli aikaisemmin kemiallisissa pitoisuusmittauksissa havaittu kohonneita arseenipitoisuuksia. Kaikkia kerättyjä näytteitä ei voitu projektin puitteissa tutkia, vaan valittiin kemiallisten pitoisuuksien perusteella kustakin näytetyypistä edustavat näytteet. Arseenin ja metallien pitoisuuksien määrittämisessä käytettiin kahta menetelmää: kokonaispitoisuus määritettiin vahvalla hapolla (kuningasvesi, *aqua regia*) tehdyn liuotuksen jälkeen ja ns. helpoliukoinen pitoisuus ammoniumasetaatti-EDTA –uuton jälkeen (taulukko 19).

Sekä kemiallisiin tutkimuksiin perustuvilla menetelmillä saadut tulokset (laskentamalleihin perustuva ja pitoisuusmittauksiin perustuva arviointi) että ekotoksisuustesteistä saadut tulokset (taulukko 20) yhdistettiin erillisiksi kokonaisriskiluvuiksi (scores), joista voidaan päätellä ekologisen riskin suuruus (taulukko 21).

Vesieläimiin kohdistuvien riskien arvioinnissa keskityttiin Ylöjärven kaivoksen vaikutusalueella olevaan vesistöön, sillä muiden tarkasteltujen arseenialueiden vaikutuspiirissä ei ollut merkittäviä vesistökohteita. Arseenin pitoisuuksia alueen eri vesistönosissa on seurattu jo 1970-luvulta lähtien. Näitä pitoisuuksia verrattiin eri tahoilla esitettyihin, vesieläimiin

kohdistuvia riskejä ilmentäviin pitoisuusrajoihin eli viitearvoihin (katso esim. taulukko 16B). Pitoisuusmittausten ohella tutkittiin kolmen km:n päässä kaivosalueen rajalta olevan Vähä-Vahantajärven pohjasedimenttien piilevien koostumusta. Piilevät ovat mikroskooppisen pieniä, yksisoluisia, yhteyttäviä leviä. Niitä on käytetty jo pitkään vesistöjen tilan tutkimuksessa, etenkin rehevöitymistä arvioitaessa. Piileviä esiintyy luonnostaan runsain määrin kaikissa vesiympäristöissä ja niiden kuoret säilyvät hyvin geologisissa muodostumissa. Lisäksi eri ympäristöolosuhteissa on tunnistettavissa yleensä kyseisille olosuhteille tyypillisiä lajeja. Olosuhteiden muuttuessa myös lajikoostumus yleensä muuttuu ja tämä muutos voidaan havaita tutkimalla sedimenttiin kertyneiden piilevien kuoria. Nämä seikat tekevät piilevistä hyviä indikaattorieliöitä arvioitaessa ravinne- ja haitta-ainekuormituksen vaikutusta vesiekosysteemiin.

RAMAS-hankkeessa piilevätutkimusten tarkoituksena oli selvittää, onko sedimentissä tapahtunut piilevälajien muutoksia, jotka voisivat johtua Ylöjärven kaivoksesta peräisin olevasta arseeni- ja ravinnekuormituksesta. Tutkimusta varten otettu sedimentinäyte kuvaa ennen näytteenottoajankohtaa tapahtuneita vaikutuksia, joten tulokset ilmentävät myös kaivostoituminnan aikaista, nykyistä korkeampaa kuormitusta.

**Taulukko 19.** Ekotoksikologisin testeihin käytettyjen näytteiden pH ja sähköjohtavuus sekä arseeni- ja metallipitoisuudet (mg/kg). Määrittäykset on tehty ICP-AES -tekniikalla kuningasvesiliuotuksen ja ammoniumasettaatti-EDTA uuton jälkeen (GTK, Geolaboratorio). Näytteitä ovat paikoilta, joissa arseenia esiintyy luontaisesti (luonnonmaat, M), entseltä puumylylästämöalueelta (CCA-maat, R) ja kaivoksen rikastushiekasta (L).

Näyte	pH	sähkön- joht.	KUNINGASVESIUUTTO										AMMONIUM ASETAATTI -EDTA UUTTO									
			As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn		
<b>Luonnonmaat</b>																						
M1	5,6	5,0	3,0	<0,5	16	41	14	29 000	20	14	97	<3	<0,1	1,0	0,0	<3	548	0,0	<2	1,0		
M2	5,9	2,5	13	<0,5	25	57	23	41 100	28	16	111	<3	<0,1	2,0	0,0	<3	565	1,0	2	1,0		
M3	5,4	6,1	6,0	<0,5	27	59	27	42 600	31	17	176	<3	<0,1	1,0	<0,3	<3	384	1,0	<2	<0,8		
M4	6,0	2,2	30	<0,5	7,0	45	24	29 700	13	13	47	5,0	<0,1	1,0	<0,3	<3	253	0,2	<2	<0,8		
M5	5,8	2,3	111	<0,5	13	56	39	34 000	21	12	54	5,0	<0,1	0,4	<0,3	<3	200	0,1	<2	<0,8		
M6	5,4	1,5	<10	<0,5	8,0	18	12	17 600	8,0	7,0	37	<3	<0,1	<0,3	<3	100	<0,1	<2	<0,8			
M7	4,9	3,5	<10	<0,5	11	32	21	25 700	13	18	66	<3	<0,1	<0,3	<3	459	0,0	2,0	<0,8			
<b>CCA -maa, kyllästämöalue</b>																						
R1.3	6,9	1,9	421	1,0	4,0	228	183	7330	6,0	13	22	30	<0,1	<0,3	5,0	55	18	<0,1	3,0	1,0		
R2.1	5,8	1,5	351	1,0	4,0	126	153	7770	6,0	13	23	27	<0,1	<0,3	4,0	43	14	<0,1	<2	1,0		
R2.4	6,3	1,5	261	1,0	4,0	128	144	7340	6,0	7,0	21	20	<0,1	<0,3	4,0	43	13	<0,1	2,0	1,0		
R3.2	5,6	2,0	724	2,0	4,0	291	269	7750	6,0	12	25	46	0,1	<0,3	8,0	95	15	<0,1	3,0	3,0		
R4.4	6,5	1,6	1960	5,0	3,0	875	910	7420	7,0	24	32	137	0,3	<0,3	20	511	28	0,2	6,0	7,0		
R5.3	5,6	2,4	4080	9,0	3,0	1990	1050	6880	7,0	24	19	151	0,4	<0,3	17	546	32	0,2	4,0	3,0		
R5.5	5,6	2,6	50	<0,5	4,0	58	28	8080	6,0	7,0	19	<3	<0,1	<0,3	4,0	12	43	<0,1	<2	<0,8		
<b>Rikastushiekka</b>																						
L1	5,4	26,5	2380	5,0	20	30	125	118 000	15	26	224	703	2,0	2,0	<0,3	29	1170	0,5	5,0	5,0		
L2	4,9	14,5	2070	4,0	12	32	70	121 000	13	25	219	602	2,0	0,5	<0,3	18	1320	0,1	2,0	1,0		
L3	5,5	1,4	1060	2,0	7,0	33	32	123 000	12	26	188	193	0,5	<0,3	<0,3	4,0	620	0,2	<2	<0,8		
L4	5,8	6,5	2340	4,0	16,0	33	120	117 000	14	30	226	627	2,0	1,0	<0,3	23	1260	0,3	5,0	3,0		
L5	6,0	0,7	2280	4,0	9,0	31	39	95 800	12	26	180	454	1,0	<0,3	<0,3	11	825	0,1	3,0	<0,8		

### 7.2.3 Tulokset - riskit maaekosysteemissä

Ympäristöstä mitattujen arseenipitoisuuksien vertailu ekologisiin viitearvoihin tuotti riskilukuja, jotka olivat muilla kuin maatila-alueilla suurimmillaan tuhansien luokkaa. Tämän perusteella ekologiset riskit olisivat paikoitellen erittäin suuret. Laskentamallien (taulukko 17) käyttö johti päästäisen osalta samaa suuruusluokkaa oleviin maksimiriskilukuihin. Suurimmat riskiluvut (maksimissaan HQ yli 3000) saatiin CCA-kyllästämö- ja kaivosalueelle. Luontaisten arseenipitoisuuksien alueilla riskiluvut vaihtelivat välillä noin 6 ja 80, mikä osoittaisi riskien olevan vähintäänkin kohtalaisen suuria. Tilastollinen tarkastelu paljasti päästäiselle saatujen riskilukujen kuitenkin olevan varsin konservatiivisia eli riskien kannalta varovaisia, sillä ne vastasivat lähinnä 95 % todennäköisyyttä otettaessa huomioon päästäisten ominaisuuksien, laskentamallien sisältämien kertoimien ja ympäristöstä mitattujen pitoisuuksien tilastollinen vaihtelu. Kasveja ravintonaan käyttäviin pieniin nisäkkäisiin kuten myyriin arvioitiin kohdistuvan suuri riski, sillä laskennallisesti arvioidut kasvipitoisuudet ylittivät selvästi myyrien ravintopitoisuuksille esitetyt viitearvot. Tähän arviointitulokseen sisältyy kuitenkin huomattava epävarmuus, sillä kertyminen kasviin vaihtelee huomattavasti mm. kasvilajista ja maaperän ominaisuuksista riippuen. Riskit petolinnuille jäisivät arvioinnin perusteella vähäisiksi. Kaikkia näitä tuloksia voidaan pitää lähinnä suuntaa-antavina ja pääosin riskejä yliarvioivina. Ensiksikin kertymisen (liero ja kasvit) ja altistumisen (päästäinen, linnut) arvioinnissa käytetyt laskentamallit ovat hyvin yleisiä eikä niiden soveltuvuudesta Suomen olosuhteisiin ole tietoa. Lisäksi nisäkkäiden ja etenkin lintujen elinpiirin koko on käytännössä yleensä suurempi kuin yksittäisen korkeita arseenipitoisuuksia sisältävän alueen koko ja niiden ravinto koostuu useista eri lähteistä, ei yksinomaan arseenialueilta peräisin olevista, arvioinnissa tarkastelluista avaineliöistä ja kasveista. Eliöillä on myös kyky välttää pilaantunutta ympäristöä ja ravintoaineita ja toisaalta sopeutua ympäristön korkeisiin haitta-ainepitoisuuksiin.

Ekotoksisuustestit osoittivat etenkin kyllästämö- ja kaivosalueelta kerättyjen maanäytteiden olevan myrkyllisiä kasveille (Schultz & Joutti 2007). Tulokset kuitenkin vaihtelivat riippuen siitä, mitattiinko itävyyttä vai kasvien kasvua liuoksessa (pikkulimaska) (taulukko 20). Luonnonmaissa tulokset vaihtelivat, joten tämän maaperätyypin kohdalla ei voi tehdä johtopäätöksiä arseenin vaikutuksista kasveihin. Kyllästämömaiden todettiin aiheuttavan huomattavaa pikkulimaskan kasvun estymistä. Kaivosalueelta otetuilla maanäytteellä vastaavat vaikutukset olivat kohtalaisen suuria. Kuva 44 esittää limaskatestin lopetusvaihetta, jossa vaikutukset kasveihin ovat selvästi nähtävissä. Myös valobakteeritestillä todettiin kyllästämömaiden myrkyllisyys käytettäessä suorakontaktimenetelmää, jossa kiinteä näyte on läsnä mittausliuoksessa. Liukoisuustestiututeista valobakteerimenetelmällä ei kuitenkaan todettu vaikutuksia ja RET-testilläkin vaikutukset jäivät vähäisiksi.

Änkyrimadot säilyivät hengissä, kun niitä altistettiin maanäytteille, mutta niiden lisääntyminen väheni kuitenkin kaikilla tutkituilla maanäytetyypeillä (taulukko 20). Kaivoksen rikastushiekka sellaisenaan ei soveltunut lierojen elinalustaksi, joten näistä tutkittiin vain yksi näyte laimennettuna puhtaalla maalla. Lierojen lisääntymistestissä erot luonnonmaiden ja kyllästämömaiden välillä olivat selvemmät kuin änkyrimadoilla, sillä kyllästämömaat osoittautuivat selvästi haitallisiksi lieroille, kun taas luonnonmailla havaittiin olevan vain lieviä vaikutuksia. Maaperäeläimillä tehtyjen kokeiden tulosten laskentaa ja tulkintaa vaikeutti se, että mitatut vaikutukset olivat erittäin herkkiä maanäytteen arseenipitoisuuksien vaihtelulle. Tämä ilmeni siten, että kahden näytelaimennoksen välillä lisääntyminen saattoi estyä 0–100 %, vaikka laimennussuhde oli vain 1,3. Kaikille testieliöille ja maanäytteille ei siten voitu laskea myrkyllisyyttä kuvaavia EC50-arvoja.

Osasta ekotoksisuustesteissä käytetyistä lieroista määritettiin kudoksiin kertyneen arseenin ja metallien pitoisuudet. Näihin kokeisiin käytettiin vain sellaiset eläimet, joilla ei havaittu myrkyvaikutuksia. Lieroihin kerääntyi neljän

**Taulukko 20.** Ekotoksikologisten kokeiden tulokset. M = luonnonmaa, R = kyllästämöalueen maa, L = kaivosalueen rikastushiekka.

Näyte	Fys-kem ominaisuus		Itävyyden estyminen, inhibiitio %		Maaperäeläimet, akuutti ja lisääntymiskykyisyys		Testit vesiliuoksista			Liukoisuustestin uute, 1-vaihe		
	pH	Sähkön johtavuus, mS/m	Raiheinä	Lehtisalaatti	Änkyrimato, akuutti, EC50 (%)	Änkyrimato, lisäänt., EC50 (%)	Liero, akuutti % (testipit %)	Liero, lisäänt., EC50 (%)	Valobakteeri, EC50 (%)	Pikkulimaska, Inh %	RET, EC50 (%)	Valobakteeri, EC50 (%)
M1	5,6	5,0	2,0	2,0	nt	23	67 (100)	EC<100	nt	2,6	6,45	nd
M2	5,9	2,5	7,0	15,0	nt	22	nd	nd	nd	0,0	1,45	nd
M3	5,4	6,1	9,0	48	nd	Nd	nd	nd	nd	0,0	18	nd
M4	6	2,2	0,0	70	nt	62	100 (100)	EC<100	nd	11,1	>80	nd
M5	5,8	2,3	0,0	10	nt	55	0,0 (100)	75<EC<100	nd	0,0	>80	nd
M6	5,4	1,5	1,0	0,0	nt	54	0,0 (100)	EC<100	nd	23,8	>80	nd
M7	4,9	3,5	5,0	6,0	nd	nd	nd	nd	nd	20,9	>80	nd
R 1.3	6,9	1,9	9,0	3,0	nd	nd	nd	nd	>50	72,6	18,8	nd
R 2.1	5,8	1,5	14,0	18	nt	23	0,0 (100)	17	3,5	96,8	11,2	nd
R 2.4	6,3	1,5	2,0	29	nt	42	3,0 (100)	EC<50	8,8	100	6,48	nt
R 3.2	5,6	2,0	12,0	26	nd	nd	nd	nd	1,8	96,8	10,7	nd
R 4.4	6,5	1,6	4,0	13	nt	19	0,0 (50)	3,5	2,4	98,4	0,92	nt
R 5.3	5,6	2,4	4,0	56	nd	nd	nd	nd	0,9	99,2	8,13	nd
R 5.5	5,6	2,6	0,0	0,0	nt	36	0,0 (100)	<100	5,9	68	12,13	nt
L 1	5,4	26,5	0,0	11	nt	40	42 (50)	0<EC<15	nd	83,1	69,4	nd
L 2	4,9	14,5	6,0	0,0	nt	29	nd	nd	nd	94,4	24,9	nd
L 3	5,5	1,4	0,0	2,0	nt	25	nd	nd	nd	33,9	>80	nd
L 4	5,8	6,5	0,0	0,0	nd	nd	nd	nd	nd	66,9	>80	nd
L 5	6	0,7	2,0	3,0	nd	nd	nd	nd	nd	49,2	>80	nd

nd, ei määritetty  
nt, ei vaikutusta



**Kuva 44.** Pikkulimaskan (*Lemna minor*) kasvunestymistestin loppuvaihe. Kasveja on kasvatettu viikon ajan astioissa, joissa on 50 g näytettä ja 100 ml ravintoliuosta. Koe on aloitettu niin, että kaikissa astioissa on 10 kpl lehtiä. Näytteet olivat puunkyllästämöalueelta (kuvassa oikealta lukien R5.5, R4.4 ja R2.4), jossa on käytetty CCA-kyllästettä, äärimmäisenä vasemmalla on kontrollinäyte (ei arseenia). Vaikutukset näkyvät kasvun estymisenä ja lehtivihreän häviönä.

viikon altistuksen aikana arseenia enimmillään lähes 400 mg/kg kyllästämömaissa, kun mittaus tehtiin kokonaisista eläimistä. Arseenin pitoisuudet kudoksissa olivat selvästi korkeammat kuin tutkittujen metallien (kupari, kromi, sinkki). Arseenipitoisuus laboratoriossa kasvatetuissa kontrollieläimissä oli noin 1 mg/kg, tutkituissa luonnonmaissa (M-näytteet) eläinissä lieroissa pitoisuudet olivat korkeimmillaan noin 40 mg/kg. Näyttää varsin epätodennäköiseltä, että pelkästään maaperässä luontaisesti esiintyvä arseeni aiheuttaisi merkittävästi haittavaikutuksia maaperäeläimille. Arseeni ei ole varsinaisesti lieroihin biokertyvä, joten niiden kudospitoisuudet heijastavat elinympäristön pitoisuuksia.

Kun kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvien laskentamenetelmien tulokset ja eri ekotoksisuustesteillä saadut tulokset yhdistettiin kokonaisriskiluvuiksi, todettiin sekä kyllästämöalueen että kaivosalueen arseenin (ja muiden haitta-aineiden) korkeiden pitoisuuksien aiheuttavan merkittävän riskin eliöstölle (taulukko 21). Kokonaisriskiluvut vastaavat tässä kunkin tarkastellun arseenialueen eri näytteille lasketujen riskilukujen keskiarvoja.

Kokonaisriskilukujen tulkinta voi vaihdella riippuen riskien hyväksyttävyydestä. Yleisesti ottaen riskejä voidaan kuitenkin pitää suurina, mikäli kokonaisriskiluku (score) ylittää arvon 0,75 ja vähäisinä, mikäli luku on alle 0,5. Taulukossa 21 ilmoitettujen riskilukujen epävar-

**Taulukko 21.** Tarkastelualueille lasketut, ekologisia riskejä ilmentävät keskimääräiset kokonaisriskiluvut (scores).

Tarkastelualue	Kemialliset tutkimukset	Ekotoksikologiset tutkimukset
Luontainen arseeni	0,54	0,37
Kyllästämöalue	0,95	0,82
Kaivosalue	0,99	0,46

muutta ilmentävät keskihajonnat olivat suuret johtuen eri menetelmien epävarmuudesta ja tarkastelualuekohtaisten keskiarvojen laskennassa käytettyjen näytteiden arviointitulosten vaihtelusta. Etenkin ekotoksisuustesteissä samasta maanäytteestä otetuilla rinnakkaisilla näytteillä todetaan yleisesti vaihtelua tuloksissa, sillä elävillä organismeilla tehtävien testien toistettavuus on aina huonompi kuin esimerkiksi kemiallisten analyysien.

Ekotoksisuustestit antavat käytännössä yleensä luotettavampaa tietoa riskeistä kuin yksinomaan kemiallisiin tutkimuksiin perustuva arviointi, sillä ne ottavat huomioon useita tekijöitä, jotka jäävät etenkin haitta-aineiden kokonaispitoisuuksiin pohjautuvassa laskennallisessa arvioinnissa huomiotta. Haitta-aineiden yhteisvaikutusten lisäksi tällaisia tekijöitä ovat mm. haitta-aineiden biosaatavuus ja eliöiden sopeutuminen. Tarkastelualueilla määritettiin kokonaispitoisuuksien, toisin sanoen vahvaan happoon liukoisten pitoisuuksien ohella ammoniumasetaatti-EDTA -uutolla liukenevat pitoisuudet. Tällaisen uuton on esitetty kuvaavan paremmin eliöille (etenkin kasveille) mahdollisesti saatavilla olevan haitta-aineen määrää. Testeissä etenkin luontaisesti korkeita arseenipitoisuuksia sisältävässä maassa vain pieni osa määritetystä kokonaispitoisuudesta liukeni ammoniumasetaatti-EDTA -uutossa. Tämän perusteella haitta-aineiden saatavuus olisi alhainen. Sen sijaan kyllästämö- ja kaivosalueella saatavuus olisi melko korkea.

On huomattava, että ekotoksisuustestien tulokset ilmensivät arseenin ohella myös muiden testattavan näytteen sisältämien haitta-aineiden myrkyllisyyttä. Kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvien viitearvovertailujen ja altistuslaskelmien perusteella etenkin kyllästämöalueen kromi aiheuttaisikin tarkastelluille eliöille merkittävämmän myrkyllisyysvasteen kuin arseeni. Yksityiskohtaisempi tilastomatemattinen tarkastelu osoitti myös ekotoksisuustesteissä todettujen vaikutusten suuruuden korreloivan huonosti arseenin pitoisuuksien kanssa ja kuparin olevan todennäköisempi syy todettuun myrkyllisyyteen.

Yhteenvedona voidaan todeta, että maalla eläviin eliöihin kohdistuvat riskit ovat suurim-

mat kyllästämöalueella. Alueiden pienestä pinta-alasta johtuen riskit jäävät kuitenkin hyvin paikallisiksi ja kohdistunevat siten lähinnä maaperäeliöihin ja kasveihin sekä rajatulla alueella eläviin pieneläimiin. Ylöjärven kaivosalueella riskit ovat vähintäänkin kohtalaiset, mutta arseenin pilaaman alueen suuresta pinta-alasta johtuen merkittävämmät kuin kyllästämöalueisiin. Kaivosalueella riskien todentaminen ja vaikutusalueen todellisen laajuuden selvittäminen edellyttäisi eliöstön tutkimista ja arseenipitoisuuksien selvittämistä ympäristöstä kauempana itse toiminta-alueesta. Ekologinen riskinarviointi osoitti, että myös luontaisesti huomattavan korkeita arseenipitoisuuksia sisältävistä maa-alueista voi aiheutua merkittävä riski eliöstölle. Näillä alueilla on siten todennäköisesti jossain määrin tapahtunut luonnollista valintaa arseenille herkkien lajien korvautuessa epäherkemmillä lajeilla. Tämän todentaminen vaatisi alueilla tehtäviä lajisto- ja yksilömäärien kartoituksia.

#### **7.2.4 Tulokset - riskit vesieliöille**

Ylöjärven alueen valuma-alueen vesistöistä mitatuista pitoisuuksista laskettujen keskiarvojen ja mediaanipitoisuuksien vertailu eri tahoilla johdettuihin ekologisiin viitearvoihin osoitti riskien pienenevän merkittävästi edettäessä kaivosalueelta pois päin Näsijärveä kohti (taulukko 22).

Kemialliset sedimenttitutkimukset tukevat taulukon 22 tuloksia eli arseenipitoisuuksien huomattavaa laimenemista etäännyttäessä kaivosalueelta. Sedimentille lasketut riskiluvut vaihtelivat välillä 0,8 ja 410 riippuen näytteenotto paikasta ja -syvyydestä. Pienimmät riskiluvut edustivat Näsijärveä. Tulosten perusteella voidaan todeta arseenista aiheutuvan pahimmillaan erittäin suuri riski kaivosalueen läheimpien vesistönsien eliöille. Näsijärvellä asti riskit jäävät kuitenkin vähäisiksi tai jopa merkityksettömiksi. On kuitenkin huomattava, että mahdollisten muiden haitta-aineiden tai stressitekijöiden (esim. ravinnonpuute, pH tms.) esiintyminen voi lisätä arseenista aiheutuvia ekologisia vaikutuksia Näsijärvelläkin. Näsijärven



**Taulukko 22.** Ylöjärven kaivosalueen vaikutuspiirissä olevaan vesiekosysteemiin kohdistuvat, arseenista aiheutuvat riskit riskiluvun (HQ) avulla ilmaistuna. Laskentaperusteena pintaveden keskimääräiset pitoisuudet ja mediaanipitoisuus (HQ<sub>1</sub>\*), jotka on suhteutettu erilaisiin kirjallisuudessa esitettyihin ekologisiin viitearvoihin (3,1 µg/l; 31 µg/l; 48 µg/l; 190 µg/l). Eri syvyyksistä otettujen näytteiden pitoisuudet on yhdistetty.

Näytepaikka	HQ <sub>1</sub>	HQ <sub>1</sub> *	HQ <sub>2</sub>	HQ <sub>3</sub>	HQ <sub>4</sub>
Rikastushiekka-alueelta Parosjärveen johtava oja	83	81	8,4	5,4	1,4
Parosjärvi	30	32	3,0	1,9	0,5
Parosjärven oja	16	10	1,7	1,1	0,3
Vähä-Vahantajärven oja	19	4,5	1,9	1,2	0,3
Vahantajoki, alavirta	5,2	2,0	0,5	0,3	0,1
Näsijärvi	2,3	2,7	0,2	0,2	0,0

kalastoa on tutkittu jonkin verran normaalien seurantatutkimusten yhteydessä. Kaloissa ei ole todettu merkittäviä arseenipitoisuuksia.

Vähä-Vahantajärvestä otetussa sedimenttinäytteessä suurimmat arseenin ja metallien pitoisuudet löytyivät ylimmästä 8 cm paksuisesta kerroksesta, myös piilevien lajikoostumuksessa todettiin vastaavasti eroja. Tämän ei voitu kuitenkaan osoittaa johtuvan nimenomaan ar-

seenin suuremmista pitoisuuksista, sillä myös muutoksia aiheuttavien ravinteiden määrät olivat suuremmat.

RAMAS-hankkeessa pääpaino oli maaekosysteemiin liittyvillä tutkimuksilla. Yksityiskohtaisempaan, vesieliöihin kohdistuvien riskien arviointiin ei siten ollut riittävästi tietoja saatavilla. Jatkossa onkin tarpeen suunnata tutkimuksia myös vesiympäristöön.

### 7.3 Riskit ihmisen terveydelle

Arseeni on tunnetusti ihmiselle myrkyllinen, mutta altistumisesta aiheutuvat terveysvaikutukset riippuvat monista tekijöistä. Terveysvaikutusten suhteen arseenin epäorgaaniset muodot ovat keskeisiä, sillä orgaanisia arseeniyhdisteitä pidetään lähes haitattomina. RAMAS-hankkeessa arvoitiin laskennallisesti ihmisten altistuminen epäorgaaniselle arseenille Pirkanmaan alueella ja altistumisesta aiheutuvien mahdollisten terveysvaikutusten suuruus ja todennäköisyys. Laskelmissa otettiin huomioon erikseen pora- ja kuilukaivojen veden käyttö talousvetenä sekä altistuminen asuttaessa entisten kyllästämoalueiden vaikutusalueilla. Lisäksi tarkasteltiin hengitysilman pölystä aiheutuvaa terveysriskiä entisellä kaivosalueella työskenteleville henkilöille.

Laskennallista altistumisarviota täydennettiin pienellä biomonitorointitutkimuksella, jossa määritettiin arseenipitoisuudet ihmisten virtsanäytteistä. Lisäksi tutkittiin arseenialtistumiseen liitettyjen syöpäsairauksien esiintymistiheyttä tutkimusalueella. Tulosten mukaan arseenialtistuksesta aiheutuu huomattava terveysriski tutkimusalueen porakaivojen vettä käyttävien keskuudessa. Riski on suurin tutkimusalueen eteläosassa. Kuilukaivojen vettä käyttävillä arseenialtistuminen osoittautui yksittäistapauksialueen ottamatta merkityksettömäksi. Altistumismittaukset vahvistivat sen, että altistumista juomavedestä tapahtuu. Myös syöpätapausten määrän tilastollinen tarkastelu tuki näitä tuloksia, joskin näitä tuloksia ei voida tulkita suoraviivaisesti johtuen useista epävarmuustekijöistä.



Arseenin myrkyllisyys ihmiselle on tunnettu ja sen tärkeintä yhdistettä arsenikkia eli arseenitrioksidia on osattu valmistaa jo noin 4000 vuotta. Äkilliset arseenimyrkytykset ovat nykyään harvinaisia ja ne liittyvät tavallisesti vahinkoihin ja onnettomuuksiin, joissa altistutaan epäorgaanisille arseeniyhdisteille. Merkittävimpana arseenin vaarana onkin pidettävä pitkäaikaisen altistumisen vaikutuksia terveyteen.

Terveysriskien arvioinnin kannalta on tärkeää tunnistaa arseeniyhdisteet ja tuntea arseenin aineenvaihdunta. Useimmiten ravinnon arseenipitoisuus on kuitenkin määritetty vain kokonaisarseeninä. Vasta viimeisten kolmenkymmenen vuoden aikana arseenin biologisista vaikutuksista ja vaiheista elimistössä on saatu yksityiskohtaisia tietoja, kun arseenin eri yhdisteitä on kemiallisin määritysmenetelmin kyetty erottamaan toisistaan. Myös altistumista on kyetty mittaamaan tarkemmin. Orgaanisista arseeniyhdisteistä on kuitenkin edelleen niukasti toksikologista tietoa. Erityisesti valtameristä peräisin olevassa ihmisravinnossa voi olla runsaasti arseenia, pääasiassa orgaanisina yhdisteinä, kuten arsenobetainina, arsenokoliinina ja dimetyyliarsinaattina. Näitä orgaanisia arseeniyhdisteitä pidetään käytännöllisesti katsoen haitattomina. Jotkin tutkimustulokset viittaavat kuitenkin orgaanistenkin arseeniyhdisteiden olevan haitallisia (WHO 2001) ja esimerkiksi metyloituneiden muotojen olevan jopa haitallisempia kuin vastaavat epäorgaaniset yhdisteet (Duker *et al.* 2005).

Ihmisen elimistöön imeytynyt arseeni leviää läpi elimistön, mutta suurimmat pitoisuudet ovat ihossa, kynsissä ja hiuksissa. Aineenvaihdunnassa arseniitti muuntuu arsenaatiksi, mutta myös päinvastaista muuntumista tapahtuu. Elimistössä epäorgaaninen arseeni metyloituu ja syntyy mono-, di- ja trimetyloituneita arseeniyhdisteitä. Metyloituneet arseeniyhdisteet poistuvat elimistöstä nopeammin kuin epäorgaaniset arseeniyhdisteet. Yksilöiden välillä on suuria eroja arseenin metylaationopeudessa. Orgaanisessa muodossa esimerkiksi merikaloista saatu arseeni muuntuu elimistössä vähemmän ja poistuu nopeammin kuin epäorgaaninen arseeni (Hakala & Hallikainen 2004). Arseeni poistuu elimistöstä pääasiassa virtsan mukana (90 %)

ja vähäisemmässä määrin ulosteissa. Pieniä määriä arseenia voi myös sitoutua kudoksiin. Kerta-annoksena saatu arseeni poistuu elimistöstä aluksi nopeasti, mutta myöhemmin poistuminen hidastuu. Tutkimusten mukaan yli 60 % kerta-annoksena saadusta arseenista poistuu elimistöstä parin päivän kuluessa. Vielä noin 40 päivän kuluttua elimistössä on jäljellä pari prosenttia saannista.

### 7.3.1 Terveysvaikutusten ilmeneminen

Haitta-aineiden vaikutuksia ihmiseen joudutaan eettisistä syistä käytännössä arvioimaan usein eläinkokeista saatujen myrkyllisyystietojen perusteella. Arseenista on kuitenkin paljon tietoa myös suoraan ihmisillä todetuista terveysvaikutuksista. Siitä huolimatta tieto arseenin terveysvaikutuksista pienillä altistumistasoilla on edelleen varsin epävarmaa.

Arseenin terveysvaikutukset ovat hyvin moninaisia ja osa vaikutuksista voi olla välillisiä. Arseenin ensisijaisia vaikutuskohteita elimistössä ovat ruoansulatuskanava, verenkierto, maksa, munuaiset, hermosto sekä muut herät kudokset ja sydän (esimerkiksi Duker *et al.* 2005). Yleensä iho on ensimmäinen kohde, jossa vaikutukset näkyvät. Ihomuutoksia on todettu juomaveden arseenipitoisuuden ollessa 50 µg/l tai enemmän. Arseenin aiheuttamia ihosairauksia ovat esimerkiksi ihon liikasarveistuminen ja pigmenttihäiriö. Suuremmilla altistumistasoilla on todettu myös ääreisverenkierron häiriöitä kuten raajojen kärkiosien sinerrystä (akrosyanoosi) sekä sormien valkoisuutta (Raynaudin syndrooma). Arseenin on todettu myös lisäävän verenpainetta ja aiheuttavan lihaskramppeja. Hengitysteitse saatu arseeni aiheuttaa ääreishermoston häiriöitä, mutta ihosairauksia hengityksen kautta saatu arseeni aiheuttaa harvoin. Arseenin on osoitettu aiheuttavan suurilla altistumistasoilla myös immuunijärjestelmän heikentymistä, vaikkakin lievä altistuminen stimuloi immuunijärjestelmää. Arseenialtistuminen on liitetty myös lisääntymishäiriöihin, mutta näistä vaikutuksista ei ole selkeää näyttöä (WHO 2001). Yleensä arseenin aiheuttamat terveyshaitat on todettu tutkimuksissa, joissa

altistuminen on ollut suhteellisen suurta (juomavedessä arseenipitoisuus >200 µg/l), kuitenkin myös jo suhteellisen alhaisille juomaveden pitoisuuksille (10–100 µg/l) altistuvissa ihmisissä on todettu lisääntyneitä kuolleisuutta sydän- ja verisuonisairauksiin, diabetekseen ja munuais-sairauksiin (Meliker *et al.* 2005).

Arseeni on kiistatta syöpää aiheuttava aine (IARC luokka 1), mutta kaikki arseeniyhdisteet eivät todennäköisesti ole syöpävaarallisia (IARC 1988, 2004). Euroopan yhteisöjen tiedekomitea (CSTEE 2001) on määritellyt arseenin perimävaurioita aiheuttavaksi (genotoksiseksi), mutta määrittelyä on myös kritisoitu. Runsaasti arseenia sisältävä juomavesi eräillä alueilla maailmassa on aiheuttanut vettä pitkään käyttäneillä lisääntyneen riskin sairastua ihon, keuhkojen, virtsarakon ja munuaisten syöpään. Keuhkosyöpäriski liittyy kuitenkin ensisijaisesti hengityksen kautta tulleeeseen arseenialtistukseen (WHO 2001). Arseenialtistuksesta aiheutuvan syövän muodostumisen mekanismeja ei vielä tunneta ja pienille arseenimäärille altistumisen ja syöpäriskin suhde on epäselvä. Euroopan yhteisöjen tiedekomitea on todennut, että arseenin syöpävaikutuksella saattaa olla kynnsarvo, mutta riittävää näyttöä kynnsarvon esiintymisestä ei ole. Siksi jo vähäisenkin altistumisen katsotaan lisäävän syöpäriskiä.

Seleenin on todettu vähentävän arseenin myrkyllisyyttä nisäkkäillä, mutta vaikutusmekanismeja ei tunneta (Gailer *et al.* 2000; Levanter 1977). Arseenin poistuessa elimistöä poistuu myös seleeniä ja tämä voi aiheuttaa seleenin puutteen (Spallholz *et al.* 2004). Siksi seleeninpuutos voi lisätä arseenin myrkyllisyyttä erityisesti pitkäaikaisessa altistumisessa.

### 7.3.2 Riskinarvioinnin toteutus

Ympäristössä olevasta luontaisesta sekä ihmisen toiminnan seurauksena levinneestä arseenista aiheutuvia riskejä ihmisille tarkasteltiin terveystarkastelun arvioinnissa. Ympäristössä esiintyvien haitta-aineiden muodostamien terveystarkastelun arviointi perustuu altistumisen määrittämiseen ja tietoon aineen ominaisuuksista kuten myrkyllisyydestä ja kertymisestä elimistöön.

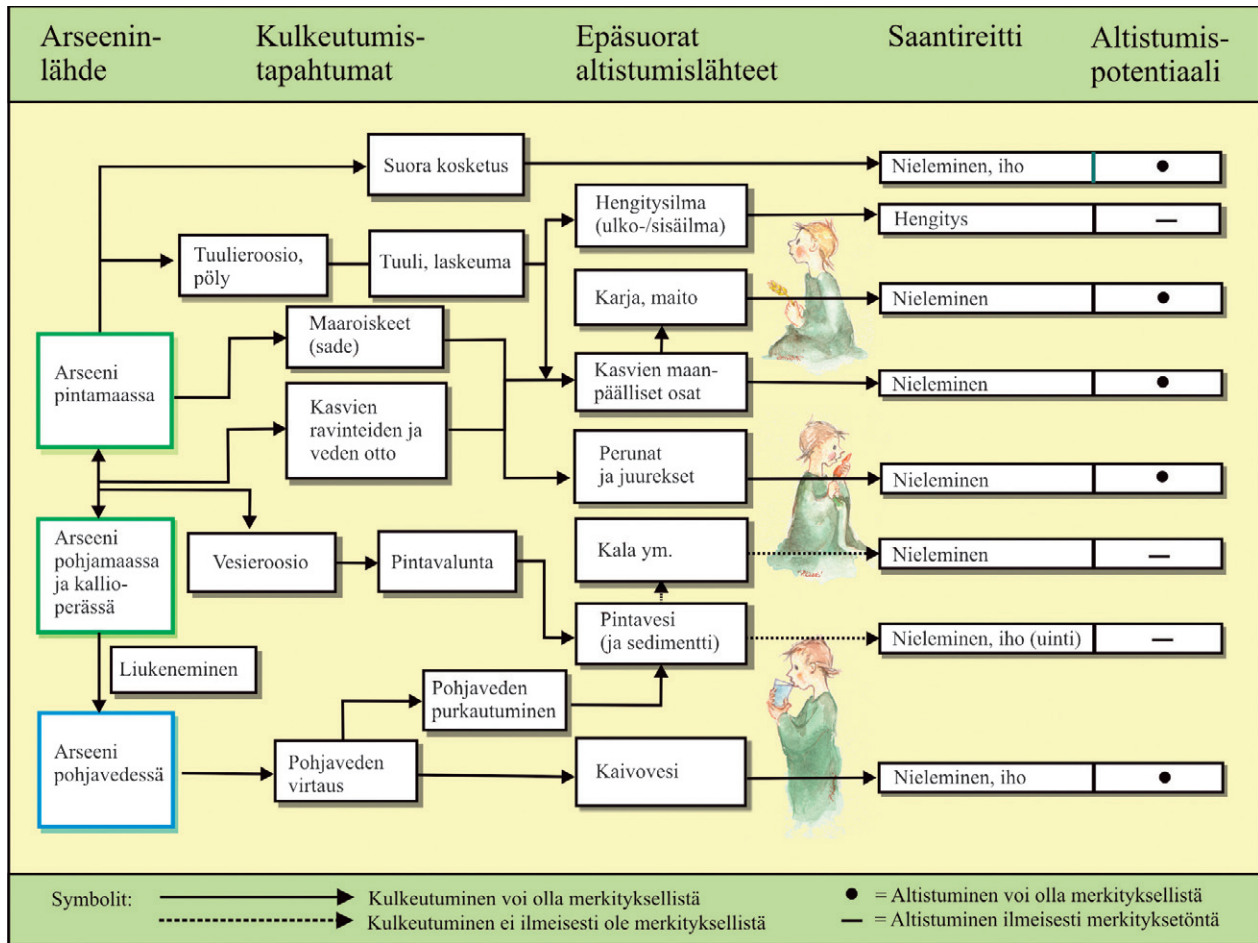
Terveystarkastelun arvioinnissa tarkastellaan altistumista pitkällä aikavälillä ja erityisesti syöpäriskien suhteen otetaan huomioon koko elinaika. Terveystarkastelun arviointi poikkeaa ekologisesta riskinarvioinnista siinä, että tarkastelu perustuu yksilötason haittavaikutuksiin.

RAMAS-hankkeessa terveystarkastelun arviointiin käytettiin useita rinnakkaisia menetelmiä: altistuksen laskennallista määrittämistä, biomonitoimintaa ja syöpärekisteriselvitystä. Laskennalliseen altistuksen määrittämiseen perustuvassa riskinarvioinnissa lähtökohtana olivat tutkimusalueella tehdyt tutkimukset arseenin pitoisuuksista kaivovesissä, syötävissä kasveissa, maaperässä ja ilmassa.

Juomavettä ja ravintoa pidetään yleisesti tärkeimpinä arseenin saantireitteinä. Juomaveden lisäksi erityisesti yksilötasolla myös arseenia sisältävästä maasta tai pölystä voi tulla huomattavaa altistumista. Kirjallisuudesta koottujen taustatietojen ja Pirkanmaan yleisten olosuhteiden perusteella muodostettiin alustava kuvaus altistumisesta ympäristön arseenille (kuva 45). Kuvan 45 kaaviossa esitettyjen paikallisten altistumisreittien lisäksi tausta-altistuminen esimerkiksi ravinnosta (riisi, merikalat) otettiin huomioon.

Altistumisen laskennallinen arviointi tehtiin kahdessa vaiheessa: Ensimmäisessä vaiheessa käytettiin ennen RAMAS-projektin käynnistymistä tehtyjen kaivovesitutkimusten tuloksia ja olemassa olleita arvioita suomalaisten arseenin saannista. Altistumista juomaveden arseenille tarkasteltiin tilastollisesti käyttäen kaupallista Excel-pohjaista tilastolaskentaohjelmaa (Crystal Ball<sup>®</sup>, Decisioneering, Inc., Denver, CO, U.S.A.). Nautitun veden määrästä suurimman yksittäisen komponentin muodostaa juomavesi, mutta yhteensä ruokien, esimerkiksi puurojen sekä juomien (kahvi, tee, mehut) mukana nautittu vesimäärä on suurempi (Männistö *et al.* 2003). Osatekijöiden keskimääräisten arvojen ja hajontalukujen perusteella muodostettiin nautitun veden kokonaismäärän jakauma, jota käytettiin altistumisen laskennassa. Laskelman mukaan talousvettä nautitaan 0,33–4,0 l/d käytön ollessa keskimäärin 1,5 l/d (mediaani 1,4 l/d).

Veden lisäksi ihmiset saavat arseenia elimistöön muistakin lähteistä Kansanterveyslaitos



Kuva 45. Yleistetty kuvaus Pirkanmaan maaseudulla asuvien ihmisten altistumisesta luonnon arseenille. Kuva Pirkko Kurki.

on arvioinut suomalaisten ravinnosta tulevan arseenin keskimääräiseksi saanniksi 10–20 µg/d (KTL 2006), mikä vastaa 70 kg painoisella henkilöllä saantia 0,14–0,29 µg/kg/d. Koska veden ja ravinnon lisäksi voi olla muitakin arseenin saantilähteitä, riskinarvion ensimmäisessä vaiheessa tausta-altistumiseksi arvioitiin yhteensä 0,29 µg/kg/d.

Toisessa vaiheessa riskinarviointia tarkennettiin ottamalla mukaan RAMAS-hankkeen yhteydessä koottu aineisto ja tausta-altistumista tarkennettiin ravintoainekohtaisella laskelmalla.

Terveysriskien arviointia varten tarkasteltiin seuraavia kohderyhmiä:

- Pirkanmaan maaseudulla asuvat henkilöt
- entisten kyllästämoalueiden tuntumassa asuvat henkilöt
- vanhalla kaivosalueella työskentelevät henkilöt

Altistumisen laskennassa otettiin huomioon:

- juomavesi ja ruokiin sitoutuva vesi
- keskeiset elintarvikkeet
- maan nieleminen
- ihokosketus pintamaahan sekä
- hengitysilma (vain entisellä kaivosalueella työskentelevät).

Saantilaskelmissa käytetyt laskentaperiaatteet on esitetty alla olevassa tekstilaatikossa. Laskelmissa otettiin huomioon vain altistuminen epäorgaaniselle arseenille. RAMAS-hankkeen tuloksia täydennettiin kirjallisuudesta kootuilla tiedoilla epäorgaanisen arseenin osuuksista eri ruoka-aineissa (taulukko 23).

Altistuminen ruoansulatuksen tai hengityksen kautta ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ )	=	$\frac{C \times CR \times ABS \times EF}{BW}$
Saanti ihokosketuksesta ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ )	=	$\frac{C \times A \times SA \times ABS \times EF}{BW}$
Missä:		
Arseenin pitoisuus	C	$\mu\text{g}/\text{g}, \mu\text{g}/\text{m}^3$
Nielty määrä; hengitetty määrä	CR	0,05 g/d; 20 m <sup>3</sup> /d
Absorptio-osuus	ABS	väliainekohtainen
Altistumistiheys	EF	d/365 d
Henkilön paino	BW	70 kg
Ihohon tarttuvan maan määrä	A	$5 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{cm}^2$
Altistuva ihon ala	SA	1700 cm <sup>2</sup>

**Taulukko 23.** Arseenin saantilaskelmissa käytetyt epäorgaanisen arseenin osuudet kokonaisarseenipitoisuuksista ja vastaavat absorptio-osuudet.

Altistava väliaine	Epäorgaanisen arseenin osuus	Peruste	Absorptio-osuus	Peruste
Viljatuotteet	65%	Williams <i>et al.</i> 2005; Schoof <i>et al.</i> 1999	100%	Pomroy <i>et al.</i> 1980; Freeman <i>et al.</i> 1995
Peruna ja juurukset	100%	Burló <i>et al.</i> 1999, Muñoz <i>et al.</i> 2002; Helgesen & Larsen 1998	100%	Pomroy <i>et al.</i> 1980; Freeman <i>et al.</i> 1995
Kala, äyriäiset ja kalatuotteet	5%	FSA 2005; Schoof <i>et al.</i> 1999	100%	Pomroy <i>et al.</i> 1980; Freeman <i>et al.</i> 1995
Sienet	50%	kirjallisuus esim. Byrne <i>et al.</i> 1995:	100%	Pomroy <i>et al.</i> 1980; Freeman <i>et al.</i> 1995
Eläintuotteet (liha, maito)	50%	vähän tietoja, kts esim. Schoof <i>et al.</i> 1999	100%	Pomroy <i>et al.</i> 1980; Freeman <i>et al.</i> 1995
Nielty maa	100%	Backman <i>et al.</i> 2006; Parviainen <i>et al.</i> 2006	25%	kirjallisuus, esim. Roberts <i>et al.</i> 2002
Ihohon tarttunut maa	100%	Backman <i>et al.</i> 2006; Parviainen <i>et al.</i> 2006	1%	liukoisuus + esim. Wester <i>et al.</i> 1993
Maapöly ilmassa	100%	Backman <i>et al.</i> 2006; Parviainen <i>et al.</i> 2006	50%	kirjallisuus, esim. WHO, 2001
Juomavesi	100%	Backman <i>et al.</i> 2006	100%	kirjallisuus, esim. WHO, 2001

Terveysriskien määrittämiseksi laskettuja saantiarvoja verrattiin Maailman terveysjärjestön (WHO), Alankomaiden kansallisen terveys- ja ympäristötutkimuslaitoksen (RIVM-Instituutti) sekä Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviranomaisen (U.S.EPA) arseenille esittämiin siedettävän saannin viitearvoihin. Riskin suuruutta kuvaavat riskiluvut (vaaraosamäärät, HQ) laskettiin laskennallisen saannin ja viitearvon suhteena. Vaaraosamäärän ollessa alle 1 riskiä voidaan pitää merkityksettömän pienenä.

Syöpäsairauksien riskiä tarkasteltiin lisäksi U.S.EPA:n lineaarisesta mallia käyttäen. Lineaarisen mallin mukaan yksilön koko elinaikainen todennäköisyys sairastua altistumisen takia syöpään kasvaa suoraan verrannollisesti elinaikaisen altistumisen kanssa. Arseeniannoksen ja syöpäriskin välistä riippuvuussuhdetta kuvataan yksikkösyöpäriskillä, mikä kuvaa tietystä altistumisannoksesta aiheutuvaa syöpään sairastumisen todennäköisyyttä koko elinaikana. Entisellä kaivosalueella (Ylöjärvi) työskente-

levien henkilöiden syöpäriskiä arvioitiin hengitysilman pitoisuudelle esitettyä yksikkösyöpäriskiä käyttäen.

Altistumista kuvaavien mallilaskelmien tueksi altistumista tarkasteltiin biomonitorointitutkimuksella. Biomonitoroinnissa määritetään haitta-aineen pitoisuus esimerkiksi verestä, hiuksista, virtsasta tai kynsistä. Menetelmän valinta riippuu tutkittavasta haitta-aineesta sekä siitä, mitä halutaan mitata (esimerkiksi pitkäaikaista vai lyhytaikaista altistumista). RAMAS-hankkeessa menetelmäksi valittiin lähivuorokausien aikana tapahtunutta altistumista mittaava arseenipitoisuuksien määrittäminen virtsasta. Tätä menetelmää käytetään Suomessa työperäisen arseenialtistuksen arvioinnissa, joten tulosten vertailua varten oli saatavilla kotimaisia analyysituloksia.

Biomonitorointiin valittiin ensisijaisesti niiden maatilojen asukkaita (24), joiden alueelta otettiin RAMAS-hankkeen puitteissa muitakin näytteitä. Lisäksi mukaan saatiin kotitalouksia, joiden kaivovedestä oli analysoitu yli 10 µg/l arseenipitoisuuksia (16 asukasta). Biomonitorointiin osallistuneet taloudet (15) edustivat seitsemää eri kuntaa ja kolmen kallioperältään erilaisen vyöhykkeen kahta eteläisintä vyöhykettä, joissa arseenianomaliatkin on todettu (ks. kuva 4). Puolet osallistuneista asukkaista (20) ilmoitti käyttäneensä pääasiallisena juomaveden lähteenä oman kaivonsa vettä. Vertailuryhmä muodostui niistä henkilöistä, joilla oli jokin muu juomaveden lähde (vesijohtoverkosto, rengaskaivo, pullovesi).

Altistuksen oletettiin tapahtuvan pääosin juomavedestä, jossa arseeni on epäorgaanisessa muodossa. Pääasiallinen juomaveden lähde sekä muun muassa arvio päivittäisestä vedenkulutuksesta saatiin analyysien tueksi valmistelluista kyselyistä, jotka koskivat olemassa olevia kaivoja ja niiden käyttöä sekä mahdollisia muita arseenin saantiin liittyviä altistustilanteita ja -reittejä (muun muassa ravintoaineet, harrastukset, työ). Kirjallisuuden perusteella etenkin riisi, merilevä ja erilaiset valtamerien eliöt voivat sisältää suhteellisen paljon arseenia.

Altistuslaskelmia ja biomonitorointitutkimusta täydennettiin vielä Kansanterveyslaitokselta

(KTL) RAMAS-hankkeelle tilatulla pienepidemiologisella tutkimuksella. Tässä tutkimusosassa tarkasteltiin Pirkanmaalla vuosina 1980 ja 1990 asuneiden henkilöiden sairastuvuutta arseenialtistukseen liitettyihin syöpätauteihin eli ihosyöpään, munuaissyöpään, maksasyöpään, virtsarakon syöpään, eturauhassyöpään ja keuhkosyöpään. Työkaluna käytettiin KTL:n käytössä olevaa paikkatietoja ja terveydentilätietoja (syöpärekisteri, kuolleisuustilastot) sekä tilastollisia menetelmiä yhdistelevää RIF<sup>1</sup>-ohjelmistoa. Analyyseissä KTL:n käytössä olevat koordinaattien perusteella paikannetut väestö- ja syöpätiedot yhdistettiin GTK:n tuottamiin kaivovesien arseenipitoisuuksia koskeviin paikkatietoihin. Tavoitteena oli selvittää, onko korkean arseenipitoisuuden alueilla vuosina 1980 ja 1990 asuneilla todettu vuosina 1981–2000 enemmän syöpätapauksia verrattuna alueisiin, joilla kaivoveden arseenipitoisuudet ovat alhaiset. Aluksi tehtiin kuntatason laskelmia, joissa verrattiin Pirkanmaan sisällä korkean ja matalan pitoisuustason kuntien syöpien yleisyyttä ottaen huomioon erot ikäjakaumissa. Tarkemmat laskelmat tehtiin koko Pirkanmaan alueelle taajamien ja vesijohtoverkoston ulkopuolisille alueille vertaamalla eri arseenipitoisuusluokkiin jaettujen tilastoruutujen (250 m x 250 m) sisällä syöpien määriä alueisiin, joilla kohonnutta arseenipitoisuutta ei ole havaittu.

Toteutettu pienepidemiologinen tutkimus eroaa kahdesta muusta terveystieteiden arvioinnissa käytetystä menetelmästä siinä, että sen avulla saadaan tietoa vain ennen nykyhetkeä tapahtuneen altistumisen todellisista vaikutuksista. Pirkanmaalla todettujen kaivovesien arseenipitoisuuksien osalta syövän muodostuminen edellyttää käytännössä pitkällistä, jatkuvaa altistumista juomaveden välityksellä. Tämän vuoksi syövän esiintymisen viiveen arvioitiin olevan vähintään 10 vuotta. Syöpätapauksia seurattiin siten väestössä, joka oli paikannettu tilastoruutuihin seuranta-ajan alkuketken osoitteen mukaan (v. 1980 tai 1990 kohortti) Ensimmäisessä kohortissa tarkasteltiin väestössä havaittuja syöpiä vuosina 1981–1990 ja 1991–2000 sekä koko seurantajaksolla. Pirkan-

<sup>1</sup> Rapid Inquiry Facility

**Taulukko 24.** Muista lähteistä kuin talousvedestä peräisin olevan arseenin saanti (Dw=kuiva-aine).

Saantireitti	As pitoisuus mg/kg Dw	Maan määrä g/d	Absorptio-osuus	Altistumistiheys d/a	Keskimääräinen As saanti µg/d
Maan nieleminen	6,0	0,05	0,25	255	0,06
Maasta ihon kautta	6,0	0,85	0,01	255	0,04
<b>Ravinto</b>					<b>11</b>
<b>Yhteensä ilman vettä</b>					<b>11</b>

maan alueella vesijohtoverkosto on laajentunut merkittävästi viime vuosien aikana, joten altistuminen juomaveden arseenille on aiempaa huomattavasti vähäisempää. Tuloksia voidaan siten hyödyntää vain arvioitaessa altistuksen ja vaikutuksen välistä suhdetta, eikä sillä saada tietoa altistumisesta nyt tai tulevaisuudessa.

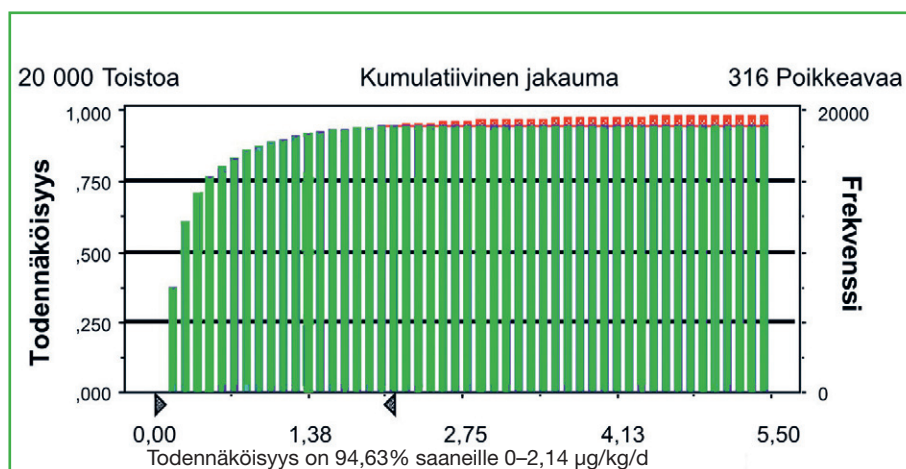
### 7.3.3 Altistuslaskelmien tulokset: luontainen arseeni

Riskinarvion ensimmäisessä vaiheessa porakaivovesiä käyttävien henkilöiden keskimääräiseksi luontaisen arseenin saanniksi saatiin 0,56 µg/kg/d (vaihtelualue 0,00–57 µg/kg/d). Kuilu- eli rengaskaivovesien käyttäjillä altistumisen arvioitiin olevan huomattavasti vähäisempää eli keskimääräisen saannin olevan noin 0,03 µg/kg/d.

Riskinarvion toisessa vaiheessa laskelmiin otettiin mukaan RAMAS-hankkeen yhteydessä

kerätty uusi aineisto ja tausta-altistumista tarkennettiin. Tausta-altistumiseen laskettiin ravinnosta saatavan arseenin lisäksi pintamaasta suoran kosketuksen kautta tapahtuva altistuminen. Pintamaan arseenipitoisuus oli tutkituilla maatiloilla pieni ja kokonaisuutena muusta kuin vedestä saatavan arseenin määrä osoittautui suhteellisen vähäiseksi (taulukko 24).

Nautitun talousveden määrän sekä porakaivovesien arseenipitoisuuden perusteella laskettiin arseenin saannin jakauma, johon lisättiin muista lähteistä peräisin olevan arseeniin saanti (kuva 46). Laskelman mukaan epäorgaanisen arseenin saanti vaihtelee välillä 0,16–55 µg/kg/d keskiarvon ollessa 0,68 µg/kg/d (mediaani 0,27). Saanti jää 95 %:n todennäköisyydellä alle arvon 2,1 µg/kg/d, mikä on suurempi kuin eri tahojen esittämä sallittu päivittäissaanti. Kuilukaivojen käyttäjillä arseenin saanniksi laskettiin 0,16–1,6 µg/kg/d keskiarvon ollessa 0,17 µg/kg/d.



**Kuva 46.** Porakaivovesiä käyttävien henkilöiden arseenin kokonaissaannille laskettu kumulatiivinen todennäköisyysjakauma (kertymäfunktio).

**Taulukko 25.** Arvioitu altistuminen ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ ) luontaiselle arseenille Pirkanmaan geologisilla vyöhykkeillä. (CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tampereen liuskevyöhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke).

Geologinen vyöhyke	Porakaivojen käyttäjät		Kuilukaivojen käyttäjät	
	Vaihtelualue	Keskiarvo	Vaihtelualue	Keskiarvo
CFGC	0,16-0,53	0,21	0,16-0,89	0,18
TB	0,16-55	1,0	0,16-0,25	0,17
PB	0,24-47	0,48	0,16-1,6	0,17
Koko Pirkanmaa	0,16-55	0,68	0,16-1,6	0,17

Kaivovesien arseenipitoisuus vaihteli paljon eri geologisten vyöhykkeiden kesken ja vastaavasti myös lasketut arseenin saantiarvot vaihtelivat voimakkaasti (taulukko 25). Kuilukaivoissa on kohonneita arseenipitoisuuksia vain satunnaisesti ja kuilukaivojen käyttäjien altistuminen jäi selvästi porakaivojen käyttäjien altistumista vähäisemmäksi. Kuilukaivoista oli kuitenkin Tampereen liuskevyöhykkeeltä vain vähän pitoisuustietoja ja suurimmat arseenipitoisuudet ovat saattaneet jäädä tutkimusten ulkopuolelle.

### 7.3.4 Altistuslaskelmien tulokset: arseenilla pilaantunut ympäristö

Vanhat kyllästämöalueet ovat pienialaisia, eikä niillä tuoteta merkittäviä määriä ihmisravintoa tai karjan rehua. Vanhoilla kyllästämöalueilla laskennallinen arseenin saanti tuli pääosin suorasta kosketuksesta voimakkaasti pilaantuneeseen pintamaahan (taulukko 26). Lisäksi ar-

seenin pitoisuus pohjavedessä oli paikoin korkeahko, mikä lisää altistumista paikallisesti, jos vettä käytetään talousvetenä. Ihmistoiminnan seurauksena pilaantuneiden alueiden maaperän ja pohjaveden pitoisuussuhteet eivät ole välttämättä vielä tasapainossa ja arseenin pitoisuus pohjavedessä voi muuttua ajan myötä.

Leikki-ikäiset lapset altistuvat pintamaan arseenille yleensä aikuisia enemmän leikkiessään pilaantuneella maa-alueella. Lisäksi lapset vievät herkästi sormia suuhun ja tulevat nielleeksi pilaantunutta maata. Jotkut lapset jopa syövät tahallisesti maata (ns. pica-ilmiö). Monesti riskinarvioissa oletetaan lasten nielevän maata 100 mg päivässä. Olettaen lapsen painoksi 15 kg maan nielemisestä tulevaksi saanniksi voidaan silloin laskea 0,1–1,7  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ , kun pitoisuus pintamaassa on 82–1474 mg/kg. Laskelma osoittaa, että pintamaan arseenipitoisuuden ollessa suuri suora kosketus maahan tuo merkittävän lisän lasten altistumiseen arseenille.

Vilppulan entisen CCA-kyllästämön alueella aikuisten pohjavedestä mahdollisesti saaman

**Taulukko 26.** Vanhojen kyllästämöalueiden pintamaasta tulevan arseenialtistumisen laskenta.

	Ruovesi 1	Ruovesi 2	Vilppula	Virrat
Keskimääräinen arseenipitoisuus maassa mg/kg	1152	1474	82	220
Niellyn maan määrä g/d	0,05	0,05	0,05	0,05
Absorptio-osuus	0,25	0,25	0,25	0,25
Ihoon tarttuneen maan määrä g/d	0,85	0,85	0,85	0,85
Iholta imeytynyt osuus	0,01	0,01	0,01	0,01
Altistumistiheys d/a	225	225	225	225
Keskimääräinen As saanti $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$	0,21	0,27	0,02	0,04



arsenin määräksi laskettiin 0,24–1,22 µg/kg/d. Arseenin pitoisuus maassa oli pieni, eikä suoraan kosketuksen kautta tullut mainittavaa lisää altistumisarvioon.

RAMAS-hankkeen yhteydessä tutkittiin arseenin liukoisuutta ja mahdollista kulkeutumista pohjaveteen Ruoveden Kautun kyllästmöalueella. Kyllästmöalueen tuntumassa on vedenottamo, josta pumpataan nykyisin vettä 225 m<sup>3</sup>/d. Liukoisuustestien (Parviainen *et al.* 2006) perusteella arseenin jakaantumiskertoimeksi ( $K_d = \text{pitoisuus kiintoaineessa/pitoisuus vedessä}$ ) maa-aineksen ja huokosveden kesken laskettiin 250–880 l/kg.  $K_d$  -arvot olivat pienempiä neste/kiintoaine suhteella 2 kuin suhteella 10 osoittaen suhteellisen liukoisuuden vähenevän vähitellen.  $K_d$  -arvon ollessa suurempi kuin 30 l/kg ainetta pidetään yleensä maassa heikosti kulkeutuvana. Keskimääräisellä jakaantumiskertoimella 320 l/kg, 300 mm/a nettosadannalla, pilaantuneen alueen pinta-alalla 1000 m<sup>2</sup> ja todetulla arseenin maksimipitoisuudella mahdolliseksi arseenipitoisuuden lisäykseksi vedenottamon vedessä laskettiin

13 µg/l. Keskimääräinen arseenipitoisuus on maassa kuitenkin selvästi pienempi kuin laskelma-alueella käytetty maksimipitoisuus (1150 mg/kg) ja käytännössä kaikki arseeni ei voi kulkeutua vedenottamolle. Kyllästmöalueella voi ajan kuluessa olla havaittava vaikutus vedenottamon veden arseenipitoisuuteen, mutta talousveden maksimipitoisuusrajan 10 µg/l ylittyminen on hyvin epätodennäköistä.

Vanhalla kaivosalueella tutkittiin maaperässä olevan arseenin leviämistä pölyn mukana ilmaan alueella tehtävien räjäytysten yhteydessä. Pitoisuusmittausten perusteella laskettiin alueella työskenteleviin henkilöihin kohdistuvaa riskiä WHO:n ja U.S. EPA:n hengitysilman arseenipitoisuudelle esittämiä yksikkösyöpäriskiarvoja käyttäen (taulukko 27). Laskennallinen syöpäriski osoittautui pieneksi. Alueella työskentelevien arseenin saanniksi hengityksen kautta laskettiin noin 0,04 µg/kg/d, mikä on hyvin vähän esimerkiksi ruoan kautta tulevaan tausta-altistumiseen verrattuna. Alueella toimiva tutkimuskeskus käyttää julkisen vesilaitoksen vettä, jossa ei juurikaan ole arseenia.

**Taulukko 27.** Vanhalla kaivosalueella toimivassa tutkimuskeskuksessa työskenteleviin henkilöihin kohdistuvan syöpäriskin laskenta WHO:n ja U.S. EPA:n esittämiä yksikkösyöpäriskiarvoja käyttäen.

Parametri	Laskentaperuste	
	WHO 2000	USEPA 1988
As pitoisuus hengi-tysilmassa ng/m <sup>3</sup>	26,9	26,9
Altistumistiheys d/a	182	182
Altistumisen kesto h/d	8	8
Absorptio-osuus	0,5	0,5
Yksikkösyöpäriski 1/(ng/m <sup>3</sup> )	1,5×10 <sup>-6</sup>	4,3×10 <sup>-6</sup>
Riski	3,4×10 <sup>-6</sup>	9,6×10 <sup>-6</sup>

### 7.3.5 Yhteenveto riskeistä

Laskennallisia arseenin saantimääriä verrattiin WHO:n, hollantilaisen RIVM-Instituutin sekä Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviranomaisen (U.S.EPA) arseenille esittämiin siedettävän saannin viitearvoihin (taulukko 28). Porakaivosveden käyttäjät altistuvat enimmillään niin suurille arseenimäärille, että terveydelliset haitat ovat todennäköisiä. Eniten altistuvien ryhmä on

kuitenkin suhteellisen pieni. WHO:n sallittujen saantiarvojen perusteella arvioiden kuilukaivosvesien käyttäjille ei pitäisi aiheutua terveysvaikutuksia. Eri tahojen esittämät viitearvot poikkeavat kuitenkin toisistaan jopa 7-kertaisesti ja RIVM-Instituutin sekä U.S.EPA:n viitearvojen mukaan laskien haitat ovat mahdollisia.

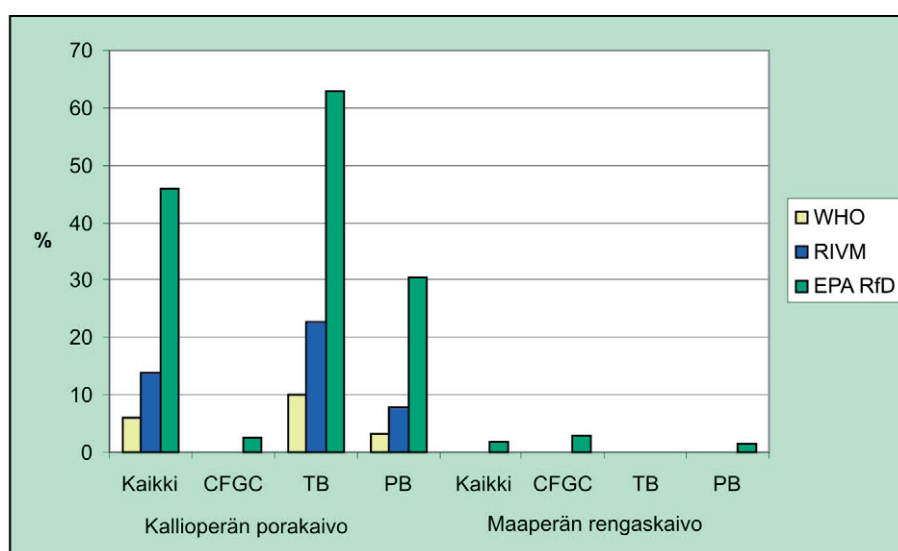
**Taulukko 28.** Laskettuja arseenin saantiarvoja verrattuna siedettävän/hyväksyttävän saannin viitearvoihin ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$ ). <sup>s</sup> tilastollinen riskiluku, <sup>p</sup> riskiluvun pistearvo, HQ= vaaraosamäärä, PTWI = Provisional Tolerable Weekly Intake, TDI = Tolerable Daily Intake, RfD = Reference Dose.

Altistumistilanne	Laskettu annos $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$	WHO (1993)		RIVM (Baars <i>et al.</i> 2001)		EPA (2006)	
		PTWI/ 7	HQ	TDI	HQ	RfD	HQ
Porakaivoveden käyttäjät+ tausta, maksimi	55 <sup>s</sup>	2,1	26	1	55	0,3	180
Porakaivoveden käyttäjät+ tausta, 95 % fraktiili	2,3 <sup>s</sup>	2,1	1,1	1	2,3	0,3	7,6
Kuilukaivoveden käyttäjät+ tausta, maksimi	1,6 <sup>s</sup>	2,1	0,8	1	1,6	0,3	5,3
Kuilukaivoveden käyttäjät+ tausta, 95 % fraktiili	0,2 <sup>s</sup>	2,1	0,1	1	0,2	0,3	0,7
Kyllästämöalueen pohjaveden käyttäjät + tausta	0,5-1,5 <sup>p</sup>	2,1	0,3 -0,7	1	0,5 -1,5	0,3	1,8-5,0

WHO:n siedettävän saannin arvoon (PTWI) verrattuna alle 6 % Pirkanmaan kallioporakaivojen vesien käyttäjistä voi altistua arseenille haitallisessa määrin (kuva 47). RIVM-Instituutin siedettävän annoksen (TDI) mukaan noin 14 % porakaivovesien käyttäjistä ja muutamat kuilukaivovesien käyttäjistä voivat altistua liikaa arseenille. U.S. EPA:n hyväksyttävän saannin viitearvo (RfD) on pienin ja se ylittyy lähes 50%:lla kaikista porakaivovesien käyttäjistä ja vajaalla 2 %:lla kuilukaivovesien käyttäjistä.

Riskinarviolaskelmien mukaan Keski-Suomen granitoidivyöhykkeellä (ks. kuva 4) ei pitäisi aiheutua merkityksellistä elinympäristön

arsenista aiheutuvaa terveystriskiä. Yksittäisten kuilukaivoveden käyttäjien altistuminen voi kuitenkin olla haitallisella tasolla. Tampereen liuskevyöhykkeellä luonnon arseenista aiheutuvat terveystriskit ovat ilmeisiä ja terveysthaittojen esiintyminen on todennäköistä ilman riskejä vähentäviä toimenpiteitä. Eri viitearvoihin verrattuna 10–60 % porakaivovesien käyttäjistä voi altistua arseenille haitallisessa määrin. Kuilukaivovesien käyttäjillä arseenista ei aiheudu merkityksellistä terveystriskiä. Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeellä arseenista aiheutuvat terveystriskit ovat pienempiä kuin Tampereen liuskevyöhykkeellä. Kuitenkin 3–30 % pora-



**Kuva 47.** WHO:n, RIVM-Instituutin ja U.S.EPA:n arseenin siedettävälle/hyväksyttävälle arseenin saannille esittämien viitearvojen ylittymisen todennäköisyyksiä (%). (CFGC= Keski-Suomen granitoidivyöhyke, TB= Tampereen liuskevyöhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke).

**Taulukko 29.** Arseenin saantimäärien ja U.S.EPA:n (1988) yksikkösyöpäriskin mukaan laskettuja syöpäriskiarvioita (\*tilastollinen riskiluku, <sup>p</sup>riskiluvun pistearvo).

Altistumistilanne	Laskettu annos $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$	Yksikkö syöpäriski $(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d})^{-1}$	Riski
Porakaivoveden käyttäjät+ tausta, maksimi	55 <sup>s</sup>	$1,5 \times 10^{-3}$	$8,3 \times 10^{-2}$
Porakaivoveden käyttäjät+ tausta, 95 % fraktiili	2,3 <sup>s</sup>	$1,5 \times 10^{-3}$	$3,4 \times 10^{-3}$
Kuilukaivoveden käyttäjät+ tausta, maksimi	1,6 <sup>s</sup>	$1,5 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-3}$
Kuilukaivoveden käyttäjät+ tausta, 95 % fraktiili	0,2 <sup>s</sup>	$1,5 \times 10^{-3}$	$3,3 \times 10^{-4}$
Kyllästämöalueen pohjaveden käyttäjät+ tausta	0,5–1,5 <sup>p</sup>	$1,5 \times 10^{-3}$	$7,9 \times 10^{-4}$ $2,3 \times 10^{-3}$

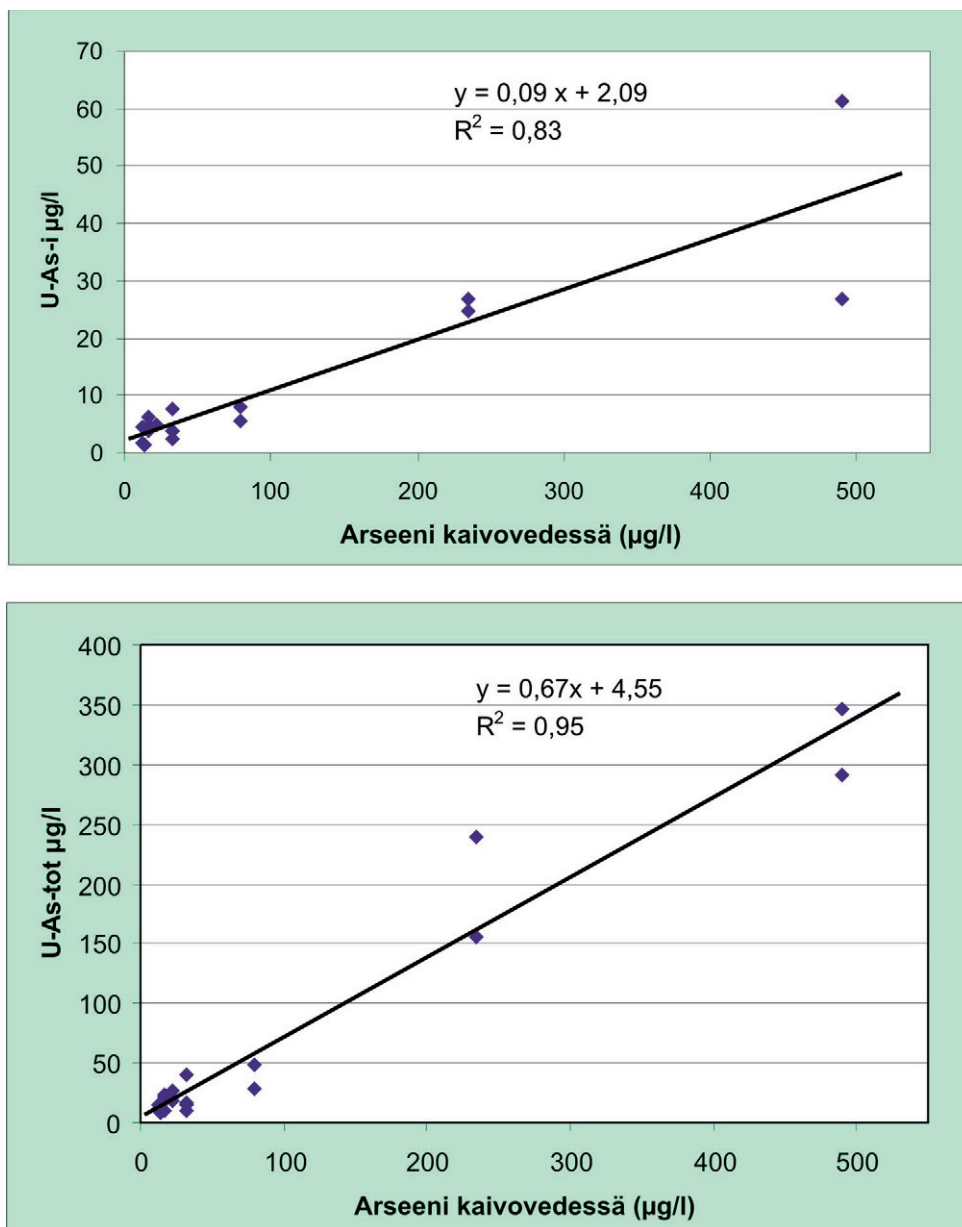
kaivovesien käyttäjistä voi altistua arseenille haitallisessa määrin. Kuilukaivovesien käyttäjillä arseenista aiheutuva terveystarve on pieni.

U.S. EPA:n menetelmällä laskettuja ruoansulatuksen kautta saadun arseenin aiheuttamia syöpäriskiarvioita on esitetty taulukossa 29. Euroopan Unioni ei ole asettanut ‘merkityksellisen syöpäriskin’ tai ‘hyväksyttävän syöpäriskin’ arvoja. Näiden rajat vaihtelevat yleensä välillä  $10^{-4}$  ja  $10^{-6}$  eli 1/10000–1/1000000 sairastuisi tarkasteltavan altistumisen seurauksena syöpään jossain elinaikansa vaiheessa (Provoost *et al.* 2006). Ylempi raja soveltuu lähinnä yksittäisille altisteille ja pienempää riskitasoa käytetään usein, kun altistuminen samanaikaisesti useille syöpävaarallisille aineille on mahdollista. RIVM-Instituutin TDI-arvojen laskennassa sallittuna lisäsyöpäriskin rajana on pidetty  $10^{-4}$  (Baars *et al.* 2001). WHO:n juomaveden arseenipitoisuuden raja-arvo ( $10 \mu\text{g}/\text{l}$ , WHO 1993) on määritetty osin käytännöllisistä lähtökohdista muun muassa analyysitekniset mahdollisuudet huomioon ottaen ja vastaa riskitasoa  $6 \times 10^{-4}$ , joka on suhteellisen suuri. Edellä kuvattuihin määritelmiin nähden arvioituja syöpäriskitasoja ei voida pitää hyväksyttävänä missään tarkastelussa altistumistilanteessa.

Biomonitoroinnin tulokset olivat yhdenmukaisia laskennallisen altistusarvioinnin tulosten kanssa. Virtsan arseenipitoisuudet olivat suurimpia henkilöillä, joiden käyttöveden arseenipitoisuus oli korkeahko. Arseenipitoista kaivo-

vettä käyttävillä henkilöillä sekä virtsasta mitatun epäorgaanisen arseenin että kokonaisarseenin pitoisuudet kasvoivat lähes lineaarisesti kaivoveden arseenipitoisuuden kasvaessa (kuva 48) Henkilötasolla esiintyi kuitenkin myös selittämätöntä vaihtelua, mikä saattoi aiheutua erilaisesta ravinnonkäytöstä taikka altistumisesta työssä tai harrastuksissa. Näiden epävarmuuksien selvittämiseksi biomonitorointitutkimus tulisi toistaa mielellään laajemmalla aineistolla (useampia henkilöitä). Tässä yhteydessä voi olla tarpeen tehdä myös yksityiskohtaisempia selvityksiä muista arseenilähteistä mm. tekemällä tarkkaa ravinnonkäytön seuranta ja analysoimalla arseenipitoisuuksia esimerkiksi ravintoaineissa ja pihamaiden maaperässä.

Myös alustavat tulokset syöpäriskitietojen ja kaivovesien arseenipitoisuuksien vertailusta viittasivat useiden arseenialtistumiseen liitettyjen syöpätyyppitapausten lisääntymiseen sellaisilla Pirkanmaan alueilla, joilla on mitattu korkeita kaivoveden arseenipitoisuuksia. Kuntatason laskelmissa havaittiin korkeita arseenipitoisuuksia sisältävien alueiden väestössä kohonneita syöpävaarasuhteita kaikissa tarkastelluissa syöpätyypeissä. Tarkemmissa pienalueatason (250 m x 250 m) analyyseissä naisten ihosyövän (ei melanooma) sekä miesten munuaisten ja eturauhasen syövän riski näytti kohonneen. Tuloksia tulee tulkita varovaisesti, sillä niihin sisältyy monia epävarmuustekijöitä.



**Kuva 48.** Biomonitorointitutkimukseen osallistuneiden, arseenipitoista kaivovettä käyttäneiden henkilöiden virtsan arseenipitoisuuden vaihtelu suhteessa kaivoveden sisältämään arseenipitoisuuteen. U-As-i on virtsan epäorgaanisen arseenin pitoisuus ja U-As-tot on kokonaisaineen pitoisuus.

### 7.3.6 Tulosten epävarmuudet

Terveysriskien arviointiin sisältyi useita epävarmuustekijöitä, jotka tulee ottaa huomioon tuloksia tulkittaessa. Ensiksikin, altistumislaskelmien lähtökohtana käytettiin aikuisia henkilöitä johtuen ravinnon ja veden käyttötietojen saatavuudesta. Koska lasten painoon suhteutettu ruoan ja juomien kulutus on suurempaa kuin aikuisilla, arseenipitoisten ravintoaineiden käytöstä tuleva suhteellinen altistuminen on lapsilla todennäköisesti merkittävämpää kuin aikuisilla. Lisäksi lapset usein nielevät maa-ainesta. Tämä voi lisätä

arsenin kokonaisaltistusta alueilla, joissa pintamaan arseenipitoisuudet ovat korkeat.

Myös tutkimusten keskittyneisyys aiheuttaa epävarmuutta tuloksiin. Kaivovesien arseenipitoisuuksien tutkimukset oli suunnattu pääosin alueille, missä oli todettu suuria pitoisuuksia. Näin ollen laskennallisen altistusarvioinnin voidaan olettaa yliarvioivan todellisia riskejä koko Pirkanmaan tasolla.

WHO on käyttänyt juomavedestä tulevan arseenin osuutena 20 % kokonaissaannista. Pir-

kanmaan alueella kuten koko Suomessa epäorgaanisen arseenin saanti muualta kuin juomavedestä on vähäistä, minkä perusteella juomavedessä voitaisiin meillä hyväksyä WHO:n raja-arvoa suurempia arseenipitoisuuksia riskin säilyessä WHO:n asettamalla tasolla. WHO:n siedettävän saannin arvolla laskettu arseenialtistumisesta aiheutuva syöpäriski oli kuitenkin suhteellisen suuri ja ylitti mm. Suomessa pilaantuneiden maiden ohjearvojen määrittelyssä käytetyn riskitason ( $1 \cdot 10^{-5}$ ) 60-kertaisesti. Syöpäriski on kuitenkin todennäköisesti arvioitu liian suureksi, sillä arseenin siedettävän saannin viitearvot on laskettu ulkomailla todettujen terveysvaikutusten perusteella. Suomessa ihmisten ravitsemustilanne on hyvä ja todennäköisesti kohdealueella asuvat ihmiset sietävät arseenia paremmin kuin esimerkiksi monien kehitysmaiden asukkaat. Suomessa seleeniä lisätään lannoitteisiin ja nykyisin suomalaisten seleenin saanti on suositellulla tasolla. Riittävä seleenin saanti vahvistaa arseenin sietokykyä.

Syöpäriskin laskennassa altistumisen oletetaan kestävän koko elinajan, mikä harvoin toteutuu käytännössä. Käytettävissä olleisiin yksikkösyöpäriskiarvoihin sisältyy paljon epävarmuutta ja U.S.EPA tekee parhaillaan uutta riskitarkastelua arseenille. Syöpäriski tulee todennäköisesti yliarvioitua nykyistä yksikkösyöpäriskiarvoa käytettäessä. Joissain uusimmissa tutkimuksissa esimerkiksi ihosyöpätapauksia on todettu altistuttaessa vasta hyvin korkeille (yli 150 µg/l) juomaveden arseenipitoisuuksille (Lamm *et al.* (2007), mutta toisaalta jotkut tutkimukset ovat osoittaneet ihomuutoksia paljon alhaisemmissa pitoisuuksissa (8 µg/l) (Ahsan *et al.* (2006).

Arseenialtistuksen laskennallisessa arvioinnissa ei tarkasteltu samoilla ryhmillä erikseen työympäristössä ja kotona tapahtuvaa altistumista. Tarkastellut altistustilanteet vastaavat maaseudulla asuvien tilannetta, jolloin sekä asuminen että työskentely tapahtuvat samalla alueella. Tällainen arviointitilanne otettiin lähtökohdaksi siksi, että haja-asutusalueilla käytetään paljon omia kaivoja, kun taas taajamissa talousvesi tulee yleensä julkisista vesilaitoksista.

Tässä tutkimuksessa ei eroteltu epäorgaanisen arseenin eri esiintymismuotoja. Arseniitit ja arsenaatit muuntuvat ympäristössä ja elimistössä toisikseen, mikä edelleen vaikeuttaa niiden erottelua riskinarvioinnissa.

Biomonitoroinnin osalta jäi epäselväksi, mistä syystä muutamien juomaveden arseenille altistumattomien henkilöiden virtsan arseenipitoisuudet olivat korkeammat kuin muilla vastaavaan altistusryhmään kuuluvilla henkilöillä. Tähän ei löydetty vastausta ravintotottumuksia, harrastuksia ja töissä altistumista selvitelleessä kyselyssä. Biomonitoroinnissa epätarkkuutta tuloksiin aiheuttaa jonkin verran se, että kaivovesien pitoisuusmääritykset oli tehty vuotta aikaisemmin kuin virtsanäytteiden keruu. RAMAS-hankkeessa tehtyjen, muutamien kaivojen seurantatietojen perusteella arseenipitoisuudet eri aikoina otetuissa näytteissä vaihtelivat moninkertaisesti. Osassa kaivoja arseenipitoisuudet pysyivät samalla tasolla koko seuranta-ajan (ks. luku 5). Suurimmaksi syyksi tunnistettiin vaihtelut veden käytössä (pumppausmäärät).

Syöpäriskieriotannassa ei voitu resurssien puutteen vuoksi selvittää arseenin ohella tuloksiin vaikuttavia mahdollisia muita syövän muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä. Näitä voivat olla mm. elintavat kuten tupakointi, ravintotottumukset, alkoholin käyttö ja altistuminen työssä. Tarkasteluun tuo suurta epävarmuutta myös se, että tarkastellun väestön todellista altistumista juomaveden arseenille tarkastelualueilla (250 m x 250 m karttaruudut ja näiden pohjalta luodut alueet) ei tiedetty, koska tarkastelu perustui tilastomatemattiseen lähestymistapaan. Lisäksi kaivovesitutkimuksien keskittyneisyyden vuoksi aineisto oli joidenkin alueiden osalta erittäin vähäistä, joten vähäisiä pitoisuustietoja jouduttiin yleistämään laajemmalle alueelle. Tämän vuoksi syöpätapauksia on saattanut kohdentua vääriin arseenin pitoisuusluokkiin. Käytännössä arseenipitoisuudet voivat kuitenkin vaihdella huomattavasti jopa kahden vierekkäisillä kiinteistöillä sijaitsevien kaivojen välillä.

## Kirjallisuus

- Ahsan, H., Chen, Y., Parvez, F., Zablotska, L., Argos, M., Hussain, I., Momotaj, H., Levy, D., Cheng, Z., Slavkovich, V., van Geen, A., Howe, G.R. & Graziano, J.H. 2006. Arsenic Exposure from Drinking Water and Risk of Premalignant Skin Lesions in Bangladesh: Baseline Results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *American Journal of Epidemiology*, 163 (12), 1138-1148.
- Baars, A.J., Theelen, R., Janssen, P., Hesse, J., van Apeldoorn, Meijerink, M., Verdam, L. & Zeilmaker, M. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701025.
- Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T., Karttunen, V., Talikka, M. and Kaija, J. 2006. Natural Occurrence of Arsenic in the Pirkanmaa region in Finland. *Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut*, 82.
- Bechtel, J. 1998. Empirical Models for the Uptake of Inorganic Chemicals from Soil by Plants. BJC/OR-133. Bechtel Jacobs Company LLC, Oak Ridge, USA.
- Burló, F., Guijarro, I., Carbonell-Barrachina, A. A., Valero, D. & Martínez-Sánchez, F. 1999. Arsenic species: effects on and accumulation by tomato plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 47, 1247-1253.
- Byrne, A. R., Šlejkovec, Z., Stijve, T., Fay, L., Gössler, W., Gailer, J. K. & Lrgolic, J. 1995. Arsenobetaine and other arsenic species in mushrooms. *Applied Organometallic Chemistry*, 9 (4), 297-365.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 1999. Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. [http://www.ccme.ca/publications/can\\_guidelines.html#110](http://www.ccme.ca/publications/can_guidelines.html#110).
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2002. Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. [http://www.ccme.ca/publications/can\\_guidelines.html#110](http://www.ccme.ca/publications/can_guidelines.html#110).
- CSTEE, 2001. Position Paper on: Ambient Air Pollution by Arsenic Compounds - Final Version, October 2000. Opinion expressed at the 24th CSTEE plenary meeting, Brussels, 12 June 2001. Scientific committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment.
- Duker, A.A., Carranza, E.J.M. & Hale, M. 2005. Arsenic geochemistry and health. *Environment International* 31, 631-641.
- Efroymsson, R.A., Suter II, G.W., Sample, B.E. & Jones, D.S. 1997. Preliminary Remediation Goals for Ecological Endpoints. ES/ER/TM-162/R2. U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Yhdysvallat.
- Efroymsson, R.A., Will, M.E. & Suter, II G.W. 1997. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision. ES/ER/TM-126/R2. U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Yhdysvallat.
- Efroymsson, R.A., Will, M.E. & Suter, II G.W. 1997. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision. ES/ER/TM-85/R3. U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Yhdysvallat.
- Freeman, G.B., Schoof, R.A., Ruby, M.V., Davis, A.O., Dill, J.A., Liao, S.C., Lapin, C.A. & Bergstrom, P.D. 1995. Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter activities following oral administration in cynomolgus monkeys. *Fundamental and Applied Toxicology*, 28(2), 215-222.
- FSA, 2004. Total and Inorganic Arsenic in the 1999. Total Diet Study. The Food Standards Agency FSIS 51/04, Thursday, 25 March 2004. Available at: <http://www.food.gov.uk/multimedia/pdfs/fsis5104arsenic.pdf>
- Gailer, J., George, G.N., Pickering, L.J., Prince, R.C., Ringwald, S.C., Pemberton, J.E., Glass, R., Younis, H.S., DeYoung, D.W. & Aposhian, V. 2000. A Metabolic Link between Arsenite and Selenite: The Seleno-bis(S-glutathionyl) Arsinium Ion. *Journal of American Chemical Society*, 122, 4637-4639.
- Hakala, E. & Hallikainen, A. 2004. Suomalaisten arseenialistuminen, arseenin vaikutukset ja terveysriskit. Julkaisussa: Loukola-Ruskeeniemi, K. & Lahermo, P. (toim.). Arseeni Suomen Luonnossa – ympäristövaikutukset ja riskit. *Geologian tutkimuskeskus, Espoo*, 173 s.
- Helgesen, H. & Larsen, E.H. 1998. Bioavailability and speciation of arsenic in carrots grown in contaminated soil. *Analyst*, 123(5), 791-796.
- Jensen, J. & Mesman, M. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigation. RIVM report number 711701047. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Hollanti.
- IARC, 1998. Some Metals and Metallic Compounds. IARC Monographs 23. 438 pp. ISBN 92 832 1523 0.
- IARC, 2004. Arsenic in drinking-water. IARC Monographs 84. Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants, including Arsenic. 512 pp. ISBN 92 832 1284 3.
- KTL, 2006. Arseeni (As). Alkuperä ja pitoisuudet juomavedessä. The National Health Institute. Saatavilla: [http://www.ktl.fi/portal/suomi/osiot/tietoa\\_terveydesta/elinymparisto/vesi/kaivovesi/arseeni\\_as/](http://www.ktl.fi/portal/suomi/osiot/tietoa_terveydesta/elinymparisto/vesi/kaivovesi/arseeni_as/)
- Lamm, S.H., Luo, Z.D., Zhang, G.Y., Zhang, Y.M., Wilson, R., Byrd, D.M., Lai, S., Li, F.X., Polkanov, M., Tong, Y., Loo, L. & Tucker, S.B. 2007. An Epidemiologic Study of Arsenic-related Skin Disorders and Skin Cancer and the Consumption of Arsenic-Contaminated Well Waters in Huhhot, Inner Mongolia, China. Accepted to *Human and Ecological Risk Assessment*. Tammikuu 3, 2007.
- Levander, O.A. 1977. Metabolic interrelationships between arsenic and selenium. *Environmental Health Perspectives*, 19, 159-164.
- Meliker, J.R., Wahl, R.L., Cameron, L.L & Nriagu, J.O. 2007. Arsenic in drinking water and cerebrovascular disease, diabetes mellitus, and kidney disease in Michigan: a standardized mortality ratio analysis. *Environmental Health* 6:4.
- Muñoz, O., Diaz, O.P., Leyton, I., Nuñez, N., Devesa, V., Súñer, M.A., Vélez, D. & Montoro, R. 2002. Vegetables collected in the cultivated Andean area of Northern Chile: total and inorganic contents in raw vegetables. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50, 642-647.

- Männistö, S., Ovaskainen, M.-L. & Valsta, L. (toim.) 2003.** Finravinto 2002 -tutkimus. The National FINDIET 2002 Study. The National Health Institute Publications, B3/2003. Kansanterveyslaitos, Ravitsemusyksikkö. Helsinki.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) 1999.** Screening Quick Reference Tables. September 2004. National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Protection and Restoration Division, Washington D.C. <http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/squirt/squirt.html>.
- Parviainen, A., Vaajasaari, K., Loukola-Ruskeeniemi, K., Kauppila, T., Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Tammenmaa, J. & Hokkanen, T. 2006.** Anthropogenic sources in the Pirkanmaa region in Finland. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisu, 72 s.
- Pomroy, C., Charbonneau, S.M., McCullough, R.S. & Tam, G.K. 1980.** Human retention studies with 74As. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 53, 550 - 556.
- Provoost, J., Cornelis, C. & Swartjes, F. 2006.** Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? *Journal of Soil and Sediments*, 6 (3), 173–81.
- Roseberry, A.M. & Burmaster, D.E. 1992.** Lognormal Distributions for Water Intake by Children and Adults. *Risk Analysis*, 12(1), 99- 104.
- Sample, B.E., Opresko, D.M. & Suter, II G.W. 1996.** Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. ES/ER/TM-86/R3. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Oak Ridge, USA.
- Sample, B.E., Aplin, M.S., Efroymsen, R.A., Suter, II G.W. & Welsh, C.J.E. 1997.** Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. ORNL/TM-13391. U.S. Department of Energy, Environmental Sciences Division. Publication No. 4650. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Policy and Assistance, Oak Ridge, USA.
- Sample, B.E., Beauchamp, J.J., Efroymsen, R.A., Suter, II G.W. & Ashwood, T.L. 1998a.** Development of Bioaccumulation Models for Earthworms. ES/ER/TM-220. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Oak Ridge, USA.
- Sample, B.E., Beauchamp, J.J., Efroymsen, R.A. & Suter, II G.W. 1998b.** Development and Validation of Bioaccumulation Models for Small Mammals. ES/ER/TM-219. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management, Oak Ridge, USA.
- Sample, B., Beauchamp, J.J., Efroymsen, R.A. & Suter, II G.W. 1999.** Literature-derived Bioaccumulation Models for Earthworms: Development and Validation. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2110-2120. Ref. in USEPA 2005. Eco-SSL Attachment 4-1. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). Saatavissa: [http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/pdf/ecossl\\_attachment\\_4-1.pdf](http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/pdf/ecossl_attachment_4-1.pdf).
- Schoof, R.A., Yost, L.J., Eickhoff, Crecelius, J.E.A., Cragin, D.W., Meacher, D.M. & Menzel, D.B. 1999.** A market basket survey of inorganic arsenic in food. *Food and Chemical Toxicology*, 37, 839 - 846.
- Schultz, E. & Joutti, A. 2007.** Arsenic Ecotoxicity of Soils. (Maaperän arseenin ekotoksikologiset vaikutukset) Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisu, 53 s.
- Spallholz, J.E., Mallory, B.L. & Rhaman, M.M. 2004.** Environmental hypothesis: Is poor dietary selenium intake and underlying factor for arsenicosis and cancer in Bangladesh and West Bengal, India? *Science of the Total Environment*, 323 (1-3), 21-32.
- Suter II, G.W. & Tsao, C.L. 1996.** Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Yhdysvallat.
- Swartjes, F.A. 1999.** Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: Standards and remediation urgency. *Risk Analysis* 19 (6), 1235-49.
- USEPA, 1988.** Special report on ingested inorganic arsenic: Skin cancer; nutritional essentiality. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA 625387013F. PB89125975.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2003.** Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington D.C., USA.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2005.** Ecological Soil Screening Levels for Arsenic. Interim Final. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington D.C., USA.
- USEPA, 2006.** Arsenic. Integrated Risk Information System. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>. Last updated on March 8th, 2006.
- Van Hesteren, S., van de Leemkule, M.A. & Pruiksmä, M.A. 1999.** Minimum soil quality. A use-based approach from an ecological perspective. Part 1: Metals. TCB R08(1998). English version. WEB Natuurontwikkeling, Haag, Hollanti.
- Van de Leemkule, M.A., van Hesteren, S. & Pruiksmä, M.A. 1999.** Minimum soil quality. A use-based approach from an ecological perspective. Part 2: Immobile organic micro-pollutants. TCB R09(1998). English version. WEB Natuurontwikkeling, Haag, Hollanti.
- Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R. & van Wezel, A.P. 2001.** Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Hollanti.
- Wester, R.C., Maibach, H.I., Sedik L., Melendres, J. & Wade, M. 1993.** In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, 20(3), 336-340.
- WHO, 1993.** Guidelines for drinking-water quality. Volume 1: Recommendations, 2nd ed. World Health Organisation, Geneva.
- WHO, 2000.** WHO Air quality guidelines for Europe, 2nd edition. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.
- WHO, 2001.** Environmental Health Criteria 224: Arsenic and arsenic compounds, 2nd edition. World Health Organization, Geneva, 187 s.
- Williams, P.N., Price, A.H., Raab, A., Hossain, S.A., Feldmann, J. & Meharg, A.A. 2005.** Variation in arsenic speciation and concentration in paddy rice related to dietary exposure. *Environmental Science & Technology*, 39, 5531- 5540.

## 8. Arseenista aiheutuvien riskien hallinta

Heli Lehtinen<sup>1</sup>, Jaana Sorvari<sup>1</sup> ja Birgitta Backman<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>2</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

Terveysriskien rajoittamiseksi vedenhankinnan riippuvuutta kalliopohjavedestä on syytä edelleen vähentää esimerkiksi laajentamalla vesihuoltoverkostoa. Yksittäisen kotitalouden juomaveden arseenin poistoon on myös tarjolla kohtuullisesti toimivia laitteita.

Puunkyllästämoalueet voisi merkitä selvästi maastoon. Ylöjärven ja Haverin kaivosalueilla on syytä harkita kunnostustoimenpiteitä. Maa- ja kallioperässä luontaisesti esiintyvä arseeni voi lähteä liikkeelle olosuhteiden muuttuessa. Tätä ei ole aiemmin huomioitu esimerkiksi maa- ja kiviainesten siirron ja rakentamisen yhteydessä. Ennaltaehkäisevät, jo kaavoitus- ja suunnitteluvaiheessa tehtävät ratkaisut ovat tehokkainta ympäristön arseeniriskien hallintaa Pirkanmaalla.

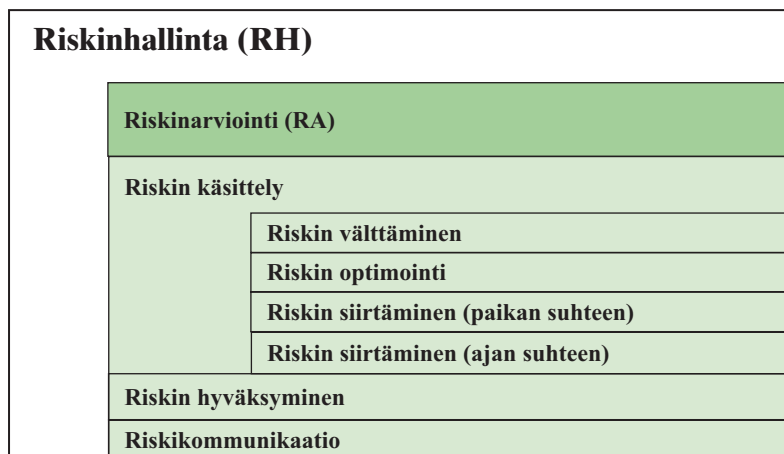


### 8.1 Riskinhallinta

Riskinhallinnalla (RH) tarkoitetaan kaikkia niitä toimia, joilla riskejä pyritään välttämään tai minimoimaan (kuva 49). Arseenista aiheutuvia riskejä ei voi kokonaan välttää Pirkanmaalla, koska arseenia ja sen yhdisteitä esiintyy luontaisestikin laajalti ympäristössä. Riskejä

voidaan kuitenkin rajoittaa joko vähentämällä tunnistettuja arseenin lähteitä tai välttämällä ja vähentämällä altistumista. Tavoitteena on käyttää sellaisia keinoja, joiden hyödyt ovat mitä todennäköisimmin suuremmat kuin haitat.





**Kuva 49.** Riskinhallintaan liittyvien termien väliset suhteet (Muokattu lähteestä ISO/IEC Guide 73:2002).

Riskien hyväksyminen kuuluu usein osana riskinhallintaan. Esimerkiksi pilaantuneeksi määritellyllä alueella riskinhallinnaksi saattaa riittää tilanteen seuranta. Riskejä voidaan myös tietoisesti siirtää tulevaisuuteen väliaikaisilla riskinhallintatoimilla tai paikasta toiseen. Esimerkiksi kuljetettaessa arseenilla pilaantuneita maa-aineksia käsiteltäväksi Pirkanmaan sisällä tai yli maakuntarajojen, riskit siirtyvät toiseen paikkaan. Vastaanottavilla, keskitetyillä jäteenkäsittelylaitoksilla haitallisten aineiden riskit tunnetaan ja ongelmiin on varauduttu monin tavoin.

Riskinhallintatoimien järkevä toteuttaminen edellyttää perusteltua, riskinarvioinnista (RA)

saatua tietoa riskien suuruudesta, kohdentumisesta ja epävarmuudesta. Myös riskeistä tiedottaminen ja keskustelu eli riskikommunikaatio on usein tärkeä osa riskinhallintaa etenkin hankkeissa, jotka edellyttävät useiden eri osapuolien osallistumista päätöksentekoon.

RAMAS-hankkeessa riskinhallinta kattoi ympäristön tilaan ja siihen suoranaisesti liittyvät riskit (ihmisten terveys, eliöstön hyvinvointi, vrt. luku 7). Esimerkiksi laajojen pilaantuneiden alueiden riskinhallintaa käsitelleessä EU-rahoitteisessa WELCOME-hankkeessa riskinhallinnan on ymmärretty kattavan myös muita tekijöitä<sup>1</sup>.

## 8.2 Kehitystarpeiden tunnistaminen

RAMAS -hankkeessa riskinhallinnan näkökulma kulki mukana aina arseenin lähteiden tunnistamisesta konkreettisiin toimenpide-ehdotuksiin. Kehitys- ja toimenpidetarpeiden tunnistaminen perustui useisiin työvaiheisiin, joiden toteuttamiseen saatiin tietoa erityisesti riskinarviointityöstä (kuva 50). Ensimmäisessä vaiheessa selvitettiin saatavilla olevia keinoja riskien hallitsemiseksi. Selvitys painottui hallinnon työkaluihin vähentää ympäristön arseenista aiheutuvia riskejä. Lisäksi luotiin katsaus

arsenin poisto- ja käsittelymenetelmiin kirjallisuuden ja asiantuntijahaastattelujen perusteella. RAMAS-hankkeessa toteutettiin myös pilottitutkimus rautayhdisteeseen perustuvasta arseenin poistosta sekä kalliopohjavedestä että pintavedestä (katso luku 8.5.2). Ensimmäisen työvaiheen tulokset on esitetty erillisessä raportissa (Lehtinen & Sorvari 2006). Selvityksen rinnalla pyrittiin tunnistamaan tärkeimpiä toimijoita ja näiden vastuualueita arseenista aiheutuvien riskien hallinnassa.

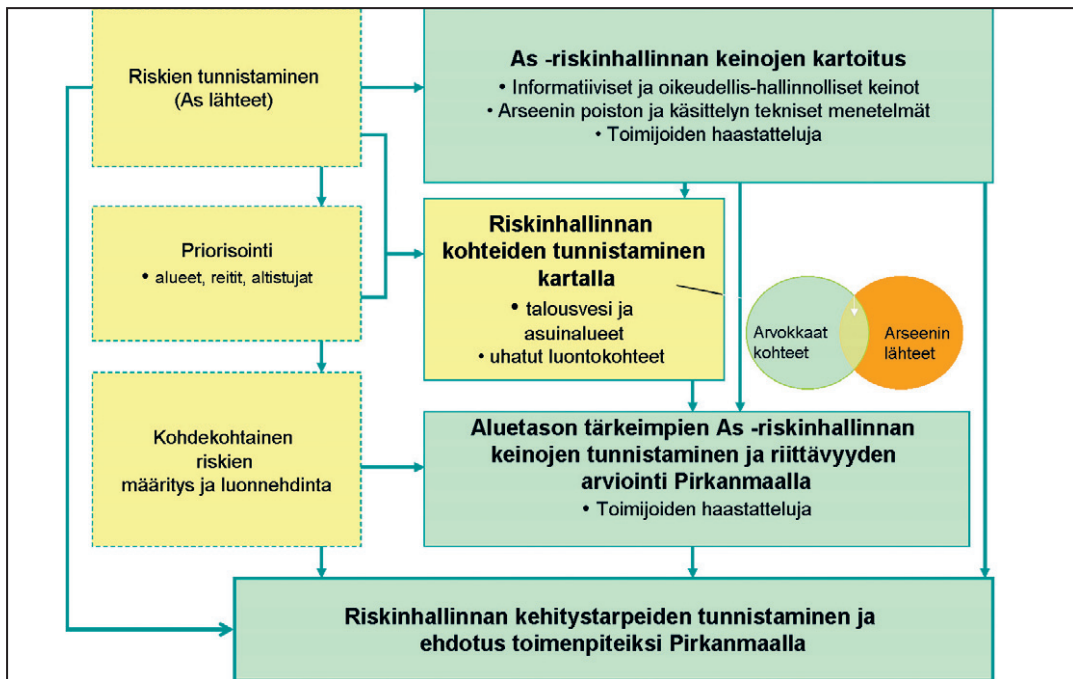
<sup>1</sup> WELCOME-hankkeessa (<http://www.euwelcome.nl/kims/strategies>) riskinhallinnan on katsottu kattavan seuraavat osa-alueet:

### Suunnittelujärjestelmässä

- Riski tarkoittaa systeemin hallittavuuden vähenemistä siten, että toimien vaikutuksia ei voida ennustaa.

### Sosio-ekonomisena kysymyksenä

- Riski on haitallisen vaikutuksen mahdollisuus, joka kohdistuu sosio-ekonomiseen systeemiin, kuten työllisyyteen, investointihalukkuuteen, kunnostuskustannuksiin tai psykologisiin vaikutuksiin.



Kuva 50. Riskinhallinnan kehitystarpeiden tunnistamisen vaiheet RAMAS-hankkeessa.

Riskinhallintatarpeiden ja jo toteutettujen riskinhallintatoimien tunnistamisessa käytettiin tietolähteinä kirjallisuutta, hallinnollisia säädöksiä ja muita dokumentteja sekä rekistereitä ja tietokantoja. Lisäksi oltiin yhteydessä lukuisiin toimijoihin niin valtakunnan tasolla kuin Pirkanmaallakin. Kuntien ympäristö- ja terveysviranomaisille järjestettiin erillinen, koko RAMAS-hanketta koskeva kutsuseminaari.

Pääasiallisia tietolähteitä ja niistä saatuja tietoja olivat:

- Sosiaali- ja terveysministeriö (STM): talousveden laadun valvonta
- Länsi-Suomen lääninhallitus: talousveden laadun valvonta
- Työterveyslaitos (TTL): työperäinen altistuminen arseenille ja altistumattomien vertailutaso
- Sosiaali- ja terveydenhuollon tuotevalvontakeskus, tuoterekisteriyksikkö (STTV): KETU-rekisterin tiedot kemikaalien maa-hantuonnista ja tuotannosta
- Elintarviketurvallisuusvirasto (EVIRA):
  - o Arseenipitoiset torjunta-aineet ja niiden käyttörajoitukset
  - o Lannoitevalmisteiden laadun valvonta
  - o Rehuaineet ja rehujen lisäaineet sekä niiden valvonta
  - o Eläinlääkkeiden lääkeluettelo (ei arseeniyhdisteitä eläinlääkkeissä),
  - o Elintarvikkeiden vierasaineet ja niiden valvonta (ei mukana arseenia)
- Lääkelaitos: lääkeluettelot (arseeniyhdisteet lääkkeissä)
- Turun yliopisto (eläinmuseo): arseeni eläinten konservoinnissa
- Taideteollinen korkeakoulu: arseeni lasi- ja keramiikkateollisuudessa
- Ympäristöhallinto:
  - o Alueellisten ympäristökeskusten vesihuollosta, pilaantuneista maa-alueista, teollisuuden ja kaatopaikkojen ympäristöluvista sekä arvokkaiden luontoalueiden suojelusta vastaavien asiantuntijoiden antamat tiedot
  - o Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) kemikaaliosasto: suojauskemikaalien ja pesuaineiden riskien hallinta (mm. arseenidirektiivi ja sen soveltaminen)
  - o SYKEN tutkimusosasto: aikaisemmat tutkimukset arseenin poiston tekniikoista
  - o HERTTA –tietojärjestelmä:
    - Pintavesien tila (PIVET), arseenipitoisuudet Pirkanmaan näytepisteissä

- Yhdyskuntarakenne (YKR), väestön jakautuminen taajamiin, kyliin ja haja-asutusalueille
- Kaavoitetut alueet Pirkanmaalla
- VAHTI –tietojärjestelmä:
  - Kuormitus- ja valvontatiedot ympäristöluvista (mm. kaikki kaivosten ympäristöluvut)
  - VELVET –rekisteri: vesihuoltoverkoston liittymätiedot
- Maaperän tilan tietojärjestelmä: pilaantuneiksi epäillyt kohteet sekä tutkimus- ja kunnostustoimet kohteilla
- Paikkatietokannat arvokkaista luontokohteista: Luonnonsuojelualueet, luonnonsuojeluohjelmien alueet ja NATURA 2000 alueet
- Pirkanmaan liitto: maakuntakaava
- Tiedot pilaantuneen ympäristön kunnostuksen ja seurannan suunnittelijoilta sekä toteuttajilta, kuten Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistykseltä ja kymmeneltä pilaantuneiden maiden urakoitsijalta
- Valitut toiminnanharjoittajat Pirkanmaalla: tiedot energiantuotannon tuhkien arseenista

Rinnakkain riskinhallinnan keinojen kartoittamisen kanssa pyrittiin tunnistamaan riskinhallinnan kannalta tärkeimpien kohteiden sijainti paikkatietotyökalujen avulla (ArcGIS9.2). Arvokkaita luontokohteita sekä maakuntakaavan asuin- ja virkistysalueita koskevat paikkatiedot yhdistettiin tietoihin kohonneita arseenipitoisuuksia sisältävistä alueista, jotka oli tunnistettu RAMAS-hankkeen muissa työvaiheissa. Tähän sisältyi mm. vesihuoltoverkostoa ja siihen liittymistä koskevan tiedon analysointia arseenianomalia-alueilla. Lisäksi tietoja mahdollisista ihmistoiminnan seurauksena syntyneistä arseenilähteistä täydennettiin ja tarkistettiin. Muutamien kohdennettujen lisätutkimusten tulokset otettiin myös huomioon, kuten arseenipitoisuudet kivenmurskaamojen ja kaatopaikkojen ympäristössä. RAMAS-hankkeessa testattiin myös yhtä menetelmää arseenin poistoon sekä pohjettä pintavedestä.

### 8.3 Tärkeimmät riskinhallinnan toimijat ja näiden vastualueet

Suomessa ympäristöriskeistä vastaava hallinto on eriytynyt useisiin ministeriöihin. Riskinhallintaa toteutetaan myös eri aluetasoilla ja useiden eri toimijoiden taholta (kuva 51). Viranomaisten lisäksi riskinhallinnan toimijoita ovat mm. yritykset ja yksityiset kiinteistön omistajat.

#### 8.3.1 Vedet

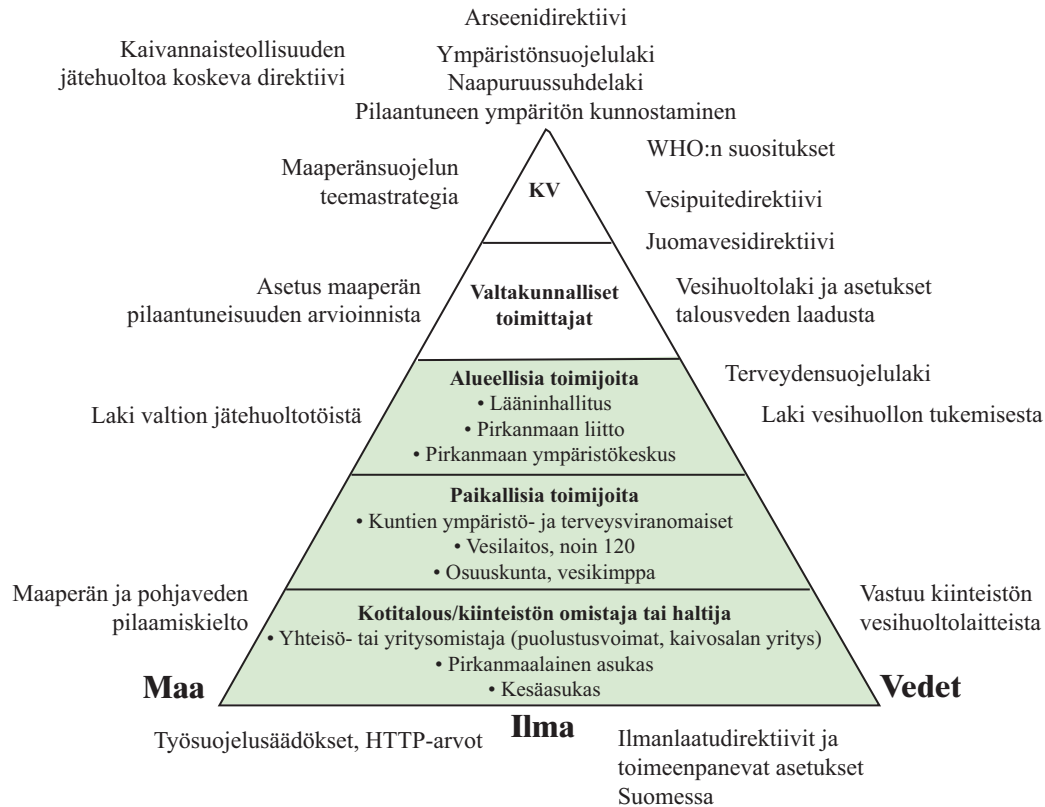
Vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) on Euroopan yhteisön tasolla tärkein vesien suojelua ohjaava säädös. Suojelun kohteena on sekä vesi ekosysteemin osana että vesi luonnonvarana. Suomessa tämä puitedirektiivi on toimeenpantu lailla vesienhoidon järjestämisestä (1299/2004) ja sen nojalla annetuilla asetuksilla. Alue- ja paikallistasolla alueelliset ympäristökeskukset edistävät vesiensuojelua valtioneu-

voston asettamien tavoitteiden saavuttamiseksi ja vastaavat ympäristö- ja vesilainsäädännön valvonnasta alueellaan.

Vesipolitiikan puitedirektiivin soveltaminen Suomessa on vielä kesken. Juomaveden ja muun talousveden terveydellinen laadun valvonta on Suomessa sosiaali- ja terveysministeriön (STM) vastuulla. Alue- ja paikallistasolla valvonnasta vastaavat ympäristöterveydenhuollon viranomaiset, joiden työtä tukee erityisesti terveydensuojelulaki ja STM:n antamat asetukset talousveden laatuvaatimuksista ja valvonnan järjestämisestä. Nykyiset asetukset edellyttävät suhteellisen pieniltäkin vesilaitoksilta aikaisempaa kattavampaa ja tiheämpää talousveden laadun valvontaa.

Arseenia on asetuksella (STMa 461/2000) velvoitettu analysoimaan vesilaitosvedestä, jos päivässä toimitettava tai tuotettava veden määrä

## Ihmisen arseenialtistuksen rajoittaminen



**Kuva 51.** Ihmisen arseenialtistuksen rajoittamista tukevia säädöksiä, normeja ja periaatteita sekä tärkeimpiä riskinhallinnan toimijoita eri aluetasoilla.

on vähintään 10–50 m<sup>3</sup> tai vettä toimitetaan vähintään 50 asukkaalle. Analyysi pitäisi toistaa kahden vuoden välein. Jos talousvettä toimitetaan osana julkista tai kaupallista toimintaa, voidaan vaatia alhaisemminkin toimitettavan veden määrillä vastaavaa tarkkailua. Tästä päättää kunnan terveydensuojeluviranomainen, joka voi myös määrätä ns. talousvesikaivon (yksittäinen talous) veden tutkittavaksi, jos on syytä epäillä veden aiheuttavan terveyshaittaa. Terveyshaittojen ehkäisemiseksi voidaan antaa talousvesikaivon veden valvontaa, puhdistusta ja käyttöä koskevia määräyksiä (401/2001, 7 §).

Kunnan terveydensuojeluviranomaisen on huolehdittava, että kunnan alueella olevat kotitaloudet, joita ei ole liitetty talousvettä toimitettavan laitoksen vesijohtoon, saavat riittävästi tietoa alueensa talousveden laadusta, siihen mahdollisesti liittyvistä terveyshaitoista sekä haittojen poistamismahdollisuuksista (STMa 461/2000, 16 §). Tämä velvoite koskee myös tiedottamista vettä vain omaan käyttöönsä

hankkiville yksittäisille talouksille sekä elintarvikealan yrityksille (STMa 401/2001, 11 §).

Yksittäiset kotitaloudet ja elintarvikealan yritykset vastaavat itse kiinteistölleen hankkimansa talousveden laadusta ja veden hankintaan käytettävästä järjestelmästä. Tämä tarkoittaa sitä, että vesianalyysit on teetettävä itse ja huolehdittava mahdollisen arseenipoistolaitteiston toimivuudesta.

Vesihuoltolaki (119/2001) jakaa vastuuta vesihuollon järjestämisestä voimakkaasti paikallistasolle. Kunnissa mm. hyväksytään vesimaksuja, vahvistetaan vesihuoltolaitosten toiminta-alueita, valmistellaan vesihuollon kehittämissuunnitelmia ja osallistutaan alueelliseen vesihuollon suunnitteluun. Arseenialueet on luontevinta huomioida vesihuollon toiminta-alueita ja kehittämissuunnitelmia laadittaessa. Laki vesihuollon tukemisesta (2004/686) antaa alueelliselle ympäristökeskukselle valtuudet päättää valtion tukien jakamisesta. Vesihuollon alueelliseen kehittämiseen vaikuttavat myös kunnissa tehtävät kaavoitus- ja rakennuslupa-

päätökset. Lisäksi alueellista kehitystä ohjaavat maakuntasuunnittelu ja maakuntakaava, jotka valmistellaan maakuntaliitossa.

### 8.3.2 Ilma

Ilman kautta tapahtuvaa arseenialtistusta pyritään rajoittamaan mm. ympäristönsuojelulain (ilmapäästöt) ja naapurussuhdelain (pöly) perusteella. Näihin liittyvää lupaharkintaa tekevät sekä kuntien että alueellisen ympäristökeskuksen ympäristöviranomaiset. Viitearvoja on annettu työsuojelusäädöksissä (HTP –arvot) ja ilmanlaatua koskevissa asetuksissa.

### 8.3.3 Maa

Maaperän ja pohjaveden pilaaminen on ympäristönsuojelulain nojalla kielletty. Pilaamiseen ei voi saada rajoitettua lupaa. Maaperän pilaantumisesta on säädetty ilmoitus-, selvitys- ja puhdistamisvelvollisuus. Ensimmäiseksi on yleensä selvitettävä kohteen omistus- ja hallintahistoria sekä muut kunnostusvastuuseen liittyvät asiat maksajan löytämiseksi. Vastuu määräytyy uusien pilaantumistapausten osalta pilaaja maksaa -periaatteen mukaisesti, josta säädetään jätelaissa ja asetuksessa valtion jätehuoltotöistä (901/1989). Ennen vuotta 1994 tapahtuneiden pilaantumisten osalta kunnostusvastuuseen joutuu useimmiten alueen nykyinen omistaja. Tämä on seurausta vanhan lainsäädännön puutteellisuudesta.

Laaja-alaisilla ja kunnostuskustannuksiltaan kalliilla kohteilla joudutaan mahdollisesti tilanteeseen, jossa vastuulliset eivät suoriudu velvoitteistaan tai velvoitteet tuntuvat kohtuuttomilta. Joissain tapauksissa on mahdollista saada valtion tukea kunnostamiseen. Alueelliset ympäristökeskukset tekevät avustuspäätökset. Alueellisessa ympäristökeskuksessa päätetään myös kunnostushankkeiden ympäristöluvista sekä päivitetään valtakunnallista maaperän tilan tietojärjestelmää.

Suomessa valtion rahaa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostamiseen on ollut tarjolla niu-

kasti. Pirkanmaalla valtion rahaa on viimeisten vuosien aikana käytetty vuosittain vain yhden tai kahden kohteen kunnostamiseen. Arseni-kohteista valtion tukea on toistaiseksi saatu kahden vanhan kyllästämöalueen kunnostamiseen. Koko Suomessa v. 1995–2004 valtion jätehuoltotöinä kunnostettujen 22 kyllästämön kunnostuskustannusten keskiarvo oli 306 000 euroa ja maksimi 990 000 euroa, joka on tasoltaan korkeampi kuin yleensä valtion tukemissa kunnostushankkeissa (keskiarvo 141 000 euroa). Yksityisten rahoittamista kunnostuksista ei ole vastaavaa tietoa saatavilla. Kunnat ja yksityiset ovat rahoittaneet lähinnä kohteita, joissa maankäytön muutokselle on ollut paineita tai joissa kiinteistön omistus tai hallinta on muuttunut.

Valtion tukemien kunnostusten järjestys on määräytynyt ympäristö- ja terveysuhkien kiireellisyyden perusteella. Valtion ympäristöhallinnossa pilaantuneita kohteita priorisoidaan kahdessa vaiheessa, ensin tutkimustarpeen mukaan ja sitten ns. KUPPI -mallilla valtion jätehuoltotöiden priorisointia varten.

Prosessi maa-alueen pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista varsinaisiin riskinhallinnan toimenpiteisiin on yleensä monivaiheista ja aikaa vievää. Arviointivaiheen tueksi on annettu asetus ja sen tulkintaan tarkoitettu ympäristöministeriön opas vuonna 2007. Asetuksessa on huomioitu joidenkin haitallisten aineiden kuten arseenin luontaiset pitoisuusvaihtelut Suomessa. Tarkoituksena on, että pilaajan vastuu kiinteistönsä maaperän puhdistamisesta, mukaan lukien tarkempien pilaantuneisuus- tai riskinarviointitutkimusten toteuttamisen, kohdistuu vain tällä kiinteistöllä tapahtuneesta ihmisen toiminnasta aiheutuvaan pilaantumiseen.

Pilaantuneeksi todetun maaperän kunnostamiseen tarvitaan joko ilmoitusmenettelyn mukainen päätös tai resursseja enemmän vaativa ympäristölupa. Näissä menettelyissä määritellään mm. maaperään jäävä pitoisuustaso, johon kunnostuksilla pyritään. Tämän tavoitetasonkin määrittelyssä voidaan käyttää edellä mainittua asetusta ja siinä annettuja ohjearvoja maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointiin. Maasta ylös kaivettua pilaantunutta ainesta käsitellään lainsäädännössä jätteenä.

## 8.4 Säädöksiin, määräyksiin ja ohjeisiin perustuva riskinhallinta

Valtio on puuttunut arseenista aiheutuviin riskeihin Suomessa jo 1800-luvulla kieltäen arseenipitoisen vihreän värin käytön tapeteissa. Riskinhallinnan lähtökohtana on aiemmin ollut arseenin tunnettu välitön (akuutti) myrkyllisyys. Tieto arseenin myrkyllisyydestä on osaltaan johtanut korvaavien tuotantomenetelmien ja tuotteiden käyttöön. Näin on tapahtunut aikanaan mm. väriaineiden sekä lasin ja keramiikan valmistuksessa.

Myöhemmin hyvin pienilläkin pitoisuuksilla on todettu pitkäaikaisesta altistumisesta (krooninen) aiheutuvia haittavaikutuksia kuten erilaisia syöpiä. Arseenin syöpävaarallisuus onkin ollut painavin kriteeri, kun Suomessa on luotu säädöksiä riskien rajoittamiseksi. Riskit muille eliöille kuin ihmiselle tai ekosysteemien toiminnalle eivät ole saaneet osakseen samanlaista huomiota.

Arseeniyhdisteiden käytön hyöty ei useinkaan ole ylittänyt havaittuja riskejä tai haittoja, joten viranomaiset ovat rajoittaneet niiden käyttöä. Viimeisimpiä arseenin käyttökohteita on ollut puupylväiden painekyllästys, joka kiellettiin arseenidirektiiviin perustuen Suomessakin vuoden 2006 syyskuun alusta. KETU<sup>2</sup>-rekisterin perusteella Suomessa arseenin tietoinen käyttö onkin nykyään vähäistä. Suomessa arseenia sisältävien tuotteiden suurimpia valmistajia tai maahantuojia ovat eräät suuret metalli- ja kemianteollisuuden yritykset, kuten Mondo Minerals ja Univar. Arseeniyhdisteitä käytetään edelleen mm. koboltin jalostuksessa, elektroniikkakomponenttien valmistuksessa ja muovituotteiden suojaamisessa mikrobeilta. Niitä saattaa olla pieniä määriä myös palonestoaineissa. Harrastuksissa käytettäviä kemikaaleja ei välttämättä ole rekisteröity mihinkään. Tällaisia ovat mm. eläinten konservoinnissa käytetty suojausaine, joka sisältää epäorgaanista arseenia sekä mahdollisesti erilaisiin värjäyksiin käytetyt yhdisteet (emalointi, lasi, keramiikka).

Sen lisäksi, että arseenia on tietoisesti käytetty erilaisissa valmisteissa ja teollisuuspro-

sesseissa, arseenia voi esiintyä epäpuhtautena monissa luonnosta peräisin olevissa kotimaisissa ja muualta tuoduissa raaka-aineissa ja tuotteissa. Aina arseenin lähde ei ole selvillä. On muun muassa epäselvää, miksi arseenia on havaittu kiinteistöillä, joilla on harjoitettu nahkateollisuutta tai nahan parkitseminen. Arseeni on mahdollisesti voinut olla joko lisäaineena tai epäpuhtautena käytetyissä kromiyhdisteissä.

Epäpuhtauksien vuoksi on ollut tarpeen valvoa myös tuotteiden ja jätteiden laatua. Esimerkiksi turpeeseen on usein rikastunut muiden alkuaineiden ohella vaihtelevia määriä arseenia. Turpeen poltossa arseeni rikastuu tuhkaan ja savukaasussa oleviin hiukkasiin. Tuhkan arseenipitoisuus on otettu huomioon säädöksissä rajoittamalla sen pitoisuutta lannoitevalmisteissa, maanrakennuksen materiaaleissa ja kaatopaikkasijoituksessa.

Arseenia esiintyy luontaisesti kohonneina pitoisuuksina eräiden metallien (kulta, hopea, nikkeli, koboltti, vismutti, kadmium, elohopea ja antimoni) yhteydessä. Mineraalien hyödyntämisestä aiheutuvia riskejä pyritään hallitsemaan ympäristölupaprosesseissa. Vakiintunein hallinnollinen ohjauskeino mahdollisia arseenipäästöjä aiheuttavalle toiminnalle onkin ympäristönsuojelulaissa ja -asetuksessa määritelty ympäristölupa- ja ilmoitusmenettely.

Aina pilaantumisen lähdettä ei onnistuta kokonaan poistamaan ja arseenia päätyy ympäristön eri osiin kuten vesiin ja maaperään. Ympäristössä voi myös olla korkeita arseenipitoisuuksia luonnostaan paikan geologisten ominaisuuksien vuoksi (ks. luku 5). Kohonneita arseenipitoisuuksia sisältävillä alueilla riskejä voidaan vähentää ensisijaisesti rajoittamalla altistumista. Tämä voi tapahtua joko kunnostamalla tai rajoittamalla alueiden käyttöä. Säädöksillä voidaan tukea mm. teollisesta toiminnasta aiheutuneiden pilaantuneiden alueiden tutkimuksia ja kunnostuksia, ympäristön laadun valvontaa sekä alueellista maankäytön ja vesihuollon suunnittelua.

Viranomaisilla on nykyään tukenaan laaja kirjo koko EU:n alueella noudatettavia sää-

<sup>2</sup> Sosiaali- ja terveysministeriön ylläpitämä kemikaalituoterekisteri

döksiä tuotannon, tuotteiden ja raaka-aineiden hyväksymismenettelyistä ja laadun valvon-  
 nasta sekä jätteiden käsittelystä ja ympäristön  
 kunnostamisesta (taulukko 30 A, B ja C). Yk-  
 sittäisen viranomaisen on käytännössä hyvin

vaativaa pysyä selvillä säädöksistä ja niiden  
 muutoksista. Useita, arseeniakin koskevia sää-  
 döksiä oltiin uusimassa RAMAS-hankkeen to-  
 teutuksen aikoihin.

**Taulukko 30.** Arseenin käyttökohteita ja lähteitä sekä esimerkkejä hallinnollisista ohjauskeinoista riskien hallitsemiseksi.

### A Maa- ja metsätalous, tuontielintarvikkeet

Arseenin käyttö tai lähde	Riskinhallintakeino
Tuholaisten torjunta maanviljelyksessä ja puutarhoissa Suomessa arseenia on havaittu kauppapuutarhan tontilta ja vanhan maatilan jäte- ja varastointialueelta.	As-pitoisten torjunta-aineiden käyttö kielletty Suomessa jo 1960-luvulla (maa- ja metsätalousministeriö).
<b>Perunan varsien poistaminen kemiallisesti</b>	Kielletty Suomessa jo 1960-luvulla (maa- ja metsätalousministeriö) Suomessa.
<b>Rehut ja rehujen lisäaineet</b> Arseeniyhdisteitä Nitarosone ja Roxarosone on käytetty mm. siipikarjan kokkidioosin torjuntaan EU:n ulkopuolella. Todettu kulkeutuvan lannan kautta maaperään.	Ei hyväksytty EU:ssa rehujen lisäaineeksi, hakemukset evätty. Suomessa rehujen ja niiden lisäaineiden haitallisia aineita valvoo EVIRA rehulain perusteella. Tukena lisäainedirektiivi ja asetus (1831/2003) sekä direktiivi haitallisista aineista eläinten rehuissa (2002/32/EY, päivityksiä 2003/57/EY ja 2003/100/EY).
<b>Tuotantoeläinten pesuliukset</b> Arseenia epäpuhtautena Suomessa käytössä olleessa sorkkapesuaineessa, kuparisulfaatin.	Suomessa kuparisulfaatin käyttö on kielletty tähän tarkoitukseen v. 2007 alusta lähtien. Pesuliusten riskinhallinnassa tukena mm. biosididirektiivi (98/8/EY) tai pesuaineasetus (648/2004/EY) silloin, kun niitä ei ole luokiteltu eläinlääkkeiksi.
<b>Lannoitteet ja lannoitevalmisteet</b> Lannoitevalmisteista mm. maanparannustuhkissa arseeni voi rajoittaa käyttöä. Arseenin kokonaispitoisuudet voivat olla korkeita myös merilevää sisältävissä valmisteissa.	EVIRA valvoo haitallisia aineita lannoitteissa ja lannoitevalmisteissa. Tukena on laki (539/2006) ja asetus (MMM 12/2007) lannoitevalmisteista, jonka liitteessä IV on säädetty haitallisista aineista. Toiminnanharjoittajien omavalvonnasta säädetään erillisellä asetuksella (MMM 13/2007).
<b>Ulkomaiset elintarvikkeet</b> Suurimmat epäorgaanisen arseenin pitoisuudet elintarvikkeissa on mitattu riiseistä. Erilaisia orgaanisia arseeniyhdisteitä on havaittu suhteellisen runsaasti valtamerten eliöissä (mm. levät, äyriäiset, rasvaiset kalat). Näiden merieliöiden orgaanisten arseeniyhdisteiden ei ole todettu olevan samalla tavoin haitallisia kuin epäorgaaninen arseeni.	Suomessa elintarvikeketjun vierasainepitoisuuksia seurataan mm. EVIRA:ssa, mutta rehuja lukuunottamatta arseenipitoisuuksien seurantaan ei ole velvoitetta sen noudattamaa valvontaohjelmaa tukevien säädöksen perusteella. Laajemmissa seurannoissa ovat metalleista olleet mukana mm. kadmium, lyijy, tina ja kalojen organotinayhdisteet.

## B Teollinen toiminta

Arseenin käyttö tai lähde	Riskinhallintakeino
<b>Mineraalien kaivaminen ja rikastaminen</b> Arseenia esiintyy epäpuhtautena Suomessa mm. kulta- ja nikkeliesiintymissä. Arseenin riskinhallinta on vaativinta rikastusprosessin vesien ja jätteiden käsittelyssä.	Toimivilla mineraalikaivoksilla, rikastamoilla ja niiden jäte-alueilla on ympäristölupavirastojen käsittelemät ympäristöluvat. EU:n kaivosjätedirektiivin (21/2006/EY) toimeenpanoa valmistellaan parhaillaan Suomessa. Riskinhallinnan tukena on myös muu jätelainsäädäntö mm. kaatopaikoista ja jätteiden sijoittamisesta niille.
<b>Kiviaineksen louhiminen ja murskaaminen</b> Epäpuhtautena mm. Pirkanmaan kallioperän As –anomaliolla. Arseenikiisu heikentää kiven hyötykäyttökelpoisuutta.	Louhimiseen ja murskaustoimintaan vaaditaan yleensä lupa, useimmiten paikallisten viranomaisten myöntämä. Arseenia ei ole sisällytetty velvoitetarkkailuihin, ainakaan Pirkanmaalla.
<b>Puun suojaaminen kemikaaleilla, liman torjunta</b> Diarseenipentoksidi CCA (kromi-kupari-arseeni) -kylästeissä. Käytetty eniten puhelin- ja lyhtypylväiden kylästemiseen. Suomessa runsaasti havaintoja CCA:lla pilaantuneesta maaperästä saha- ja kylästemökiinteistöillä, yleensä pinta-alaltaan pieniä kohteita. Samoilla kiinteistöillä käytetty usein muitakin ympäristölle haitallisiksi todettuja yhdisteitä, kuten kloorifenoleita tai kreosootia.	Suomessa yksi CCA-kemikaalia valmistava tuotantolaitos, jolla ympäristölupa. Arseenidirektiivi (2003/2/EY) muutoksineen (Suomessa VNa 440/2003 ja muutos 787/2007) kieltää käytännössä arseenipitoisten puunkylästeiden tuonnin EU:n ulkopuolelta ja myynnin EU:n sisällä. Jo kylästetyn puutavaran käyttöä rajoitetaan voimakkaasti, myös sen uusiokäyttöä. Kylästetty puutavara on käytöstä poiston jälkeen ongelma-jätettä, jolle on Suomessa keskitetty keruu- ja varastointijärjestelmä, lopullisesta käsittelytavasta ei ole vielä päätetty.
<b>Metalli- ja metallituoteteollisuus</b> Koboltin jalostusprosessissa jättemateriaalista käytetään arseenia. Epäpuhtautena As esiintyy mm. nikkelimalmin jalostuksessa. Seosaineena As on käytetty erityisesti lyijyä sisältävissä tuotteissa (ammukset, akut, juotteet). Sitä on käytetty myös metallien pintakäsittelyssä, kuten alumiinin mustavärjäyksessä ja kupariseosteiden kemiallisessa kiillotuksessa. Arseenia on havaittu taustasta poikkeavia pitoisuuksia mm. romuttamo-, akkumurskaamo-, paja-, valimo-, ratapiha- korjaamo- ja lämpökeskuskiinteistöiltä.	Suomessa suurimmat arseenin ilmapäästöt tulevat Harjavallan ja Kokkolan alueella toimivista tuotantolaitoksista, laitoksilla on ympäristölupa. Ympäristön laatua seurataan, myös arseenipitoisuuksia ilmassa. Arseeni päättyy pääosin kiinteisiin jätteisiin.

## C Muut arseenin lähteet

Arseenin käyttö tai lähde	Riskinhallintakeino
<b>Maanrakennuksen jättemateriaalit</b> Jättemateriaaleista mm. tuhkissa voi olla hyötykäyttöä rajoittavia määriä ja muotoja arseenia.	Haitallisista aineista, myös arseenista säädetty valtioneuvoston asetuksessa (591/2006).
<b>Sekajäte, yhdyskuntajäte</b> Arseenia havaittu kaatopaikkavesissä, suotovesissä ja ympäristön ojissa. As primäärlähteenä voi olla myös maa- tai kallioperä, jota kaatopaikkavedet liuottavat.	Jätteiden kaatopaikkakelpoisuutta valvotaan valtioneuvoston asetuksen mukaisesti. Käsiteltäviä (mm. stabilointi), arseenipitoisia massoja on käytetty kaatopaikoilla rakentamiseen. Arseenin pitoisuuksia seurataan joillain kaatopaikoilla, mutta yleensä arseeni ei sisälly jätteenkäsittelylaitosten velvoitetarkkailuun Pirkanmaalla. Vesiä johdetaan käsittelyyn.
<b>Ammukset, haulit</b> Vanhoilta haulikkoampumaradoilta havaitaan yleensä arseenia, mutta ei kovin merkittäviä määriä suhteessa lyijyyn.	Ei erityisesti arseeniin liittyviä ohjauskeinoja. Toimintaansa jatkaville ja perustettaville ampumaradoille on pitänyt hakea lupa vuoden 2004 loppuun mennessä. Uusissa luvissa on edellytetty selvitystä ympäristöriskeistä ja niiden rajoittamistoimista.
<b>Lääkkeet</b> Arseenilla laaja kirjo historiallisia käyttökohteita lääkinnässä. Pitkälle 1900-luvulle käytetty arseenijohdannaisia mm. vaikeiden sairauksien, kuten kupan hoitoon. Lääkelaitoksen lääkepalvelussa vuonna 2007 yksi valmiste (Trisenox), joka sisältää arseeniyhdistettä. Ei tiedossa arseenijohdannaisia eläinlääkkeiden hyväksytyissä vaikuttavissa aineissa.	Nykyisiä arseenijohdannaisia saa käyttää vain valvotusti, erikoislääkärin antamassa hoidossa (Trisenox, akuutti leukemia).
<b>Tekstiilien, paperin ja maalien värit</b> Arseenia on ollut mukana kupariyhdisteissä, joilla on valmistettu erilaisia vihreän sävyjä (myrkynvihreä). Suomessa arseenia on havaittu mm. telakan ja maalaamon tonteilta.	Ensimmäisiä rajoituksia jo 1800-luvulla tapeteissa käytettäville väreille. Kehitetty korvaavia menetelmiä ja kemikaaleja.



### 8.4.1 Ohje- ja viitearvot

Ympäristön laadun valvonnassa tärkeitä työkaluja ovat erilaiset arseenin pitoisuusraja-arvot, joita on annettu eri ympäristöosille, ympäristöön joutuville materiaaleille ja tuotteille. Suurin osa näistä (taulukko 31) perustuu ihmiselle aiheutuvaan välittömään terveysriskiin tai pohjavesivaroille aiheutuvaan riskiin. Eliöiden suojelussa hallinnollisista raja-arvoista, laatuvaatimuksista yms. on vain rajallinen hyöty, sillä vain harvat niistä ottavat ekologiset riskit huomioon.

Yksittäistä haitta-ainetta koskevien hallinnollisten pitoisuusraja-arvojen käytössä ongelmana ovat muut yhtäaikaaisesti vaikuttavat aineet ja ympäristötekijät. Porakaivovesien lisäksi tutkituista RAMAS-kohteista vain Ylöjärvellä sijaitsevalla Cu-W-kaivoksella ja sen ympäristössä arseenin havaittiin olevan selkeästi merkittävin myrkyllinen aine. Tältä kaivosalueelta vesiä vastaanottava vesistö on ravinnehuuhtoumien seurauksena myös rehevöitynyt. Ravinteiden vaikutus mm. piilevälajistoon näyttäisi olevan merkittävämpi kuin arseenin.

**Taulukko 31.** Yhteenveto tärkeimmistä Suomessa annetuista arseenin ohje- ja raja-arvoista, laatuvaatimuksista ja muista pitoisuusrajoista. (e) = Ohjearvo annettu ekologisten riskien perusteella, terveysriskeillä vähäisempi merkitys näissä pitoisuuksissa. Lisätietoa aiheesta raportissa Lehtinen & Sorvari (2006).

Viitearvon tyyppi tai käyttökohde	Raja arseenille	Huomioitavaa
Talousveden kemialliset laatuvaatimukset (pois lukien alkutuotannon pesuvedet)	Enimmäispitoisuus <b>10 µg/L</b> , poikkeus pesuvesille <b>20 µg/L</b>	Voimassa vuoden 1995 alusta, kaikki laatuvaatimukset STM:n asetuksissa 461/2000 ja 401/2001. MMM asetus pesuvesistä annettu 16.2.2006, ei suoraa kosketusta elintarvikkeisiin eikä käyttöä juomavetenä.
Rehujen ja rehuaineiden laatuvaatimukset	Kokonaisarseenille <b>2 mg/kg</b> tai <b>4 mg/kg</b> , (rehun kosteuspitoisuus 12 %).	Merilevävalmisteille ja muillekin merieliöistä jalostetuille rehuille sallittu poikkeuksia, MMM:n asetus rehujen laatuvaatimuksista (2/2006).
Lannoitevalmisteiden haitallisten aineiden enimmäispitoisuudet	Epäorgaaniset lannoitteet ja kalkitusaineet <b>25 mg/kg</b> kuiva-aineessa (typpihapolla uutettuna, muut lannoitevalmisteet uutettuna kuningasvesi -märkäpoltolla), metsätaloudessa käytettävä sivutuote <b>30 mg/kg ka.</b>	Uusi MMM asetus (12/2007)
Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi	Luontainen pitoisuus <b>1 mg/kg</b> (vaihtelu <b>0,1-25 mg/kg</b> ) Kynnysarvo <b>5 mg/kg</b> , Alempi ohjearvo <b>50 mg/kg (e)</b> , Ylempi ohjearvo <b>100 mg/kg (e)</b>	Valtioneuvoston asetus (VNa 214/2007)
Pilaantuneiden sedimenttien läjityskelpoisuuden määrittely (läjitys mereen)	Läjityskelpoiset: <b>&lt; 15 mg/kg</b> Mahdollisesti läjityskelvottomat (läjityskelpoisuus tulee selvittää): <b>15 - 60 mg/kg</b> Pääsääntöisesti läjityskelvottomat: <b>&gt; 60 mg/kg</b>	Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluohje sedimenttien ruoppaamisesta ja läjittämisestä, annettu 19.5.2004
Jätteen kaatopaikkakelpoisuus määriteltynä standardoidulla liukoisuustestillä (L/S = 10)	Pysyvän jätteen kaatopaikka (kp) <b>0,5 mg/kg</b> , Tavanomaisen jätteen kp <b>2 mg/kg</b> , Ongelmajätteen kp <b>25 mg/kg</b>	Valtioneuvoston asetus (VNa 202/2006)
Laatuvaatimukset maarakentamisessa hyödynnettäville jätteille	Kokonaispitoisuus <b>50 mg/kg</b> (betonit ja tuhkat) ja liukoisuus <b>0,5 mg/kg</b> , kiviaineksella peitetyllä rakenteella tai <b>1,5 mg/kg</b> sadevedeltä suojatulla rakenteella (tuhkat) SYKE:n suositus: kokonaispitoisuus <b>60 mg/kg</b> ja liukoisuus <b>0,14 tai 0,85 mg/kg</b>	Valtioneuvoston asetus betonille ja tuhkillle (VNa 591/2006).
Ilman laatu, tavoitearvo ulkoilmassa	Kokonaispitoisuus <b>6 ng/m<sup>3</sup></b> määritettynä hengitettävien hiukkasten (PM <sub>10</sub> ) kokonaismäärästä. Keskiarvon laskenta-aika on yksi kalenterivuosi.	SYKE:n suositus kaikille jätemateriaaleille <sup>a</sup> , Valtioneuvoston asetus ilmassa olevasta arseenista (sekä eräistä muista aineista) (VNa 164/2007)
Ilman laatu työpaikalla	Haitalliseksi tunnettu pitoisuus <b>0,01 mg/ m<sup>3</sup> (8 h)</b>	HTP arvot (STM, 2007).

<sup>a</sup>Sorvari 2000

## 8.4.2 Kaavoitus

Ennaltaehkäisevät, jo kaavoitus- ja suunnitteluvaiheessa tehtävät ratkaisut voisivat olla tehokkaita ympäristön arseeniriskien hallinnassa. Kaavoitusta ohjaavassa lainsäädännössä on kuitenkin niukasti velvoitteita pilaantumisen aiheutuvien riskien huomioimiseen.

Selkein velvoite pilaantumisen aiheutuvan riskin hallintaan kaavoituksen avulla on annettu ns. SEVESO II direktiivin (2003/105 EY) perusteella. Tämä direktiivi määrittelee mm. kohteet, joissa on merkittävä kemikaalionnettomuuden riski. Suomessa Turvatekniikan keskus (TUKES) on valinnut nämä kohteet ja ne on määrätty merkittäväksi konsultointivivöhykkeineen maakuntakaavoihin.

Ympäristöministeriö julkaisi selvityksen vuonna 1993, jossa esitettiin toimintamalleja pilaantuneiden maa-alueiden kaavoittamisesta ja rakennuslupamenettelystä. Pilaantuneiden alueiden merkitseminen eri aluetason kaavoissa on kuitenkin vaihdellut paljon eri osissa maata, koska mitään vakiintunutta standardia ei ole ollut.

Ympäristöministeriön uudehkossa oppaassa yleiskaavamerkinnöistä ja -määräyksistä (2003) on esitetty kaavamerkintä alueen kehittämistavoitteelle, jota voitaisiin käyttää osoittamaan saastunutta maa-alueita silloin kun alueen

laajuudesta ei ole tietoa. Sitä voidaan käyttää yleisesti osoittamaan myös vedenlaadun aiheuttamaa haittaa tai riskiä. Kunnalla on mahdollisuus käyttää näin merkityllä kaava-alueella riskien rajoittamiseen mm. paikallisista olosuhteista johtuvia ympäristönsuojelumääräyksiä (Ympäristönsuojelulaki 19 §).



Yleiskaavan kehittämistavoitteen merkintä 11: Terveyshaitan poistamistarve

Asemakaavoissa voidaan käyttää merkintää kuvaamaan puhdistettavaa tai kunnostettavaa maa-alueita. Maaperän mahdollinen pilaantuneisuus pitää olla selvitetty ja pilaantuneille alueille tehty kunnostussuunnitelma ennen asemakaavan hyväksymistä. Hyväksyminen edellyttää varmuutta alueen soveltumisesta osoitettuun käyttötarkoitukseen myös maaperän terveellisyyden osalta.

178

saa

Asemakaavamerkintä 178 puhdistettavalle/kunnostettavalle maa-alueelle

## 8.5 Tekniset menetelmät riskien vähentämiseksi

### 8.5.1 Arseenin poistaminen vedestä

RAMAS-hankkeen kokeissa arseenin poistamiseksi kalliopohjavedestä todettiin, että arseenin poistaminen vedestä on teknisesti erittäin vaativaa, mikäli pohjaveden pitoisuus ylittää 50 tai jopa 100 µg As/l (katso luku 8.5.2 kuvat 53 ja 54). Muissa tutkimuksissa on todettu useiden veden ominaisuuksien voivan rajoittaa eri menetelmien soveltuvuutta arseenin poistoon (taulukko 32). Arseenin poiston vaativuutta lisää kolmenarvoisen arseenin suhteellisen suuri osuus vedessä sekä veden muut kemiallis-fyysiset ominaisuudet, kuten liiallinen rau-

ta-, mangaani-, fosfaatti- tai sulfaattipitoisuus. Pintavedessä arseenin poistoa haittaa erityisesti pintavesille tyypillinen suuri humus- tai muun orgaanisen aineksen pitoisuus.

Kiinteistökohtaisia arseeninpoistolaitteita on ollut saatavilla Suomessakin vuosia. Näiden pitkän aikavälin käyttökokemuksista ei kuitenkaan ole koottua tietoa. Lyhyen aikavälin käyttökokemuksia kerättiin Pirkanmaalla 1990-luvun alkupuolella. Silloin seuratut, aktivoituun alumiinioksidiin perustuvat suodattimet ja kalvoihin (käänteisosmoosiin) perustuvat laitteet toimivat käytössä kohtuullisesti (Valve *et al.* 2002). Huoneistokohtaiset laitteet pystyvät

yleensä tuottamaan puhdasta vettä juomien ja ruoanvalmistukseen tarpeeseen, ei kuitenkaan riittävästi koko talousveden tarpeeseen. Puhdistettu vesi otetaan yleensä erillisestä hanasta. Esimerkiksi vuonna 2003 Suomen markkinoille tullutta suodatinta, joka on tarkoitettu yksinomaan arseeninpoistoon, on ostettu Pirkanmaalla joitakin kymmeniä. Puhdistuslaitteistoja saa noin 500–700 eurolla ja vuosittain lisäkustannuksia aiheutuu vesianalyyseistä ja vaihdettavista suodattamista tai kalvoista. Puhdistettavan veden laatu vaikuttaa huomattavasti lisäkustannusten suuruuteen. Maailmalla kehitetään jatkuvasti mm. käyttömukavuudeltaan ja puhdistusvarmuudeltaan parempia laitteita,

koska arseeniongelma on nykyään laajalti tiedostettu ja tiedon myötä mm. juomavedelle asetetut laatuvaatimukset ovat kasvaneet (Kuva 52).



**Kuva 52.** Esimerkki käyttömukavuudesta: keittiön alakaappiin sopiva amerikkalainen suodatin, jolla käsitellään kaikki hanasta tuleva kylmä vesi (<http://www.npxtra.com/index.html>).

**Taulukko 32.** Suomessa testattuja, vedenpuhdistuksessa käytettäviä arseeninpoistotekniikoita.

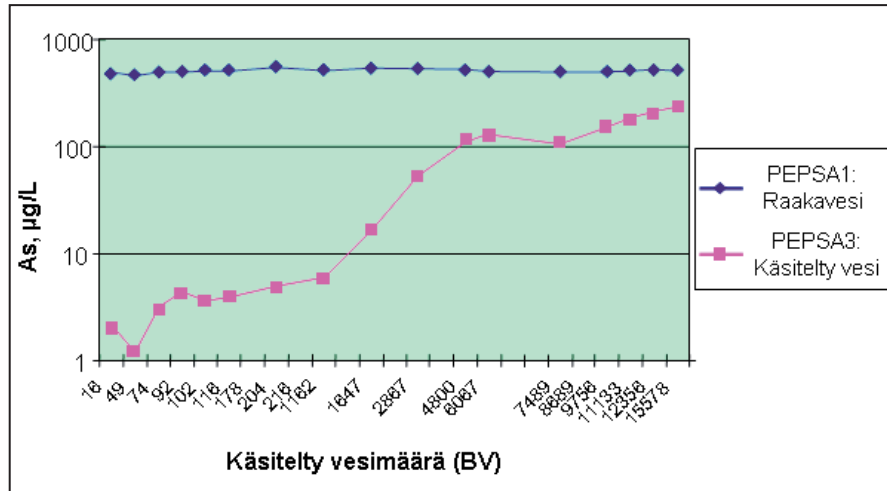
Käsittelytekniikka	Ympäristövaikutukset	Muita huomioita
<b>Adsorptio</b>	Suodatinmassa on käytön jälkeen ongelmajätettä. Suodatinpanos vaihdettava kotitaloudessa jopa alle vuoden välein.	Suodatinmassoina on käytetty aktivoitua alumiinihydroksidia tai ferrihydroksidia. Aktiivihili ei toiminut testeissä 1990-luvulla. Suodattimissa riskinä tukkeutuminen, joten toimintaa on tarkkailtava. Herkkä raakaveden muille, vaihteleville ominaisuuksille.
<b>Käänteisosmoosi kalvon läpi</b>	Käänteisosmoosilaitteen suodattimia ja kalvoja voidaan käsitellä sekajätteenä. Arseeni kertyy jäteveteen.	Yleensä suhteellisen kallis investointi. Myydään kotitalouksille ensisijaisesti suolan poistoon. Liiallinen rauta ja mangaani poistettava ennen kalvosuodatusta. Hapetusasteeltaan kolmenarvoinen arseeni mahdollisesti hapetettava ensin viidenarvoiseksi.
<b>Hapetus ja kemiallinen saostus</b>	Arseeni jää lietämäiseen massaan, jota voi syntyä merkittäviä määriä. Saostuskemikaalin kulutus voi olla merkittävää.	Käytetty rajoitetusti vesien puhdistamiseen pilaantuneen maaperän kunnostuksen yhteydessä. Suomessa ei ole toteutettu laitosmittakaavan arseenin poistoa talousvedestä.
<b>Ioninvaihto massaan</b>	Ioninvaihtomassan regeneroinnista jää sekä kiinteää että nestemäistä jätettä.	Ei toiminut testeissä 1990-luvulla. Herkkä raakaveden muille, vaihteleville ominaisuuksille.
<b>Sähköinen ioninvaihto</b>	Energiankulutus, jätteet	Tarjotaan mm. kaatopaikkojen suotovesien puhdistukseen.

### 8.5.2 Arseenin poistokokeet RAMAS-hankkeessa

RAMAS-hankkeessa selvitettiin rautapohjaiseen adsorbenttiin perustuvan puhdistusmenetelmän toimivuutta. Kemira Kemwater toteutti koejärjestelyn, jossa adsorboivana massana käytettiin heidän valmistamaansa granuloitua ferrihydroksidia (Kemira GFH). Puhdistettava raakavesi johdettiin 36 litran säiliöön, jonka

puhdistushuuhtelu tapahtui automaattisesti tietyn vesimäärän käsittelyn jälkeen. Puhdistushuuhtelussa veden virtaussuuntaa käännettiin päinvastaiseksi ja heikosti kiinnittynyt arseeni huuhtoutui pois. Näin suodattimen kestoikää voitiin pidentää.

Menetelmää testattiin kallioporakaivovedessä, jossa pitoisuus vaihteli viisi kuukautta kestäneen kokeen aikana 462 ja 526 µg/l välillä sekä pintavedessä, jossa arseenipitoisuus vaihteli



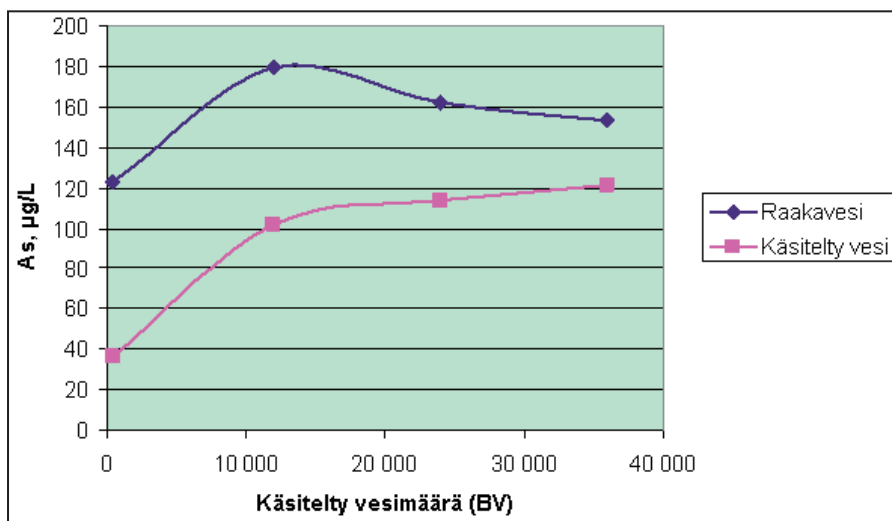
**Kuva 53.** Arseenin poisto Kemira GFH (ferrihydroksidi) -suodattimella porakaivovedestä, jossa veden arseenipitoisuus oli keskimäärin 500 µg/l.

kolme kuukautta kestäneen kokeen aikana 36,4 ja 121 µg/l välillä (Backman *et al.* 2007a).

Porakaivoveden arseenipitoisuus (keskimäärin 500 µg/l) oli liian suuri suhteessa kokeessa käytetyn laitteiston mitoituskehykseen hyvän ja kestävä poistotehon saavuttamiseksi. Suodatus poisti aluksi arseenia hyvin, mutta kun vettä oli käsitelty noin 1500 BV (bed volume = adsorbenttien tilavuus suodattimessa), ei suodatusteho enää riittänyt pitämään arseenipitoisuutta alle suositusarvon 10 µg/l (Kuva 53). Toisessa Kemiran suorittamassa kokeessa, jossa porakaivoveden arseenipitoisuus oli keskimäärin vain 50 µg/l, menetelmä pystyi poistamaan arseenia paljon kauemmin ja suuremmasta vesimäärästä.

Käsitelty vesimäärä, jossa arseenipitoisuus pysyi alle 10 µg/l, oli 60 000 BV.

Pintavesitesti toteutettiin Ylöjärven vanhan kaivoksen alueella. Käsiteltävä vesi tuli kaivoksen rikastushiekka-alueelta ja vanhasta kaivoskuilusta. Vesi oli pintavedelle ominaiseen tapaan humuspitoista ja arseenipitoisuudet olivat keskimäärin hieman yli 100 µg/l (kuva 54). Rautahydroksidisuodatus poisti osan arseenista, mutta pitoisuustasot käsitellyssä vedessä jäivät kuitenkin korkeiksi. Todennäköisesti pintaveden suuri humuspitoisuus tukki suodattimen ja arseeninpoistoteho jäi sen vuoksi alhaiseksi. Tämän tyyppisissä kohteissa tarvitaan veden esikäsitteilyä ennen varsinaista arseenin poistoa.



**Kuva 54.** Arseenin poisto ferrihydroksidisuodattimella pintavedessä, jossa veden arseenipitoisuus oli keskimäärin 100 µg/l.

### 8.5.3 Arseenin käsittelystä kaivosympäristössä

Kaivostoiminnassa tavoitteena on yleensä minimoida korkeita arseenipitoisuuksia sisältävät vedet, kierrättää niitä rikastusprosessissa tai antaa luonnon prosessien hitaasti kierrättää arseeniyhdisteet kiinteämpään muotoon. Esimerkiksi rikastushiekka-altaissa arseeni ja metallit sedimentoituvat vähitellen pohjalle ja laimennut vesi voidaan ohjata jatkokäsittelyyn. Jäljelle jää voimakkaasti pilaantunutta lietettä, jonka voidaan antaa kuivua. Näin on tapahtunut Pirkanmaan Ylöjärven kupari-volframi-arseeni -kaivoksella. Muodostuneet kasat toimivat edelleen lähiympäristön arseenin kuormituslähteenä. Amerikkalaiset tutkijat (Bowell & Parsley 2003) ovat koonneet yhteen tietoa arseenin kierrosta kaivosympäristössä ja jakaneet toimivaksi ennustetun riskinhallinnan neljään lähestymistapaan kierron loppuvaiheessa:

- Fysikaalinen eristäminen
- Kemiallinen stabilointi raudan yhdistellä tai polymeereillä. Käsittely edellyttää pH:n säätöä
- Kiinteytys ja stabilointi sementtiin, tuhkaan tai piimateriaaleihin
- Veden kemiallinen käsittely ja poistetun arseenin käyttö tuotteena

Näiden fysikaalis-kemiallisten ilmiöiden lisäksi tutkitaan biologisten prosessien soveltamista arseeniriskien hallintaan. Esimerkiksi Ranskassa eräällä suljetulla kaivosalueella on kokeiltu rautajauhon lisänä tarkkaan valitun siemenseoksen kylvämistä täysin kasvittomille arseenialueille. Nämä toimet ovat lisänneet kasvillisuutta ja vähentäneet maaperän läpi suotautuvan veden arseenipitoisuutta. Kokeilu on päätetty jatkaa laajalla alueella.

### 8.5.4 Arseeni pilaantuneilla maa-alueilla ja jätehuollossa

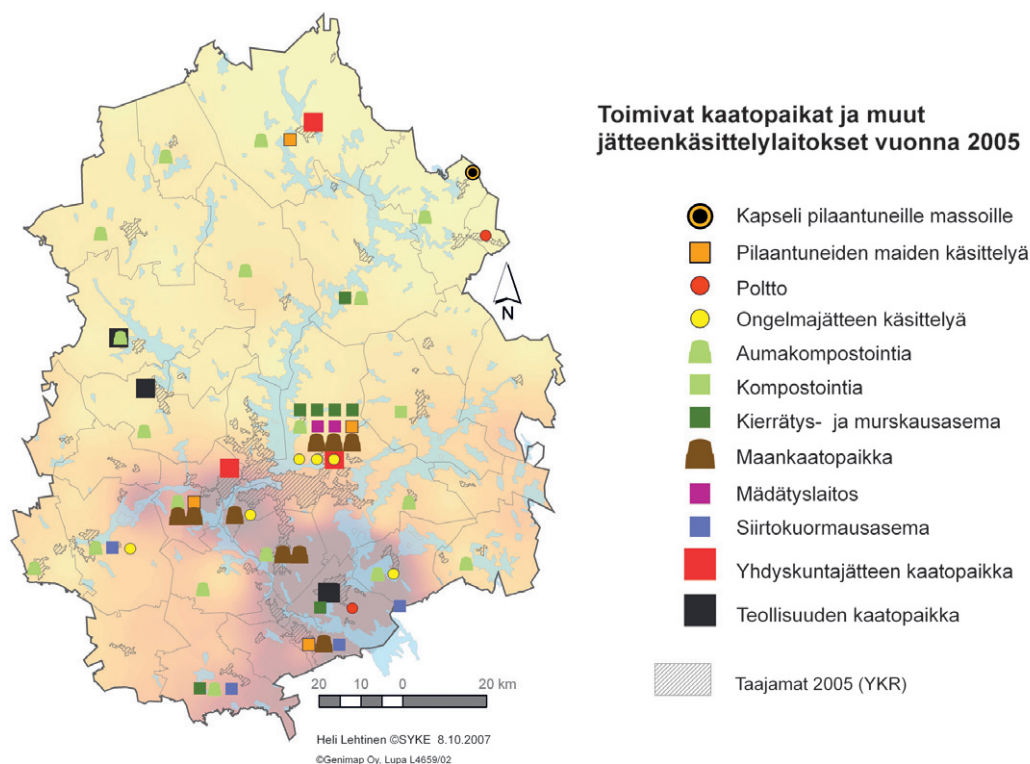
Pilaantuneen maaperän yleisin kunnostusmenetelmä Suomessa on toistaiseksi ollut maa-ainesten poisto ja tarvittaessa korvaaminen puhtaalla

maalla. Erilaisia arseenipitoisten aineiden käsittelymenetelmiä on testattu jonkin verran (taulukko 33), joskin arseenin lisäksi käsiteltävänä on usein ollut muitakin haitallisia aineita tai yhdisteitä. Tällaisia pilaantuneita maa-aineita on mm. eristetty ja stabiloitu (sementti- ja bitumistabilointi). Kiinteiden aineiden kemiallista stabilointia kuten poistetun arseenin jalostamista hyötykäyttöön ei ole kokeiltu. Arseenin hyötykäyttökohteita on Suomessa toisaalta varsin vähän johtuen erilaisista rajoituksista. Ruotsissa on tehty kokeita, joissa on käytetty pesumenetelmää arseenin poistamiseksi maa-aineksesta ja myös arseenipitoisen maa-aineksen stabilointia erilaisilla tuotteilla. Stabilointitutkimuksissa raudan ja mangaanin oksidit havaittiin tehokkaimmiksi sidosaineiksi. Myös savi ja orgaaninen aines voivat toimia stabilointiaineina, mutta runsaasti fosforia sisältävät tai emäksiset materiaalit eivät sovellu arseenipitoisen maa-aineksen käsittelyyn.

Pirkanmaan arseenilla pilaantuneista alueista tähän mennessä kunnostuksen suhteen vaativin on ollut Vilppulan Kolhon saha ja kyllästämö. Kunnostus toteutettiin useassa vaiheessa ja ympäristön arseenipitoisuuksia seurataan edelleen. Tehdyistä kyllästämöalueiden kunnostuksista saatujen kokemusten mukaan puu-ainesten erottelu maa-aineksista on hankalaa ja siksi kohteiden kunnostus on suhteellisen kallista.

Pirkanmaan arseenipitoisilla kaivosalueilla riskinhallintatoimet ovat toistaiseksi olleet vähäisiä. Ylöjärven ja Viljakkalan kaivosalueilla on pyritty peittämään pölyävää rikastushiekka-aluetta. Ylöjärvellä peitto on toteutettu rakennustyömaiden ylijäämämassoilla, Viljakkalassa on käytetty lisäksi asfalttia. Peiton vaikutuksia arseenin kulkeutumiseen ei ole selvitetty. Ylöjärven kaivosalueella on myös kokeiltu rikastushiekkakasalta laskevan puroveden kalkitsemista, mutta huomattavaa hyötyä ei ole havaittu.

Hyvin pienialaiset, arseenilla pilaantuneet kohteet on yleensä kunnostettu kerralla poistamalla kokonaan pahiten pilaantuneet maa-ainekset ja viemällä ne muualle käsiteltäväksi. Riskinhallinta siirtyy näin vastaanottavan käsittelylaitoksen vastuulle. Pilaantuneita aineita kuljetetaan hyvinkin kauas, pääosin vaihtelevi-



**Kuva 55.** Pirkanmaalla sijaitsevat jätteenkäsittelylaitokset vuonna 2005. Jätealalla muutokset ovat jatkuvia, esimerkiksi nyt myös Virtain yhdyskuntajätteen kaatopaikka on suljettu. Kartan pohjaväriä on esitetty moreenin arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992), vrt. kuva 20. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos

en jätteen vastaanottomaksujen vuoksi. Pirkanmaan 11 kohteelta, jossa oli havaittu muiden haitallisten aineiden joukossa arseenia, kuljettiin esimerkiksi vuosina 2004–2006 yhteensä 3 360 000 tonnikielometriä maa-aineksia muualle. Pisimmät kuljetusmatkat kunnostuskohteelta käsittelyyn, varastointiin tai loppusijoitukseen olivat noin 200 kilometriä.

Käsittelypaikkana on usein ollut kaatopaikka, jonne on joissain tapauksissa kuljetettu myös arseenipitoisia tuhkia. Kaatopaikkojen lisäksi myös muilla jätteiden käsittelylaitoksilla (kuva 55) voidaan käsitellä arseenipitoisia aineksia. Pirkanmaalla on myös neljä kenttää, johon on stabiloitu epäorgaanisia haitta-aineita sisältäviä maita. Näistä Valkeakosken kenttä on vanhin, noin 15-vuotias. Valvontatietojen mukaan stabiloinnit ovat toimineet hyvin.

Korkea arseenipitoisuus voi olla ongelmana myös muiden kiinteiden jätteiden käsittelyssä kuin pilaantuneiden maiden. Käsittelytekniikat ovat periaatteessa samoja mm. voimalaitostuhkille. Jätteiden haitallisia aineita voidaan rajoit-

taa myös kehittämällä niiden tuotantolaitoksen prosesseja, joista arseenipitoinen jäte on peräisin. Suomessa tutkitaan parhaillaan erilaisen teollisuuden epäorgaanisten jättemateriaalien kuten turve- ja puutuhkien tuotteistamista maanrakennuskäyttöön. Yhtenä osa-alueena ympäristöklusterin tutkimusohjelmaan kuuluvassa TUUMA-hankkeessa on voimalaitoksen hiukkaspäästöjen jakeiden erottelun testaaminen erilaisilla menetelmillä. Jakeita erottamalla saataisiin merkittävä osa haitta-aineista kerättyä yhteen jakeeseen ja muiden jakeiden hyödyntäminen helpottuisi.

Pilaantuneen maa-alueen kunnostusten yhteydessä on ympäristössä eräissä tapauksissa havaittu tavanomaista korkeampia pitoisuuksia arseenia, vaikka alueella ei arseenipitoisen aineksen käsittelyä. Kolmasosalla Yhdysvaltojen ns. Superfund-kohteista (julkinen rahoitusmekanismi puhdistettaville kohteille) arseeni on rekisteröity yhdeksi pilaantumista aiheuttavaksi aineeksi. Tämä tieto on herättänyt tekemään perusteellisia maasto- ja laboratoriotutkimuksia

**Taulukko 33.** Suomessa testattuja käsittelytekniikoita kiinteälle tai lietemäiselle arseenilla pilaantuneelle materiaalille.

Käsittelytekniikka	Ympäristövaikutukset	Muita huomioita
<b>Kaatopaikkakäsittely</b>	Kaatopaikkojen rakentamista ja käyttöä valvotaan. Pilaantuneita maa-aineksia on käytetty hyödyksi erilaisissa rakenteissa. Näin on säästetty puhtaita maa-aineksia. Vanhoilla kaatopaikoilla päästöt ympäristöön ovat todennäköisempiä; arseenia on myös havaittu tarkkailuissa.	Tuhkat kerätään ja varastoidaan kaatopaikoilla erillisiin osastoihin. Pirkanmaalla viedään mm. hyötykäyttöön soveltumattomat turvetuhkat kaatopaikoille. Kaatopaikkamaksujen suuruus vaikuttaa siihen, mitä jätteitä kaatopaikoille toimitetaan ja mitä niistä hyödynnetään.
<b>Kiinteytys ja stabilointi</b>	Pirkanmaalla toteutetut stabiloinnit ovat toimineet lupaehtojen mukaisesti. Pitkän aikavälin vaikutuksista ei ole koottua tietoa.	Työsuojelu tärkeää. Stabiloinneissa on käytetty tukiaineena bitumia tai betonia.
<b>Eristys, kapselointi pilaantuneelle alueelle</b>	Maa-ainesten sijoittaminen pilaantuneelle alueelle tai sen välittömään läheisyyteen vähentää kuljetuksia (päästöt, energiankulutus).	Pirkanmaalla on toteutettu kapselirakenne, johon voidaan sijoittaa mm. CCA –kylästeellä pilaantuneita maa-aineksia.
<b>Poltto tai muu terminen käsittely</b>	Arseenin poistaminen savukaasuista on teknisesti vaativaa. Siksi kyllästetyn puun polttoa ei suositella pienen mittakaavan laitoksissa. Poltosta jää myös käsiteltäviä vaativaa tuhkaa.	EKOKEM –yhtiön ongelmajätelaitoksella on testattu kyllästetyn puutavaran polttoa.
<b>Mikrobiologiset menetelmät</b>	Vaasaan on annettu ympäristölupa arseenilla pilaantuneen järven pohjasedimentin puhdistukseen. Puhdistuksesta jää runsaasti edelleen käsiteltävää lietettä. Arseni(III)sulfidi ei ole pysyvä hapellisessa ja sateelle alttiissa ympäristössä.	Perustuu sulfaattia pelkistävien bakteerien lisäämiseen> arseeni ja raskasmetallit muuntuvat niukkaliukoisiksi sulfideiksi ja kertyvät sedimentin pintaan. Näin pyritään rajoittamaan sedimentin ruoppauksen ja läjityksen ympäristöriskejä.

mm. eräällä vanhalla kaatopaikalla (Delemos *et al.* 2006). Kaatopaikkatutkimuksen tulokset vahvistivat oletusta, että pilaantuneen maaperän rautayhdisteiden pelkistyessä vapautuu niihin sitoutunutta arseenia. Rautayhdisteitä pelkistävät eräät bakteerit, jotka viihtyvät mm. kaatopaikkavesillä pilaantuneessa maassa. Tällä tutkitulla kaatopaikalla luontainen arseenin lähde oli savikerrostuma, jossa arseenin pitoi-

uus oli tyypillisesti noin 20 mg/kg. Suomessa vastaavia kysymyksiä luontaisen arseenin liikkeellelähdestä on herännyt kokeiltaessa mm. reaktiivista seinämää pilaantuneen pohjaveden puhdistukseen mahdollisella arseni-anomalia-alueella (Ekokem-Palvelu Oy 2006). Ramas-hankkeessakin otettiin muutamia näytteitä kaatopaikoilta tämän kysymyksen herättäminä (katso luku 6).

## 8.6 Riskinarvioinnista kohdennettuun riskien hallintaan Pirkanmaalla

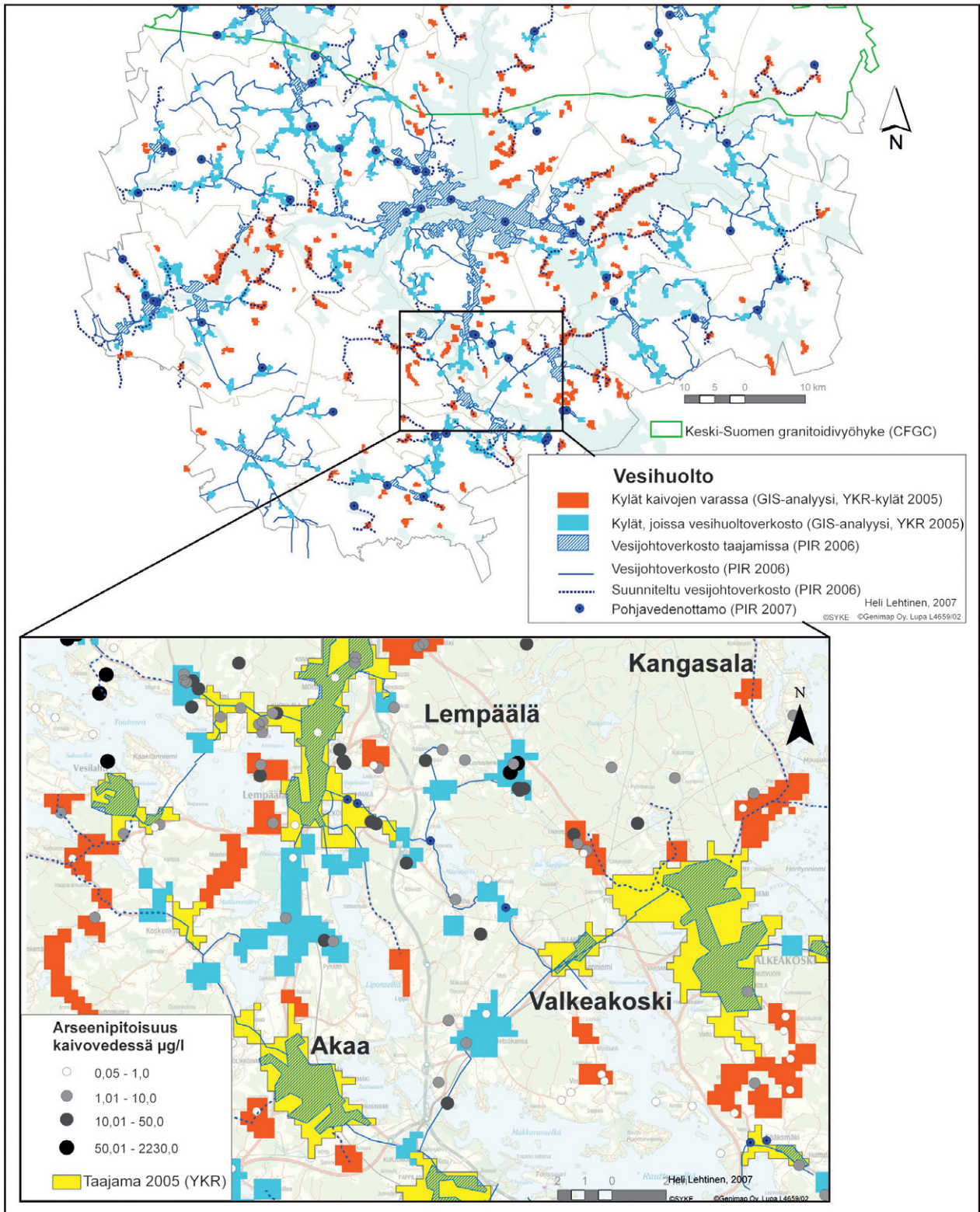
### 8.6.1 Terveysriskien hallinta

Pirkanmaalla terveystarkkailun hallinnan kannalta on olennaisinta varmistaa puhtaan juomaveden saanti, sillä kotitalouksien porakaivoista otettu juomavesi todettiin RAMAS-hankkeessa toteutetussa riskinarvioinnissa tärkeimmäksi altistusreitiksi ihmiselle. Eteläisellä Pirkanmaalla (Tampereen liuskevyöhyke ja Pirkanmaan migraliittivyöhyke) tutkituissa porakaivovesissä

noin 25 % arseenin ohjearvo ylittyi. Muussa talousvesikäytössä (esim. suihku- ja saunavesi) arseenille ei altistuta merkittävässä määrin. Maatiloilla ja valituilla kotitalouksilla toteutettu altistuksen mittaus (biomonitorointi) osoitti kuitenkin, että juomaveden arseeni ei selitä kaikkea altistumista. Päätelmien varmistamiseksi pitäisi biomonitorointi toistaa samoissa talouksissa.

Tampereen ympäristössä porakaivoveden arseeniongelma on tunnistettu jo pitkään. Väestön altistumista on myös pyritty monin tavoin rajoittamaan. Merkittävin vaikutus altistuksen vähenemiseen on ollut vesijohtoverkoston laaje-

nemisella alueille, joilla on havaittu kohonneita arseenipitoisuuksia kaivovesissä. Altistuminen arseenille on edelleen mahdollista haja-asutusalueilla kylissä ja taajamien kasvualueilla, joilla ei ole järjestettyä vesihuoltoa (kuva 56).



**Kuva 56.** Esimerkki GIS-analyysin tuloksista kahdessa eri mittakaavassa tunnistettaessa taajamien kasvualueiden ja kylien arseeni-riskialueita. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos



**Taulukko 34.** Pirkanmaan vesilaitosten keskimääräisiä ja kaikkein suurimpia maksuja asiakkailleen vuosina 2001–2006 (Tiedot vesihuoltolaitosten tilastointijärjestelmän rekisteristä, VELVET).

		2001	2002	2003	2004	2005	2006
<b>Liittymismaksu, €</b>	keskiarvo	1506	1644	1659	1564	669	1400
	maksimi	3364	8768	9802	4760	1400	1400
<b>Mittarimaksu, €/vuosi</b>	keskiarvo	17	42	47	43	12	12
	max	37	307	450	450	-	-
<b>Omakotitalon perusmaksu, €/vuosi</b>	keskiarvo	41	80	101	99	36	-
	max	117	1385	2361	2344	-	-

Pirkanmaalla on eri rahoituslähteitä käyttäen tuettu taloudellisesti vesijohtoverkoston laajenemista. Vesilaitokset tai vesiosuuskunnat ovat voineet saada mm. 10 prosentilla korotettua valtion investointitukea rakennushankkeelleen, jos alueella on arseeniongelma. Tuen myöntämisestä päätetään alueellisessa ympäristökeskuksessa ja sitä säätelee nykyisin laki vesihuollon tukemisesta (30.7.2004/686). Pirkanmaan TE-keskus on myös osallistunut lisärahoituksen järjestämiseen. EU:n rakennerahaston kahdella ensimmäisellä kaudella näitä varoja ohjattiin Pirkanmaalla vesihuollonkin hankkeisiin. Vesilaitosten ja vesiosuuskuntien liittymismaksut kuluttajille ovat vaihdelleet huomattavasti (taulukko 34). Haja-asutusalueilla voikin olla useista syistä (mm. kustannukset, väestön väheneminen) epätarkoituksenmukaista siirtyä käyttämään järjestetyn vesihuollon palveluja arseeniongelmaasta huolimatta. Pitkissä jakelujärjestelmissä on teknisiäkin ongelmia, koska vesimäärät putkissa ovat pieniä ja viipymät aiheuttavat herkästi veden laadun heikkenemistä. Tällöin puhtaan juomaveden saanti on turvattava muilla keinoin.

Vesihuollon investointeja edeltää yleensä suunnitteluvaihe, jossa tulevat tarpeet pyritään ennustamaan mahdollisimman hyvin. Pirkanmaalla arseeni on otettu huomioon mm. vuonna 2001 valmistuneessa alueellisessa selvityksessä haja-asutusalueiden ja kylien vesihuollosta. Siinä kehittämistarpeet käydään läpi kunnittain. Kuntien omissa vesihuollon suunnitelmissa arseenialueet on voitu ottaa huomioon myös kyliittäin. Näin on tehty Lempäälän kunnalle laadi-

tussa mallisuunnitelmassa. Viranomaiskäyttöön tarvittaisiin analysoiduista arseenipitoisuuksista paikkatietojen osalta usein vielä kunta- ja kylätasoa tarkempaa tietoa. Tällaista tietoa kertyy kuntien ympäristöterveysviranomaisille, mutta se ei ole pääosin julkista. RAMAS-hanke sai käyttöönsä Tampereen ja Oriveden porakaivojen arseenianalyysit, koska kunnat olivat maksaneet ne.

Tarkkoja tietoja yksityisten kaivojen varassa olevista talouksista ei Pirkanmaalla ole kerätty, kuten ei yleensä muissakaan maakunnissa. Kuntakohtainen arvio laskettiin ensin käyttämällä VELVET -rekisteriä ja Pirkanmaan ympäristökeskuksen vesihuoltoasiantuntijoita. Lisäksi kokeiltiin myös yhdyskuntarakenteeseen perustuvaa paikkatietoanalyysiä. Tässä oletettiin 1) haja-asutuksen olevan kokonaan järjestetyn vesihuollon ulkopuolella, 2) vesijohtoverkoston kattavan taajamissa Pirkanmaan ympäristökeskuksen ilmoittaman alueen vuonna 2006 sekä 3) kylämäisen asutuksen tilanteen vaihtelevan suhteessa etäisyyteen vesijohtoverkostosta. Tuloksena saatiin kaksi kuntakohtaista arviota oman kaivon varassa olevasta väestöstä arseenipitoisuuksien suhteen erilaisilla geologisilla vyöhykkeillä. Tampereen ja lähikuntien taajamissa ja niiden kasvualueilla näyttäisi olevan suhteellisen paljon väestöä, joka voi altistua juomaveden arseenille. Porakaivojen ja rengaskaivojen lukumääristä alueella ei kuitenkaan ole mitään rekisteröityä tietoa. Epävarmuutta kuntakohtaiseen altistumisen arviointiin tuo myös suuri vaihtelu porakaivonäytteiden määrässä (taulukko 35).

**Taulukko 35.** Kolmen geologisen vyöhykkeen ja kuntien rajojen perusteella tehdyt analyysit oman kaivon varassa asuvasta väestöstä ja porakaivoveden arseenipitoisuuksista. Merkintä \* tarkoittaa, että tietoa ei ole eritelty erillisiin geologisiin vyöhykkeisiin. Kunnan sijoittuminen kahden geologisen vyöhykkeen alueelle on huomioitu taulukossa. (TB= Tampereen liuskevyyhyke ja PB= Pirkanmaan migmatiittivyöhyke)

Kunta	Asukkaita 2005	Oman kaivon varassa, VELVET (2005-2006)	Oman kaivon varassa, GIS analyysi kylistä ja haja-asutuksesta	As µg/l porakaivovedessä, mediaani (max) sinisellä = lähteet ja rengaskaivot	Ohjearvon ylittävien näytteiden määrä/ näytteiden kokonaislukumäärä
Ikaalinen	7550	1030	1931	0,13 (0,20)	0 / 3
Juupajoki	2220	170	590	1,00 (1,00)	0 / 2
Kihniö	2350	1450	1102	0,73 (2,72)	0 / 4
Kuru	2760	1410	1426	0,26 (6,58)	0 / 8
Längelmäki	240	*	*	0,46 (1,00)	0 / 9
Mänttä	6520	340	164		ei näytteitä
Orivesi	4590	2410	2024	1,00 (2,00)	0 / 7
Parkano	7340	1010	1750	0,14 (1,91)	0 / 9
Ruovesi	5400	1200	2017	0,79 (1,17)	0 / 2
Tampere	1360	*	*	0,88 (10,0)	3 / 79
Viljakkala	1180	680	Liitetty Ylöjärveen	0,80 (1,1)	0 / 6
Vilppula	5460	660	1362	0,46 (1,38)	0 / 4
Virrat	7850	1360	2504	0,38 (1,38)	0 / 7
Ylöjärvi	1000	*	*	0,93 (0,93)	0 / 1
<b>Keski-Suomen granitoidivyöhyke</b>	<b>55820</b>	<b>11720</b>	<b>14870</b>	<b>0,46-0,61 (6,58)</b>	<b>3 / 143 (2 %)</b>
<b>Akaa (Toijala ja Viiala)</b>		ei eritelty	650	Ks. erikseen Toijala ja Viiala	
Hämeenkyrö	10190	350	1915	1,13 (175)	5 / 49
Kangasala	26810	5410	2800	0,42 (44,2) (19,2)	5 / 71
Kuhmalahti	1120	420	451	0,72 (43,0)	3 / 21
Kylmäkoski	2630	1610	787	0,42 (11,2)	1 / 8
Lempäälä	18250	4750	1480	7,74 (1560) (26,6)	47 / 101
Längelmäki	1430	1190	176	8,30 (16,0)	1 / 2
Mouhijärvi	3010	810	851	2,86 (87,0)	1 / 5
Nokia	29150	5300	1683	3,01 (235)	21 / 101
Orivesi	4340	*	*	10,00 (2230) (45,0)	38 / 73
Pirkkala	14870	1240	279	1,21 (22,6)	7 / 64
Punkalaidun	3450	670	1397		ei näytteitä
Pälkäne + Luopioinen	6860	1960	1887	0,98 (50,8)	5 / 64
Tampere	202980	9050	2884	5,50 (900)	124 / 380
Toijala (Akaa)	8350	1060	Katso Akaa		ei näytteitä
Urjala	5560	3130	2146	0,49 (8,92)	0 / 17
Valkeakoski	20410	1800	2074	1,72 (48,2)	6 / 54
Vammala + Suodenniemi	16590	1800	3922	0,37 (4,51)	0 / 12
Vesilahti	3830	2550	1786	1,27 (80)	2 / 22
Viiala (Akaa)	5440	350	Katso Akaa	0,58 (0,93)	0 / 3
Viljakkala	900	*	Liitetty Ylöjärveen	0,30 (4,05)	0 / 4
Ylöjärvi	22040	3230	2156	2,37 (822)	5 / 34
Äetsä	4960	690	840	5,37 (5,48)	0 / 2
<b>Eteläinen Pirkanmaa (TB ja PB)</b>	<b>413170</b>	<b>47370</b>	<b>30164</b>	<b>TB 4,05-5,5 (2230) PB 1,50 - 1,60 (1560)</b>	<b>271 / 1087(25 %)</b>
<b>Koko Pirkanmaa</b>	<b>468990</b>	<b>59090</b>	<b>45034</b>	<b>1,56-2,50 (2230)</b>	<b>274 / 1230(22 %)</b>

RAMAS-hankkeen aikana Länsi-Suomen lääninhallitus lähetti kuntiin kyselyn pienten vesilaitosten jakaman veden arseenipitoisuuden valvonnasta. Näillä laitoksilla ei yleensä ole velvoitetta säännölliseen raportointiin. Vaikka

kyselyyn vastattiin puutteellisesti, tulokset antavat viitteitä arseenianalyysien niukkuudesta. Lisäksi joissain tapauksissa analyysitulokset olivat peräisin 1980-luvulta tai 1990-luvun alusta, jolloin luotettava arseenipitoisuuden

mittaaminen vedestä ei ollut vielä vakiintunutta. Parissa yksittäisessä, ympäristöterveysviranomaisen tarkkaileman kiinteistön kaivossa veden As-pitoisuudet olivat ylittäneet ohjearvon, mutta eivät koskaan verkostovedessä.

Yksittäisiä kotitalouksia ja ns. pieniä vesikimppoja (kaivon yhteiskäytöstä tehty sopimus) sekä erityisesti uudisrakentajia ja vesihuoltojärjestelmän uudistajia on syytä neuvoa arseeniongelman varalta. Tampereen kaupunki onkin esimerkillisesti vienyt arseenikartoituksen tulokset internet -sivuilleen, jossa ne ovat myös rakentajien nähtävillä. Nämä arseenikartat on hyväksytetty päättäjillä osana kaupungin rakennusjärjestystä. Kunnissa on myös rakennuslupahakemuksen mukana jaettu tietoa arseenianomalia-alueista.

RAMAS-hankkeen yhteydessä toteutetun arseenin biomonitorointitutkimukseen liittyneen kyselyn (ks. luku 7.3) tuloksista havaittiin, että monella kiinteistöllä oli porakaivon lisäksi vanha rengaskaivo. Vanhan rengaskaivon kunnostaminen on yksi mahdollisuus arseeniongelman ratkaisulle kiinteistökohtaisesti. Puhdasta juomavettä voisi myös tietyin edellytyksin valmistaa kiinteistökohtaisella arseeninpoistolaitteistolla, mutta esimerkiksi yksikään biomonitorointitutkimuksen talous ei ollut valinnut arseenin poistoon tällaista laitteistoa. Yhdessä taloudessa oli päädytty pulloveden käyttöön juomavetenä.

Juomaveden lisäksi paikallisesti myös mm. CCA -kyllästeellä voimakkaasti pilaantunut maa voi olla merkittävä altistuksen lähde asukkaille, etenkin leikki-ikäisille lapsille (1–6 v.) (katso luku 7). Arseenilla pilaantuneella alueella voisi kirjallisuuden perusteella altistua jonkin verran myös sienä syömällä. Ainakin joissakin sienilajeissa (herkkusienet, ukonsienet) voi olla keskimääräistä enemmän pitoisuuksia arseenia (Pelkonen *et al.* 2006). RAMAS -hankkeessa tutkituilta alueilta saatiin niukasti näytteitä marjoista ja sienistä. Näytteiden arseenipitoisuudet olivat pieniä. Asukkaiden altistumisen rajoittamiseksi voi olla tapauskohtaisesti tarpeen merkitä voimakkaimmin pilaantuneet paikat myös maastoon ja tiedottaa alueen asukkaita riskeistä.

Riskinarvioinnissa tarkastelluista arseenilla pilaantuneista alueista Ylöjärven kaivosalue

on pääosin puolustusvoimien hallinnassa ja siksi hyvin rajoitetussa käytössä. Koeräjäytykset rikastushiekka-alueella aiheuttavat arseenipitoisen pölyn leviämistä lähiympäristöön. Toteutetun riskinarvioinnin tuloksena saatu laskennallinen syöpäriski alueella työskentelevien keskuudessa osoittautui pieneksi. Muita mahdollisia terveysvaikutuksia ei arvioitu. Räjätysten epäsuorat vaikutukset voivatkin olla suoria vaikutuksia merkittävämpiä. Räjätysten rikkovat rikastushiekan pintaa altistaen kasan syvemmätkin kerrokset sadeveden ja ilman hapen vaikutuksille aiheuttaen riskin arseenin liikkuvuuden lisääntymiselle. Kaivosalueen sisällä olevassa Parosjärvessä arseenipitoisuudet ovat hyvin korkeita. Tästä huolimatta järvessä on pidetty kesäisin lasten uimakoulua. Lyhytaikaisesta altistumisesta huolimatta virkistyskäytön rajoittamista on syytä harkita.

Puolustusvoimien hallinnoiman alueen ulkopuolella vesireitti Näsijärveen on pilaantunut ja arseenia on kulkeutunut kaivosalueelta noin seitsemän kilometrin matkan pitkin vesistöä. Vesireitillä ei ilmeisesti käytetä pintavettä talousvetenä eikä muitakaan selkeitä altistusreittejä asukkaille ole tiedossa. Esimerkiksi Näsijärven kaloissa ei ole tähän mennessä havaittu keskimääräistä korkeampia arseenipitoisuuksia.

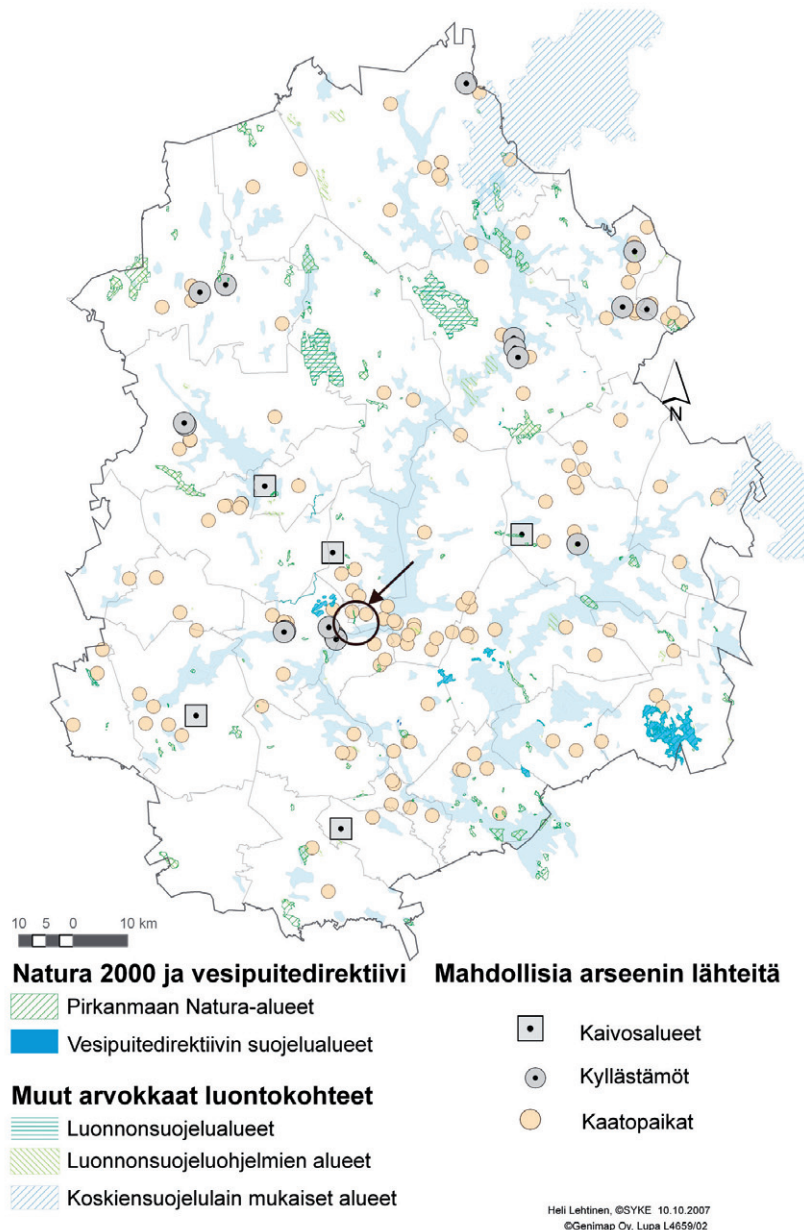
## 8.6.2 Ympäristöriskien hallinta

Ympäristöriskien hallintaa suunniteltaessa tulee huomioida riskien kohdentuminen erilaisiin ekosysteemeihin kuten maa- ja vesiekosysteemeihin tai toisaalta vaikka ravinneköyhiin tai reheviin ekosysteemeihin. RAMAS-hankkeessa ekologista riskinarviointia tukevat toksisuustestit painottuivat maaekosysteemiin. Ylöjärven kaivosalueelta laskevan vesireitin varrelta saatiin myös sedimentin piilevänäytteitä kuvaamaan ekosysteemin muutoksia. Esimerkikohteista ravinneköyhin oli kaivosalueen rikastushiekka-alue ja vesireitti alueelta Näsijärveen edusti puolestaan runsaasti ravinteita sisältävää ympäristöä.

Riskinhallinnassa on perusteltua priorisoida arvokkaiksi luokiteltuja luontokohteita ja haitta-aineille erityisen herkkiä lajeja tai ym-

päristöjä. Koko Pirkanmaan aluetta koskevan tarkastelun kannalta RAMAS-hankkeen kohdekohtaisia riskinarviointeja ei koettu riittäviksi. Alueellisen, ekologisen riskinarvioinnin menetelmänä kokeiltiin siksi kartta-analyysiä, johon haettiin tiedot Pirkanmaan merkittävimmistä luontokohteista ja pistemäisistä arseenilähteistä (kuva 57). Pilaantuneisuudeltaan laaja-alaisim-

mille arseenilähteille, kaivosalueille, muodostettiin kolme puskurivyöhykettä, joista laajin sijoitettiin viiden kilometrin säteelle. Näiltä puskurivyöhykkeiltä tunnistettiin mahdolliset maa- ja vesireitit arvokkaisiin luontokohteisiin (taulukko 36). Vastaava tarkastelu olisi helppo toteuttaa myös muille arseenilähteille.



**Kuva 57.** Arvokkaat luontokohteet arseenilähteiden ympäristössä. Nuolella on merkitty alue, jossa vanha kaatopaikka aiheuttaa arseenipilaantumisen riskin NATURA 2000 ohjelmaan kuuluvalla puroekosysteemille. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos

**Taulukko 36.** Pirkanmaan arvokkaiden luontokohteiden sijainti suhteessa kaivosten sijaintiin, kartta-analyysin tulokset.

Kaivos	Etäisyys 0,5 km	1 km	5 km
<b>Haveri, Viljakkala</b>		Maayhteys pienelle suojelualueelle	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vesiyhteys NATURA 2000 alueelle (kosteikko, linnut)</li> <li>Maayhteys järville (lintukosteikko), pienelle luonnonsuojelualueelle (lehto) ja arvokkaalle harjulle.</li> </ul>
<b>Lakiala, Ylöjärvi</b>			<ul style="list-style-type: none"> <li>Maayhteys Natura 2000 järvelle ja vanhaan metsään sekä pienelle luonnonsuojelualueelle (monimuotoinen)</li> </ul>
<b>Kutemajärvi, Orivesi</b>	Vesiyhteys NATURA 2000 alueelle ja luonnonsuojelualueelle (puro, metsä)		<ul style="list-style-type: none"> <li>Maayhteys arvokkaille soille, vanhaan metsään ja niittyalueelle</li> <li>Vesiyhteys (puro, epävarma) arvokkaalle suoalueelle</li> </ul>
<b>Kylmäkoski</b>			<ul style="list-style-type: none"> <li>Maa- ja vesiyhteys (puro, epävarma) laajalle suoalueelle</li> </ul>

Toksisuustestejä varten kaivosalueella maanäytteitä otettiin rikastushiekka-alueelta. Arseenin vaikutusalueita ympäröivässä metsä- ja suoympäristössä ei vielä tunneta kovin hyvin, eikä sitä myöskään tutkittu RAMAS-hankkeen yhteydessä. Räjäytysten aiheuttaman pölyämisen vuoksi ympäristötutkimuksia olisi jatkossa hyvä kohdentaa kauemmas rikastushiekka-alueesta. Ekotoksikologisissa tutkimuksissa todettiin, että rikastushiekka on kasveille myrkyllistä. Kasvien huono vointi ei näytä aiheutuvan pelkästään ravinteiden puutteesta. Laboratoriotesteissä kasvualusta sisälsi tarvittavat ravinteet ja haitalliset vaikutukset aiheutuivat myrkyllisestä maauutteesta. Kasvillisuus on näytteenottoalueella vähäistä (kuva 58). Yksinomaan arseenin pitoisuuden tai myrkyllisyyden vähentäminen ei kuitenkaan välttämättä riitä rikas-

tushiekka-alueella toimivan ja monimuotoisen ekosysteemin luomiseen. Rikastushiekassa on niukasti kasvien tarvitsemia ravinteita ja alueella pintamaa on liettynyt ja kuorettunut kovaksi materiaaliksi, jossa on mukana särmikästä kiviainesta. Testeissä rikastushiekka ei soveltunut laisinkaan lieroille ja änkyrimatojenkin lisääntyminen heikentyi testeissä.

Ympäristöriskien rajoittamiseksi rikastushiekka-alue tulisi ainakin osittain peittää ja eristää huuhtoutumisen ja pölyämisen ehkäisemiseksi. Eristeen päälle voidaan rakentaa elinvoimainen ekosysteemi suljettujen kaatopaikkojen tapaan. Tämä edellyttää räjäytysalueen supistamista tai toiminnan siirtämistä. Arseenin suotautumista syvemmistä rikastushiekkakerroksista ympäristöön ei varmaankaan voi kokonaan estää.



**Kuva 58.** Ylöjärven rikastushiekka-alueelle on juurtunut vain niukasti kasvillisuutta 40 vuoden kuluessa. Kuva Kati Vaajasaari.

Suomessa pieniä makean veden ekosysteemejä kuormittavat kemikaalien lisäksi usein myös ravinteet, orgaaninen aines ja happamat päästöt vesien tai ilmasta tulevan laskeuman kautta. Ylöjärven kaivosalueen arseenia kulkeutuu puro- ja järvi-ekosysteemiin, joka on osin voimakkaasti rehevöitynyt (kuva 59). Muissa yhteyksissä julkaistujen tutkimusten mukaan vesikasvillisuus kerää enemmän arseenia kuin maalla elävät kasvit, joten osa arseenista sitoutuu rehevään vesikasvillisuuteen. Aiempien tutkimusten ja RAMAS-hankkeessa tehdyn vesistömallinnuksen perusteella voidaan todeta, että puolet tulevasta arseenista sitoutuu tai varastoituu sedimentteihin Vähä-Vahantajärven mennessä. Järvi-ekosysteemi toimineekin tässä tapauksessa merkittävänä arseenin varastona, joka rajoittaa päästöjä järven alapuoliseen vesistöön.

Kyllästämöillä arseeni ei ole ainoa ympäristöriskien hallintatoimia määräävä tekijä, sillä



**Kuva 59.** Rehevää puron vartta Vähä-Vahantajärven ympäristössä. Kuva Arto Paananen.

alueilla esiintyy muitakin haitta-aineita kuten kromia ja kuparia sekä mahdollisesti myös muita suojauskemikaaleja (kreosootti, kloorifenolit, kuva 60). CCA -kyläste esiintyy usein mineraalimaahan sekoittuneessa puusilpussa ja kuorissa. Erittäin voimakkaasti pilaantuneita maa-aineksia löytyy pistemäisesti mm. paikoista, joissa on ollut kylästyssylinteri tai -allas, sekä varastointikentiltä. Tällaisten pistemäisten, myrkyllisten aineiden poistaminen vähentää jo merkittävästi haitallisia ympäristövaikutuksia.

### 8.6.3 Ennakoiva ympäristö- ja terveystöriskien hallinta

Pirkanmaan pilaantuneiksi epäillyt kohteet on tallennettu alustavine priorisointipisteineen (taulukko 37) ympäristöhallinnon uuteen valtakunnalliseen tietojärjestelmään maaperän tilasta. Kohteiden karttapohjainen esitys palvelee maankäytön suunnittelua ja muuta ennakoivaa riskinhallintaa. Tarpeen mukaan kohteille voidaan asettaa käyttörajoituksia ja merkitä ne maastoon riskialueiden tunnistuksen helpottamiseksi.

Pirkanmaalla priorisointi tutkimusresurssien kohdentamista varten tehdään ns. SMP-mallilla. SMP-malli on vertailevaa riskinarviointia hyödyntävä karkeahko priorisointimalli. Tässä mallissa mahdolliset pilaantuneet kohteet pisteytetään lähinnä sijaintiin ja pilaantumista aiheuttavaan toimintaan perustuen siten, että herkkien kohteiden läheisyydessä sijaitsevat kohteet saavat korkeimmat pisteet. Ensimmäisen luokan pohjavesialueella sijaitsevat kohteet saavat yleensä eniten pisteitä ja ne priorisoidaan kiireellisesti selvitettäväksi samoin kuin maankäyttömuodoltaan virkistys- ja asutusalueet. Arvokkaiden luontokohteiden erityisominaisuuksia SMP-pisteytys ei suoranaisesti tunnista, mutta suojelualueet on pisteytyksessä rinnastettu virkistysalueisiin. Asuin- ja virkistysalueet puolestaan pisteytetään maankäyttömuotoina maksimipistein. SMP-malli ei ota huomioon maaperän laatua, kohteessa käytettyjen kemikaalien määrää ja ominaisuuksia eikä esimerkiksi maaperästä mitattuja haitallisten aineiden pitoisuuksia.

**Taulukko 37.** Pirkanmaalla sijaitsevien kyllästämö- ja kaivosalueiden priorisointi SMP-mallilla vuosina 2000–2004 ja näissä tehtyjen tutkimusten tai kunnostusten vaihe. A:  $\geq 70$  pistettä (kiireellisesti tutkittava), B:  $\geq 55$  pistettä (tutkittava 5–10 vuoden sisällä), C:  $< 55$  pistettä (ei kiireellinen). Tiedot selvitystarpeesta sekä toteutetuista riskinhallinnan toimista on poimittu ensisijaisesti maaperän tilan tietojärjestelmästä paitsi RAMAS -kohteilla.

Kunta	Mahdollinen arseenin lähde	Priorisointi ja SMP pisteet	RAMAS-kohde	Selvitys tarve	Huomioitavaa
Virrat	Killinkosken vanha kyllästämö	C 50.9			Tutkimuksia vaiheittain, riskinarviointi menossa ja kunnostus alkamassa
Parkano	Kausen kyllästämö	B 56.8			Alustavia tutkimuksia (1993, 2001)
Parkano	Parkanon Puukylläste Oy	C 53.2		X	
Ruovesi	Ruoveden Sähkö Oy:n pylväskyllästämö, Kauttu	A 72.9	X		Tutkimuksia vaiheittain
Ruovesi	Ruoveden Sähkö Oy:n pylväskyllästämö, Ruhala	A 73.1	X		Tutkimuksia vaiheittain
Ruovesi	Pohjois-Hämeen Puhelin Oy:n pylväskyllästämö, Ritoniemi	A 79.0			Kunnostuksia vaiheittain (2001, 2004)
Vilppula	Ajostaipaleen entinen kyllästämö	B 65.8			Kunnostettu 2005, pistemäinen jäännöspitoisuus
Vilppula	Kolhon Kyllästämö ja entinen saha	B 66.8			Kunnostuksia vaiheittain (2001-2004), seurantaa alueella
Mänttä	Mäntän Rakennuspuu Oy, kyllästämö	B 56.3		X	
Ikaalinen	Kausen kyllästämö	B 62.5			Alustavia tutkimuksia (1993)
Ikaalinen	Sähköpylväiden kyllästysasema	B 59.5		X	
Viljakkala	Haverin Au-Cu kaivosalue	B 61.8	X		Tutkimuksia vaiheittain, osa-alueelle riskinarviointi, vähäisiä kunnostustoimia
Ylöjärvi	Paroistenjärven/Lakialan Cu-W kaivosalue	B 68.4	X		Tutkimuksia vaiheittain, vähäisiä kunnostustoimia
Kylmäkoski	Kylmäkosken Ni-Cu kaivosalue	Ei tietoa	X		Alustavia tutkimuksia
Orivesi	Kutemajärven Au kaivosalue	Ei tietoa			Alustavia tutkimuksia
Nokia	Nokian vanha kyllästämö	B 58.9		X	
Nokia	Sattulan sahan varastot	B 69.3			Kunnostuksia vaiheittain (2001, 2005)
Nokia	Sattulan sahan kuorikaatopaikka	B 68.7			Kunnostettu 2005

Maankäytön suunnittelu voisi tukea selkeämmin arseenialtistuksen rajoittamista. Tärkeintä olisi varmistaa sekä uuden että vakiintuneen asutuksen ja loma-asutuksen puhtaan veden saanti tulevaisuudessakin. Pirkanmaan vahvistetussa maakuntakaavassa vuodelta 2005 esitetään aluevarauksia asumiselle ja palveluille pääosin nykyisten taajamien yhteyteen (kuva 61). Uusien alueiden vesihuollon järjestäminen niin, että porakaivovettä ei ole tarpeen käyttää talousvetenä, on tärkeää erityisesti Tampereella ja sen naapurikunnissa. Näillä alueilla on suurimmat aluevaraukset asumiselle ja palveluille ja myös riski porata kaivo paikkaan, jossa on korkea veden arseenipitoisuus, on merkittävä.

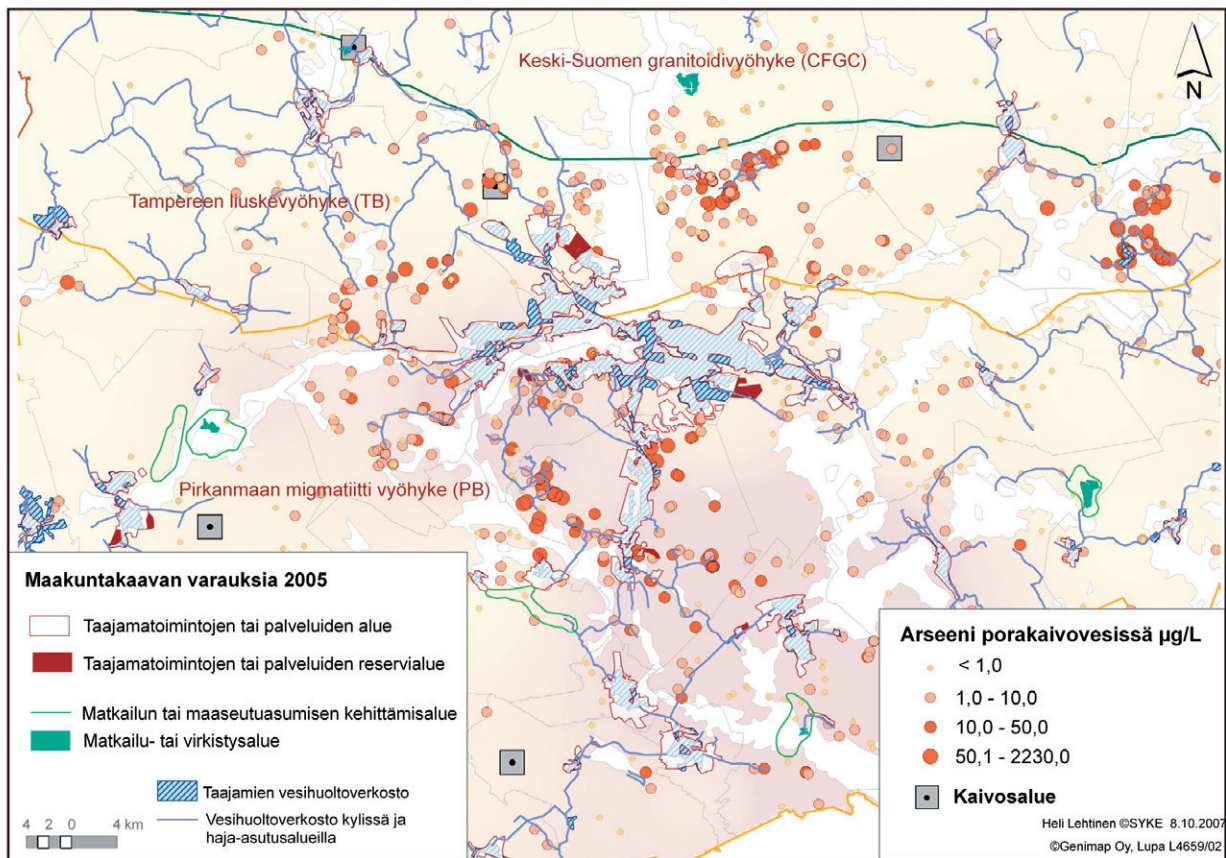
Tampereen eteläpuolella on laaja kehittämis-

alue, jolla myös maaperän luontaiset arseenipitoisuudet ovat korkeita. Tällä alueella rakentaminen voi lisätä arseenin kulkeutumista ympäristöön ja siten myös altistumisriskiä. Suurempien rakennushankkeiden yhteydessä maa- ja kiviainesta joudutaan joskus kuljettamaan pitkiäkin matkoja, jos niitä ei voida hyödyntää tai läjittää maankaatopaikoille työmaan lähellä. Pirkanmaalla kohonneita arseenipitoisuuksia sisältävät ainekset voivat päätyä ”puhtaillekin” alueille, joilla eliöstö ei ole sopeutunut vastaaviin arseenipitoisuuksiin. Tämä pitäisi tiedostaa suunniteltaessa ylijäämämassojen sijoitusta.

Pirkanmaan maakuntakaavaan on tehty varaus matkailu- ja virkistysalueelle Viljakkalan Haverissa. Matkailussa hyödynnettäisiin alueen



**Kuva 60.** Mahdollisesti arseenilla pilaantuneet kyllästämö- ja kaivosalueet Pirkanmaalla (vrt. taulukko 30). Kartan pohjavärinä on esitetty moreenin arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992), vrt. kuva 20. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos



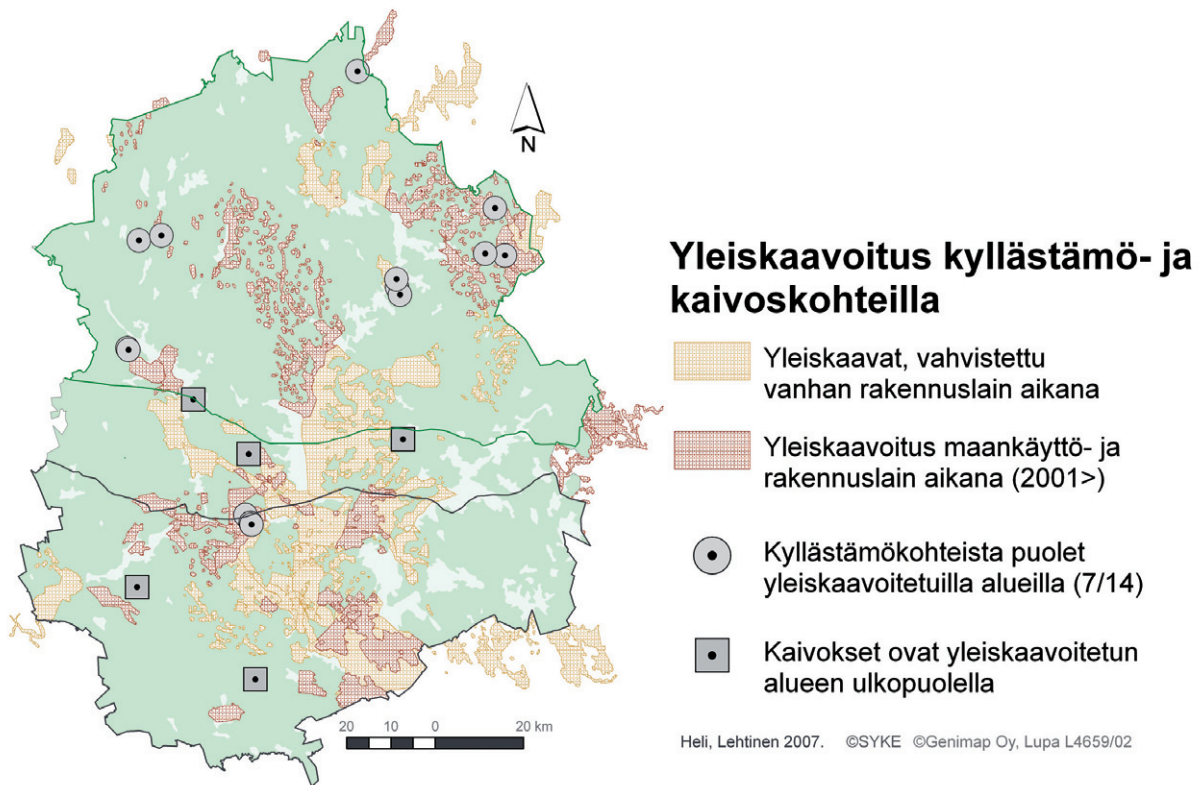
**Kuva 61.** Pirkanmaan maakuntakaavan (2005) aluevarauksia ja nykyisen vesihuoltoverkoston kattavuus eteläisen Pirkanmaan arseenialueilla. Kartan pohjavärinä on esitetty moreenin arseenipitoisuus (Koljonen *et al.* 1992), vrt. kuva 20. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos



kaivoshistoriaa. Ylöjärven Lakialassa sijaitseva kaivos sijaitsee puolustusvoimien hallinnoimalla alueella. Maakuntakaavassa alue on edelleen kokonaisuudessaan varattu puolustusvoimien käyttöön.

Tunnistetut, ihmisen toiminnasta aiheutuvat arseenilähteet ovat pieniä pinta-alaltaan ja merkitykseltään otettavaksi huomioon maakuntakaavoituksessa. Pirkanmaalla ei ole tunnistettuja arseenilähteitä TUKESin keräämällä listalla SEVESO II direktiivin soveltamisesta. On huomioitava, että tätä direktiiviä ei sovelleta kaatopaikkoihin eikä suljetuille kaivosalueille. Yleis- ja asemakaavoissa voitaisiin osoittaa kehittämistarvetta pilaantuneiksi epäillyille ja erityisesti jo pilaantuneiksi todetuille alueille.

Pirkanmaan kaikki kaivosalueet on jätetty yksityiskohtaisempien (yleiskaavoitus ja asemakaavoitus) kaavojen ulkopuolelle. Pirkanmaan kyllästämökiinteistöistä puolet (7/14) sijaitsee yleiskaavoitetulla alueella (kuva 62). Kaivosalueen tuntumassa yleiskaavan (vuodesta 2002) raja noudattaa kiinteistörajaa valtion maihin. Todetuista vesistön korkeista arseenipitoisuuksista huolimatta tämä yleiskaava ei sisällä mitään merkintää pilaantuneisuudesta. Pienimuotoinenkin rakentaminen tai ruoppaaminen pilaantuneessa vesistössä voi aiheuttaa merkittäviä ympäristöriskejä. Tämä tulisi huomioida rakentamisen ohjauksessa ja asukkaille tiedottamisessa.



**Kuva 62.** Pirkanmaan kyllästämökiinteistöjen ja kaivosalueiden sijainti suhteessa yleiskaavoituksen piirissä oleviin alueisiin. Peruskartta-aineisto © Maanmittauslaitos

## 8.7 Johtopäätökset ja kehittämisehdotukset

Mahdollisten arseenin lähteiden kartoitus vahvasti oletusta, että ihmisen toiminnasta aiheutuvat pääasialliset arseenilähteet on Suomessa tunnettu pitkään ja niitä on rajoitettu eri keinoin. Tieto nykyisistä ja aiemmista arseenin käyttövoista kuitenkin vaihteli eri tietolähteissä. Arseenianalyysien niukkuuden ja muiden tiedon puutteiden vuoksi mm. kaatopaikkojen sekä arseenianomalia-alueilla sijaitsevien kivilouhosten, kivenmurskaamojen ja suurten rakennustyömaiden merkitys arseenilähteenä jäi vielä epäselväksi. Myös mm. maankaatopaikat, joille on viety arseenipitoisia maa-aineksia voivat toimia mahdollisina arseenilähteinä. Näillä alueilla ei vaadita ympäristön seurantaa. Lisäksi maa- ja kallioperän luontainen arseeni saattaa lähteä liikkeelle olosuhteiden, kuten redox-potentiaalin muutosten seurauksena. Lisätiedot arseenin esiintymisestä ja käyttäytymisestä ympäristössä ovat siis joiltain osin tarpeen, jotta riskinhallintatoimet voidaan kohdentaa tehokkaasti.

Yksittäisestä haitta-aineesta kuten arseenista aiheutuvien ekologisten riskien arviointi laajalla alueellisella tasolla on RAMAS -hankkeen kokemusten perusteella vaikeasti toteutettavissa. Vesistöjen suhteen tarvitaan edelleen lisätutkimuksia etenkin kaivosalueiden ympäristössä. Hankkeen toteutuksen aikaan arseenille ei ollut olemassa ekologisiin riskeihin perustuvia ohjeita pinta- ja pohjavesille. Joissain maissa on kuitenkin esitetty juomaveden laatuvaatimusta (10 µg/l) alhaisempia tavoitepitoisuuksia pintavedelle. Esimerkiksi Kanadassa ja Ruotsissa alle 5 µg/l pitoisuutta pidetään turvallisena vesieliölle. Luontoarvoltaan merkittävät vesiympäristöt onkin syytä ottaa huomioon vesistöjen tilaan vaikuttavien riskinhallintatoimien kohdennettaessa.

Riskinarvioinnissa tarkastellut arseenilla pilaantuneet alueet (Kautun ja Vilppulan kyllästämöt, Ylöjärven kaivosalue) eivät sijaitse arvokkaiden luontokohteiden läheisyydessä. Sen sijaan ainakin Haverin ja Kutemajärven kaivosten läheisyydessä on arvokkaita luontokohteita. Näiden kaivosten vaikutusalueen todellista laajuutta ei kuitenkaan tunneta, joten lisätutkimukset olisivat tältä osin hyödyllisiä.

Terveysriskien osalta kaikkia altistusreittejä ei selvitetty kattavasti, mm. tutkimuksessa mukana olleiden maatilojen pihamaita ei tutkittu. Esimerkiksi biomonitoroinnissa todettiin kohonneita virtsan arseenipitoisuuksia, joille ei löytynyt selitystä. Luontaisen ja ihmistoiminnasta ympäristöön päätyneen arseenin mahdollisista eroista biosaatavuudessa ei myöskään saatu tietoa. Tämän tutkiminen on käytännössä erittäin vaikea toteuttaa, johtuen eroista pitoisuuksissa ja tutkittavan ympäristönosan (maa, vesi) ominaisuuksissa. Riskinhallintatoimien suunnittelussa tieto biosaatavuudessa olisi kuitenkin tärkeä, jotta vältetään toimien yli- tai alimitoitus.

Maankäytön suunnittelutyössä kaikkien kaivosten toiminta-alueet on Pirkanmaalla jätetty yleiskaavoituksen ulkopuolelle. Kaivosten mahdollisella vaikutusalueella voi kuitenkin olla kaavoituksen piirissä olevia toimintoja, lähinnä asutusta. Kaavojen tarkistamisen ja uusien kaavojen laatimisen yhteydessä onkin tarpeen selvittää tarkemmin lähistöllä olevien kaivosten ympäristövaikutusten alueellinen ulottuvuus. Osa Pirkanmaan toimintansa lopettaneista CCA-kyllästämöistä sijaitsee ensimmäisen (I) luokan pohjavesialueella. Näillä alueilla onkin tarpeen ottaa huomioon mahdolliset riskit pohjaveden laadulle.

RAMAS-hankkeessa riskinhallintaa varten tuotetun kartta-aineiston jalostaminen käyttökelpoiseksi mm. maankäytön ja vesihuollon suunnittelua varten on tehtävä jatkossa yhteistyössä käyttäjien kanssa. Kartta-aineiston tuottamisessa ongelmana on mittakaava. Viranomaistyössä on tarve erittäin yksityiskohtaiselle paikkatiedolle, mutta käytännössä mm. yksityisyyden suojaan liittyvät näkökohdat rajoittavat tällaisen työkalun tuottamista. Eri rekisterien sisältämien tietojen yksityiskohtaisuuden tasossa on myös eroja. Esimerkiksi mahdollisesti pilaantuneita maa-alueita koskeva kiinteistökohtainen paikkatieto (MATTI-rekisteri) on nykyään julkinen, mutta yksityisistä kaivoista ei ole saatavissa paikka- eikä vedenlaatutietoja.

Toistaiseksi maa-ainesten poisto ja käsittely muualla on ollut yleisin pilaantuneiden maa-

alueiden kunnostusmenetelmä. Maa-aineksia on myös stabiloitu kenttärakenteisiin. Etenkin laajoilla, arseenilla pilaantuneilla alueilla tarvitaan muitakin ratkaisuja. Muualla on kokeiltu mm. mikrobiologisia menetelmiä ja kasvikunnostusta, joiden toimivuutta voitaisiin testata Pirkanmaallakin. Kunnostuksen suunnittelussa on tärkeää ymmärtää arseenin käyttäytymistä ympäristössä. Esimerkiksi kosteikot, suot ja sedimentit varastoivat arseenia, joka voi olosuhteiden muuttuessa vapautua. Tätä tietoa voidaan myös hyödyntää luomalla keinotekoisia “arsenivarastoja” riskien hallitsemiseksi. Ylöjärven kaivosalueen ympäristössä sijaitsevien kosteikojen on todettu pidättävän arseenia ja estävän sen kulkeutumista. Pilaantuneiden sedimenttien riskinhallintatoimia voivat periaatteessa olla mm. alueelliset käyttörajoitukset, peittäminen tai eristäminen tai ruoppaus ja sedimenttien poisto. Pilaantuneen sedimentin peittämisellä pyritään estämään haitta-aineiden leviäminen ja heikentämään aineiden saatavuutta vesieliöille. Peittämisellä voidaan jäljitellä luonnollista sedimentaatiota.

Laajalti pilaantuneella Ylöjärven kaivosalueella voitaisiin muodostaa vyöhykkeitä, joihin riskinhallintatoimet kohdennetaan. Ydinvyöhykkeellä hyväksyttäisiin pilaantuminen

ja alueen käyttöä rajoitettaisiin voimakkaasti altistuksen välttämiseksi. Entisillä kyllästämökiinteistöillä ympäröivän alueen käyttötapoja voi olla tarpeen rajoittaa nykyistä enemmän ja merkitä voimakkaimmin pilaantuneet alueet myös maastoon.

Pirkanmaan eteläosissa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen määrittämistä koskevassa asetuksessa annettua arseenin kynnyisarvoa (5 mg/kg) ei voi pääsääntöisesti soveltaa, koska maaperän ja pohjaveden taustapitoisuudet ovat laajoilla alueilla keskimääräistä korkeampia. Ihmisen aiheuttaman arseenipilaantumisen tunnistaminen voi näillä alueilla olla vaativaa. RAMAS-hankkeen analyysit maaperän syvyysprofileista osoittivat, että luontaisella arseenilähteellä maaperän arseenipitoisuuden kasvoivat syvemmissä kerroksissa. Toisaalta pintamaassa voi olla laskeuman mukana kulkeutunutta arseenia, kuten todettiin peltomaiden muokkauskerroksesta tehdyistä maa-analyyseistä (ks. luku 5).

Pirkanmaan arseenialueilla voisi suositella kohdekohtaista riskien arviointia arseenin suhteen, koska kunnostustoimet voivat osaltaan lisätä mm. luontaisen arseenin kulkeutumisriskiä ja uusia mahdollisuuksia altistumiseen.

## 8.8 Avoimia kysymyksiä

”Mikä on riittävää altistuksen rajoittamista” on yksi ongelmallisimpia riskinhallinnan kysymyksiä. Arseenin on havaittu mm. aiheuttavan vakavia terveysvaikutuksia pitkän aikavälin altistuksessa jo hyvin pienissä pitoisuuksissa, mutta tutkimustulokset eivät ole yksiselitteisiä. Eri tahojen esittämissä terveysriskien määrittämisessä käytettävissä vertailuarvoissa voi olla jopa 7-kertainen ero. Tukea riskien merkittävyyden ja monen muunkin kysymyksen pohdintaan saa mm. kansainvälisten asiantuntijapaneelien keskusteluista ja raporteista. Yksi keskeisimmistä kansainvälisistä arvioista arseenin ympäristö- ja terveysvaikutuksista on koottu ns. IPCS paneelin raporttiin, joka on jul-

kaistu WHO:n ympäristö- ja terveyskriteerien sarjassa vuonna 2001. Euroopan unionin toimesta on lisäksi laadittu laajoja asiantuntija-arvioita liittyen arseenidirektiivin ja ilman laadun eräitä metalleja ja arseenia koskevan direktiivin valmisteluun.

Se mitä suojellaan, määritellään joko kansallisella tai alueellisella tasolla. Pirkanmaalla erityisesti puhtaan juomaveden turvaaminen on nähty tärkeänä ja vesihuoltojärjestelmän kehittämiseen on suunnattu resursseja arseenianomalia-alueilla. Riskinhallinnan toteutukseen vaikuttaakin olennaisesti riskien arvotus. Haitta-aineisiin – myös arseeniin – liittyvä riskinhallinta on tyypillisesti painottunut ihmisen

terveyden suojeluun. Tämä näkyy myös hallinnollisissa ohjearvoissa, joista ainoastaan maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen arvioinnissa ja ruoppausdimenttien sijoituskelpoisuuden arvioinnissa käytettävät viitearvot perustuvat ekologisiin riskeihin. Kaiken kaikkiaan ihmisiin kohdistuviin terveysriskeihin verrattuna ekologisten riskien määrittäminen on huomattavasti monisyisempää johtuen mm. altistujien suuresta lajimäärästä ja yleisistä tiedonpuutteista. Tämän vuoksi riskinhallinnan menettelyt koskien ekologisia vaikutuksia ovat vielä varsin kehittymättömiä.

On huomattava, että ympäristössä olevasta arseenista aiheutuvat riskit ovat vain yksi riskinhallintaan vaikuttavista tekijöistä. Riskinhallinnasta päätettäessä joudutaan ottamaan huomioon myös useita muita tekijöitä, kuten eri RH -vaihtoehtojen toteutuksen vaatimat resurssit ja menetelmien saatavuus (kuva 63). Viime kädessä päätöksenteossa joudutaan yleensä tasapainottelemaan näiden välillä ja tinkimään ”nollariskitason” tavoitteesta. RAMAS -hankkeen puitteissa ei ollut mahdollista selvittää riskinhallinnan päätöksentekoon liittyvien eri tekijöiden merkitystä kattavasti.



**Kuva 63.** Riskinhallintatoimia koskevaan päätöksentekoon vaikuttavat tekijät. <sup>a</sup>mm. työllisyys, imago-vaikutukset, alueen arvostus, viihtyvyys; <sup>b</sup>mm. hallinnolliset käytännöt ja vastuut; <sup>c</sup>mm. raha ja työaika.

## Kirjallisuus

- Bowell, R. & Parsley, J. 2003.** Arsenic Cycling in the Mining Environment. Teoksessa U.S.EPA Workshop on Managing Arsenic Risks to the Environment: Characterization of Waste, Chemistry, and Treatment and Disposal: Proceedings and Summary report. <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r03010/625r03010.pdf> (15.10.2007)
- Delemos, J.L., Bostick, B.C., Renshaw, C.E., Stürup, S. & Feng, X. 2006.** Landfill-Stimulated Iron Reduction and Arsenic Release at the Coakley Superfund Site (NH). *Environmental Science & Technology*. Vol 40. No. 1. Pages 67-73.
- Ekokem-Palvelu Oy. 2006.** Loppuraportti 18.4.2006. Reaktiivisen läpäisevän seinämän käyttäminen klooratuilla liuottimilla saastuneen maaperän/pohjaveden puhdistuksessa Fazerilan pohjavesialueella Vantaalla.
- Heikkinen, P.M. & Noras, P. (toim.) 2005.** Kaivoksen sulkemisen käsikirja. Kaivostoiminnan ympäristötekniikka. Espoo.
- ISO/IEC, 2002.** Risk management - Vocabulary – Guidelines for use in standards. First edition 2002. Guide 73. ISO 2002.
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A. & Maurice, C. 2007.** Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management*, Painossa: doi:10.1016/j.wasman.2006.12.012.
- Lehtinen, H., Sorvari, J. & Pyy, O. 2007.** Arsenic Risk Management Suitable for Finnish conditions – case Pirkanmaa region. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut. (Painossa)
- Lehtinen, H. & Sorvari, J. 2006.** Arseenista aiheutuvien riskien hallinta Pirkanmaalla –Esiselvitys ohjauskeinoista ja teknisistä menetelmistä riskien vähentämiseksi.. Geologian tutkimuskeskus, Erikaisjulkaisut, 88 s.
- Lempäälän kunnan vesihuollon kehittämissuunnitelma (pilotti 2003). Hämeen ammattikorkeakoulu, Lempäälän kunta ja Pirkanmaan ympäristökeskus.
- Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi, 2007. Ympäristöhallinnon ohjeita 2. Ympäristöministeriö 2007.
- NpXtra <http://www.npxtra.com/index.html> (25.10.2007)
- Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus (PIRRE): <http://www.ymparisto.fi/syke/pirre> (15.10.2007) > Pilaantuneen maaperän ekotehokkaan kunnostuksen tukijärjestelmä. Suomen ympäristökeskus.
- Pirkanmaan haja-asutuksen vesihuollon yleissuunnitelma 2001. Pirkanmaan liitto, Pirkanmaan TE-keskus ja Pirkanmaan ympäristökeskus.
- Pelkonen, R., Alfthan, G. and Järvinen, O. 2006.** FE17/2006 Cadmium, lead, arsenic and nickel in wild edible mushrooms. *The Finnish Environment 17/2006*, Environmental protection, 58 p.
- Ranskassa sijaitsevan arseenikaivoksen kunnostushanke (Difpolmine) ja laajalti metalleilla pilaantuneiden maiden riskinhallintaan keskittynyt kansainvälinen kongressi, Montpellier 12.-14.12.2006: <http://www.difpolmine.org/> (15.10.2007, ranskaksi ja englanniksi).
- Sorvari, J. 2000.** Ympäristökriteerit mineraalisten teollisuusjätteiden käytölle maarakentamisessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 421, 149s.
- Silvola, M., 1999.** Saastuneiden maa-alueiden priorisointimalien arviointi. Suomen ympäristö 310. Ympäristönsuojelu. Pirkanmaan ympäristökeskus. Tampere 1999.
- Soveltamisopas talousvesiasetukseen 461/2000. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000 talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys, Suomen Kuntaliitto. Helsinki 2001.
- Valve, M., Rantanen, P., Kahelin, H. & Heinonen, S. 2002.** Arseenin poisto pohjavedestä – ARPO- projektin tuloksia. *Ympäristö ja terveys* 33 (6-7), 31-38.
- WHO, 2001.** Arsenic and arsenic compounds (second edition). *Environmental Health Criteria 224*. International Programme of Chemical Safety (IPCS). WHO 2001.

## 9. Hankkeessa käytettyjen menetelmien tarkastelu

Timo Ruskeeniemi<sup>1</sup>, Jaana Sorvari<sup>2</sup>, Eija Schultz<sup>2</sup>, Heli Lehtinen<sup>2</sup>, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi<sup>3</sup>, Birgitta Backman<sup>1</sup>, Ritva Mäkelä-Kurtto<sup>4</sup>, Esko Rossi<sup>5</sup>, Kati Vaajasaari<sup>6</sup>, Ämer Bilaletdin<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

<sup>2</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>3</sup> Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

<sup>4</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, L-talo, 31600 Jokioinen

<sup>5</sup> Esko Rossi Oy, Kuokkasenmutka 4, 40520 Jyväskylä

<sup>6</sup> Golder Associates, Kolmionkatu 5, 33900 Tampere

<sup>7</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

RAMAS-hankkeessa käytettiin kansainvälisten tai kotimaisten standardien mukaisia menetelmiä tai niiden puuttuessa muuten vakiintuneita menettelytapoja. Työn kuluessa tuli esiin kehitystarpeita.



### 9.1 Tutkimuksen kohdealueet

Pirkanmaa edustaa luontonsa, geologiansa ja elinkeinoelämänsä puolesta tyypillistä etelä-suomalaista seutua. Erilaisen alueesta tekevät vain luonnossa havaitut Suomen keskimääräisiä arvoja korkeammat arseenipitoisuudet. Tosin tässä suhteessa Pirkanmaa ei ole täysin muista maakunnista poikkeava, sillä 1990-luvun alussa julkaistu valtakunnallinen moreeni-geokemiallinen karttoitus osoitti arseenianomalian jatkuvan Pirkanmaalta etelään kohti pääkaupunkiseutua

ja myöskin itään päin (ks. kuva 1 luvussa 1). Geologisin perustein on siis syytä olettaa, että muillakin alueilla Etelä-Suomessa on vastaavia ongelmia, mutta niiltä ei ole vielä tarpeeksi tutkimustietoa. Sen sijaan Pirkanmaalta oli ennestään pohjaveden arseenipitoisuuteen ja kaivostoiminnan ympäristövaikutuksiin liittyvää tutkimusaineistoa, joten valinta tiedon hyödyntämiseen painottuvan EU-hankkeen kohdealueeksi oli helppo. Lisäksi nähtiin, että Suomen

olosuhteissa suhteellisen tiheään asutulla Pirkanmaalla olisi tarvetta hankkeen tuottamalle tiedolle ja että lisätietoja voitaisiin myös konkreettisesti hyödyntää.

Kun alueellisesta mittakaavasta pyritään aineiston yksityiskohtaisempaan tulkintaan ja ymmärtämiseen, tutkimukset kohdennetaan tarkkaan valituille tutkimusalueille. Näin tehtiin myös RAMAS-hankkeessa. Runsaasti kustannuksia ja aikaa vaativat tutkimukset ja selvitykset suoritettiin edustaviksi arvioiduilla mallikohteilla. Erittäin merkittävän panoksen tutkimukselle antoivat ne pirkanmaalaiset maa-

tilat ja yksityiset taloudet, jotka eri tavoin olivat mukana tutkimuksissa. Tavoitteena oli valita joukko maatiloja alueelta, jolla arseenipitoisuuksien tiedetään olevan kallioperässä ja maaperässä luontaisesti keskimääräistä suurempia. Ajatuksena oli tutkia kullakin tilalla maaperästä ja pohjavedestä peräisin olevan arseenin mahdollista kulkeutumista tilojen tuotteisiin ja ihmisten elimistöön.

Ylöjärven Parosjärven kaivosalue ja Kautun puunkyllästämoalue Ruovedellä valittiin mallikohteiksi edustamaan ihmisen toiminnan vuoksi arseenilla pilaantuneita alueita.

## 9.2 Arseenin pitoisuusaineistojen saatavuus ja käyttökelpoisuus

Riittävän ja edustavan tutkimusaineiston kokoaminen kolmivuotisessa hankkeessa on haasteellista. Aineistoja on saatu mm. tutkimuslaitoksista, viranomaisrekistereistä ja kunnilta. Myös julkaisemattomia opinnäytteitä, konsulttien tekemiä ympäristötekniisiä tutkimuksia, riskinarviointeja ja kunnostussuunnitelmia hyödynnettiin, sikäli kuin niitä saatiin käyttöön. Vuosikymmenten mittaan kertynyt tieto on vaikeasti jäljitettävää, laadultaan kirjavaa ja usein tulkintaan tarvittava taustatieto on puutteellisesti dokumentoitua. Tähän on tietenkin monia syitä. Tavoitteet ja käytössä olevat resurssit ovat vaikuttaneet kohteiden valintaan, näytteenottotapaan, näytteiden käsittelyyn (esim. liuotusmenetelmä) ja analysoitavien alkuaineiden valikoimaan. Kaikki nämä tekijät voivat olla merkittäviä, kun arvioidaan eri aineistojen käyttökelpoisuutta ja käyttötapaa.

Tällainen arviointi tehtiin esimerkiksi silloin, kun piti päättää, miten Geologian tutkimuskeskuksen malminetsinnältä saatu Pirkanmaan moreenigeokemiallinen aineisto integroitiin muun aineiston kanssa. Pirkanmaan keski- ja eteläosassa sijaitsevista malminetsintäkohteista on otettu runsaasti näytteitä (10 823) verrattuna koko maan kattavan moreenigeokemiallisen kartoituksen yhteydessä alueelta otettujen näytteiden lukumäärään (46). Malminetsintä tietenkin kohdistuu alueille, joilla odotetaan olevan poikkeuksellisen suuria metallipitoisuuksia,

mikä näkyy aineistossa. Tietoa käytettiin rajaamaan alueet, joilla maaperä on poikkeuksellisen arseenipitoista, mutta sitä ei voitu kuitenkaan käyttää laskettaessa geokemiallisia tunnuslukuja koko Pirkanmaan alueelle. Jos näin olisi tehty, varsinkin Pohjois-Pirkanmaalle olisi saatu huomattavasti todellista korkeampi keskimääräinen taustapitoisuustaso.

Julkaisematonta tutkimusaineistoa on hajallaan eri toimijoiden hallussa. Samankin organisaation sisällä sitä on tallennettu eri tietokantoihin tai arkistoitu vain paperimuodossa. Esimerkiksi keskeisen geotiedon tuottajan, Geologian tutkimuskeskuksen, monipuolisten aineistojen tallennus digitaalisiin tietokantoihin on aloitettu jo vuosia sitten, mutta työ ei ole vielääkään valmis, sillä työmäärä on valtava. Samantyyppisiä ongelmia on myös viranomaispuolella. Viime vuosina ympäristöhallinnon tarpeisiin on luotu erilaisia tietokantoja, esimerkiksi pilaantuneista maa-alueista (MATTI) ja luonnon vesistä (PI-VET ja POVET), mutta niiden ulkopuolella on vielä runsaasti arvokasta tietoa. On selvää, että tiedon tarvitsijalla ei nykyisellään ole keinoja selvittää, mitä kaikkea aineistoa olisi olemassa.

RAMAS-hankkeessa jouduttiin tekemisiin myös yksityisyyden suojaan liittyvien kysymysten kanssa. Direktiivi 2003/4/EC edellyttää, että yksityisyyden suojan piiriin kuuluvaa tietoa tulee pitää luottamuksellisena ja sitä voidaan julkaista vain muodossa, jossa yksittäisen henkilön tai

kohteen tunnistaminen ei ole mahdollista. Tämän tyyppisiä aineistoja ovat mm. maatilakohtaiset analyysitulokset viljelymaista ja –kasveista, yksityisten omistamien porakaivojen vesianalyysit ja terveystutkimuksiin liittyvät tiedot. RAMAS-hankkeen ja viljelijöiden välisessä sopimuksessa ja Maa- ja metsätalousministeriön maatilarekistereiden käyttöä koskevassa sopimuksessa on erikseen määritelty viljelijöiden identiteettisuoja. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että tutkimusaineisto on ollut hankkeen käytettävissä, mutta kirjallisissa tuotteissa ei käytetä nimi- tai paikkatunnisteita ja julkaistavissa kartoissa mittakaava on sellainen, että tarkkaa näytteenottoa ei voi yksilöidä.

### 9.3 Riskinarvioinnissa tarvittavan muun aineiston saatavuus ja käyttökelpoisuus

Ekologinen riskinarviointi perustui laskennallisten kertymis- ja altistusmallien ja ekotoksisuustestien käyttöön. Kirjallisuudessa on esitetty useita vaihtoehtoisia laskentamalleja, joilla voidaan arvioida arseenin ja muiden haitta-aineiden siirtymistä ympäristöstä RAMAS-hankkeessa tarkasteltuihin avaineliöihin (kasvit, lierot, linnut). RAMAS:ssa käytettiin USA:ssa ekologisten riskinarviointimenetelmien kehittämisestä vastanneiden organisaatioiden esittämiä malleja. Myös mallien syöttötietoina käytettiin pääosin USA:ssa kerättyjä tietoja, sillä muuta koottua tietoa ei ollut saatavilla. Päästäisen altistuksen arvioinnin osalta tietoja kuitenkin täsmennettiin käyttämällä useissa eri lähteissä saatavilla olevia lajikohtaisia (*Sorex aureus*) muuttuja-arvoja. Arvojen käyttökelpoisuutta ja soveltuvuutta Suomen olosuhteisiin ei ole selvitetty, eikä tähän ollut mahdollisuuksia RAMAS-hankkeen yhteydessä. Tämän selvittäminen olisi edellyttänyt altistumisen kannalta olennaisten väestön ja eliöstön ominaisuuksien tutkimista (esim. väestön juomaveden käyttö). Tiedot tarkkaa alueellista ekologista riskinarviointia varten puuttuivat. Tarvittavia tietoja ovat etenkin laji- ja yksilömäärät ja näiden alueellinen jakautuminen sekä tarkat pitoisuustiedot kaikista muista ihmistoiminnasta aiheutuvista

Ohje yksityisyyden suojasta rajoittaa joiltakin osin ulkopuolisten mahdollisuuksia arvioida esitettyjä tulkintoja ja estää aineistojen siirron julkisiin tietokantoihin. RAMAS-hankkeen päättymisen jälkeen luottamuksellinen aineisto siirretään sen hankinnasta vastanneen osapuolen hallintaan (Geologian tutkimuskeskus, Maa ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, Suomen ympäristökeskus tai Pirkanmaan ympäristökeskus), josta sitä voidaan harkinnan ja sopimuksen mukaan luovuttaa luottamukselliseen tutkimuskäyttöön.

arsenilla pilaantuneista kohteista Pirkanmaalla. Tällaisia kartoituksia ei ole tehty.

Terveysriskien arviointi perustui laskennalliseen altistuksen arviointiin, pienimuotoiseen biomonitorointitutkimukseen (virtsan arseenipitoisuuden määrittäminen) ja pienepidemiologiseen selvitykseen (eri syöpätyyppien esiintymisen tarkastelu). Laskennallisessa arvioinnissa käytettiin yleisiä, kansainvälisesti käytettyjä laskentayhtälöitä, joita on esitetty useissa yhteyksissä. Pitoisuustiedot olivat kohdealueelta ja veden- sekä ravinnonkäyttötiedot kansanterveyslaitoksen tekemästä laajasta kansallisesta tutkimuksesta. Muiden laskentamallien syöttötietojen kohdalla käytettiin kirjallisuudessa esitettyjä arvoja ja jakaumaoletuksia. Eri aineiden biosaatavuutta ja epäorgaanisen arseenin osuutta koskevat arviot koottiin useista eri kirjallisuuslähteistä. Riskilukujen määrittämisessä käytettiin kattavasti eri organisaatioiden (RIVM, USEPA, WHO) esittämiä sallittuja päivittäisannoksia ja yksikkösyöpäriskiarvoja. Biomonitorointiin voitiin lähinnä resurssien puutteen vuoksi ottaa vain rajattu aineisto (40 henkilöä). Tutkimukseen osallistui kotitalouksia, jotka käyttivät arseenipitoista porakaivovettä mutta myös talouksia, joilla oli jokin muu juomavesilähde (esim. pullovesi, vesilaitoksen



toimittama vesi). Eri juomavesilähteiden osalta aineistoa voidaankin pitää kattavana. Tuloksissa ilmeni keskimääräistä suurempia virtsan arseenipitoisuuksia myös muutamassa sellaisessa tapauksessa, jossa kyseinen henkilö ei ollut altistunut arseenille juomaveden kautta. Tähän ilmiöön ei löydetty tutkimukseen liittyneestä muita mahdollisia arseenilähteitä selvittävästä kyselystä huolimatta selitystä. Henkilökohtaiset haastattelut olisivat voineet olla lomaketta luotettavampi tapa selvittää altistumista muista lähteistä. Myös laajemmat tutkimukset tutkimukseen osallistuneiden henkilöiden elinympäristössä (esim. maatilojen pihamaat) tai biomonitoroinnin aineiston laajentaminen olisivat voineet tuoda selityksen todettuihin virtsan arseenipitoisuuksien poikkeamiin. Terveysriskien arviointia vaikeutti myös se, että tutkimusalueelta kuten ei muualtakaan maasta ole olemassa tietoa porakaivojen ja niiden käyttäjien lukumäärästä. Pirkanmaalla juomaveden kautta arseenille altistuvien ihmisten lukumäärää ei siis voida luotettavasti arvioida.

Riskinarvioinnin näkökulmasta tutkimusaineistoa voidaan pitää osin puutteellisena. Ekologisen riskinarvioinnin tulosten luotettavuutta olisi voitu lisätä kokoamalla tietoa eliölajeista ja näiden sisältämistä arseenipitoisuuksista tutkimusalueilla. Etenkin laajojen pilaantuneiden alueiden kuten kaivosten osalta eliöstötutkimukset olisivat tuoneet tietoa ekosysteemitason vaikutuksista kuten biodiversiteetistä ja yksilömäärästä, joihin vaikuttavat mm. eliöiden mahdollinen sopeutuminen pilaantuneeseen elinympäristöön, niiden kyky välttää pilaantuneita aineksia sekä mahdollinen lajien korvautuminen. Tietyllä lajilla tehtyjen ekotoksisuustestien määrää lisäämällä olisi voitu saada enemmän tietoa riskinarvioinnin käyttöön. Ekotoksisuustesteissä arseenipitoisuuden muutos näytteessä saattoi aiheuttaa jyrkän muutoksen mitatuissa ekotoksikologisissa vasteissa. Tämän seurauksena ei saatu kaikilta osin riittävästi aineistoa toksisuutta kuvaavien EC50-arvojen laskemi-

seen. Myös riskilukujen laskennassa käytettävä lähtöaineisto jäi siten joiltain osin puutteelliseksi, mikä vähentää tulosten luotettavuutta. Kattavampi aineisto olisi edellyttänyt useampia toksisuuskokeita useammilla näytelaimennoksilla. Tätä ei valitettavasti ollut mahdollista toteuttaa resurssien rajallisuuden vuoksi. Tuloksia tulisi olla huomattavasti enemmän eli käytännössä testeissä tulisi käyttää useampia luontaisen pitoisuuden maanäytteitä ja kehittyneitä tilastomenetelmiä, jotta arseenista mahdollisesti johduvat ekotoksikologiset vaikutukset voitaisiin selvittää luotettavasti.

Myöskään pilaantuneisuuden laajuudesta tutkitun kaivoksen (Ylöjärvi) maaekosysteemissä ei saatu riittävästi tietoa, sillä RAMAS-hankkeen puitteissa ei selvitetty mm. pölyn kautta tapahtuvan leviämisen alueellista laajuutta. Terveysriskien osalta joitain mahdollisia altistusreittejä jäi selvittämättä kuten altistuminen maatilojen pihamaiden (pintamaat) kautta (esim. pöly). Tiedonpuutteet joistain altistusreiteistä ilmenivät biomonitorointitutkimuksessa selittämättöminä virtsan arseenipitoisuuksina.

Ongelmana etenkin laskentamalleihin perustuvassa arseenista aiheutuvien riskien arvioinnissa on tiedon epävarmuus eli eri lähteissä esitettyjen toksisuustietojen vaihtelu. Näitä on saatavilla kirjallisuudesta sekä useista mm. internetissä ylläpidettävistä tietokannoista. Varsinaisia suomalaisiin olosuhteisiin ”räätälöityjä” toksisuustietoja ei kuitenkaan ole saatavilla. Myös riskilukujen määrittämisessä käytetyt, eri organisaatioiden esittämät viitearvot vaihtelevat huomattavasti. Suomessa ei ollut RAMAS-hankkeen toteutuksen aikaan sen puoleen arseenin kuin muidenkaan haitta-aineiden osalta esitetty suosituksia siitä, mitä toksisuusarvojen tietolähteitä tai viitearvoja tulisi käyttää. Valmisteilla olevassa maaperän pilaantuneisuuden arviointia ja puhdistustarpeen määrittelyä koskevaan valtioneuvoston asetukseen liittyvässä ohjeistuksessa tullaan kuitenkin antamaan suosituksia käytettävistä viitearvoista.

## 9.4 Riskinhallintatoimien määrittelyssä käytettyjen aineistojen saatavuus ja käyttökelpoisuus

Riskinhallintatoimien määrittelyssä käytetty aineisto koostui kirjallisuudesta (raportit, artikkelit, hallinnolliset dokumentit kuten lupapäätökset, säädökset jne.), haastatteluista, erilaisista rekistereistä ja tietokannoista. Ajankohtainen, vertaileva tieto vedessä olevan arseenin käsittelytekniikoista oli lähes poikkeuksetta ulkomaista. Katsaukseen valittiin eniten aineistoa USA:n ympäristöhallinnon tilaamista tutkimuksista, koska ne olivat uudehkoja (2000-luvulta), helposti löydettävissä, kohtuullisen selkeästi raportoitu ja sovellettavissa pääosin Suomen oloissa. Suomessa toteutettiin talousveden arseenia poistavien laitteiden vertailututkimus 1990-luvun puolivälissä, mutta kyselyn perusteella samoja laitteita ei enää markkinoida tuohon tutkimukseen osallistuneissa yrityksissä. Myöskään pitkäaikaisia käyttökokemuksia myydyistä laitteista ei ole vielä kerätty. Menetelmien soveltuvuuden arviointiin tarvittava aineisto jäi hyvin suppeaksi, sillä RAMAS-hankkeessa toteutettiin arseeninpoistokoe käyttäen ainoastaan yhtä menetelmää (arseenin adsorptio ferrihydroksidimassaan, Kemira Oyj). Menetelmää testattiin sekä porakaivovedelle että Ylöjärven kaivosalueelta laskevalle pintavedelle. Kaivosalueella tehdyssä kokeessa pintaveden humus tukki suodatinta, eikä arseeninpoisto ollut tehokasta. Koska suodattimen käyttöä ei testattu, ei saatu

tietoa menetelmän soveltuvuudesta silloin, kun siihen yhdistetään esikäsittelyä suodatus.

Arseenilla pilaantuneen maa-alueen kunnostusmenetelmistä kysyttiin kymmeneltä alan yrittäjiltä. Kiinnostusta ilmeni *in situ* -stabiloinnin kokeilemiseen esimerkiksi kaivosalueella. Toteutuneista kenttästabiloinneista ei ole kuitenkaan vielä kerätty seurantatietoa yhteen, joten varmuutta pitkän aikavälin toimivuudesta tuntuu olevan vaikea antaa millekään arseenin käsittelytekniikalle.

Työn seuraavassa vaiheessa siirryttiin riskinhallinnan tarpeiden selvittämiseen Pirkanmaalla ja yleisemmin hallinnon alue- ja paikallistasolla. Tärkeimpien toimijoiden (stakeholder) sitouttaminen tuleviin riskinhallinnan päätöksiin ja toteuttamiseen on ensiarvoisen tärkeää. Siksi RAMAS-hankkeessa määriteltiin myös riskinhallinnan toimijoiden rooleja ja vastuunjakoa. Todellisia käytäntöjä ei vielä selvitetty kovin systemaattisesti. Yhteydenpito tärkeiksi tunnistettujen toimijoiden kanssa oli hankkeen resurssien puitteissa vaikea järjestää. Oli valittava muutama avainhenkilö, joiden näkemykset painottuvat riskinhallinnan nykytilan ja kehitystarpeiden arvioinnissa. Paikallishallinnon näkemykset jäivätkin vielä vähälle huomiolle suhteessa sen merkittävään rooliin mm. tiedon välittämisessä alueensa asukkaille.

## 9.5 Aineiston edustavuus

### 9.5.1 Luontaiset kohteet

RAMAS-hankkeessa käytetyn geokemiallisen aineiston alueellinen kattavuus on hyvä. Pirkanmaa on kuulunut erilaisten valtakunnallisten kartoitusten piiriin (kallioperä, moreeni, pohjavesi, peltomaat), joiden aikana on saatu vertailukelpoista aineistoa alueellisten erojen selvittämiseksi. Sen lisäksi on tehty kohteellisia tutkimuksia (porakaivojen arseenipitoisuus, malminetsinnän maaperätutkimukset jne.),

jotka ovat tuoneet yksityiskohtaista tietoa Pirkanmaan erityispiirteistä. Näiden aineistojen perusteella voitiin päätellä, että arseeniongelma kulminoituu Pirkanmaan keski- ja eteläosiin ja että terveystarpeiden kannalta porakaivot ovat kuilukaivoja merkityksellisempiä. Geologisista tai muista syistä johtuen aineisto ei ole, eikä voi koskaan ollakaan, täysin tasaisesti jakautunutta. Porakaivoja ei ole kaikkialla, peltomaat keskittyvät savikoille ja niin edelleen.

Ympäristöhallinnon pintavesi- (PIVET) ja pohjavesitietokannat (POVET) sisältävät SYKE:n ja alueellisten ympäristökeskusten omia laboratorioitten analyysien lisäksi myös lukuisten konsulttien ja kaupallisten laboratoriodien velvoitetarkkailuanalyysijä. Kohteiden valinta perustuu seurantarpeeseen, eikä tavoitteena ole ollutkaan alueellinen kattavuus. RAMAS-hankkeen kannalta suurin puute näissä aineistoissa on ollut se, että arseenipitoisuuksia on analysoitu vain harvoissa kohteissa.

Geologiset näyteaineistot ovat näytteenoton kannalta hyvin ”paikkasidonnaisia”. Kalliiossa, jossa on kivilajivaihtelua, kukin näyte edustaa vain yhtä kivilajityyppiä ja yksittäisen analyysituloksen käyttö edellyttää tietoa siitä, miten yleinen kyseinen kivilaji on tarkasteltavalla alueella. Esimerkiksi Tampereen vyöhykkeen metavulkaniiteissa on paljon koostumusvaihtelua verrattuna alueen syväkiviin (graniitti, granodioriitti, gabro jne.). Tämän vuoksi näytteenototiheyttä kasvatetaan alueilla, joilla kallioperä muodostuu useista kivilajeista. Maaperä ja pohjavesi ovat näytteenoton kannalta helpompia, koska kemialliset vaihtelut ovat tasoittuneet ja sitä kautta näytteiden alueellinen edustavuus on parempi. Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, että esimerkiksi maaperä olisi tasalaatuinen patja, jonka koostumus voidaan määrittää vain muuttaman näytteen avulla.

Jääkauteen liittyvien prosessien tuloksena muodostunut maaperä koostuu syntyvän ja aineksen suhteen erilaisista kerroksista. Tämän ymmärtäminen on tärkeää näytteenoton kohdentamiseksi tutkimuksen kannalta oikeaan kerrokseen ja materiaaliin. Tyypillisesti koostumusvaihtelut johtuvat eripituisesta kuljetusmatkasta aineiden lähtöalueen ja kerrostumispaikan välillä. Heikosti lajittunut moreeni edustaa paikallista kallioperää, kun taas savikoiden aines on voinut kulkeutua hyvinkin kaukaa. Maaperän pintaosan geokemia on edelleen muokkautunut kerrostumisen jälkeisen 10 000 vuoden kuluessa maaperään imeytyvien sadevesien, humushappojen ja mikrobitoiminnan vaikutuksesta. Tämän geokemialliset uuttumis- ja rikastumiskerrokset sisältävän, maannosvyöhykkeen paksuus on tavallisesti 40-60 cm ja vasta sen alla on muuttumaton pohjamaa. Kaikesta tästä

johtuen sekä arseenipitoisuudet että arseenin esiintymistapa voivat vaihdella maakerroksista toiseen. Maaperän tavoin myös pohjavesien koostumus voi vaihdella melkoisesti näytteenottosyvyyden, maaperän tai kivilajiympäristön mukaan.

Maaperän rakenteellisten piirteiden ymmärtäminen on välttämätöntä myös kohteissa, joiden arseenipitoisuuksiin ihmisen toiminta on vaikuttanut. Peltomailla muokkauskerroksen kemiallinen koostumus on muotoutunut lannoitteiden ja torjunta-aineiden ja toisaalta huuhtoutumisen ja sadon mukana poistuvien aineiden vaikutuksesta erilaiseksi kuin alla olevan jankon kemiallinen koostumus. Teollisilla alueilla taas pitää kyetä erottamaan luontainen maaperä paikalle tuodusta täyttömaasta.

Alueelliset ja usein myös kohteelliset geokemialliset tutkimukset toteutetaan yleensä suurin piirtein tasavälistä näytteenottoverkkoa käyttäen. Tavoitteena on saavuttaa riittävä horisontaalinen kattavuus kokonaisuuden hahmottamiseksi. Usein kuitenkin vähemmälle huomiolle jää syvyysuuntaisen pitoisuusvaihtelun selvittäminen. Muutenkin näytteenoton suunnittelussa tulisi huomioida tutkittavan alueen geologiset piirteet, esimerkiksi maalajivaihtelu. Kaavaomainen lähestymistapa ei välttämättä anna oikeaa kuvaa kohteesta.

### 9.5.2 Antropogeeniset kohteet

Ihmisen toimintaan liittyvät, antropogeeniset kohteet ja niiden tutkimus eroavat monelta osin kohteista, joissa on luontaisesti korkeita arseenipitoisuuksia. Kaivoskohteita lukuun ottamatta niiden sijaintiin vaikuttavat enemmän infrastruktuuriin liittyvät tekijät, esimerkiksi asutus, tiestö ja muu teollisuus. Antropogeeniset kohteet ovat toiminnallisesti hyvin erilaisia tuotantoon (puunkyllästämöt, kaivokset, energian tuotanto, maatalous), yhdyskuntaan (kaatopaikat, jätevedet) tai harrastuksiin (ampumaradat) liittyviä. Kaikkien näiden toiminta edellyttää lupia ja niihin liittyy velvoitteita, joiden vuoksi niistä on olemassa tietoja erilaisissa rekistereissä. Nykyään toiminnassa olevista yksiköistä on tietoa suhteellisen hyvin. Rekistereissä ja lupa-

menettelyissä on kuitenkin kehittämistarvetta, sillä on toimintoja, joissa kemiallisia riskejä ei oteta lainkaan tai riittävän monipuolisesti huomioon. Pirkanmaalla tähän ryhmään kuuluvat esimerkiksi maa- ja kiviaineksenotto alueilla, joilla tiedetään olevan runsaasti luontaista arseenia kallioperässä ja maaperässä. Lupachdoissa otetaan kantaa mm. meluun, pölynsidontaan ja polttoaineiden käsittelyyn, mutta louhoksista pois johdettavien vesien laadun seuranta tai tuotantoon kelpaamattoman, mahdollisesti sulfidipitoisen maa- ja kiviaineksen käsittelyä ei erikseen säännellä.

Teollisen toiminnan jäljitettävyyttä heikkenee huomattavasti jo siirryttäessä 1960-1970 luvulle, puhumattakaan varhaisemmista ajoista. Syynä tähän ovat atk-pohjaisen arkistoinnin puuttuminen ja myös sisällöllisesti erilaiset painotukset. Monia ympäristötutkimuksen kannalta keskeisiä asioita ei ole tarvinnut dokumentoida lainkaan. Toiminnan laajuudesta, esimerkiksi käytettyjen kemikaalien määristä, tai toiminnan päätyttyä alueella tehdyistä toimenpiteistä ei ole välttämättä juurikaan tietoa. Paikallisten asukkaiden muistitiedon mukaan

esimerkiksi Ruoveden Kautun puunkyllästäminen toimi huomattavasti laajemmalla alueella kuin nykyään voisi silmämääräisesti päätellä. Osa alueesta on myös peitetty läheiseltä tietyömaalta tuoduilla massoilla, joiden alle mahdollisesti pilaantunutta maata on hautautunut.

Joissakin tapauksissa tuotantomäärät ja niihin liittyvät asiat on ymmärretty liikesalaisuuden piiriin kuuluviksi, eikä niistä ole saatavissa tietoa. Ongelmallisin tilanne on silloin, kun haitallinen aine on tuotannon sivutuote tai epäpuhtaus. Tällöin ainoa tapa arvioida syntyneitä haitta-aineen määriä on tarkastella esimerkiksi tuotantolukuja. Ylöjärven kaivoksessa otettiin viiden vuoden ajan talteen myös arseenirikaste. Tältä ajanjaksolta on raportoitu tuotantoon otetun malmin arseenipitoisuudet, mutta 18 vuoden osalta tarkkoja lukuja ei ole ja näinä vuosina jätealueelle kertyneen arseenin määrä joudutaan arvioimaan louhintamääriin ja edellä mainittuihin pitoisuuksiin nojautuen. Haverin kaivoksesta toiminnan aikaisista arseenipitoisuuksista ei ole säilynyt tietoa lainkaan. Hajaista tietoa on saatavissa vain joistakin julkaisuista ja opinnäytetöistä.

## 9.6 Kemiaaliset analyysit

Analyysimenetelmien ripeä kehitys viimeksi kuluneen 20 vuoden aikana on alentanut merkittävästi monien alkuaineiden määritysrajoja. Samalla analyysien luotettavuus on parantunut ja eri laboratorioiden tuottamien analyysien keskinäinen vertailu on helpottunut. Arseenin kannalta tilanne on parantunut ratkaisevasti varsinkin analysoitaessa vesinäytteitä. Esimerkiksi Geologian tutkimuskeskuksen kemian laboratorio siirtyi vuoden 1991 lopussa vesinäytteiden osalta ICP-MS/AES analytiikkaan. ICP-MS -analytiikan yleistyminen oli myötävaikuttamassa myös siihen, että WHO saattoi 1990-luvun alussa alentaa juomaveden arseenin suositusarvoa aiemmasta 50 µg/l nykyiseen 10 µg/l. Analyyttinen ongelma korostuu pienissä pitoisuuksissa ja osa vanhemmasta aineistosta on juuri korkeiden määritysrajojensa vuoksi jouduttu jättämään pois RAMAS-hankkeesta tehdyistä tilastollisista tarkasteluista.

Ilmeisesti takavuosien analysointeihin liittyvät vaikeudet ovat edelleen vaikuttamassa siihen, mitä alkuaineita tilattavaan analyysipakettiin sisällytetään. RAMAS-hankkeen tiedonkeruuvaiheessa törmättiin valitettavan usein alkuainevalikoimaltaan hämmästyttävän kapea-alaisiin tutkimuksiin ja selvityksiin. Tarveharkintaa on varmaankin tehty osittain kustannussyistä, mutta nykyään kattavan analyysipaketin lisäkustannus ei ole kovinkaan merkittävä verrattuna esimerkiksi näytteenoton kustannuksiin. Mainittakoon, että esimerkiksi kaatopaikkojen suotovesistä edelleenkin analysoidaan pääsääntöisesti vain ravinnekuormitukseen liittyviä komponentteja. Raskasmetalleista tai arseenista ei ole juurikaan tietoa saatavilla.

Kemiaaliset analyysit ovat arseeniongelman kannalta keskeisessä asemassa. Liukoinen arseeni ei suurinakaan pitoisuuksina aiheuta veden makua tai värjäytymistä, joten analysointi

on ainoa keino varmistaa juomaveden turvallisuus. Valitettavasti arseeni ei aina kuulu kaupallisesti tarjottujen talousvesianalyysipaketien alkuainevalikoimaan, vaan se edellyttää lisätilausta ja huomattavaa lisämaksua. Ainakin Tampereen kaupunki on ollut aktiivinen tässä asiassa ja on kustantanut yksityisille kaivonomaistajille arseenianalyysin. Samalla kaupunki on myös saanut arseenin pitoisuustiedot käyttöönsä. Pirkanmaalla on joukko porakaivoja, joista on otettu vuosien mittaan useita näytteitä. Niitä tarkastelemalla havaittiin joissakin kaivoissa huomattavia pitoisuusmuutoksia. Arseenipitoisuudet olivat nousseet tai laskeneet ja usein nämä muutokset voitiin kytkeä veden käyttömäärien muutoksiin. Veden arseenipitoisuus on riippuvainen siitä, minkälaista kallioperässä vettä johtavat raot ja ruhjeet ovat. Lisääntynyt pumppaus voi aiheuttaa sen, että kalliosta oleva vesivarasto ehtyy ja täydennys tulee jostakin muualta. Tämän perusteella on suositeltavaa toistaa vesianalyysi aika ajoin, ja ainakin silloin, kun käyttömäärissä tapahtuu muutoksia.

Toinen analytiikkaan liittyvä havainto, joka ei yleensä liity käyttövesiin, oli arseenin esiintyminen sekä liukoisena että kiintoainekseen (orgaaninen aines, kolloidinen rauta, mineraaliaines) sitoutuneena. Joissakin analysoiduissa näytteissä kiintoainekseen sitoutunut osuus oli jopa moninkertainen verrattuna liukoiseen arseeniin. Ympäristöanalytiikan kannalta tämä tarkoittaa sitä, että kiintoainespitoisia näytteitä analysoidessa pitäisi tehdä analyysit sekä suodattetuista että suodattamattomista näytteistä. Myös kaivovesissä, joissa kaliumpermanganaattiluku ( $\text{KMnO}_4$ -luku) on korkea, tulisi analysoida arseenin ja metallien kokonaispitoisuudet.

Yhteiskunnan tarvitseman ympäristötutkimuksen kannalta olisi eduksi, että ainakin julkisen sektorin keskeiset tiedonkerääjät, viranomaiset ja tutkimuslaitokset, pyrkisivät tutkimuksissaan analytiikan osalta mahdollisimman kattaviin selvityksiin, vaikka sen hetkiset tavoitteet eivät sitä vaatisikaan. Näin menetellen voi myös tulla esille merkittäviä asioita, joita ei ennakolta osattu odottaa.

## 9.7 Täydentävät tutkimukset

Hankkeen aikana tehtiin jonkin verran täydentävää porakaivovesien näytteenottoa, jolla pyrittiin täyttämään havaittuja alueellisia tietoaaukkoja. Suurin osa kolmivuotisen hankkeen aikana tehdystä lisätutkimuksesta tarkasteli kuitenkin arseenin esiintymistapaa, kulkeutumista, vaikutuksia tai siirtymistä ravintoketjussa. Näitä tietoja tarvittiin tukemaan riskinarviointia ja riskien hallintaa. Merkittävä osa tuotetusta tiedosta oli täysin uutta Pirkanmaalla ja osittain myös Suomessa.

Rajallisista resursseista ja hankkeen tiukasta aikataulusta johtuen jouduttiin näytteiden ja tutkimuskohteiden määrää rajoittamaan, mutta huolellisella kohteiden valinnalla ja etukäteissuunnittelulla pyrittiin varmistamaan, että tuotettu tieto oli edustavaa. Esimerkiksi maatilolta otettujen näytteiden lukumäärä ei ollut kovin suuri, mutta näytteenotto oli kuitenkin pyrittävä keskittämään alueille, joilla moreenien arseenipitoisuudet olivat tavanomaista korkeampia.

Jokainen näyte oli kokoomanäyte yhden aarin (10 x 10 m) alueelta, mikä lisäsi näytteiden kattavuutta. Lisäksi kasvi- ja maanäytteenoton samanaikaisuus lisäsi näytteiden välistä vertailtavuutta. Näytteenotto viljelymaiden eri kerroksista mahdollisti sen, että voitiin selvittää kyseisen näytepisteen geologista taustapitoisuutta ja ihmisen toiminnan vaikutuksia arseenin rikastumiseen viljelymaahan. Peltonäytteille otettiin vertailunäytteet samasta maalajista metsäalueilta, jolloin voitiin selvittää viljelyn vaikutus maaperään.

Tärkeitä tutkimuslinjoja RAMAS-hankkeessa olivat:

- Arseenin hapetusasteen määrittäminen pohjavesistä (spesiaatio)
- Arseenin esiintymistapa ja jakauma moreenissa
- Arseenin kulkeutumisen mallinnus pintavesissä (kaivosalue)
- Arseenipitoisuuksien jakauma järvisedi-

- menttiprofileissa kaivostoiminnan vaikutusten havaitsemiseksi (Ylöjärven ja Haverin kaivosalueet)
  - Pölyn ja siinä olevan arseenin pitoisuus Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alueen ilmassa
  - Haverin kaivoksen rikastushiekka-alueen arseenipitoisuuksien inventointi
  - Arseenin poistokokeet pohja- ja pintavesistä
  - Arseeni peltomaassa ja sadoissa valituilla testitiloilla
  - Peltomaan ja metsämaan arseenipitoisuuksien vertailu
  - Arseeni marjoissa, sienissä ja koivun mahlassa
- Arseenin toksisuus luontaisissa ja arseenilla pilaantuneissa maissa (ekotoksikologia)
  - Virtsan arseenianalyysit (yhteistyössä Oulun työterveyslaitoksen kanssa)
  - Syöpäsairauksien esiintymisen alueelliset vertailut (yhteistyössä Kansanterveyslaitoksen kanssa)

On toki selvää, että kerätty rajallinen aineisto ei tarjoa aukotonta näkökulmaa näihin ilmiöihin, vaan se on nähtävä tutkimuksellisenä päänavauksena. Monella sektorilla suosittellemmekin jatkotutkimuksia.

## 9.8 Laboratoriotestit

Tutkimusaineiston laadun ja tiedon hyödyntämisen vuoksi käytettiin kaikissa vaiheissa kansainvälisten tai kotimaisten standardien mukaisia menetelmiä, tai niiden puuttuessa muuten vakiintuneita menettelytapoja. Tuoreessa valtioneuvoston asetuksessa (Vna 2007/214, 01.03.2007) maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista vahvistetaan jo vallitseva käytäntö määräämällä, että haitallisten aineiden tutkimusten tulee perustua standardeihin tai niitä luotettavuudeltaan vastaaviin menetelmiin. Arseenin kokonaispitoisuudet maanäytteissä määritettiin käyttäen kansainvälisen standardin (ISO 11466) mukaista kuningasvesiuuttoa (*aqua regia*), kasveille käyttökelpoisen osuuden määrittäminen tapahtui Suomessa vakiintuneen käytännön mukaisesti happamalla (pH 4,65) ammoniumasetatti-EDTA uutolla, pilaantuneiden maiden haitta-aineiden liukoisuutta testattiin Eurooppalaisen standardin (EN-12457-3) mukaisesti ja ekotoksisuutta standardien ISO SFS-EN-11348-3, ISO 17126, ISO 11268 ja ISO 16387 mukaisesti ja niin edelleen. Kaikki käytetyt näytteenotto-, näytteenkäsittely ja analysointimenetelmät on kuvattu yksityiskohtaisesti RAMAS-hankkeen julkaisemissa raporteissa (liite). Menetelmien yhtenäistämiseksi ja aineistojen vertailukelpoisuuden varmistamiseksi käytiin jo hankkeen

alkuvaiheessa erilaisissa työryhmissä yksityiskohtaisesti lävitse hankkeeseen osallistuvien laboratorioden näytteenkäsittelyyn ja analytiikkaan liittyvät käytännöt.

Erityisesti biologisia menetelmiä käytettäessä on niiden soveltuvuus ja tarvittava testien ja testilajien määrä arvioitava kussakin tapauksessa erikseen. Vaikutukset tulisi tutkia käyttäen sekä mikrobeja, kasveja että eläimiä. Lisäksi tulisi tutkia haitta-aineiden liukoisuutta ja kertyvyyttä kasveihin ja eläimiin. Tutkimusta tai selvitystä suunniteltaessa voi olla mahdollista päättää, mitä testieliöitä voidaan käyttää mahdollisen myrkyllisyyden havaitsemiseksi. Näytteen fysikaaliset tai kemialliset ominaisuudet, esimerkiksi pölymäinen koostumus tai liian alhainen pH, voivat estää tiettyjen eliöiden käytön. Tutkimamme Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka osoittautui soveltumattomaksi sellaisenaan maaperäeläinkokeisiin. Vastaavissa tapauksissa testejä tekevän tahon tulisi kyetä korvaamaan haluttu tutkimus jollain toisella menetelmällä, josta saadaan käyttökelpoista tietoa. Käytettävissä olevien testien määrän tulisi olla riittävän suuri, jotta tarkoituksenmukainen menetelmävalikoima voidaan toteuttaa.

Ekotoksikologisten testien tulosten tulkintaa helpottaisi, jos olisi enemmän vertailukelpoista tietoa saatavilla Suomen maaperässä luontai-

sesti esiintyvien, mutta haitallisiksi tiedettyjen aineiden vaikutuksista laboratorion eliöihin. Laboratoriossa valmistettujen keinotekoisesti kemikaalien avulla “saastutettujen” maanäytteiden avulla voidaan tutkia yksittäisten aineiden vaikutuksia, mutta tällaiset näytteet eivät vastaa ominaisuuksiltaan luontaisesti suurien pitoisuuksia sisältäviä maita tai edes ihmistoininnan kautta kauan sitten pilaantuneita maita.

Maaperän pilaantumistapauksissa on yleensä kysymys monien haitta-aineiden aiheuttamasta ongelmasta. Toksisuustesteissä tulevat esiin kaikkien haittatekijöiden yhteisvaikutukset. Esimerkiksi tämän hankkeen puitteissa tutkitun puunkyllästyneen alueen näytteiden toksiset vaikutukset olivat selvästi havaittavia. Ottaen huomioon kuparin liukoisuuden on todennäköistä, että syynä olivat sekä arseeni että kupari. Pelkästään arseenin aiheuttamiksi pääteltiin kiviaineksen rikastushiekkan aiheuttamat vaikutukset kasvien kasvuun. Koejärjestelyillä varmistettiin, ettei ravinteiden vähyys voinut olla syynä kasvun heikkenemiseen.

Arseenin liukoisuutta tutkittiin standardisoidulla kaksivaiheisella ravistelutestillä (EN-12457-3), jolla pyrittiin arvioimaan arseenin

liukenemista pidemmällä aikavälillä eri neste/kiinteä-seossuhteissa (L/S 2 ja 8) kahdella eri ravisteluajalla (6 h ja 18 h). On laskettu, että esimerkiksi L/S-suhteella 2 saavutetaan noin kymmenessä vuodessa, yhden metrin vahvuudessa, tiheydeltään  $1\text{t/m}^3$  jättemateriaalikerroksessa, jos materiaalin läpi suodatuu vettä noin 200 mm/a). Testi on kehitetty varsinaisesti jätteiden laadunvalvontaan ja sijoituskelpoisuuden arviointiin, mutta sitä käytetään myös maanäytteille. Tässä menetelmässä uuttotapahtuman pH-alueen määrää näytteen alkuperäinen pH-arvo. Uuttoliuksena käytetään deionisoitua vettä, jonka pH-arvoa ei testissä säädetä. Arseenin liukoisuus yleensä lisääntyy neutraalissa tai emäksisessä ympäristössä. Koska tutkitut näytteet olivat happamia, ei arseenia liuennut suurina määrinä. Tarkemman liukoisuuskäyttäytymisen arvioimiseksi olisi eduksi käyttää liukoisuusmenetelmänä myös pH-riippuvuuden tarkasteluun tarkoitettuja testejä (esim. jätteiden testauksessa EN 14497). Tällöin aineiden liukoisuus myös eri pH-ympäristössä kuten emäksisissä olosuhteissa voitaisiin selvittää. Tällaista menetelmästandardia ollaankin parhaillaan laatimassa myös maanäytteille.

## 9.9 Riskinarviointi – ja hallintaprosessi

Ekologisessa riskinarvioinnissa käytettiin portaittaista menettelytapaa, mikä on yleinen ja kansainvälisesti suositeltu käytäntö. Ajatuksena on tässä edetä ns. ”pahin mahdollinen tapaus”-tyyppisestä arvioinnista realistisempaan. Ensimmäisessä vaiheessa arviointi perustui pitoisuuksien vertailuun vaikutusperusteisiin ekologisiin viitearvoihin. Tämä menettely vastaa seurantatason arviointia, joka johtaa käytännössä yleensä riskien yliarviointiin ja siten ns. konservatiivisiin riskiarvioihin. Seuraavassa vaiheessa käytettiin laskennallisia kertymis- ja altistusmalleja. Viimeisessä vaiheessa käytettiin sekä kertymis- ja altistusmalleja että ekotoksisuustestejä. Lisäksi viimeisessä arviointivaiheessa määritettiin käytettyjen lukuarvojen luontaisesti vaihtelusta aiheutuva epävarmuus käyttäen tilastollista laskentaohjelmaa (Crystal Ball©).

Mitä realistisempaan ja tarkempaan tulokseen pyritään sitä enemmän tarvitaan lähtötietoja. Tämän vuoksi vaiheesta toiseen siirryttäessä pyritään karsimaan kaikki edellisessä vaiheessa riskien kannalta epäolevaisiksi osoittautuneet tekijät (esim. eliöt, joihin ei viitearvovertailun perusteella arvioituna kohdistu merkittävää riskiä) ja/tai alueet. Portaittainen menettely osoittautui tässäkin käyttökelpoiseksi, sillä sen avulla voitiin mm. tunnistaa eliöt, joihin tarkennetussa arvioinnissa tulisi keskittyä. Samoin voitiin jättää tietyt tutkimusalueet (peltomaat) tarkemman arvioinnin ulkopuolelle.

Ekologisessa riskinarvioinnissa käytetyt kertymistä ja altistumista kuvaavat laskentamallit perustuivat useista eri lähteistä ja eri maista koottuihin tietoihin ja ne olivat käyneet läpi validointimenettelyn. Näitä voidaan siten pitää

huomattavasti luotettavampina kuin yksittäisissä kirjallisuuslähteissä esitettyjä, tietyissä ympäristöolosuhteissa kokeellisen tiedon pohjalta kehitettyjä malleja. Mallien soveltuvuutta Suomen olosuhteisiin ei tutkittu, sillä tämä olisi edellyttänyt eliöstötutkimuksia. Lieron osalta tehtiin vertailu ekotoksisuustestin aikana kerittyneiden pitoisuuksien ja laskentamallin avulla määritettyjen pitoisuuksien välillä. Tulokset osoittautuivat suuruusluokaltaan samoiksi, joten mallin voitiin todeta näiltä osin ennustaneen hyvin arseenin siirtymistä maaperästä lieroon. Rinnakkaisia tuloksia oli kuitenkin käytettävissä niin vähän, ettei johtopäätös ole yleistettävissä.

Ekologisia riskejä kuvaavien riskilukujen tuottamisessa käytettiin alun perin Hollannissa pilaantuneiden maa-alueiden arvioinnissa käyttöön otetun ns. Triad-menetelyn mukaisia laskentamenetelmiä. Tässä menettelyssä eri tutkimusmenetelmiä käyttäen saadut menetelmäkohtaiset riskiluvut yhdistetään kokonaisriskiluvuiksi. Käytännössä täydellinen Triad-menetely edellyttäisi myös tuloksia ekologisista tutkimuksista, joita ei RAMAS-hankkeessa kuitenkaan tehty lähinnä resurssien puutteen vuoksi. Kuitenkin jo yksinomaan kemiallisiin tutkimuksiin ja malleihin perustuvia riskilukuja ja ekotoksisuustestien tuloksista tuotettuja riskilukuja vertaamalla saatiin realistisempi kuva riskeistä ja pystyttiin tunnistamaan alueet, joissa ekologiset riskit ovat merkittävimmät. Triad-menetely onkin suositeltava, sillä se antaa tuloksena yksinkertaisia, helposti keskenään vertailtavia riskilukuja. Johtopäätösten teossa on kuitenkin tarpeen ottaa huomioon se, mistä riskiluvut muodostuvat. Esimerkiksi kemiallisiin tutkimukseen perustuvassa laskennallisessa arvioinnissa pitoisuuksina käytetään yleensä kokonaispitoisuuksia, etenkin jos ei ole käytössä tietoa biosaatavan haitta-aineen osuudesta. Tämä johtaa käytännössä riskejä yliarvioiviin riskilukuihin. Tulosten tarkastelussa näille tulisikin antaa pienempi paino suhteessa ekotoksisuustestien tulosten tai ekologisten tutkimusten pohjalta tuotettuihin riskilukuihin.

Ekologinen riskiarviointi toteutettiin tekeväällä kohdekohtaiset riskinarvioinnit RAMAS-hankkeen muissa työvaiheissa tunnistetuille,

keskimääräistä suurempia arseenipitoisuuksia sisältäville tyyppialueille (kaivos, puunkyllästäminen, luontaisen arseenin alue). Tällaisella menettelyllä ei käytännössä saada aluetason tietoa riskeistä. Aluetason arviointi olisi edellyttänyt runsaasti lisäaineistoa (ks. luku 9.3). On selvää, että kyseisenlaisen aineiston tuottaminen on sinällään aikaa vievä oma hankkeensa. Alueellisen näkökulman luomiseksi paikkatiedot suojelluista ja tärkeistä luontokohteista yhdistettiin karttatyökalua käyttäen mahdollisia arseenilähteitä esittäviin karttatietoihin. Tämä osoittautui käyttökelpoiseksi tavaksi ilmentää mahdollisia aluetason ekologisia riskejä. Käytännössä ekologisten riskien hallintaa ei aluetasolla lähestytty yhden haitta-aineen kuten arseenin näkökulmasta, kansainvälisellä ja valtakunnallisella tasolla kylläkin (haitta-ainekohtaisten säädösten ja raja- ym. viitearvojen kautta). Alueellisen tason arvioinnissa ja –hallinnassa pyritäänkin yleensä ottamaan huomioon kaikki eliöihin kohdistuvat haittatekijät.

Terveysriskien arviointi perustui laskennalliseen altistuksen arviointiin, pienimuotoiseen biomonitorointitutkimukseen ja pienepidemiologiseen selvitykseen (eri syöpätyyppien esiintymisen tarkastelu). Tavoitteena oli, että käyttämällä useita rinnakkaisia menetelmiä saataisiin parempi kuva riskien suuruudesta ja todennäköisyydestä. Terveysriskien arviointi tehtiin myös kahdessa eri vaiheessa siten, että ensimmäisessä vaiheessa hyödynnettiin ainoastaan ennen RAMAS-hanketta koottua aineistoa. Toisessa vaiheessa tätä aineistoa täydennettiin RAMAS-hankkeessa tuotetulla lisätiedolla. Näin päästiin arvioimaan, mitkä tiedot olivat kriittisiä riskinarvioinnin tulosten kannalta ja mitkä tiedot olivat tarpeellisia mahdollisimman realististen riskiarvojen tuottamiseksi. Menetelmänä pienepidemiologinen tutkimus ei sellaisenaan sovellu nykyisten tai tulevien terveysriskien arviointiin, vaan tulokset tulisi yhdistää tietoihin nykyisestä/tulevasta altistumisesta. Tutkimusalueen laajuuden ja rekisteröinnissä ilmenneiden puutteiden (porakaivojen määräästä ja käytöstä ei ole tietoja saatavilla) vuoksi RAMAS-hankkeessa ei ollut mahdollista koota tietoa todellisesta altistumisesta. Eri terveysriskimenetelmien tulosten yhdistäminen onkin



haasteellista johtuen mm. tästä menetelmien erilaisesta aikajänteestä. Pienepidemiologinen tutkimus antaa kuitenkin viitteitä siitä, millä pitoisuustasoilla erilaisia syöpävaikutuksia voi ilmetä. Biomonitorointi osoittautui hyväksi menetelmäksi altistumisen todentamisessa, sillä tutkimuksessa saatiin huomattava positiivinen korrelaatio virtsan arseenipitoisuuden ja porakaivoveden arseenipitoisuuden välille. Hiuksien ja kynsien arseenipitoisuuden tutkiminen olisi antanut kuvaa pitkäaikaisesta altistumisesta, mutta tällaisen tutkimuksen toteutus ei ollut resurssien puutteen vuoksi mahdollista.

Ympäristön arseeniriskien hallinnan kehitystarpeita lähestyttiin aluksi hyvin laajalla määritelmällä mahdollisista riskinhallinnan keinoista. Näin toimittiin, koska RAMAS-hankkeessa merkittävimpien arseenilähteiden tunnistaminen oli kesken, eikä mallikohteiden riskinarviointia oltu vielä toteutettu. Tuloksena on yleispiirteinen, mutta erittäin monipuolinen katsaus riskinhallinnan keinoista kolmesta eri näkökulmasta: tuotteet ja raaka-aineet, pilaavat toiminnot sekä ympäristön laatu. Katsaus soveltuu

laajaan käyttöön myös Pirkanmaan ulkopuolella. Säädökset ja normit vanhenevat nopeasti ja siksi ajankohtaisen tiedon hankkiminen oli työllästä myös RAMAS-hankkeessa. Katsaukseen haettiin luotettavuutta asiantuntijatarkastuksilla ja –haastatteluilla.

Paikkatietoaineistojen hyödyntämistä alueellisessa ympäristö- ja terveysriskien arvioinnissa voisi edelleen kehittää. RAMAS-hankkeessa tuotetut kartat havainnollistavat riskien alueellista jakautumista mm. suhteessa väestön keskittymiin ja arvokkaisiin luontokohteisiin. Myös aineistojen kattavuutta ja laatua on tarpeen parantaa. Esimerkiksi vesihuollon paikkatietojen kattavuus, ajanmukaisuus ja paikannuksen tarkkuus on ollut puutteellista Pirkanmaalla kuten muissakin maakunnissa. RAMAS-hankkeen aikana tietoja päivitettiin osin muihinkin tarkoituksiin. Hankkeessa kokeiluna tuotettu aineisto Pirkanmaan kylien liittymisestä vesihuoltoverkostoon tuotetaan samaan tapaan kaikista Suomen kylistä, mutta systemaattisemmin ja osana valtakunnallista yhdyskuntarakenteen tietojärjestelmän kehityshanketta.

## 10. Suositukset

Timo Ruskeeniemi<sup>1</sup>, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi<sup>2</sup>, Heli Lehtinen<sup>3</sup>, Birgitta Backman<sup>1</sup>, Esko Rossi<sup>4</sup>, Eija Schultz<sup>3</sup>, Jaana Sorvari<sup>3</sup>, Ritva Mäkelä-Kurtto<sup>5</sup>, Amer Bilaletdin<sup>6</sup>, Kati Vaajasaari<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

<sup>2</sup> Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

<sup>3</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>4</sup> Esko Rossi Oy, Kuokkasenmutka 4, 40520 Jyväskylä

<sup>5</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, L-talo, 31600 Jokioinen

<sup>6</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

<sup>7</sup> Golder Associates, Kolmionkatu 5, 33900 Tampere

### Yleiset suositukset

- Viranomaisten ja tutkimuslaitosten välistä yhteistyötä on lisättävä. Ympäristögeokemiallinen paikkaan sidottu tieto tulisi tallentaa keskitetysti yhteen tietokantaan siten, että tietyn alueen kaikki tiedot saa helposti esiin. Välivaiheena voisi olla metatietokanta, josta käy ilmi, mitä tutkimuksia jollakin alueella on tehty sekä mistä tutkimusaineisto on saatavissa
- Ympäristötutkimuksissa tulisi pyrkiä mahdollisimman monipuoliseen alkuaineiden ja yhdisteiden analysointiin. Rutiininomaisesti valittu, suppea alkuainevalikoima rajoittaa aineiston käyttökelpoisuutta muissa tutkimuksissa ja ennalta arvaamattomat korkeiden pitoisuuksien alueet saattavat jäädä huomaamatta
- Juomavetenä käytettävästä vedestä tulee analysoida riittävän monipuolisesti sekä orgaaniset että epäorgaaniset yhdisteet, esimerkiksi arseeni. Analyysit pitää tehdä ennen kaivon käyttöönottoa, säännöllisesti sen jälkeen sekä aina, kun kaivon ympäristössä tai veden käyttömäärissä tapahtuu suuria muutoksia. Näytteenotosta ja analyyseistä saa tietoa esimerkiksi kuntien terveystarkastajilta
- Tällä hetkellä kenelläkään ei ole tarkkaa tietoa siitä, paljonko Suomessa on porakaivoja. Suomeen tulisi perustaa porakaivorekisteri muiden Pohjoismaiden mallin mukaisesti. Kaivon teknisten ja sijaintitietojen lisäksi pitää tallettaa mahdolliset kivilajitiedot, pumppaustestien tulokset ja veden laatutiedot. Tietokannan luomiseen ja ylläpitoon pitää asettaa tarvittavat velvoitteet. Porakaivorekisterin perustaminen on tullut entistä ajankohtaisemmaksi, koska tällä hetkellä rakennetaan paljon syviä maalämpökaivoja kallioon. Esimerkiksi kalliotilojen rakentamisen kannalta porakaivojen sijainti olisi tiedettävä

- Kaavoituksessa, aluesuunnittelussa ja rakentamisessa tulisi entistä enemmän huomioida geologiasta ja geokemiasta johtuva alueiden erilaisuus

## **Pirkanmaata koskevat suositukset**

- Kaikkien RAMAS-hankkeen tunnistamilta arseeniriskialueilla olevien porakaivojen vedenlaatu tulisi tarkastaa. Raja-arvot ylittävillä kaivoille pitää järjestää korvaava vesihuolto tai arseenin poistojärjestelmä. Uusien porakaivojen rakentamista arseenialueille on syytä harkita ja vesi on joka tapauksessa analysoitava luotettavassa laboratorioissa
- Sellaisen veden juomista, jonka arseenipitoisuus ylittää 10 µg/l, tulisi välttää. Arseenipitoista vettä voi käyttää pyykinpesussa tai suihkussa, mutta ravintokasvien kastelua tulisi harkita
- Alueilla, joilla moreenissa tai kallioperässä on todennäköisesti tavanomaista korkeampia arseenipitoisuuksia, tulee asiaan varautua ennakoivasti kaavoitusten eri vaiheissa, joko maankäyttösuunnittelun tai toimenpideohjeistusten kautta. Kohteiden YVA-, PIMA tai muissa tutkimuksissa tulee huomioida myös maaperän syvyysuuntainen pitoisuusvaihtelu
- Arseenin kulkeutumista ja esiintymistä kaivosten, puunkyllästämöiden, kaatopaikkojen ym. ihmistoiminnan pilaamien alueiden ympäristössä tulisi seurata systemaattisesti
- Tähänastisten tutkimustulosten mukaan Pirkanmaalla ei arseenin johdosta ole tarvetta erityissuosituksiin tai -toimenpiteisiin maanviljelyssä sen enempää kuin muuallakaan Suomessa. Arseenin haitallisuuden vuoksi arseenipitoisuuksien kehitymissuuntaa viljelymaissa olisi kuitenkin jatkossa hyvä tarkkailla valtakunnallisessa seurantatutkimuksessa

## 11. Johtopäätökset

Timo Ruskeeniemi<sup>1</sup>, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi<sup>2</sup>, Heli Lehtinen<sup>3</sup>, Birgitta Backman<sup>1</sup>, Esko Rossi<sup>4</sup>, Eija Schultz<sup>3</sup>, Jaana Sorvari<sup>3</sup>, Ritva Mäkelä-Kurttio<sup>5</sup>, Ämer Bilaletdin<sup>6</sup>, Kati Vaajasaari<sup>7</sup>

<sup>1</sup> Geologian tutkimuskeskus, PL 96, 02151 Espoo

<sup>2</sup> Teknillinen korkeakoulu, Geoympäristötekniikka, PL 6200, 02015 TKK

<sup>3</sup> Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

<sup>4</sup> Esko Rossi Oy, Kuokkasenmutka 4, 40520 Jyväskylä

<sup>5</sup> Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, L-talo, 31600 Jokioinen

<sup>6</sup> Pirkanmaan ympäristökeskus, PL 297, 33101 Tampere

<sup>7</sup> Golder Associates, Kolmionkatu 5, 33900 Tampere

### 11.1 RAMAS-hankkeen merkitys Pirkanmaan arseenihaittojen rajoittamisessa

RAMAS on ensimmäinen Suomessa toteutettu hanke, jossa on kartoitettu maakunnan kokoiselta alueelta sekä ihmisen toiminnan tuloksena että luontaisesti esiintyvän haitta-aineen esiintymistä. Hankkeesta tekee poikkeuksellisen myös se, että siinä ei ole tyydytty pelkästään tiedon keruuseen, vaan saadusta tiedosta on pyritty tekemään monipuolinen tulkinta riskinarvointiin ja riskinhallintaan asti. Se, että tiedon tuottajat ja sen jatkoohjelijat tekevät tiivistä yhteistyötä samassa hankkeessa luo hyvät mahdollisuudet työtapojen kehittämiseksi.

Hankkeen tulokset hyödyttävät monella tasolla alueen kuntia, viranomaisia ja muita toimijoita sekä ympäristötutkimusta laajemminkin. Käytettyä tutkimusmetodiikkaa voi soveltaa muualla Suomessa ja myös muille haitallisille alkuaineille. Kaiken ympäristöhuollon pohjana on hyvä käsitys ympäristön tilaa kuvaavista tekijöistä. RAMAS on tuonut tähän merkittävän panok-

sen kokoamalla monipuolisen aineiston arseenin esiintymisestä Pirkanmaalla. Sen perusteella on paikallistettu ne alueet, joilla kallioperässä, maaperässä tai kalliopohjavesissä voi olla arseenia niin paljon, että se tulee ottaa huomioon alueiden käytössä. Samoin on tunnistettu merkittävimmät ihmisen toiminnasta johtuvat arseenilähteet. Jo alueellinenkin aineisto on hyvä apuväline maankäytön suurimittakaavaisessa suunnittelussa. Sen pohjalta voidaan osoittaa kohteita, joilla lisätutkimukset ovat tarpeen.

RAMAS-hanke on jo käynnistänyt konkreettisiäkin toimia. Lähtökohtana on ollut se, että tiedon lisääminen on parasta riskinhallintaa. Esimerkiksi lähellä Viljakkalan kirkonkylää sijaitseva Haverin kaivoksen rikastushiekkalualue on yksi tällainen vähän tutkittu ja riskialttiilla paikalla oleva kohde. Haverissa aloitettiin väitöskirjatyö, jossa tutkitaan rikastushiekkaa ja sen ympäristöön aiheuttamaa kuormitusta.

Toinen esimerkki on Ruoveden Kautussa oleva puunkyllästämö, jonka pilaantumista tutkittiin muun muassa laboratoriotestein ja jonne hankkeen aloitteesta asennettiin kaksi pohjavesiputkea pohjaveden laadun seurantaan varten.

Hanke on pureutunut arseeniongelmaan myös yksityiskohtaisemmin pyrkiessään lisäämään arseenin esiintymiseen, käyttäytymisen ja vaikutuksiin liittyvää tietoa. Osa tutkimustuloksista on kokonaan uutta, osa täydentää aikaisempia tutkimuksia. Merkittävimmät uudet geokemialliset aineistot liittyvät arseenin esiintymistapaan maaperässä, viljelykasvien sekä metsämarjojen, sienten ja koivun mahlan arseenikertymään, pohjaveden arseenin hapetustilaan ja arseenin kulkeutumiseen. Tämän tyyppisen havaintoaineiston kerääminen kotimaasta on välttämätöntä, koska Suomen geologiset ja ilmastoon liittyvät erityispiirteet rajoittavat ulkomaisista kohteista raportoidun aineiston soveltamista.

Laaja-alaisen ja monipuolisen hankkeen toteuttaminen vaatii myös ennakkoluulotonta uusien toimintamallien kokeilua. Juomaveden arseenista aiheutuvien terveyshaittojen arviointia varten toteutettiin tutkimus, jossa kytkettiin toisiinsa alueellinen porakaivovesien pitoisuustieto, altistumista kuvaava biomonitorointiaineisto (virtsan arseeni) sekä epidemiologinen seulonta (syöpärekisteri). Menettelyllä haluttiin varmentaa vuorovaikutussuhteita ja pyrittiin vähentämään suhteellisen pienten aineistojen aiheuttamaa tilastollista epävarmuutta.

Ympäristöriskien arvioinnin apuna käytettiin ekotoksikologisten laboratoriomenetelmien lisäksi järvisedimenttitutkimuksia alueilla, joilla arseenikuormituksen tiedettiin olevan merkittävä. Järven pohjasta kairatuista sedimenttiprofiileista voidaan nähdä valuma-alueelle tyypilliset pitkän aikavälin taustapitoisuudet ja havaita mahdollinen kaivostoiminnan aiheuttama lisäkuormitus. Esimerkiksi Ylöjärven kaivoksen toiminta-aika näkyy selvästi monen kilometrin matkalla kaivokselta virtaavan puro-järvi-ketjun järvistä otetuissa sedimenteissä. Sedimenteistä tutkittiin myös piilevien määrä ja lajisto, jotta voitaisiin arvioida, onko kohonneilla arseenipitoisuuksilla ollut vaikutusta järven ekosysteemiin. Välillisesti ympäristöriskien arviointia ja hallintaa tukee myös Pirkanmaan ympäristö-

keskuksessa kehitetty viranomaisten käyttöön soveltuva arseenin kulkeutumista kuvaava malli. Se perustuu Ylöjärven kaivosalueelta ja sen lähivesistöistä kerättyyn aineistoon. Malli on riittävän tarkka alustaviin tarkasteluihin ja sen kehitystyössä on pyritty helppokäyttöisyyteen ja tarvittavan lähtöaineiston kohtuulliseen määrään. Haitta-aineiden kulkeumamallinnukselle on tarvetta, koska merkittäviä ympäristö- ja terveysriskejä saattaa syntyä, kun esimerkiksi arseenia lähtee liikkeelle ja kulkeutuu alueille, joilla sitä ei entuudestaan ole.

RAMAS-hankkeesta saaduilla tuloksilla voidaan nähdä olevan merkitystä myös kansainvälisesti. Havainnot lisäävät osin melko vähäistä tietämystä arseenin käyttäytymisestä ympäristössä ja ekosysteemissä sekä täydentävät osaltaan geokemiallisia tietokantoja.

Tulevaisuutta ajatellen RAMAS-hanke on nostanut esille hankkeen toteutuksen aikana havaittuja kehitystarpeita. Osa niistä on tutkimukseen ja menetelmiin liittyviä, mutta kaikkein keskeisimmät kehitystarpeet liittyvät tiedonsiirtoon. RAMAS-hanke on omalta osaltaan huomionnut tiedonlevityksen tarpeet siten, että kaikki hankkeen aikana koottu ja tuotettu aineisto on dokumentoitu RAMAS-raporttisarjaan ja siitä on työstetty karttoja. Julkaistu aineisto on saatavilla hankkeen kotisivuilta ([www.gtk.fi/projects/ramas/](http://www.gtk.fi/projects/ramas/)). Tuotetun geokemiallisen aineiston käytettävyyttä pyritään edelleen tehostamaan Pirkanmaalla liittämällä se soveltuvin osin mukaan kaikille avoimeen ja maksuttomaan geologiseen Tampereen GEOTIETO-järjestelmään, jota kehitetään TAATA-hankkeen puitteissa Geologian tutkimuskeskuksessa (<http://geotieto.gtk.fi>). TAATA-hankkeen keskeisiä aikaansaannoksia tulevat olemaan eri mittakaavaiset Tampereen seudun maaperän ja kallioperän rakennusgeologisia ominaisuuksia koskevat tietoaineistot ja niistä työstetyt visualisoinnit, esim. rakennettavuuskartat. Tässä vaiheessa hankkeessa ovat mukana GTK:n lisäksi Tampereen, Nokian, Oriveden ja Ylöjärven kaupungit, Pirkkalan, Lempäälän, Vesilahden ja Kangasalan kunnat sekä Pirkanmaan ympäristökeskus, Pirkanmaan Liitto, Tampereen Vesi ja Tiehallitus. Hanke toteutetaan vuosina 2007–2011.

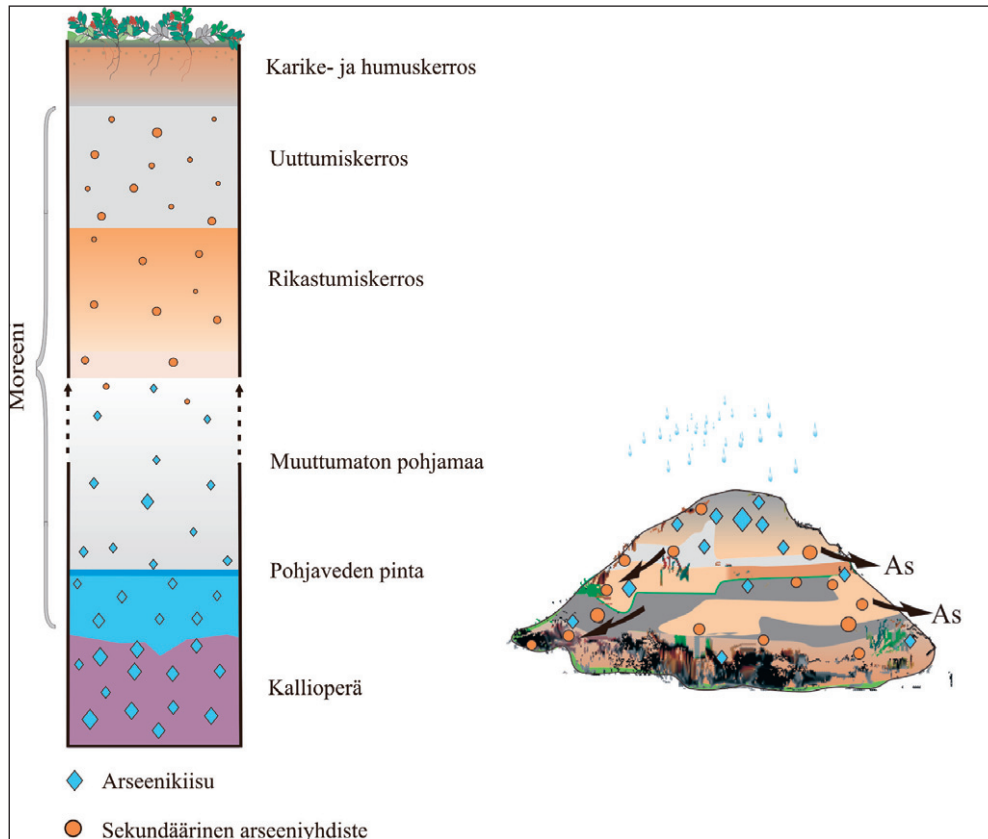
Seuraavissa kappaleissa esitetään aihepiireittäin keskeisimmät RAMAS-hankkeen johtopäätökset.

## 11.2 Arseenin luontainen esiintyminen

- Pirkanmaan keski- ja eteläosan kallioperässä, maaperässä ja kalliopohjavedessä on arseenia enemmän kuin muualla Suomessa. Monin paikoin arseenipitoisuudet ylittävät ohjearvot. Sekä maaperän että kalliopohjaveden arseeni on alunperin kallioperästä lähtöisin. Kallio- ja maaperässä sekä pohjavedessä olevan arseenin alueellinen esiintyminen on geologisin perustein ennustettavissa melko hyvin, mutta esimerkiksi kaivon tarkkuudella arseenipitoisuuksia ei pystytä ennakoimaan
- Tutkituista Pirkanmaan porakaivoista (1273) noin joka viidennessä porakaivos- sa arseenipitoisuus ylittää juomavedelle asetetun rajan, 10 µg/l. Kaivovesi pitää analysoida kaivon käyttöönoton yhteydessä ja myös silloin, kun veden käyttömäärässä on merkittäviä muutoksia. Pintavesissä ja maaperän pohjavedessä arseenipitoisuudet eivät yleensä ole korkeita. Myös vesilaitosvesissä arseenipitoisuudet olivat pieniä
- Maaperä koostuu syntyvän ja aineksen suhteen erilaisista kerroksista. Heikosti lajittunut moreeni edustaa paikallista kallioperää, kun taas savikoiden ja hiekkamaiden aines on voinut kulkeutua hyvin- kin kaukaa. Sen vuoksi näiden maalajien kemiallisessa koostumuksessa voi olla suuria eroja. Maaperän korkeat arseenipitoisuudet liittyvät moreeniin. Korkeimmat pitoisuudet todettiin syvällä, lähellä kallionpintaa olevissa kerrostumissa niillä alueilla, joilla kallioperässäkin on paikoin runsaasti arseenia. Muissa tutkituissa maalajeissa arseenipitoisuudet eivät ole erityisen korkeita, mutta kuitenkin suurempia kuin koko maassa keskimäärin
- Mikäli maankäyttöön liittyy suuria maansiirto- tai louhintatöitä, pitää ennakoselvitykset mitoittaa sen mukaisesti. Pintamaahan kohdistuva näytteenotto ei ole riittävä, jos toimenpiteet ylettyvät koko maapeitteeseen tai kallioon asti. Pirkanmaalla on laajoja alueita, joissa moreenin arseeni- ja raskasmetallipitoisuudet ovat korkeimmillaan lähellä kallion pintaa. Korkeimmat arseenipitoisuudet aiheutuvat vähähappisessa ympäristössä säilyneistä rapautumattomista arseenisulfideista (kuva 64). Sulfidit rapautuvat herkästi joutuessaan hapettaviin olosuhteisiin. Silloin niiden sisältämä arseeni ja raskasmetallit vapautuvat
- Arseenipitoisuudet eivät olleet korkeita luonnonmarjoissa, sienissä tai koivun mahlassa edes alueilla, joissa maaperässä oli kohonneet arseenipitoisuudet

## 11.3 Arseeni maataloudessa

- RAMAS-hankkeeseen valittiin 13 maatilaa, joiden sadoista kerättiin näytteet kunkin viljelykasvin normaalin sadonkorjuun aikaan. Tutkittaviksi kasveiksi valittiin vehnä ja peruna, koska ne ovat yleisesti käytettyjä ravintokasveja sekä lisäksi timotei, koska se on yksi laajimmin viljellyistä rehukasveista Euroopassa
- Tämän tutkimuksen ja myös aiempien tutkimusten mukaan viljelymaiden ja –kasvien arseenipitoisuudet olivat Pirkanmaalla alhaista kansallista tasoa
- Saatujen tulosten perusteella maatalon väki ja karja Pirkanmaalla eivät altistu arseenille peltomaidensa tai satojensa kautta kuten eivät ihmiset ja kotieläimet muuallakaan Suomessa



**Kuva 64.** Maaperän alimmassa osassa lähellä kalliota voi olla jäljellä kalliosta peräisin olevia sulfideja kuten arseenikiisua (FeAsS). Lähellä maanpintaa sulfidit ovat aikojen kuluessa rapautuneet ja arseenikiisusta vapautunut arseeni on sitoutunut sekundäärisiin mineraaleihin. Kun maansiirtotöissä eri kerrokset sekoittuvat keskenään, sulfideja sisältäviä kerroksia voi joutua maaperän vähähappisista alaosista hapettaviin olosuhteisiin, jolloin arseenia vapautuu pintavesiin. Toisaalta myös hapellisista pintaosista pelkistäviin olosuhteisiin siirretystä maa-aineksesta voi löyhästi sitoutunut arseeni lähteä liikkeelle. Kuva Pirkko Kurki ja Harri Kutvonen.

- Viljelymaissa ei todettu myöskään merkittävää ihmisen toiminnasta aiheutuvaa arseenimäärän lisäystä
- Arseeni on Suomen maatalousympäristössä hyvin hallittu. Suomen lainsäädäntö sisältää arseenin enimmäispitoisuudet lannoitevalmisteille ja kaupallisille rehuille.

Suomessa valmistetut lannoitteet sisältävät kansainvälisesti vertaillen poikkeuksellisen vähän arseenia. Arseenipitoiset torjunta-aineet kiellettiin 1960-luvulla ja ilmasta kaukokulkeutumana tulevat arseenipäästöt ovat vuosikymmenien kuluessa pienentyneet

## 11.4 Ihmisen toiminnasta aiheutuvat arseenipitoisuudet

- Ihmisen toiminnasta johtuvan arseenin lähteitä kartoitettiin kirjallisuuden ja viranomaisten rekistereiden avulla. Tunnetut kohteet Pirkanmaalla liittyvät tuotantoon (puunkyllästämöt, kaivokset, energian tuotanto, maatalous), yhdyskuntaan (kaatopaikat, jätevedet) ja harrastuksiin (ampumaradat). Näistä merkittäviksi arvioitiin kaivokset ja puunkyllästämöt.

Luontaisen arseenin kohteisiin verrattuna pilaantuneet maa-alueet ovat pienialaisia, mutta haitta-ainepitoisuudet voivat olla korkeita

- RAMAS-hanke tutki tarkemmin entisen puunkyllästämön pilaamaa maa-aluetta Ruovedellä sekä kolmen toimintansa lopettaneen kaivoksen ympäristöä. Lisäksi arseenipitoisuuksia mitattiin yhdyskun-

- tajäteveden puhdistamoista ennen ja jälkeen jäteveden puhdistuksen. Myös muutamasta kivilouhimosta ja kaatopaikasta analysoitiin pintavesien pitoisuuksia
- Ylöjärven ja Haverin kaivosten rikastushiekka-alueet sisältävät arseenia. Ylöjärvellä arseenin myös tiedetään liikkuvan pintavesien mukana kohti Näsijärveä. Haverin kaivoksen rikastushiekka-alue on asutuksen tuntumassa, joten siellä tarvitaan lisäselvityksiä. Ylöjärven rikastushiekka-alueella mitattiin arseenipitoisuuksia myös pölyssä
  - Pirkanmaalla on toistakymmentä sahaa tai puunkyllästämöä, joilla on käytetty kupari-kromi-arseeni -kylästeitä (CCA). Muutama kohde sijaitsee pohjavesialueilla tai muutoin tarkkailua vaativassa ympäristössä. Joissakin kohteissa on jo tehty kunnostusta
  - Joidenkin kivilouhosten pinta- että pohjavesissä mitattiin kohonneita arseenipitoisuuksia, mikä viittaa siihen, että alueen kallioissa on luontaista arseenia

## 11.5 Arseenista aiheutuvat riskit ympäristölle

- Ekologinen riskinarviointi (ERA) on menetelmä, jossa arvioidaan ja määritellään jonkun tekijän kasveihin tai eläimiin kohdistamien haitallisten vaikutusten suuruus, todennäköisyys sekä ajallinen ja alueellinen ulottuvuus. Riskinarvioinnin työkaluina voidaan käyttää esimerkiksi kemiallisiin tutkimuksiin pohjautuvia laskentamenetelmiä ja laboratoriossa maa-aineksella tai sen vesiuutteella tehtäviä myrkyllisyystestejä (ekotoksisuustestit). Mahdollisuuksien mukaan voidaan tehdä myös maastossa erilaisia kasvillisuus- ja eliöstökartoituksia. RAMAS-hankkeessa ekologinen riskinarviointi kohdennettiin tiettyihin arseenin tyyppikohteisiin (kaivosalue, kyllästämö ja alue, jossa arseenipitoisuus on luontaisesti korkea)
- RAMAS-hankkeessa laskennallisissa ekologisten riskien arvioinnissa arvioitiin tiettyjen avaineliöiden (maaperän lierot, päästäiset, linnut) altistumista ympäristön arseenille. Ekotoksisuuskokeissa käytettiin standardoituja tai näistä hiukan muunneltuja testejä eri eliöillä kuten kasveilla, maaperän lieroilla ja änkyrimadoilla sekä bakteereilla. Näillä tutkittiin tyyppikohteilta otettujen maanäytteiden myrkyllisyyttä. Tarkasteltavia vaikutuksia olivat mm. kasvien siementen itävyys ja kasvu sekä lierojen ja änkyrimatojen poikastuotanto ja kuolleisuus
- Saadut tulokset osoittivat sekä kyllästämöalueen että kaivoksen rikastushiekka-alueen olevan hyvin myrkyllisiä eli arseenin (ja muiden haitta-aineiden) korkeiden pitoisuuksien aiheuttavan suuren riskin maaekosysteemissä. Riskit keskittyivät maaperäeliöihin, kasveihin ja näitä ravintonaan käyttäviin piennisäkkäisiin (päästäiset, myyrät yms.). Riskit ravintoketjussa ylempänä oleville eliöille ovat laskelmien mukaan vähäiset johtuen muun muassa ravintolähteiden monipuolisuudesta ja vaihtelevasta alkuperästä ja arseenin käyttäytymisestä elimistössä (ei kertyvä). Ylöjärven kaivosalueen läheisimpään vesiekosysteemiin arvioitiin kohdistuvan merkittävä riski johtuen korkeista arseenipitoisuuksista. Pitoisuudet vesissä (ja sedimentissä) kuitenkin pienenevät merkittävästi etäännyttäessä kaivosalueelta. Niinpä Näsijärvessä pitoisuudet ovat jo niin alhaiset, että arseenista aiheutuvat riskit vesieliöille jäävät merkityksettömän pieniksi
- Ekotoksisuustestit osoittivat arseenin poikkeavan käyttäytymisen verrattuna samalla alueella esiintyviin muihin haitta-aineisiin (metallit). Havaitut haitalliset vaikutukset saattoivat ainakin osin johtua myös muista, eliöihin haitallisesti vaikuttavista maaperän ominaisuuksista. Luontaisen arseenin alueilla (moreeni, kallio-



perä) ekologinen riski jääkin oletettavasti vähäiseksi, ellei luonnon tasapainoa häiritä ihmisen toimilla

- Yksittäisestä haitta-aineesta kuten arseenista aiheutuvien ekologisten riskien arviointi laajalla alueellisella tasolla on RAMAS -hankkeen kokemusten perusteella vaikeasti toteutettavissa. Tämä johtuu mm. siitä, että arseeni on erittäin harvoin ainoa ekologisia vaikutuksia aiheuttava ympäristötekijä. Käytännössä alueellisen tason riskinarvioinnissa tarkastellaankin yleensä eri haittatekijöiden kokonaisvaikutusta. Riskinarvioinnin laajentamiseksi aluetasolle riskinarvioinnista saatu tieto merkittäviä riskejä aiheuttavista arseenin

tyyppikohteista (ks. yllä) yhdistettiin karttatietoon tärkeimmistä luontokohteista

- Ekotoksisuustestit antavat käytännössä yleensä monipuolisempaa tietoa riskeistä kuin yksinomaan kemiallisiin tutkimuksiin perustuva arviointi, sillä ne ottavat huomioon useita tekijöitä, jotka jäävät menetelmien ja tiedon puutteen vuoksi etenkin haitta-aineiden laskennallisessa arvioinnissa yleensä huomiotta. Haitta-aineiden yhteisvaikutusten lisäksi tällaisia tekijöitä ovat etenkin haitta-aineiden biosaatavuus, eliöiden sopeutuminen ja kyky välttää haitta-ainepitoista ympäristönosaa

## 11.6 Arseenin terveysvaikutukset

- Arseeni on lukuisia epäorgaanisia ja orgaanisia yhdisteitä muodostava myrkyllinen alkuaine. Äkilliset arseenimyrkytykset ovat harvinaisia, joten merkittävimpänä arseenin vaarana pidetään pitkäaikaisen altistumisen vaikutuksia terveyteen
- Elimistössä epäorgaaninen arseeni metyloituu ja muodostuu orgaanisia arseeniyhdisteitä. Arseenin kemiallinen muoto vaikuttaa sekä arseenin imeytymiseen elimistöön että aineenvaihduntaan ja vaikutuksiin elimistössä. Esimerkiksi merikaloista saatavia orgaanisia arseeniyhdisteitä pidetään vähemmän myrkyllisinä kuin epäorgaanisia arseeniyhdisteitä. Altistavien arseeniyhdisteiden tunnistaminen ja arseenin aineenvaihdunnan tunteminen ovat tärkeitä arseenin aiheuttamien terveysvaikutusten ja -riskien arvioinnissa
- Ihmisen elimistöön imeytynyt arseeni leviää läpi elimistön, mutta suurimmat pitoisuudet ovat ihossa, kynsissä ja hiuksissa. Arseeni poistuu elimistöstä pääasiassa virtsan mukana (90 %) ja vähäisemmässä määrin ulosteissa. Pieniä määriä arseenia voi myös sitoutua kudoksiin. Kerta-annoksena saatu arseeni poistuu elimistöstä aluksi nopeasti, mutta myöhemmin poistuminen hidastuu
- Pitkäaikaisesta arseenille altistumisesta on todettu aiheutuvan monenlaisia terveysvaikutuksia. Yleensä iho on ensimmäinen kohde, jossa vaikutukset näkyvät. Arseenin aiheuttamia ihosairauksia ovat esimerkiksi ihon liikasarveistuminen ja liikapigmentaatio. Arseenin on myös todettu lisäävän verenpainetta ja aiheuttavan lihaskrampeja sekä immuunijärjestelmän heikentymistä. Lisäksi arseenilla epäillään olevan osuutta sydän- ja verisuonisairauksiin, diabetekseen ja munuaissairauksiin. Arseenin on osoitettu aiheuttavan haittavaikutuksia suurilla altistumistasoilla, mutta vähäisen altistumisen vaikutuksista on epäselvyyttä
- Runsaasti arseenia sisältävän juomaveden pitkäaikainen käyttö lisää riskiä sairastua ihon, munuaisten ja virtsarakon syöpään sekä mahdollisesti keuhkosityöpään. Koska arseenin syöpäriskiä lisäävän vaikutuksen mekanismia ei tunneta ja pienille arseenimäärille altistumisen ja syöpäriskin suhde on epäselvä, jo vähäisenkin altistumisen katsotaan lisäävän syöpäriskiä

## 11.7 Arseenista pirkanmaalaisille aiheutuva terveysriski

- Juomaveden ja ravinnon kautta tulevaa arseenille altistumista pidetään yleisesti tärkeimpinä saantireitteinä. Yksilötasolla myös paljon arseenia sisältävästä maasta (esim. kaivosalueet) tai pölystä voi tulla altistumista. Pirkanmaalla arseenipitoisen porakaivovesi on tärkein altistumisreitti
- RAMAS-hankkeessa terveysriskejä arviointiin määrittämällä laskennallisesti mahdollinen ihmisten altistuminen erilaisissa tilanteissa ja eri altistusreittien kautta (ruoansulatus, iho, hengitys). Riskinarviolaskelmien mukaan Pirkanmaan pohjoisosassa ei pitäisi olla arseenista aiheutuvaa yleistä terveysriskiä. Pirkanmaan keskiosassa, Tampereen liuskevyöhykkeellä, juomavetenä käytettävän porakaivoveden sisältämästä luonnon arseenista kalliopohjaveden kautta aiheutuvat terveysriskit ovat ilmeisiä ja terveyshaittojen esiintyminen on todennäköistä ilman riskejä vähentäviä toimenpiteitä. Eri viitearvoihin verrattuna 10-60 % porakaivovesien käyttäjistä voi altistua arseenille haitallisessa määrin. Kuilukaivovesien käyttäjillä arseenista ei aiheudu terveysriskiä tälläkään alueella. Pirkanmaan eteläosassa, Pirkanmaan migmatiittivyöhykkeellä, arseenista aiheutuvat terveysriskit ovat edellistä pienempiä, mutta kuitenkin 3–30 % porakaivovesien käyttäjistä voi altistua arseenille haitallisessa määrin
- Kaivosalueilta, puunkyllästämöiltä tai muutoin ihmisen toiminnasta peräisin oleva arseeni aiheuttaa merkittävää terveysriskiä lähinnä herkässä maankäytössä kuten perustettaessa asuinalueita kunnostamattomille kohteille. Kaivosympäristöihin tyypillisesti liittyvät porakaivovesien korkeat arseeni- ja metallipitoisuudet tulee myös ottaa huomioon
- Altistuksen laskennalliseen määrittelyyn perustuvan riskinarvion täydentämiseksi tutkimusalueella tehtiin biomonitorointitutkimus keräämällä virtsanäytteitä. Suurin osa kehoon päätyvästä arseenista erittyy muutaman vuorokauden kuluessa, joten virtsatutkimuksia voidaan käyttää todentamaan lähiaikoina tapahtunut altistus. Tutkimukseen osallistui sekä talouksia, joiden kaivovedestä oli analysoitu korkeita arseenipitoisuuksia että talouksia, jotka olivat liittyneet vesijohdotverkkostoon (ei arseenia). Lisäksi tehtiin syöpärekisteritutkimus, jossa selvitettiin pitkäaikaiseen arseenialtistukseen tyypillisesti liittyvien syöpäsairauksien esiintyminen alueilla, joilla on todettu pohjaveden sisältävän luontaisesti korkeita arseenipitoisuuksia. Syöpätapausten määrän vertailualueina olivat muu Suomi sekä sellaiset Pirkanmaan alueet, joilla ei ole todettu normaalista poikkeavia arseenipitoisuuksia. Alustavat tulokset syöpärekisteriselvityksestä viittasivat muutamien arseenialtistumiseen liitettyjen syöpätyyppitapausten lisääntymiseen alueilla, joilla pohjavedestä on mitattu korkeita arseenipitoisuuksia. Tuloksia tulee kuitenkin tulkita varovaisesti, koska tarkastelu oli alustava ja tuloksiin sisältyy monia epävarmuustekijöitä. Biomonitorointitutkimus osoitti altistumista arseenille tapahtuvan, sillä virtsan arseenipitoisuudet olivat keskimäärin suurimpia henkilöillä, joiden käyttöveden arseenipitoisuus oli korkeahko. Esiin tuli kuitenkin myös yksittäisiä tapauksia, joissa virtsan arseenipitoisuus oli tavanomaista korkeampi, vaikka juomavesi ei sisältänyt merkittäviä pitoisuuksia arseenia. Tämä saattoi aiheutua esim. työssä tai harrastuksissa tapahtuneesta altistumisesta. Selkeää selitystä ilmiölle ei kuitenkaan löydetty

## 11.8 Riskinhallintakeinot

- Riskinhallinnalla tarkoitetaan kaikkia niitä toimia, joilla riskejä pyritään välttämään tai minimoimaan. Arseenista aiheutuvia riskejä voidaan rajoittaa joko vähentämällä tunnistettuja arseenin lähteitä tai välttämällä ja vähentämällä altistumista. Tätä varten on käytössä esimerkiksi hallinnollisia, teknisiä ja tiedollisia keinoja
- Arseenin esiintymistä kemikaaleissa ja tuotteissa on jo voimakkaasti rajoitettu Suomessa ja rajoitetaan muuallakin maailmalla yhä laajemmin. Arseenidirektiivin myötä volyymitään suurimmat markkinat, arseenin käyttö suojauskemikaaleissa, siirtyy EU-maiden ulkopuolelle
- Useiden haitallisten aineiden, kuten myös arseenin, riskinhallintaa koskevat säädökset ovat olleet muutosvaiheessa RAMAS-hankkeen aikana. Uusien säädösten merkitystä on vielä vaikea arvioida. Tähän mennessä yksi merkittävimmistä muutoksista on ollut arseenin enimmäispitoisuuden laskeminen  $50 \mu\text{g/l} > 10 \mu\text{g/l}$  juomaveden laatuvaatimuksissa. Uusia säädöksiä ovat:
  - Lannoitevalmisteiden enimmäispitoisuudet (MMMa 12/2007)
  - Rehujen ja rehuaineiden laatuvaatimukset (MMa 2/2006)
  - Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi (VNa 214/2007)
  - Jätteen kaatopaikkakelpoisuus (VNa 202/2006)
  - Laatuvaatimukset maarakentamisessa hyödynnettäville jätteille (VNa 591/2006)
  - Ilman laadun tavoitearvo ulkoilmassa (VNa 164/2007)
- Suurin osa nykyisistä hallinnollisten säädösten ja määräysten nojalla esitetystä ohje- ja viitearvoista perustuu arseenista aiheutuvien terveysriskien rajoittamiseen. Ekologisiin riskeihin pohjautuvia pitoisuusrajoja on annettu mereen uudelleen sijoitettaville ruoppaus sedimenteille ja maaperän pilaantuneisuuden ja kunnostustarpeen määrittelyä varten. Pohjaveden osalta seurattavien prioriteettiaineiden määrittely on juuri meneillään. Tulevissa raja-arvoissa tullaan ottamaan huomioon erityisesti vaikutukset vesiekosysteemeihin
- Suomessa ei ole annettu makean veden ekosysteemeille arseenin aiheuttamiin ekologisiin riskeihin perustuvia viite- tai ohjearvoja. Tämä vaikeuttaa tutkimus- ja kunnostustarpeen arviointia ympäristönäkökulmasta
- Luontaisesti kallio- tai maaperässä esiintyvän arseenin ympäristöriskejä ei ole otettu huomioon rakentamista, jätteitä tai jätteiden käsittelyä koskevassa hallinnollis-oikeudellisessa ohjauksessa. On mahdollista, että arseenialueiden rakentamisen ylijäämämassoja tai hyödynnettäviä jakeita päätyy kohteille, joissa ne aiheuttavat riskin ympäristölle tai ihmisten terveydelle. Hyötykäyttöön kelpaamattomia ylijäämämassoja sijoitetaan tyypillisesti maankaatopaikoille, joissa sekoittuminen esim. happamiin aineksiin voi saada arseenin liikkeelle. Maankaatopaikoilta ei myöskään vaadita muilta kaatopaikoilta edellytettäviä eristäviä pohjarakenteita, eikä niillä ole päästöjen seurantavelvoitteita. Hyötykäyttöön maarakentamisessa liittyy vastaavanlaisia ongelmia. Maarakentamiseen käytettävien jätteiden kuten esim. pilaantuneilta alueilta peräisin olevien maa-ainesten, teollisuuden tuhkien ja kuonien ympäristökelpoisuus on selvitettävä tarkoin, kun sen sijaan pilaantumattomilta alueilta - joiksi arseenianomia-alueetkin luetaan – peräisin oleville maa- ja kiviaineksille ei ole asetettu tutkimusvelvoitetta
- Altistumista ympäristössä olevalle arseenille voi välttää tai ainakin vähentää. Tiedollinen ohjaus arseenin esiintymisestä, kulkeutumisesta ja altistumistilanteista on perusedellytys riskien hallinnalle

- Arseenipitoisen aineksen käsittely on vaativaa, koska arseeni muuttaa herkästi olomuotoaan ympäristön olosuhteiden (erityisesti hapetus-pelkistysolot) muuttuessa ja samalla sen myrkyllisyys ja liikkuvuus muuttuvat. Arseenin ominaisuutta muodostaa suhteellisen pysyviä rauta-, mangaani-, ja alumiiniyhdisteitä käytetään hyväksi riskien hallinnassa, kuten veden puhdistuksessa
- Ennaltaehkäisevät, jo kaavoitus- ja suunnitteluvaiheessa tehtävät ratkaisut ovat tehokkainta ympäristön arseenista aiheutuvien riskien hallintaa
  - Kuntien vesihuoltosuunnitelmissa arseenialueet olisi huomioitava riittävällä tarkkuudella.
  - Yleis- ja asemakaavoihin voidaan osoittaa alueita, joilla on kehittämistarvetta. Esimerkiksi pilaantuneen alueen puhdistaminen on tällainen kehittämistarve ja sille ympäristöministeriö on antanut (2003) omat kaavamerkinnot.
- Ympäristöterveydenhuollon viranomaisilla on valvonnan lisäksi merkittävä vastuu tiedon välittäjinä myös yksittäisille kotitalouksille. Arseenialueilla on tarpeen varmistaa, että viranomaisilla on ajanmukaiset tiedolliset valmiudet.
  - Valvonnassa tulisi ottaa huomioon mm. arseenipitoisuuksien vaihtelu yksittäisessä kaivossa
  - Yksittäisille kotitalouksille voi olla tarpeen antaa neuvoja arseenia poistavista laitteista, joita kehitetään jatkuvasti lisää
- Terveysriskien rajoittamiseksi vedenhankinnan riippuvuutta kalliopohjavedestä on syytä edelleen vähentää arseenialueilla. Pirkanmaalla on käytetty menestyksellisesti tukena valtion korotettua investointitukea
- Toistaiseksi maa-ainesten poisto ja käsittely muualla on ollut yleisin pilaantuneiden maa-alueiden kunnostusmenetelmä. Arseenipitoista maata on myös stabiloitu kenttärakenteisiin. Etenkin laajoilla, arseenilla pilaantuneilla alueilla tarvitaan muitakin ratkaisuja. Eristäminen erilaisilla arseenin kulkeutumista estävillä pysty- ja pintarakenteilla on myös yksi vaihtoehto. Maailmalla on kaivosalueilla kokeiltu esimerkiksi fyto-remediaatiota eli kunnostamista kasvien avulla. Suomen lyhyt kasvukausi kuitenkin rajoittaa kasvien hyödyntämistä kunnostamisessa, menetelmän hitaus myös rajoittaa sen käyttöä yksinomaisena kunnostusmenetelmänä. Suomessa on Harjavallan sulattoalueella testattu maaperän kunnostamista mm. sekoittamalla pintamaahan orgaanista ainesta, jonka avulla maaperän mikrobitointi voisi elpyä. Harjavallassa arseeni on metallien ohella yksi pilaantumista aiheuttaneista haitta-aineista. Toteutuneissa maaperän kunnostuksissa arseeni ei ole ollut ylitsepääsemätön tekninen ongelma, mutta voimakkaasti arseenilla pilaantuneet luonnonvedet ovat edelleen vaikeasti puhdistettavissa. Toistaiseksi Suomessa ei ole kunnostettu arseenilla pilaantuneita järvi- tai jokiympäristöjä

## 11.9 Riskinhallinnan kehitystarpeita ja ratkaisumalleja Pirkanmaalla

- Pirkanmaalla terveystarpeiden hallinnan kannalta on olennaisinta varmistaa puhtaan juomaveden saanti. Muussa talousvesikäytössä (esim. suihku- ja saunavesi) arseenille ei altistuta merkittävässä määrin. Vesihuoltoverkoston rakentamista arseeniongelmaisille alueille tulee edistää.
  - Eteläisellä Pirkanmaalla on kaikkiaan 30 000–47 000 asukasta omien kaivojen varassa. Merkittävällä osalla näistä asukkaista veden lähteenä lienee kalliopora-kaivo. Uusien porakaivojen rakentamista arseenialueille on syytä harkita ja vesi on joka tapauksessa analysoitava luotettavassa laboratorioissa

- Riskinarvioinnissa tarkastellut arseenilla pilaantuneet maa-alueet (puunkyllästä-möt, Ylöjärven kaivosalue) eivät sijaitse arvokkaiden luontokohteiden läheisyydessä. Sen sijaan ainakin Haverin ja Kutemajärven kaivosten läheisyydessä on arvokkaita luontokohteita. Näiden kaivosten vaikutusalueen todellista laajuutta ei kuitenkaan tunneta, joten lisätutkimukset olisivat tältä osin tarpeen
- Ylöjärven kaivosalueella voitaisiin muodostaa vyöhykkeitä, joihin riskinhallintatoimet kohdennetaan. Ydinvyöhykkeellä hyväksyttäisiin pilaantuminen ja alueen käyttöä rajoitettaisiin voimakkaasti altistuksen välttämiseksi. Entisillä kyllästä-mökiinteistöillä ympäröivän alueen käytötapoja voi olla tarpeen rajoittaa nykyistä enemmän ja merkitä voimakkaimmin pilaantuneet alueet myös maastoon
- RAMAS-hankkeen puitteissa ei selvitetty tarkkaan Ylöjärven kaivosalueen pilaantuneisuuden laajuutta maaekosysteemisä. Alueella tehtävät räjäytykset aiheuttavat pölypäästöjä, joiden leviäminen ympäristöön olisi syytä selvittää. Toiminnan rajoittamista alueellisesti on myös syytä harkita. Rikastushiekkakasasta aiheutuvien päästöjen rajoittamiseksi pintaeristys riittävän paksun puhtaan maakerroksen (vähintään juuristovyöhykkeen paksuisella) avulla ja kasvitus voisivat olla hyviä ratkaisuja päästöjen pienentämiseksi
- Ylöjärven kaivosalueen ympäristössä sijaitsevien kosteikkojen on todettu pidättävän arseenia ja estävän sen kulkeutumista. Pilaantuneiden sedimenttien riskinhallintatoimia voivat olla muun muassa alueelliset käyttörajoitukset, peittäminen tai eristäminen tai ruoppaus ja sedimenttien poisto. Pilaantuneen sedimentin peittämisellä pyritään estämään haitta-aineiden leviäminen ja heikentämään aineiden saataavuutta vesieliöille. Peittämisellä voidaan jäljitellä luonnollista sedimentaatiota
- Maankäytön suunnittelutyössä kaikkien kaivosten toiminta-alueet on Pirkanmaalla jätetty yleiskaavoituksen ulkopuolelle. Kaivosten mahdollisella vaikutusalueella voi kuitenkin olla kaavoituksen piirissä olevia toimintoja, lähinnä asutusta. Kaavojen tarkistamisen ja uusien kaavojen laatimisen yhteydessä onkin tarpeen selvittää tarkemmin lähistöllä olevien kaivosten ympäristövaikutusten alueellinen ulottuvuus. Osa Pirkanmaan toimintansa lopettaneista CCA-kyllästä-möistä sijaitsee ensimmäisen luokan pohjavesialueella. Näillä alueilla onkin tarpeen ottaa huomioon mahdolliset riskit pohjaveden laadulle. Puunkyllästä-möalueilla arseenin ohella pohjaveteen voi siirtyä myös kromia ja kuparia. Vanhojen kunnostamatta jääneiden, rakentamattomien kyllästä-möalueiden merkitseminen maastoon on myös suositeltavaa ihmisten altistumisen minimoimiseksi
- RAMAS-hankkeessa riskinhallintaa varten tuotetun kartta-aineiston jalostaminen käyttökelpoiseksi muun muassa maankäytön ja vesihuollon suunnittelua varten on tehtävä jatkossa yhteistyössä käyttäjien kanssa. Kartta-aineiston tuottamisessa ongelmana on mittakaava. Viranomaisytyössä on tarve erittäin yksityiskohtaiselle paikkatiedolle, mutta käytännössä esimerkiksi yksityisyyden suojaan liittyvät näkökohdat rajoittavat tällaisen työkalun tuottamista. Eri rekisterien sisältämien tietojen yksityiskohtaisuuden tasossa on myös eroja. Esimerkiksi mahdollisesti pilaantuneita maa-alueita koskeva kiinteistökohtainen paikkatieto (MATTI-rekisteri) on nykyään julkista, mutta yksityisistä kaivoista ei ole saatavissa paikka- eikä vedenlaatutietoja

## Kiitokset

Monet henkilöt ja yhteisöt ovat vuosien mittaan myötävaikuttaneet eri tavoin RAMAS-hankkeen työskentelyyn. He ovat omalta osaltaan olleet mukana tekemässä sitä tulosta, jota käsillä olevassa kirjassa ja muissa RAMAS-hankkeen raporteissa ja julkaisuissa esitellään. Haluamme erityisesti tuoda esille seuraavien henkilöiden ja organisaatioiden roolin.

Kiitämme kaikkia niitä pirkanmaalaisia, jotka ovat antaneet ottaa näytteitä kaivoistaan ja maaltaan ja aivan erityisesti niitä, jotka vielä osallistuivat biomonitorointitutkimukseenkin. Monet kiitokset myös monille kaupunkien ja kuntien terveystarkastajille ja muille viranhaltijoille, joiden kanssa on käyty useaan otteeseen rakentavia keskusteluita arseenin aiheuttamista käytännön ongelmista. Erityisesti kiitämme Tuula Sillanpäättä ja Tampereen kaupunkia sekä Oriveden kaupunkia siitä, että RAMAS-hanke sai käyttöönsä kaupunkien porakaivovesien arseenipitoisuustiedostot. Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos oli hyvin joustava ja antoi mahdollisuuden moniin näytteenottoihin Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alueella. Lisäksi he avustivat pölytutkimuksen toteutuksessa. Tästä kiitos Kari Lahdenperälle, Alpo Kariniemelle, Tellervo Vormistolle sekä heidän esimiehilleen. Kiitämme Säijän koulun henkilökuntaa ja Lempäälän kuntaa heidän avustaan arseenipitoistokokeiden järjestelyissä. Maa- ja metsätalousministeriön luvalla RAKAS-hankkeen (Raskasmetallikuormitusten selvittäminen ja vähentäminen Suomen maatalousekosysteemeissä) julkaisemattomia, koko Suomea koskevia aineistoja oli RAMAS-hankkeen käytössä.

GTK:n ammattitaitoiset ja kokeneet tutkimusassistentit Mikael Eklund ja Arto Pullinen

tekivät suuren työn kerätessään maaperä- ja vesinäytteet ja hoitivat siinä sivussa niin ansiokkaasti suhdetoimintaa ja tiedotusta, että näytteenottolupa saatiin lähes poikkeuksetta. MTT:n näytteenottajat Pekka Kivistö ja Ari Seppänen tekivät laadukasta työtä ottaessaan viljelysmaaja kasvinäytteet testitiloilta. Kiitämme myös Marko Lyttistä ja Satu Järvistä Pirkanmaan ympäristökeskuksesta heidän panoksestaan antropogeenisten kohteiden tutkimuksissa sekä Anu Peltosta monipuolisesta teknisestä avusta.

Ekotoksikologisten testien tekemisestä kiitämme SYKE:stä Riitta Meroa, Ritva Väisästä ja erityisesti Minna Sepposta, jonka työpanos maaperäeläintesteissä oli korvaamaton sekä Timo Sara-Ahoa ja Lea Kervistä biologisen materiaalin kemiallisesta analysoinnista.

Maaperä- ja pohjavesinäytteiden kemiallisesta analysoinnista kiitämme lämpimästi GTK:n geolaboratoriota (nykyään Labtium Oy) ja laboratoriopäällikkö Eeva Kalliota henkilökuntineen. Hanna Kahelinia kiitämme hänen avustaan arseenin hapetustilojen määrittämisessä. Sirkka Vartiainen teki suuren työn erilaisten geokemiallisten aineistojen käsittelyssä. Kiitämme myös Leila Lindstedtiä ja Päivi Allénia sekä muuta MTT:n laboratorion henkilöstöä viljelysmaiden ja -kasvien analysoinnista sekä Sirpa Thessleriä monipuolisen kuva- ja karttamateriaalin tuottamisesta. Hanna Huitu auttoi GIS-osaamisellaan tutkimustilojen valinnassa.

Geofysikaalisiin tutkimuksiin osallistuivat TKK:lla Tero Hokkanen, Jalle Tammenmaa ja Janne Kaukolinna. Kiitämme myös kemisti Riitta Juvosta, joka erinomaisella ammattitaidolla analysoi TKK:lla kaivosalueiden näytteitä.

Biomonitorointiin liittyvät analyysit tehtiin

Oulun työterveyslaitoksen laboratoriossa Erkki Hakalan johdolla. Kiitämme myös TTL:n Helsingin toimipisteessä työskentelevää Antero Aitiota hänen avustaan biomonitorointitutkimuksen suunnittelussa. Pia Verkasalo ja Kari Pasanen Kansanterveyslaitoksen ympäristöterveyden osastolta tekivät vaativan epidemiologisen tutkimuksen.

RAMAS-raporttien ennakkotarkastus jouduttiin tekemään usein hyvinkin kiireisellä aikataululla. Kiitämme Timo Assmuthia, Jussi Leveistä, Taina Nysteniä, Jussi Reinikaista, Reijo Salmista ja Jyri Seppälää asiantuntevasta kommentoinnista. Carrie Turunen tarkasti ja korjasi useiden raporttien englannin kielen.

Tämän kirjan ennakkotarkastajat joutuivat toimimaan erityisen tiukassa aikataulussa. Kiitämme kirjan ennakkotarkastajia Karita Åkeria ja Sirpa Kurppaa, joiden kommentit loppuraporttiin olivat tärkeitä ja selkeyttivät monin paikoin tutkijoiden sanomaa. Pirkko Kurjen ihastuttava piirroshahmo toi ripauksen inhimillisyyttä kirjan tiiviiseen asiasisältöön.

Kiitämme Pirkko Kurkea paitsi piirroksista myös monien kuvien muokkaamisesta lukijaystävällisempään muotoon. Kiitämme Olli Loukolaa RAMAS-logon ja esitteen sekä tämän kirjan kannen suunnittelusta erinomaisella ammattitaidolla. Kirjan taittoi Merja Koskinen Multiprint Oy:stä. Kiitämme häntä huolellisesta ja tehokkaasta työstä.

Kiitämme kaikkia hankkeeseen osallistuneita organisaatioita hankkeen saamasta tuesta ja erityisesti RAMAS-ohjausryhmän jäseniä Karita Åkeria, Timo Ruskeeniemeä, Sirpa Kurppaa, Kirsti Loukola-Ruskeeniemeä, Tom Friskiä, Jyri Seppälää, Esko Rossia ja Vesa Kettusta. Terhi Immosen johdolla toiminut, kaikkien osallistujaorganisaatioiden talousasiantuntijoista koottu tiimi hoiti ansiokkaasti hankkeen toisinaan monimutkaistakin taloutta.

Lopuksi haluamme kiittää EU-Life Environment -ohjelmaa RAMAS-hankkeen saamasta rahoitustuesta sekä Pekka Hännistä (Astrale GEIE – ELLE LTD) hankkeen hallinnointiin ja taloudenpitoon liittyvästä opastuksesta.

## Liite. RAMAS-hankkeen raportit, esitelmät ja julkaisut 1.12.2004–30.11.2007

### 1. RAMAS-hankkeen julkiset tutkimusraportit

- 1. Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T., Karttunen, V., Talikka, M. & Kaija, J. 2006.** Natural Occurrence of Arsenic in the Pirkanmaa region of Finland (Arseenin luontainen esiintyminen Pirkanmaalla). Geologian tutkimuskeskus, Erikoisjulkaisu, 88 sivua, 34 kuvaa ja 20 taulukkoa.
- 2. Parviainen, A., Vaajasaari, K., Loukola-Ruskeeniemi, K., Kauppila, T., Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Tammenmaa, J. & Hokkanen, T. 2006.** Anthropogenic Arsenic Sources in the Pirkanmaa Region in Finland (Pirkanmaan antropogeeniset arseenilähteet). Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 72 sivua, 23 kuvaa ja 8 taulukkoa.
- 3. Lehtinen, H. & Sorvari, J. 2006.** Arseenista aiheutuvien riskien hallinta Pirkanmaalla – Esiselvitys ohjaukskeinoista ja teknisistä menetelmistä riskien vähentämiseksi. Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 65 sivua, 1 kuva, 17 taulukkoa ja 3 liitettä.
- 4. Mäkelä-Kurto, R., Eurola, M., Justén, A., Backman, B., Luoma, S., Karttunen, V. & Ruskeeniemi, T. 2006.** Arsenic and other elements in agro-ecosystems in Finland and particularly in the Pirkanmaa region (Arseenin ja muiden alkuaineiden esiintyminen Suomen agro-ekosysteemissä ja erityisesti Pirkanmaalla). Geological Survey of Finland, Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 116 sivua, 24 kuvaa, 73 taulukkoa ja 2 liitettä.
- 5. Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Parviainen, A., Kauppila, T. & Ruskeeniemi, T. 2007.** A transport model of arsenic for surface waters – An application in Finland (Arseenin kulkeutumismalli pintavesille suomalaisessa tutkimuskohteessa). Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 33 sivua, 18 kuvaa ja 6 taulukkoa.
- 6. Schultz, E. & Joutti, A. 2007.** Arsenic ecotoxicity in soils (Arseenin ekotoksikologiset vaikutukset maaperässä). Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 53 sivua, 13 kuvaa ja 10 taulukkoa.
- 7. Backman, B., Kettunen, V., Ruskeeniemi, T., Luoma, S. & Karttunen, V. 2007a.** Arsenic removal from groundwater and surface water - Field tests in the Pirkanmaa Region, Finland (Arseenin poisto pohjavedestä ja pintavedestä – kenttäkokeita Pirkanmaalla). Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 44 sivua, 16 kuvaa ja 7 taulukkoa.
- 8. Sorvari, J., Schultz, E., Rossi, E., Lehtinen, H., Joutti, A., Vaajasaari, K. & Kauppila, T. 2007.** Risk Assessment of Natural and Anthropogenic Arsenic in Pirkanmaa Region, Finland (Pirkanmaan ympäristön luontaisesta ja antropogeenisestä arseenista aiheutuvien riskien arviointi). Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu, 96 sivua, 13 kuvaa, 35 taulukkoa ja 4 liitettä.
- 9. Lehtinen, H., Sorvari, J. & Pyy, O. 2007.** Arsenic risk management suitable for Finnish conditions - Case Pirkanmaa region. (Arseenin riskinhallinta sovellettuna suomalaisiin olosuhteisiin Pirkanmaalla) Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu (painossa).
- 10. Backman, B., Eklund, M., Luoma, S., Pullinen, A. & Karttunen, V. 2007b.** Luontaisia ja ihmisen aiheuttamia arseenipitoisuuksia Pirkanmaan alueella. Arseenipitoisuustietoa maaperän eri kerroksista, kaivoksen rikastushiekasta ja sen pölystä, vedestä louhoksilla, kyllästämöalueilla ja kaatopaikkojen lähellä sekä marjoista, sienistä ja koivunmahlasta. Geologian tutkimuskeskus. Erikoisjulkaisu (painossa).
- 11. Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T., Parviainen, A. ja Backman, B. (toim.) 2007.** Arseni Pirkanmaalla – esiintyminen, riskinarvointi ja riskinhallinta. RAMAS-hankkeen tärkeimmät tulokset. Teknillinen korkeakoulu. Geoympäristötekniikka. Erikoisjulkaisu, 156 sivua, 64 kuvaa ja 37 taulukkoa.



## 2. RAMAS-hankkeen julkaisemattomat tutkimusraportit

**Joutti, A. 2005.** Arsenic toxicity in soils - Testing with earthworms and terrestrial plants (Maaperässä olevan arseenin myrkyllisyys – Testaus lierojen ja kasvien avulla). RAMAS- hanke, sisäinen raportti, 27 s.

**Mancini, P. 2005.** Hydrogeochemical modeling of arsenic – a literature study (Arseenin hydrogeokemiallinen mallinnus – kirjallisuusselvitys). RAMAS- hanke, sisäinen raportti, 12 s.

## 3. Julkaisut

**Backman, B. & Loukola-Ruskeeniemi, K. 2005.** Arseenia kaivoveteen kallioperästä (Mobilisation of arsenic to well waters from the bedrock). Ympäristö ja terveys 10/2005 (Environment and Health Magazine, in Finnish).

**Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T., Karttunen, V., Kettunen, V. & Loukola-Ruskeeniemi, K. 2007.** Natural Occurrence of Arsenic in bedrock groundwater in South Finland, Scandinavia. 2007 NGWA Naturally Occurring Contaminants Conference: Arsenic, radium, radon and uranium, 22-23 March 2007. Charleston, USA.

**Bilaledtin, Ä., Kaipainen, H., Ruskeeniemi, T. & Parviainen, A. 2007.** Modelling arsenic transport in a river basin: a case study in Finland. Julkaisussa: Tiezzi, E., Marques, J.C., Brebbia, C.A., & Jorgensen, S.E. (toim.): Ecosystems and sustainable development VI. WIT Press, Southampton, Boston, 91-100.

**Lehtinen, H., Parviainen, A., Sorvari, J., Backman, B., Bilaledtin, Ä., Kettunen, V., Loukola-Ruskeeniemi, K., Mäkelä-Kurtto, R., Rossi, E., Ruskeeniemi, T. & Schultz, E. 2006.** Regional risk management of anthropogenic and natural arsenic in Pirkanmaa, Finland. Difpolmine Conference: What the future holds for large metal-polluted sites? 12-14 of December 2006, Montpellier, France.

**Lehtinen, H., Sorvari, J. & Assmuth, T. 2007.** Multi-dimensional and multi-disciplinary approach for the regional risk management of arsenic in Pirkanmaa, Finland. In: 15th Meeting of the Association of European Geological Societies. Georesources and public policy: research, management, environment, 16-20 September 2007, Tallinn, Estonia : abstracts. Tallinn: Geological Society of Estonia, 28-30.

**Loukola-Ruskeeniemi, K., Backman, B., Lahermo, P. & Ruskeeniemi, T. 2005.** Arseenia Suomen pohjavesissä - riskinarvointi aloitetaan Pirkanmaalla. Geologian tutkijapäivät, 14.3.2005, Turun yliopisto.

**Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T., Backman, B., Rossi, E., Lehtinen, H., Schultz, E., Sorvari, J., Mäkelä-Kurtto, R., Parviainen, A., Vaajasaari, K. and Bilaledtin, Ä. 2007.** Arsenic in the Tampere region in Finland: occurrence in the environment, risk assessment and risk management - final results of the RAMAS project. Abstract : 28th Nordic Geological Winter Meeting, Aalborg, Denmark, 7-10.1.2008 (submitted).

**Mäkelä-Kurtto, R. & Ruskeeniemi, T. 2005.** Arseeni kiinnostaa tutkijoita (Scientists interested in arsenic). ProAgria Pirkanmaa [www.agronet.fi/mkl/06/sajan06.html](http://www.agronet.fi/mkl/06/sajan06.html).

**Mäkelä-Kurtto, R., Backman, B., Luoma, S., Ruskeeniemi, T. 2007.** Arsenic in soil horizons of arable and forestland in the Tampere region, Finland. In: 2nd International Symposium on Trace Elements and Health, 18.-20.6.2007, Helsinki, Finland: programme & abstracts. Helsinki: University of Helsinki, 91.

**Mäkelä-Kurtto, R., Sorvari, J. & Ruskeeniemi, T. 2006.** Pirkanmaalla laaja arseeniselvitys – Viljelymaat puhtaita. Koelypsy Nr 3, 2006, 4-5.

**Parviainen, A. 2007.** Environmental impacts of Haveri tailings - research plan and preliminary results. Geologian valtakunnalliset tutkijapäivät, 6-8.3.2007, Helsinki.

**Parviainen, A. & Eklund, M. 2007.** Tailings oxidation and mineralogy of Haveri Au-Cu mine, SW Finland – preliminary results. Goldschmidt Conference 19-24 of August 2007, Cologne, Germany. Conference Abstracts 2007, A761.

**Placencia, E., Parviainen, A., Tammenmaa, J., Hokkanen, T., Kaukolinna, J. & Loukola-Ruskeeniemi, K. 2007.** Electrical resistivity and refraction seismic investigations at the Haveri Au-Cu mine tailings area, SW Finland. Sovelletun Geofysiikan XVI Neuvottelupäivät, Oulu 2007. Helsinki 2007, Vuorimiesyhdistys.

**Rossi, E., Sorvari, J., Backman, B., Mäkelä-Kurtto, R., Loukola-Ruskeeniemi, K., Ruskeeniemi, T. & Vaajasaari, K. 2007.** Regional health risk assessment of natural and anthropogenic arsenic; Case study in Pirkanmaa, Finland. Proceedings of the 10th International Conference on Environmental Science and Technology (CEST2007), Cos island, Greece 5-7 September 2007. Vol A, 1253-1260.

**Ruskeeniemi, T. 2005.** Riskinarvointi ja riskinhallinta, esi-merkinä arseeni Tampereen alueella. Uudet menetelmät pilaantuneiden maiden ja pohjavesien kunnostuksessa. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 11.1.2005. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=132407&lan=FI>.

**Ruskeeniemi, T., Backman, B., Kauppila, T., Pullinen, A., Carlson, L., Bilaledtin, Ä., Vaajasaari, K., Loukola-Ruskeeniemi, K., Parviainen, A., Schultz, E., Sorvari, J. & Rossi, E. 2007.** Migration of arsenic from Cu-W-As mine tailings area, Ylöjärvi, Finland. In: 23rd International Applied Geochemistry Symposium (IAGS): Exploring Our Environment, Oviedo, Spain, 14-19 June 2007. Program & abstracts. Oviedo: University of Oviedo, 75.

**Ruskeeniemi, T., Kärkkäinen, N., Backman, B., Talikka, M., Vuori, S., Loukola-Ruskeeniemi, K. & Parviainen, A. 2007.** Arsenic concentrations in groundwater as a potential exploration tool for gold in the Pirkanmaa region, Finland. In: Digging deeper: proceedings of the Ninth Biennial Meeting of the Society for Geology Applied to Mineral Deposits, Dublin, Ireland 20th-23rd August 2007. Dublin: Irish Association for Economic Geology, 501-504.

**Ruskeeniemi, T., Loukola-Ruskeeniemi, K., Sorvari, J., Backman, B., Rossi, E., Lehtinen, H., Schultz, E., Bilaledtin, Ä. & Mäkelä-Kurtto, R. 2007.** Use of geochemical data in land use planning and exploitation of georesources - experience from the RAMAS project, Finland. In: 15th Meeting of the As-

sociation of European Geological Societies. Georesources and public policy: research, management, environment, 16-20 September 2007, Tallinn, Estonia : abstracts. Tallinn: Geological Society of Estonia, 57-59.

**Schultz, E., Björklöf, K., Sorvari, J., Rita, H. & Backman, B. 2007.** Phytotoxic effects of arsenic in contaminated soil and mine tailings. SOWETOX 2007 Soil and Wetland Ecotoxicology, 26-27 November 2007. Barcelona, Spain.

**Schultz, E., Sorvari, J., Backman, B. & Vaajasaari, K. 2007.** Assessment of ecological risks of natural and anthropogenic

soil arsenic on the basis of earthworm tests. 5th International Congress of the European Society of Soil Conservation, 25-30 June 2007. Palermo, Italy. Book of Abstracts, 363.

**Sorvari, J., Rossi, E., Lehtinen, H., Schultz, E., Backman, B., Ruskeeniemi, T., Vaajasaari, K., Mäkelä-Kurtto, R., Loukola-Ruskeeniemi, K. & Parviainen, A. 2007.** RAMAS – project: Assessment and management of risks associated with arsenic on the regional scale. 8th Symposium of Finnish Geochemists, 13-14 February 2007. Helsinki, Finland. Vuorimiesyhdistys. Sarja B 86. Espoo: Vuorimiesyhdistys, 77-82.

## 4. Projektiesitteet

Esite no 1. RAMAS-projektin esittely.

Esite no 2. Arseenitutkimus Pirkanmaalla v. 2004-2007 – Projektin esittely ja näytteenotto-suunnitelma.

Esite no 3. RAMAS-projektilta on valmistunut raportti luontaisista arseenipitoisuuksista Pirkanmaalla

Esite no 4. RAMAS-projektilta on valmistunut raportti Pirkanmaalla ihmisen toiminnasta johtuvista arseenilähteistä

Esite no 5. RAMAS-projektilta on valmistunut esiselvitys arseenista aiheutuvien riskien hallinnasta Pirkanmaalla

Esite no 6. Project introduction in English to be distributed in conferences abroad: "Risk Assessment and Risk Management Procedure for Arsenic in the Tampere Region"

## 5. Esitelmät kansainvälisissä konferensseissa

**1. Difpolmine Conference:** What the future holds for large metal-polluted sites? Montpellier, Ranska. Regional risk management of anthropogenic and natural arsenic in Pirkanmaa, Finland (Antropogeenisen ja luontaisen arseeniriskin hallinta Pirkanmaalla), Heli Lehtinen (SYKE) ja Annika Parviainen (TKK).

**2. 2007 NGWA Naturally Occurring Contaminants Conference:** Arsenic, radium, radon and uranium, Charleston, USA. Natural Occurrence of Arsenic in bedrock groundwater in South Finland, Scandinavia (Arseenin luontainen esiintyminen Etelä-Suomen kalliopohjavesissä), Birgitta Backman (GTK).

**3. The 23<sup>rd</sup> International Applied Geochemistry Symposium (IAGS 2007), Oviedo, Espanja.** Migration of arsenic from a Cu-W-As mine tailings area, Ylöjärvi Finland (Arseenin kulkeutuminen ympäristöön Ylöjärven kaivoksen rikastushiekka-alueelta), Timo Ruskeeniemi (GTK).

**4. 2<sup>nd</sup> International Symposium on Trace Elements and Health, Helsinki.** Arsenic in soil horizons of arable and forest land in the Tampere region, Finland (Arseeni viljelys- ja metsämaissa Pirkanmaan alueella). Ritva Mäkelä-Kurtto (MTT).

**5. 5<sup>th</sup> International Congress of the European Society of Soil Conservation, Palermo, Italia.** Assessment of ecological risks of natural and anthropogenic soil arsenic on the basis of earthworm tests (Maaperän luontaisesta ja antropogeenisesta arseenista johtuvan ympäristöriskin arviointi lieritutkimusten perusteella), Eija Schultz (SYKE).

**6. SGA 2007 9<sup>th</sup> Biennial Meeting of the Society for Geology Applied to Mineral Deposits, Dublin, Irlanti.** Arsenic concentrations in groundwater as a potential exploration tool for gold in the Pirkanmaa region, Finland (Pohjavesien arseenipitoisuuksien hyödyntäminen kullansuonissa Pirkanmaan alueella), Timo Ruskeeniemi (GTK).

**7. Goldschmidt 2007 -konferenssi Köln, Saksa.** Tailings oxidation and mineralogy of Haveri Au-Cu mine, SW Finland – preliminary results. Annika Parviainen (TKK).

**8. 10<sup>th</sup> International Conference on the Environmental Science and Technology (CEST2007), Cos, Kreikka.** Regional health risk assessment of natural and anthropogenic arsenic; Case study in Pirkanmaa, Finland (Luontaisesta ja antropogeenisestä arseenista aiheutuvan terveysriskin arviointi Pirkanmaalla), Esko Rossi (ER).

**9. ECOSUD 2007 Sixth International Conference on Ecosystems and Sustainable Development, Coimbra, Portugali.** Modeling arsenic transport in a river basin: A case study in Finland (Arseenin kulkeutumisen mallintaminen suomalaisessa tutkimuskohteessa), Ämer Bilaletdin (PIR).

**10. 15<sup>th</sup> Meeting of the Association of European Geological Societies:** Georesources and Public Policy, research, management, environment, Tallinna, Viro. Use of Geochemical data in landuse planning and exploitation of georesources – Experience from the RAMAS project, Finland (Geokemiallisen tiedon käyttö aluesuunnittelussa ja geologisten raaka-aineiden hyödyntämisessä – kokemuksia RAMAS-hankkeen tulosten valossa), Timo Ruskeeniemi (GTK) ja Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).

**11. 15<sup>th</sup> Meeting of the Association of European Geological Societies:** Georesources and Public Policy, research, management, environment, Tallinna, Viro. Multi-dimensional and multi-disciplinary approach for the regional risk management of arsenic in Pirkanmaa, Finland, Heli Lehtinen (SYKE).

**12. SOWETOX 2007 Soil and Wetland Ecotoxicology, Barcelona, Espanja.** Phytotoxic effects of arsenic in contaminated soil and mine tailings (Pilaantuneissa maissa ja kaivosten rikastushiekassa olevan arseenin haitallisuus kasveille), Eija Schultz (SYKE).

**13. 28<sup>th</sup> Nordic Geological Winter Meeting, Aalborg, Denmark, 7–10.1.2008.** Arsenic in the Tampere Region in Finland: occurrence in the environment, risk assessment and risk mana-

gement - final results of the RAMAS project, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK), (Abstract submitted).

## 6. Esitelmät muissa tilaisuuksissa

### 2004

1. 14.12.2004, Tampere, Tiedotustilaisuus ja lehdistötiedote: Pirkanmaan arseeniriski arvioidaan EU hankkeessa, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK) ja Timo Ruskeeniemi (GTK). [http://www.gtk.fi/domestic/lehtiin/2004/lt041214\\_2.htm](http://www.gtk.fi/domestic/lehtiin/2004/lt041214_2.htm)

### 2005

2. 11.1.2005, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Uudet menetelmät pilaantuneiden maiden ja pohjavesien kunnostuksessa: Riskinarviointi ja riskinhallinta, esimerkkinä arseeni Tampereen alueella, Timo Ruskeeniemi (GTK). <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=132407&lan=FI>

3. 22.2.2005, Huelvan yliopisto, Espanja. La contaminacion por Arsenico en el agua: El caso de la region de Tampere, Finlandia (Arseeni vedessä: Esimerkkialueena Pirkanmaa, Suomi), Nuria Marcos ja Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).

4. 14.3.2005, Turun yliopisto, Geologian tutkijapäivät. Arseenia Suomen pohjavesissä - riskinarviointi aloitetaan Pirkanmaalla, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).

5. 16.5.2005, Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos, Ylöjärvi. RAMAS-hankkeen tiedotustilaisuus, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK), Timo Ruskeeniemi (GTK). *Ämer Bilaletdin*, Tom Frisk (PIR).

6. 18.5.2005, Geologian tutkimuskeskus, Etelä-Suomen alue toimiston seminaaripäivät, Siuntio. RAMAS-hankkeen esittely, Birgitta Backman (GTK).

7. 22.9.2005, Geologian tutkimuskeskus, *Studia Geologica*, Espoo. Arseeni ja arseenitutkimus, Timo Ruskeeniemi (GTK).

8. 1.11.2005, Kuopion yliopisto, Valtakunnalliset ympäristöntutkimuspäivät, Kuopio. Arseeni maaperässä, Timo Ruskeeniemi (GTK).

9. 29.11.2005, Geologian tutkimuskeskus, Taajamageologian seminaari (sisäinen tilaisuus), Espoo. RAMAS-hanke, riskinarviointi ja taajamat, Timo Ruskeeniemi (GTK).

### 2006

10. 7.2.2006, Suomen ympäristökeskus, Ympäristöhallinnon seminaari 2006. Riskinhallintatehtävä RAMAS-projektissa, Heli Lehtinen (SYKE).

11. 8.3.2006, Tampereen yliopisto. RAMAS-hanke – Tiedotustilaisuus Pirkanmaan kunnille. RAMAS-projektin esittely, Timo Ruskeeniemi (GTK).

12. 8.3.2006, Tampereen yliopisto. RAMAS-hanke – Tiedotustilaisuus Pirkanmaan kunnille. Luontaiset arseenipitoisuudet Pirkanmaan alueella, Birgitta Backman (GTK).

13. 8.3.2006, Tampereen yliopisto. RAMAS-hanke – Tiedotustilaisuus Pirkanmaan kunnille. Uhkaavimmat ihmisen toiminnasta aiheutuvat arseenipäästöt maaperään ja/tai vesistöön Pirkanmaan alueella, Kati Vaajasaari (PIR).

14. 8.3.2006, Tampereen yliopisto. RAMAS-hanke – Tiedotustilaisuus Pirkanmaan kunnille. Arseenista aiheutuvien terveys- ja ympäristöriskin arviointi ja hallinta Pirkanmaan alueella, Jaana Sorvari (SYKE).

15. 28-29.8 2006, Pirkkala, Pohjoismaisten geokemistien kokous. RAMAS-hankkeen esittely ja maastoretki, Birgitta Backman (GTK).

16. 27.9.2006, Pirkanmaan alueellinen ympäristökeskus, Tampere. Palaveri vesihuolto- ja maankäyttöviranomaisten kanssa. Arseenista aiheutuvien riskien hallinta Pirkanmaalla, esiselvitys ja jatkotutkimuksen tarpeet, Heli Lehtinen (SYKE).

17. 28.9.2006, Suomen ympäristökeskus. Riskinarviointi ja riskienhallinta (sisäinen tilaisuus). Riskien arviointi ja hallinta RAMAS-projektissa, Heli Lehtinen (SYKE).

18. 4.10.2006, Työterveyslaitos, Helsinki. Tiedotus ja suunnittelukokous, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK), Heli Lehtinen (SYKE), Timo Ruskeeniemi (GTK).

19. 2.11.2006, YLE/Tampereen Radio. Haastattelu: Arseenin riskit maataloudessa. Ritva Mäkelä-Kurto (MTT).

20. Lokakuu 2006. Huelvan yliopisto, Espanja. Ihmisen toiminnasta aiheutuneet arseenilähteet Pirkanmaalla. Annika Parviainen (TKK).

### 2007

21. 13-14.2 2007, Kahdeksannet geokemian päivät, Helsinki. RAMAS-hanke: Assessment and management of risks associated with arsenic on the regional scale (Arseeniriskin arviointi ja riskien hallinta alueellisessa mittakaavassa). Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).

22. 6-8.3.2007. Geologian valtakunnalliset tutkijapäivät, Helsinki. Environmental impacts of Haveri tailings - research plan and preliminary results. Annika Parviainen (TKK)

23. 19.3.2007. Forskarmöte, Renare Mark, Malmö, Ruotsi. Regional risk management of anthropogenic and natural arsenic in Pirkanmaa, Finland. Jaana Sorvari (SYKE).

24. 9-10.5.2007, Suomen ympäristökeskus, Pohjavesiseminaari, Lahti. Arseeni pohjavedessä –RAMAS projektin esittely. Birgitta Backman (GTK).

25. 7-8.9.2007. Geologian päivät, Tampere, Nokia, Pirkkala, Lempäälä, Ramas-hankkeen esittely Birgitta Backman (GTK).

26. 27.9.2007. SUMANAS/RAMAS-yhteistyökokous, Gyula, Unkari. RAMAS-projektin yleisesittely. Timo Ruskeeniemi (GTK).

27. 27.9.2007. SUMANAS/RAMAS-yhteistyökokous, Gyula, Unkari. RAMAS –Luontaisen arseenin esiintyminen Pirkanmaalla. Birgitta Backman (GTK).

28. 27.9.2007. SUMANAS/RAMAS-yhteistyökokous, Gyula, Unkari. RAMAS –Antropogeenisen arseenin esiintyminen Pirkanmaalla. Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).
29. 27.9.2007. SUMANAS/RAMAS-yhteistyökokous, Gyula, Unkari. RAMAS –Riskinarviointi ja riskinhallinta Pirkanmaalla. Jaana Sorvari (SYKE).
30. 6.11.2007, Tampere, Tiedotustilaisuus ja lehdistötiedote: Arseenin esiintyminen ja riskit Pirkanmaalla selvitetty EU-hankkeessa, Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK) ja Timo Ruskeeniemi (GTK).
31. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Tilaisuuden avaus. Karita Åker (GTK).
32. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. RAMAS-hankkeen esittely. Timo Ruskeeniemi (GTK).
33. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Luontaiset ja ihmisen toiminnasta aiheutuvat arseenipitoisuudet Pirkanmaan alueella. Birgitta Backman (GTK).
34. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Viljelymaiden ja –kasvien arseenipitoisuudet Pirkanmaalla. Ritva Mäkelä-Kurtto (MTT).
35. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Ekologisten riskien arviointi. Jaana Sorvari (SYKE).
36. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Ekologisten riskien arviointi, ekotoksikologia. Eija Schultz (SYKE).
37. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Arseenista aiheutuvat terveysriskit Pirkanmaalla. Esko Rossi (ER).
38. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Arseenista aiheutuvien riskien hallinta Pirkanmaalla. Heli Lehtinen (SYKE).
39. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. RAMAS-hankkeen tulosten sovellettavuus muualla Suomessa ja kansainvälinen merkitys. Kirsti Loukola-Ruskeeniemi (TKK).
40. 6.11.2007. RAMAS-hankkeen loppuseminaari, Tampere. Johtopäätökset ja suositukset. Timo Ruskeeniemi (GTK).
41. 7.11.2007. Sovelletun Geofysiikan XVI Neuvottelupäivät, Oulu. Electrical resistivity and refraction seismic investigations at the Haveri Au-Cu mine tailings area, SW Finland. Tero Hokkanen ja Jalle Tammenmaa (TKK).
42. 16.11.2007. Suomen ympäristökeskus, Maaperän tutkimus- ja kunnostusyhdistyksen tutkimusseminaari (MUTKU), Helsinki. Arseenin aiheuttaman riskin arviointia ja hallintaa Tampereen alueella. Heli Lehtinen (SYKE).



**RAMAS on kolmivuotinen hanke (1.12.2004 – 30.11.2007), joka on saanut rahoitustukea EU:n LIFE Environment –ohjelmasta. Sen toteutuksesta ovat vastanneet:**

- **Geologian tutkimuskeskus**
- **Teknillinen korkeakoulu**
- **Pirkanmaan ympäristökeskus**
- **Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus**
- **Suomen ympäristökeskus**
- **Esko Rossi Oy**
- **Kemira Oyj**

Lyhenne 'RAMAS' muodostuu hankkeen englanninkielisestä nimestä "Risk Assessment and Risk Management Procedure for Arsenic in the Tampere Region". Hankkeessa on selvitetty arseenin esiintymistä Pirkanmaalla sekä laadittu alueellinen riskinarvio ja ehdotuksia riskinhallinnan toimenpiteiksi. RAMAS-hanke on julkaissut useita raportteja, joista suurimman osan englannin kielellä. Tähän suomenkieliseen loppuraporttiin on koottu hankkeen tärkeimmät tulokset.

**Tätä julkaisua ja muita RAMAS-hankkeen raportteja voi tilata osoitteesta:**

Geologian tutkimuskeskus  
Timo Ruskeeniemi  
PL 96  
02151 Espoo  
Puh. 020 550 2329  
Sähköposti: [timo.ruskeeniemi@gtk.fi](mailto:timo.ruskeeniemi@gtk.fi)

**ISBN 978-951-22-9117-5 (sid)**

