



Haikka-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella

**Timo Tarvainen, Jussi Reinikainen, Tarja Hatakka, Jaana Jarva,
Samrit Luoma, Arto Pullinen, Outi Pyy, Väinö Hintikka ja
Jaana Sorvari**



Tekijät Timo Tarvainen, Jussi Reinikainen, Tarja Hatakka, Jaana Jarva, Samrit Luoma, Arto Pullinen, Outi Pyy, Väinö Hintikka ja Jaana Sorvari		Raportin laji Arkistoraportti	
		Toimeksiantaja GTK ja Suomen ympäristökeskus	
Raportin nimi Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi Mansikkakuopan ampumarata-alueella			
Tiivistelmä Geologian tutkimuskeskus (GTK) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE) toteuttivat vuosina 2010 – 2011 'Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi ampumarata-alueilla' -nimisen hankkeen (HATTARA), jossa selvitettiin lyijyn, antimonin ja arseenin pitoisuuksia maaperässä, vajovedessä ja pohjavedessä sekä arvioitiin näiden alkuaineiden kulkeutumisriskiä pohjaveteen Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksen Mansikkakuopan ampumaradalla. Mansikkakuopan ampumarata sijaitsee yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeällä Keräkankareen pohjavesialueella. Mansikkakuopan tutkimusalueelta otettiin maaperänäytteitä trap- ja skeet-radoilta. Trap-radalta otettiin myös muutamia maavesinäytteitä imulysimetrillä keväällä ja syksyllä sekä yksi humusnäyte. Valittujen haitta-aineiden liukoisuutta maaperässä arvioitiin kohdekohtaisten K_d-määritysten ja liukoisuustestien perusteella. Maaperän vedenläpäisevyyttä mitattiin Guelph-permeametrilla ja arvioitiin maaperän raesuuruusmääritysten perusteella. Alueen pohjaveden pinnankorkeutta ja pohjaveden lämpötilaa seurattiin kolmessa pohjaveden havaintoputkessa huhti – joulukuussa 2010. Pohjaveden havaintoputkista otettiin pohjavesinäytteet keväällä ja syksyllä. Vedenjohtavuutta selvitettiin slug-testeillä. Työn laskennallisessa osuudessa arvioitiin arseenin, antimonin ja lyijyn kulkeutumista kohteen maaperässä ja tästä aiheutuvaa pohjaveden pilaantumiseriskiä. Laskennallisen tarkastelun yleisenä tavoitteena oli selvittää valittujen kohdetutkimusten, erityisesti K_d-määritysten, sekä yksinkertaisten ja riskinarvioinnissa usein käytettyjen laskentayhtälöiden soveltuvuutta maaperässä olevien haitta-aineiden kulkeutumisen arviointiin ampumaradoilla. Maaperän ylimmissä kerroksissa oli suuria määriä lyijyä, antimonia ja arseenia. Suurimat ja helpoliukoisimmat pitoisuudet keskittyivät orgaanista ainesta sisältävään A-kerrokseen. Pohjavedessä ei havaittu kohonneita haitta-ainepitoisuuksia. Mallilaskelmien perusteella haitta-aineiden kulkeutumisajat pohjaveteen ovat Mansikkakuopan ampumaradalla hyvin pitkiä.			
Asiasanat (kohde, menetelmät jne.) Ympäristögeologia, geokemialliset tutkimukset, maaperä, pohjavesi, alkuaineet, liukoisuus, kulkeutumisriski, ampumaradat			
Maantieteellinen alue (maa, lääni, kunta, kylä, esiintymä) Nummi-Pusula			
Karttalehdet			
Muut tiedot Kannen kuva: Timo Tarvainen GTK			
Arkistosarjan nimi Geokemialliset tutkimukset		Arkistotunnus 14/2011	
Kokonaissivumäärä 83 s + 7 liitettä	Kieli suomi	Hinta	Julkisuus julkinen
Yksikkö ja vastuualue ESY Maankäyttö ja ympäristö		Hanketunnus 4243001 HATTARA	
Allekirjoitus/nimen selvennys Petri Lintinen GTK		Allekirjoitus/nimen selvennys Sirkku Tuominen SYKE	

Sisällysluettelo

Kuvailulehti

1	JOHDANTO	1
2	AMPUMARATOJEN HAITALLISET AINEET	2
3	TUTKIMUSALUE	6
4	MATERIAALIT JA MENETELMÄT	8
4.1	Pohjavedenpinnan korkeuden ja lämpötilan seuranta	8
4.2	Pohjavesinäytteet	8
4.2.1	Näytteenottopisteet ja maastomittaukset	8
4.2.2	Analyysimenetelmät	9
4.3	Slug-testit pohjaveden havaintoputkista	10
4.4	Maaperäprofiilit ja niistä tehdyt mittaukset ja analyysit	12
4.4.1	Profiilien sijainti ja kuvaus sekä käytetyt näytteenottomenetelmät	12
4.4.2	Mineraalimaanäytteiden analytiikka	17
4.4.3	Humusnäytteen analytiikka	18
4.4.4	In situ -vedenläpäisevyysmittaukset Guelph-permeametrilla	20
4.4.5	Rakeisuuskäyrien käyttö vedenläpäisevyyden arvioinnissa	22
4.5	Maavesinäytteet imulysimetrillä	23
5	KENTTÄMITTAUSTEN JA ANALYYSIEN TULOKSET	24
5.1	Pohjaveden pinnan korkeus ja pohjaveden lämpötila	24
5.2	Pohjaveden laatu	25
5.3	Slug-testien tulokset	27
5.4	Maaperän pitoisuudet	28
5.4.1	Humuksen pitoisuudet	28
5.4.2	Mineraalimaan pitoisuudet	28
5.5	Maaperän vedenläpäisevyys	33
5.5.1	Guelph-mittausten tulokset	33
5.5.2	Maaperän vedenläpäisevyys rakeisuuskäyrien perusteella	34
5.6	Maaveden pitoisuudet	38
5.7	Haulienpoistomenetelmän testaus	39
6	KENTTÄ- JA ANALYYSITULOSTEN POHDINTA	41
6.1	Pohjaveden nykytila	41
6.2	Pohjavesimuodostuman ja maaperän vedenjohtavuuden mittaaminen	41
6.3	Maaperän geokemia	42
6.3.1	Haitta-aineiden esiintyminen humuksessa	42
6.3.2	Haitta-aineiden esiintyminen mineraalimaassa	42
6.3.3	Haitta-aineiden liukoisuuden arviointi	49
6.3.4	Maaveden pitoisuuksien määrittäminen	55

7	HAITTA-AINEIDEN KULKEUTUMINEN MAAPERÄSSÄ	58
7.1	Tavoitteet ja rajaukset	58
7.2	Laskentamallit	59
7.3	Laskentaperiaatteet	59
7.4	Laskentayhtälöt ja -parametrit	61
7.5	Parametriarvojen valinta	62
7.5.1	Maaperä- ja muut kohdeparametrit	63
7.5.2	Haitta-ainekohtaiset parametrit	64
7.6	Kulkeutumislaskennan tulokset	67
7.6.1	Vajoveden pitoisuus	67
7.6.2	Kulkeutumisaika pohjaveteen	68
7.6.3	Pitoisuus pohjavedessä	70
7.7	Kulkeutumislaskennan tulosten pohdinta	71
7.7.1	Vajoveden pitoisuus pintamaassa	71
7.7.2	Kulkeutumisaika pohjaveteen	72
7.7.3	Pohjaveden pitoisuudet	74
8	MENETELMIEN KÄYTTÖKELPOISUUDEN POHDINTA	75
8.1	Maastotutkimukset	75
8.2	Vajoveden pitoisuuksien laskenta	75
8.3	K_d -määritykset	76
8.4	Kulkeutumisen laskenta	77
8.5	Pohjavesipitoisuuden laskenta	77
9	JOHTOPÄÄTÖKSET	79
9.1	Mansikkakuopan haulikkoradat	79
9.2	Muiden ampumaratojen tutkimukset	79

1 JOHDANTO

Ulkona sijaitseva ampumarata tarvitsee aina ympäristöluvan, jonka myöntää yleensä kunnan ympäristöviranomaisen. Puolustusvoiman ampumaratojen ympäristöluvut käsitellään valtiolla aluehallintovirastoissa. Suomessa on arviolta 600 – 700 toiminnassa olevaa ampumarata-aluetta, joista vain osalla on voimassa oleva ympäristölupa. Monien ratojen osalta lupamenettely on kesken. Arviolta noin kolmasosa rata-alueista sijaitsee yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeillä pohjavesialueilla.

Vanhoilla ampumarata-alueilla maaperässä on runsaasti hauleja ja luoteja, joiden rapautuminen voi johtaa niissä esiintyvien haitta-aineiden, kuten lyijyn ja antimonin, liukenemiseen ja kulkeutumiseen pohjaveteen ja vesistöihin. Haitta-aineiden kulkeutumiseen liittyvät riskit tuleekin selvittää viimeistään toimintaa koskevan ympäristöluvan uusimisen yhteydessä.

Ampumaratojen aiheuttamaa maaperän pilaantuneisuutta Suomessa on selvitetty 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alussa hankkeessa, jossa esimerkkikohteiksi valittiin kolme maaperältään ja toiminnan laajuudeltaan toisistaan poikkeavaa ampumarataa. Kohteiden pilaantuneisuutta selvitettiin kenttäkokein ja kunnostustarve arvioitiin riskiarvioinnin perusteella. Samalla selvitettiin tutkimuksiin, riskinarviointiin ja kunnostamiseen soveltuvia menetelmiä. Hankkeen yhteydessä tehtiin myös valtakunnallinen kartoitus, jossa koottiin tiedot lähes 1200 ampumaradasta. Sen perusteella ympäristön tila pitäisi pikaisesti selvittää arviolta 60 ampumaradalla, jotka sijaitsevat vedenottamoiden ja asutusalueiden läheisyydessä (Naumanen ym. 2002).

Geologian tutkimuskeskus (GTK) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE) toteuttivat vuosina 2010 – 2011 'Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi ampumarata-alueilla' -nimisen hankkeen (HATTARA), jossa selvitettiin lyijyn, antimonin ja arseenin pitoisuuksia maaperässä, vajovedessä ja pohjavedessä sekä arvioitiin näiden alkuaineiden kulkeutumisriskiä pohjaveteen Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksen Mansikkakuopan ampumaradalla. Mansikkakuopan ampumarata sijaitsee yhdyskuntien vedenhankinnalle tärkeällä Keräkankareen pohjavesialueella. Hanketta rahoittivat ympäristöministeriö, GTK ja SYKE. Hankkeen ohjausryhmässä olivat edustettuina GTK:n ja SYKEN lisäksi Nummi-Pusulan kunta, Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistys ja Uudenmaan ELY-keskus.

GTK on tehnyt Uudenmaan ympäristökeskuksen toimeksiannosta Keräkankareen pohjavesialueelle geologisen rakennetulkinnan (Ahonen & Lehtimäki 1997, 1998, 2001). Lisäksi on tutkittu mm. alueen geomorfologiaa (Mäkinen 1999) ja vedenjohtavuutta (Mäkinen 2002). Yhteenveto Keräkankareen pohjavesitutkimuksista on julkaistu vuonna 2003 tekopohjaveden muodostumismahdollisuuksia käsittelevän selvityksen yhteydessä (Ikäheimo & Hintikainen 2003).

Mansikkakuopan tutkimuksessa kiinnitettiin erityistä huomiota niihin tekijöihin, jotka olivat aiheuttaneet eniten epävarmuutta aiemmissa haulikkoratojen riskinarvioinneissa (Naumanen ym. 2002). Yksi näistä tekijöistä oli kohdekohtainen tieto maaperän vedenläpäisevyydestä. Mansikkakuopan tutkimuksessa vedenläpäisevyyttä mitattiin Guelph-permeametrilla ja arvioitiin maaperän raesuuruusmääritysten perusteella. Toinen epävarmuutta aiheuttava tekijä oli ollut maaperästä tehtyjen kemiallisten analyysien liian pieni määrä. Mansikkakuopan maaperäntytteenotto keskitettiin edustaviin maaperäprofiileihin haulikkoradalle. Edustavista näytteistä tehtiin monipuoliset kemialliset analyysit. Kolmas epävarmuustekijä oli aiemmin ollut kohdekohtaisten maa- ja maavesi-jakautumiskertoimien (K_d) puute. Mansikkakuopan näytteistä määritettiin kohdekohtaisia lyijyn, arseenin ja antimonin K_d -arvoja sekä tehtiin kahdenlaisia liukoisuustestejä.

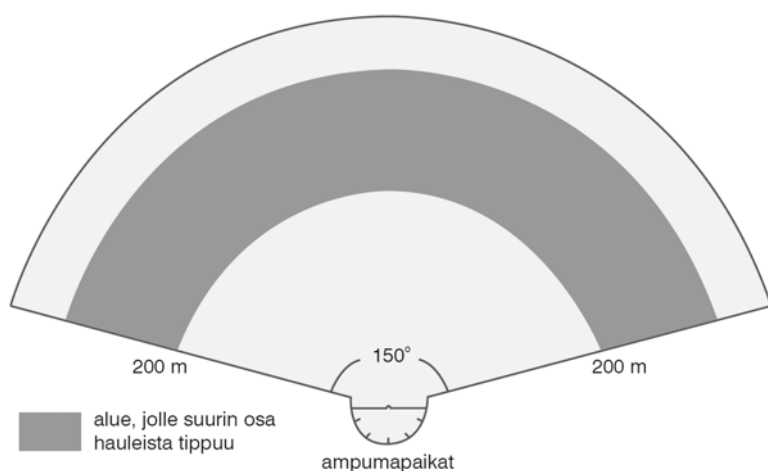
Tässä tutkimuksessa testattiin monia kenttämittaus- ja analyysimenetelmiä. Kaikkien menetelmien tuloksia ei ole kuitenkaan voitu hyödyntää kulkeutumismallin laskelmissa.

Ampumaratojen kunnostukseen on joko käytetty tai suunniteltu käytettäväksi erilaisia menetelmiä: maaperässä olevien haitta-aineiden eristäminen, seulonta, märkäerotusmenetelmät, stabilointi, poltto, elektrokineettiset menetelmät, reaktiiviset seinämät ja lyijyhaulien imurointi. Menetelmiä on kuvattu Naumasen ym. (2002) raportissa. Tässä työssä testattiin yhtä haulien erottamismenetelmää laboratoriomittakaavassa kahdella maaperänäytteellä.

2 AMPUMARATOJEN HAITALLISET AINEET

Haulikkoammunnassa käytetyin ammus koostuu hauleista, jotka lähtevät aseesta yhtenä panoksena, mutta hajaantuvat nopeasti. Haulikon tehokas ampumismatka rajoittuu noin 35 metriin, vaikka haulit lentävätkin pisimmillään noin 250 metrin etäisyydelle ampumapaikasta (kuva 1). Käytännössä jokainen millimetri ammuksen halkaisijassa vastaa lentomatkaa noin 100 metriä. Halkaisijaltaan 2 mm haulien lentosäde on noin 200 m mittainen. Haulien leviämisalue on siten laaja, jopa yli 10 hehtaaria.

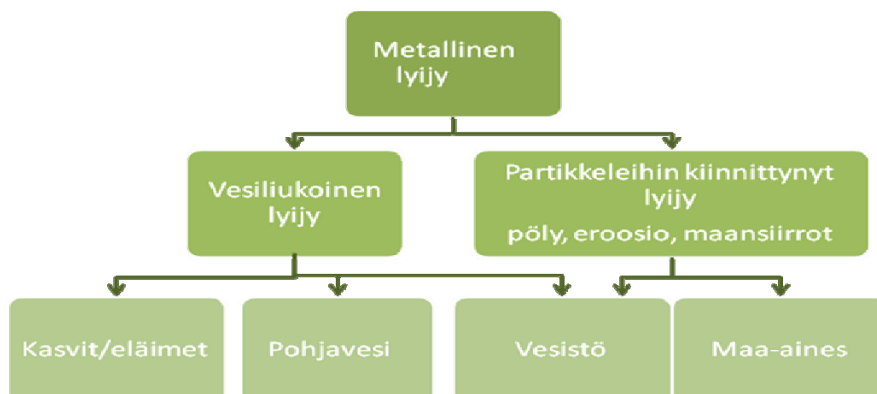
Haulin suurin sallittu lataus on useimmiten 24 grammaa. Haulit sisältävät yleensä noin 97 % lyijyä, 1–3 % antimonia ja 0,1–0,5 % arseenia. Lisäksi hauleissa voi olla pieniä määriä kuparia, sinkkiä ja nikkeliä.



Kuva 1. Esimerkki haulien aiheuttamasta maaperän lyijypitoisuuksien kohoamisesta skeet-radalla.

Lyijyhaulien hajotessa osa haitta-aineista liukenee ja kulkeutuu ympäristössä suotoveden tai pintavalunnan mukana ja osa leviää sellaisenaan pölynä tai partikkeleihin kiinnittyneenä (kuva 2). Haulien hajoamisnopeuteen vaikuttavat mm. maan pH, orgaanisen aineksen määrä, veden suotautumisnopeus sekä maaperän ligandit. Kosteus, happi, humushapot, hiilidioksidi ja helppoliukoiset suolat nopeuttavat metallisen lyijyn muuntumista. Suomen maaperässä yleiset sulfaattimineraaleja muodostavat yhdisteet puolestaan hidastavat sitä. Haulien pinnalla oleva metallinen lyijy voi hapettua ja muuttua sekundäärimineraaleiksi, kuten hydroserusiitiksi, serussiitiksi tai anglesiitiksi. Haulien hajoamisnopeus riippuukin enemmän sekundäärimineraalien kuin alkuperäisen metallisen lyijyn hajoamisnopeudesta. Maaperän kosteuden kasvaessa hydrolyysi- ja protolyysireaktioiden mahdollisuus lisääntyy, jolloin metallien liukoisuus kasvaa. Täysin vesikyllä-

sessä maassa rapautuminen voi tosin vähentyä hapenpuutteen vuoksi. Haulien hajoamisen on arvioitu kestävän useista kymmenistä vuosista satoihin vuosiin (Naumanen ym. 2002).



Kuva 2. Esimerkki lyijyn kulkeutumisreiteistä. Lähde: Puolustushallinnon rakennuslaitos 2005.

Maaperässä, jossa on korkea pH ja korkea orgaanisen aineksen pitoisuus, muuntumistuotteet ovat vain osin liukenevia ja voivat pysyä haulien pinnassa tai jäädä ylempiin maakerrokseen (taulukko 1). Humuspitoisessa maassa huomattava osa liuenneesta lyijystä sitoutuu humukseen. Lyijyn liukoisuus pienenee pH:n kasvaessa. Maan pH:n ollessa korkea voi lyijy saostua joko hydroksidina, fosfaattina tai karbonaattina. Myös orgaanisten lyijykompleksien muodostus lisääntyy (Naumanen ym. 2002). pH:n osalta ongelmallisia alueita ovat happamat suoalueet. Hiekkamaalla pH on lähellä neutraalia.

Mikäli maaperä on hyvin vettä läpäisevää (sora ja hiekka), on haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen todennäköisempää kuin esimerkiksi savi- ja moreenimaassa. Kun maaperä on huonosti vettä läpäisevää, vesi virtaa helpommin maan pinnalla ja haitta-aineiden kulkeutuminen pintavesiin on mahdollista. Toisaalta haulit ovat tällaisilla alueilla kuivemmassa maaympäristössä, jolloin liukoisten yhdisteiden muodostuminen on todennäköisesti hitaampaa kuin pidempiaikaisesti vedellä kyllästyneillä alueilla, esimerkiksi savisella maalla tai suoalueella.

Yleensä hauleista rapautuva lyijy kertyy maan pintakerrokseen. Korkeimmat pitoisuudet löytyvät tavallisesti 10 – 30 cm syvyydeltä.

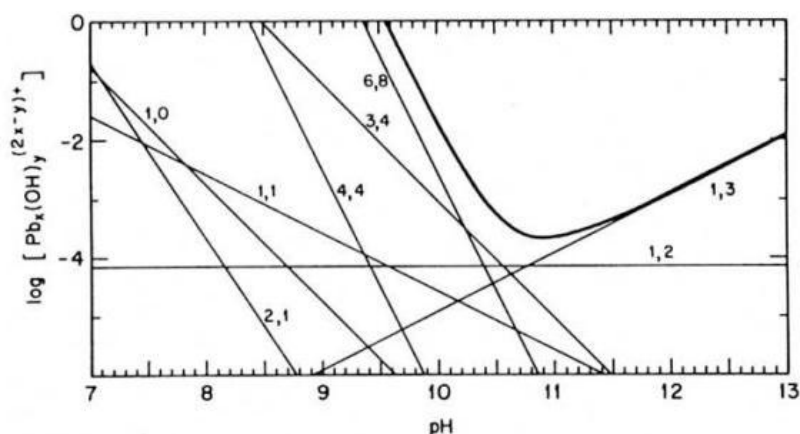
Taulukko 1. Maaperän ominaisuuksien vaikutus raskasmetallien liikkumiseen. Lähde: Smolander ym. 2010. ¹ emäksisissä olosuhteissa arseeni ja antimoni muodostavat helppoliukoisia anioneja

Ominaisuus	Lyijy		Arseeni		Antimoni	
	lisää	vähentää	lisää	vähentää	lisää	vähentää
Lisään-tyy/kasvaa						
Kationinvaihtokapasiteetti		x		x		x
Kosteus	x		x		x	
Lämpötila	x		x		x	
Savipitoisuus		x		x		x
Humuspitoisuus		x		x		x
pH		x	x ¹	x	x ¹	x

Lyijy

Lyijyä voidaan pitää ampumaratojen merkittävimpänä haitta-aineena, koska se on haulien päämateriaali. Haulien hapettuminen ja rapautuminen on tärkein mekanismi, jolla lyijy ja muut metallit vapautuvat maaperään. Metallisen lyijyn hapettua muodostuu erilaisia hapettuneita muotoja, kuten karbonaatteja, jotka muodostavat haulien pintaan lisähapettumiselta suojaavan pintakerroksen, joka kuitenkin liukenee etenkin happamissa olosuhteissa. Muuntumisreaktioiden nopeus puolestaan riippuu suuresti ympäristöolosuhteista, etenkin pH-arvosta. Maaperän humus, mikro-organismit ja kasvit nopeuttavat metallien olomuotojen muutoksia, mutta toisaalta ne kykenevät sitomaan metalleja. Myös savimateriaalien ja hienoaineksen pysyvä negatiivinen pintavarauus ja ioninvaihtokapasiteetti mahdollistavat maassa olevien, liikkuvien metallien sitoutumisen.

Lyijyä liukenee maaperässä rapautuvista hauleista helpommin happamissa kuin neutraaleissa tai emäksisissä olosuhteissa. Lisäksi muodostuneiden mineraalien stabiilius riippuu voimakkaasti pH:sta. Lyijy on stabiileimmassa muodossa pH-alueella 6,5...8,5 ja sen yleisin hapetusaste on Pb^{2+} . Hyvin hapettavissa olosuhteissa lyijy esiintyy muodoissa Pb_3O_4 ja PbO_2 . Tiedetään, että PbO_2 on liukenematon ja vain hyvin alkalisissa liuoksissa lyijyoksidin muodostaa plumbaattiioneja. $Pb(II)$:n liukoisten hydroksidien jakautuminen pH-alueella 7–13 on esitetty kuvassa 3.



Kuva 3. Lyijy(II)hydroksidien (x,y) jakautuminen PbO-tylläisessä liuoksessa. Paksu käyrä kuvaa liukoisen Pb(II)hydroksidin kokonaispitoisuutta. Lähde: Smolander ym. 2010.

Maaperän huokosvedessä olevat liuennut lyijy ja muut metallit voivat kulkeutua vajoveden mukana syvempiin maakerroksiin, saostua eri mineraaleina ja absorboitua maaperän pienhiukkasiin. Syntyvät lyijyn eri spesiekit (esiintymismuodot) käyttäytyvät maaperässä eri tavoin. Hapettavat ja happamat olosuhteet sekä kompleksoituminen liukosiin yhdisteisiin kuten humushappoihin lisäävät lyijyn liukoisuutta ja kulkeutuvuutta.

Antimoni

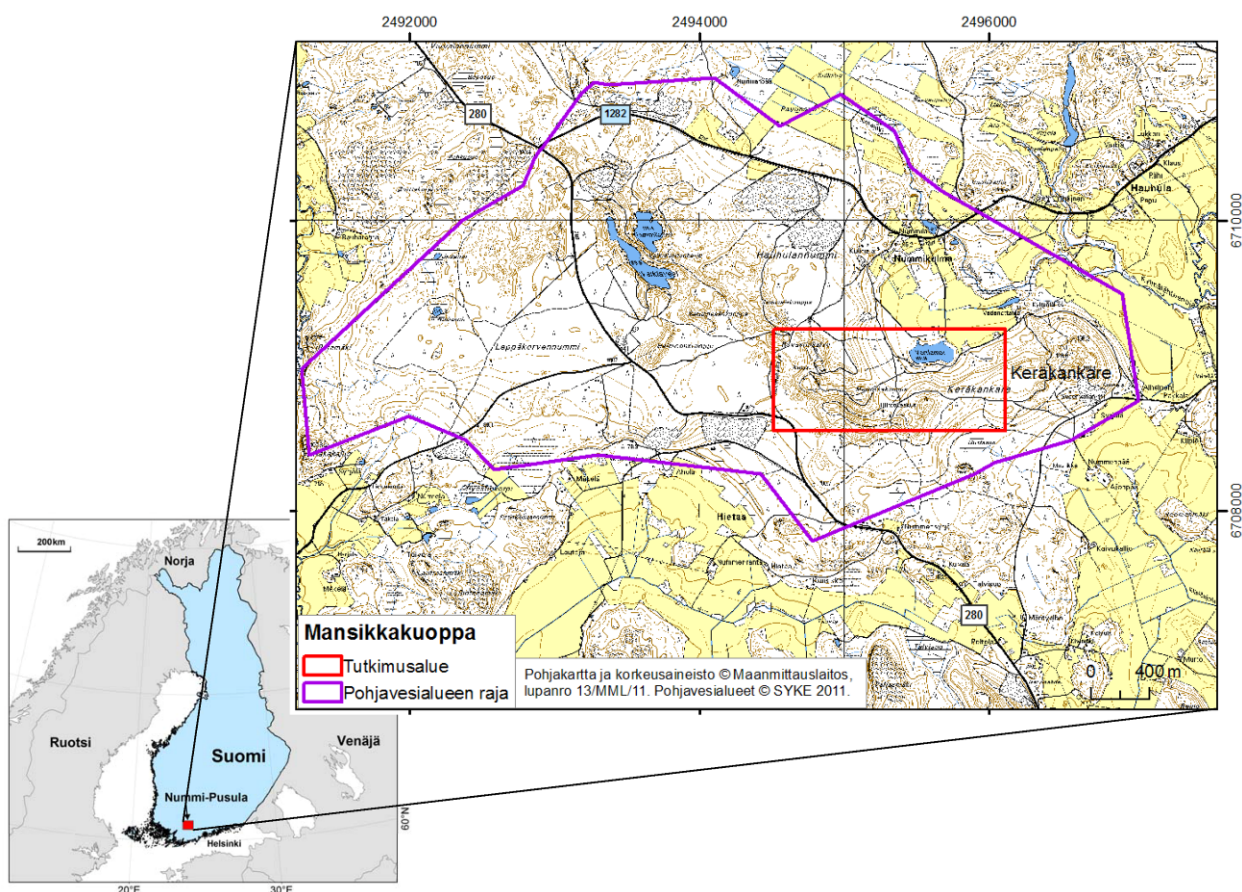
Antimoni on puolimetalli, joka voi olla maaperässä hyvin kulkeutuvaa ja kulkeutua maaperästä pohjaveteen. Luonnossa antimoni voi esiintyä hapetusluvulla +V ja +III ja tyypillisesti sulfidina Sb_2S_3 tai oksidina Sb_2O_3 . Vedessä Sb(III) on stabiili pelkistävissä olosuhteissa ja Sb(V) on stabiili hapettavissa olosuhteissa.

Arseeni

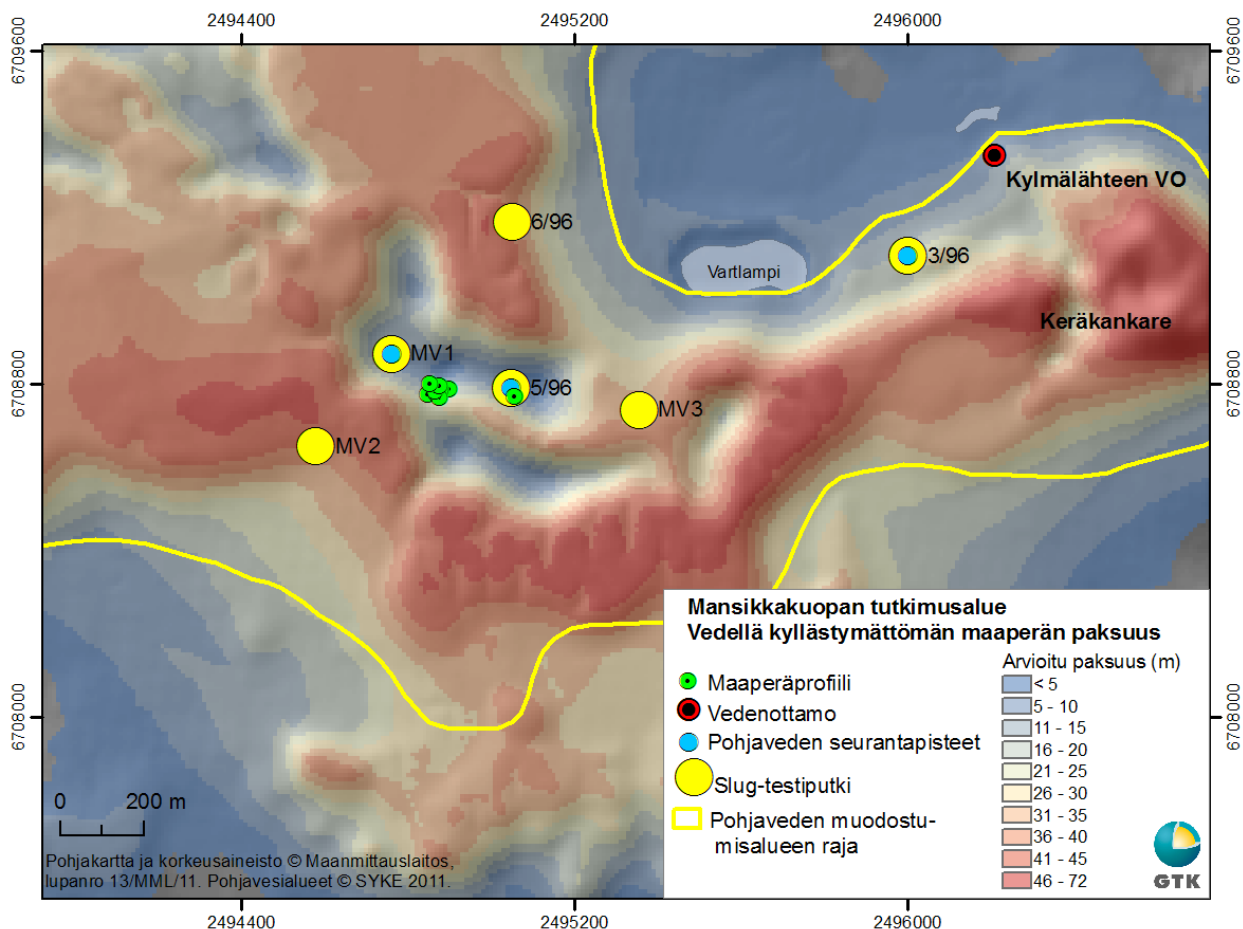
Arseeni on luonnossa yleinen, tavallisimmin sulfidimineraalien kanssa esiintyvä puolimetalli. Arseeni sitoutuu tavallisesti maaperän oksideihin, orgaaniseen ainekseen ja savimineraaleihin. pH-alueella 5-7 ja hapettavissa olosuhteissa arseeni esiintyy pääosin viidenarvoisina (arsenaatti) anioneina. Pelkistävissä olosuhteissa vallitsevin esiintymismuoto on kolmenarvoinen arseniitti. Pohjaveden luontaisesti korkeat arseenipitoisuudet ovat tavallisia alueilla, joissa arseenia esiintyy runsaasti kallioperässä, esimerkiksi Pirkanmaalla (esim. Hatakka ym. 2010).

3 TUTKIMUSALUE

Mansikkakuopan ampumarata sijaitsee Nummi-Pusulan kunnassa Kilpiän kylässä (kuva 4). Tutkimusalue kuuluu Keräkankareen pohjavesialueeseen. Keräkankareen pohjavesialue on laaja harjudelta, joka sijaitsee II ja III Salpausselän välisellä vyöhykkeellä (Ahonen & Lehtimäki 1997, Mäkinen 1999) (Liite 1). Muodostuman maaperä on pääosin soraa ja hiekkaa. Maakerrosten paksuus on suuri ja vedellä kyllästyneen kerroksen paksuus on paikoin yli 40 metriä (Ahonen & Lehtimäki 1997, Ikäheimo & Hintikainen 2003). Mansikkakuopan alueella arvio vedellä kyllästyneen kerroksen paksuudesta on noin 20 metriä (Ahonen & Lehtimäki 1997). Pohjavedenpinta on Mansikkakuopan alueella noin 10 metrin syvyydellä (Kuva 5). Keräkankareen pohjavesiesiintymä on osin kallioalueiden rajoittama kaksiosainen esiintymä. Luoteessa on Valkiavedenharju-Leppäkorvennummen osa-alue ja kaakossa Hietaan-Keräkankareen osa-alue (Ikäheimo & Hintikainen 2003), jossa myös Mansikkakuoppa sijaitsee. Muodostuman poikki kulkee kallion heikkousvyöhyke lounaasta koilliseen (Ahonen & Lehtimäki 1997). Mansikkakuoppa sijoittuu tämän ruhjeen kaakkoisreunalle.



Kuva 4. Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueen sijainti.



Kuva 5. Vedellä kyllästymättömän maaperän paksuus Mansikkakuopan tutkimusalueella.

Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksellä on alueella kolme kiväärirataa ja kaksi haulikkorataa. Alueelta on aiemmin otettu maaperänäytteitä kemiallisia analyysejä varten vuosina 2006 – 2007 (Sundström 2007). Sundströmin (2007) raportissa on muutamia maaperänäytteitä kaikilta radoilta, tässä työssä on keskitytty haulikkoratojen maaperään. Sundströmin (2007) tutkimuksessa laapiolla otetut pintamaanäytteet on homogenisoitu sekoittamalla eri maannoskerroksien näytemateriaali. Arto Jussila Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksessä on kuvannut haulikkoratoja Sundströmin raportin liitteessä seuraavasti: Haulikkoradoista trap-rata on rakennettu vuonna 1967 ja skeet-rata on rakennettu vuonna 1982. Radoilla on käytetty aluksi 28 gramman latausta, myöhemmin latauksen paino on rajattu lajin säännöissä 24 grammaan ja haulien halkaisija on 2,0 – 2,2 mm. Haulien lentomatka on 100 m/1 mm. Aluksi harrastus oli radalla hiljaisempaa, mutta noin 1990-luvulta lähtien riistanhoitoyhdistys on ostanut keskimäärin 35 000 kiekkoa (sisältää skeet-radan kiekot, arviolta 5 – 10 %). Laukaisumäärä on koko ajalta (1982 – 2007) noin 900 000 (sisältää skeet-radan), josta lyijyä kertyy 23 000 kiloa. Skeet-rata oli käytössä vilkkaaimmin kymmenisen vuotta, jonka jälkeen radalla on ammuttu satunnaisesti ja viime vuosina rataa ei ole käytetty.

HATTARA-hankkeen näytteenoton aikana vuonna 2010 skeet-radan näytteenottoalue oli jo metsittynyt, haulien alastulopaikkoja ei voinut erottaa maastossa yhtä selvästi kuin paljon käytetyllä trap-radalla.

4 MATERIAALIT JA MENETELMÄT

Mansikkakuopan tutkimusalueelta otettiin HATTARA-hankkeen aikana vuonna 2010 maaperä-näytteitä trap- ja skeet-radalta. Tässä tutkimuksessa keskityttiin trap- ja skeet-ratoihin. Työssä ei tutkittu kivääriratoja eikä ilmaperäistä, esimerkiksi liikenteestä peräisin olevaa lyijylaskeumaa. Trap-radalta otettiin myös muutamia maavesinäytteitä imulysimetrillä keväällä ja syksyllä sekä yksi humusnäyte. Maaperän vedenläpäisevyyttä mitattiin Guelph-permeametrillä ja arvioitiin maaperän raesuuruusmääritysten perusteella. Alueen pohjaveden pinnankorkeutta ja pohjaveden lämpötilaa seurattiin kolmessa pohjaveden havaintoputkessa huhti – joulukuussa 2010. Pohjaveden havaintoputkista otettiin pohjavesinäytteet keväällä ja syksyllä. Vedenjohtavuutta selvitettiin Slug-testeillä.

4.1 Pohjavedenpinnan korkeuden ja lämpötilan seuranta

Uudenmaan ELY-keskuksen tutkimusten mukaan pohjavesi on tutkimusalueen valuma-alueella 4 – 50 m syvyydellä maanpinnasta. Pohjaveden päävirtaussuunta tutkimusalueella on lännestä itään (liite 2).

Pohjavedenpinnan korkeuden muutoksia ja pohjaveden lämpötilaa seurattiin Nummi-Pusulan Mansikkakuopan alueella kolmessa pohjaveden havaintoputkessa (kuva 6). Havaintoputkista MV1 sijaitsee ampumarata-alueen pohjaveden virtauksen yläpuolella, havaintoputki 5/96 ampumaradalla haulikkoratojen tuntumassa ja havaintoputki 3/96 ampumarata-alueen pohjaveden virtauksen alapuolella lähellä Kylmälähteen vedenottamoa. Pohjavesiputkiin asennettiin Minidiver-paineanturit mittaamaan hydrostaattista painetta kolmen tunnin välein. Putkessa MV1 pohjavedenpinnan korkeutta mitattiin 5.3. – 3.12.2010 ja putkissa 3/96 ja 5/96 28.4. – 2.12.2010. Mittauksien ilmapainekompensaation laskentaan tarvittava ilmanpainetta mittaava baroanturi oli sijoitettu havaintoputken MV1 yhteyteen. Saadut todelliset pohjavedenpinnantasot sidottiin valtakunnalliseen N60 korkeustasoon.

4.2 Pohjavesinäytteet

4.2.1 Näytteenottopisteet ja maastomittaukset

Pohjaveden havaintoputkista MV1, 5/96 ja 3/96, joista mitattiin intensiivisesti pohjavedenpinnan korkeutta ja lämpötilaa, otettiin vesinäytteet kaksi kertaa v. 2010 (kuva 6). Näytteet otettiin lumen sulamisen jälkeen huhtikuussa 28.4. ja hyvissä ajoin ennen syyssateita 3.8. pohjavedenpinnan ollessa lähes alhaisimmillaan.

Vesinäytteet otettiin pumppaamalla Supernova 120 uppopumpulla havaintoputkesta vettä 0,1 l/s:n teholla noin 20 minuuttia ennen varsinaista näytteenottoa. 500 ml:n polyteenipulloon otettiin käsittelemätön vesinäyte fysikaalis-kemiallisia mittauksia ja anionimäärittäystä varten. Kationi- ja metallimäärittäisiin vesinäytteet suodatettiin (suodattimen huokoskoko 0,45 µm) kertakäyttöruiskulla 100 ml happopestyyn polyteenipulloon (ks. Lahermo ym. 2002). Vesinäytteet kuljetettiin ja säilytettiin valolta suojattuna ja viileässä. Näytteenoton jälkeen toimistolla 100 ml:n suodatetut kationi- ja metallinäytteet kestävästi lisäämällä niihin 0,5 ml väkevää Suprapur-typpihappoa.

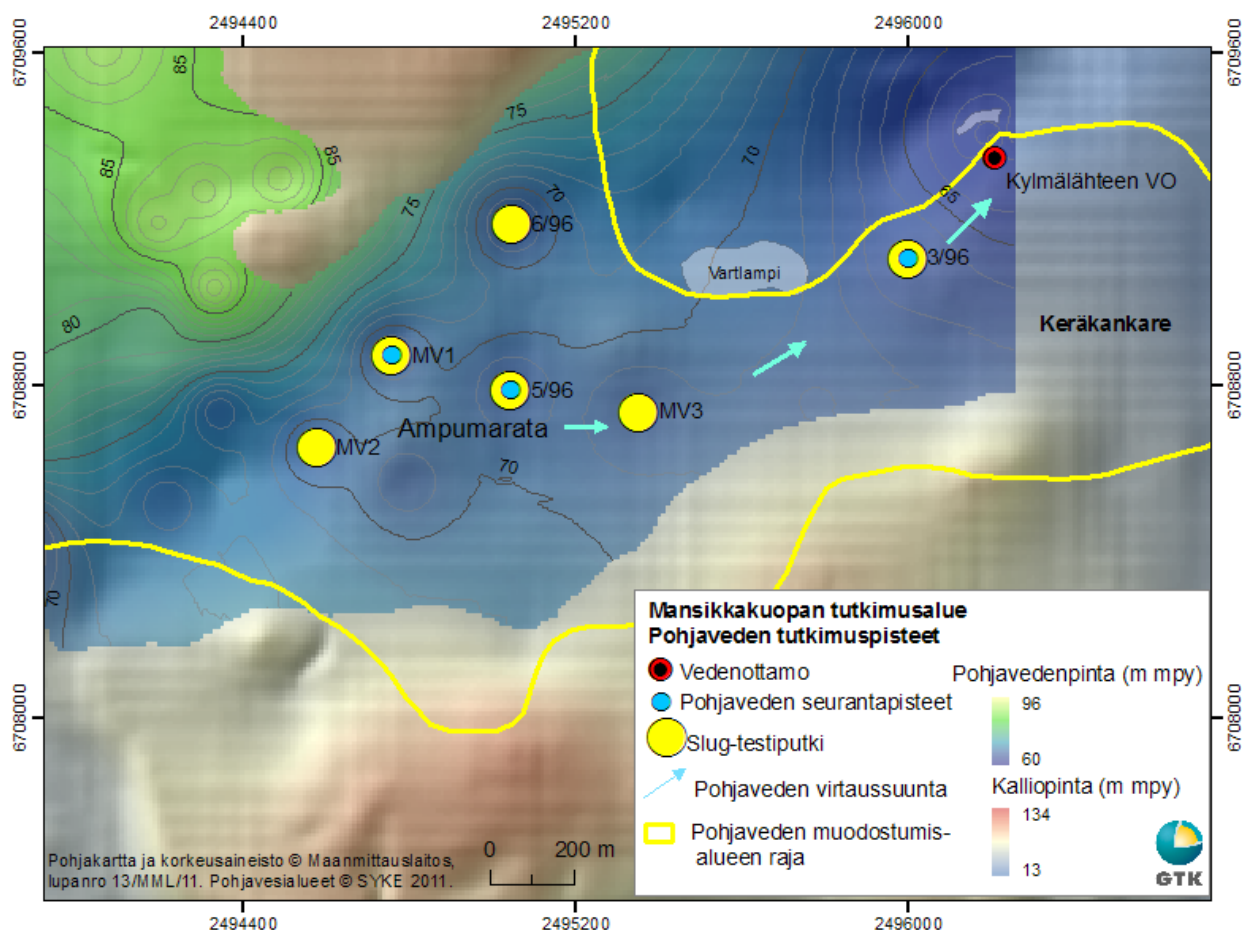
Näytteenoton yhteydessä maastossa vedestä mitattiin veden lämpötila, pH, sähkönjohtavuus ja liuenneen hapen ja hiilidioksidin määrät. Veden lämpötila, sähkönjohtavuus, pH ja happipitoisuus mitattiin vedellä täytetystä ämpäristä kenttämittarilla (WTW Multiline 350i). Hiilidioksidipitoisuus määritettiin titraamalla. Silmämääräisesti arvioitiin veden väriä ja sameutta.

Uudenmaan ELY-keskus on seurannut pohjaveden havaintoputken 5/96 vedenlaatua vuodesta 1998 alkaen. Arseeni-, lyijy- ja antimonipitoisuudet on analysoitu suodattamattomasta vesinäytteestä.

4.2.2 Analyysimenetelmät

Vesinäytteet analysoitiin Labtium Oy:n akkreditoidussa laboratoriossa voimassa olevien standardien mukaisesti. Käsittlemättömistä 500 ml:n näytepulloihin kerätyistä vesinäytteistä laboratoriossa mitattiin pH, sähkönjohtavuus (mS/m, +25 °C) ja alkaliteetti (määritysraja 0,02 mmol/l) potentiometrisesti.

Monialkuaineanalyysi tehtiin suodatetusta (0,45 µm) ja väkevällä typpihapolla (Merck, suprapur) kestävädystä näytteestä. Induktiivisesti kytketyllä plasma-massaspektrometrilla (ICP-MS) määritettiin mm. arseeni-, lyijy- ja antimonipitoisuudet (määritysrajat: arseeni 0,05 µg/l, lyijy 0,03 µg/l ja antimoni 0,02 µg/l).



Kuva 6. Pohjavedenpinnan tarkkailupisteet Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueella v. 2010.

4.3 Slug-testit pohjaveden havaintoputkista

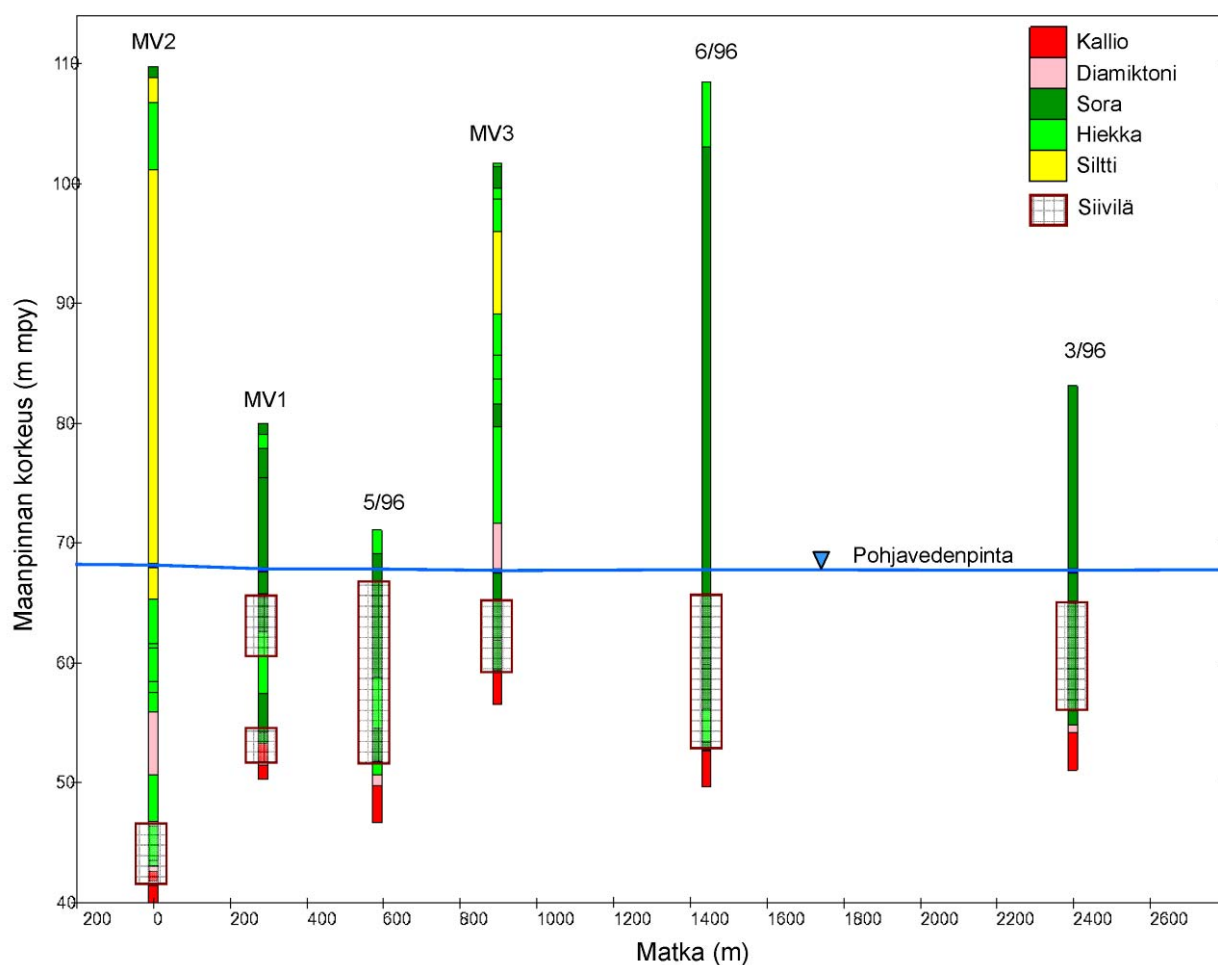
Slug-testillä mitataan maaperän keskimääräistä horisontaalista vedenjohtavuutta (K-arvoa) havaintoputken välittömässä läheisyydessä. Slug-testejä tehtiin Mansikkakuopan tutkimusalueella 3 – 7.5.2010 kuudessa pohjaveden havaintoputkessa: MV1, MV2, MV3, 3/96, 5/96 ja 6/96 (kuva 6). Kuvassa 7 on esitetty näiden pohjaveden havaintoputkien pituudet, siiviläputkien osuudet, pohjavedenpinnan korkeus havaintoputkissa sekä putkea ympäröivät maalajit.

Slug-testissä havaintoputken pohjavedenpinnan alapuolelle lasketaan tunnetun tilavuuden omaava muovitanko. Pohjavedenpinnan muutoksia mitataan paineanturin avulla koko testin ajan. Sylinteri tempaistaan nopeasti pois havaintoputkesta ja mitataan pohjavedenpinnan muutokset, kunnes pohjavedenpinta on palautunut jälleen normaalille tasolleen. Pohjavedenpinnan palautumisaian perusteella voidaan laskea maaperän vedenjohtavuus pohjavesiputken siiviläosuuden sijainnissa.

Hvorslev kehitti K-arvojen laskemiseen menetelmän, josta johdettua Bouwer & Rice menetelmää käytetään nykyisin yleisesti (esim. Butler 1998 ja Bouwer & Rice 1976). Hvorslevin yhtälö on yksinkertainen ja nopea menetelmä, joka sopii erityisesti paineellisen pohjaveden havaintoputkiin. Bouwer & Rice menetelmä huomioi, läpäiseekö testattava pohjaveden havaintoputki pohjavesikerroksen vai ei. Bouwer & Rice menetelmä sopii sekä vapaapintaisiin että paineellisiin pohjaveden havaintoputkiin.

Tässä tutkimuksessa testit tehtiin laskemalla havaintoputken pohjavedenpinnan alapuolelle naruun kiinnitetty 4 m pitkä muovitanko (kuva 8). Sen jälkeen kun pohjaveden pinta oli laskeutunut luonnolliseen tasoonsa, tempaistiin tanko ylös havaintoputkesta. Vedenpinnan palautumista normaalitasoonsa seurattiin putkeen asennetulla ohjelmoitavalla paineanturilla. Anturi mittaa hydrostaattista painetta, joka näissä testeissä kuvaa suoraan anturin yläpuolella olevan vesipatjan paksuutta. Testien tuloksista laskettiin vedenjohtavuus Bouwer & Rice menetelmällä sekä vertailun vuoksi myös Hvorslevin menetelmällä. Lisätietoja Slug-testin prosessista löytyy muun muassa julkaisusta Luoma & Pullinen (2011).

Käytetyn Slug-tangon halkaisija oli 40 mm, joten 4 m pitkän tangon tilavuus on 5 dm³. Se vastaa halkaisijaltaan 50 mm pohjavesiputkessa 2,5 metrin pituuden tilavuutta. Vedenpinnan nopean palautumisen ja testin yhteydessä syntyvien viiveiden vuoksi alenema jää vaihtelevasti pienemmäksi. Slug-testit toistettiin kussakin pohjaveden havaintoputkessa kolme tai neljä kertaa. Havaintoputkessa 6/96 mittaus tehtiin teknisten ongelmien vuoksi vain yhden kerran.



Kuva 7. Slug -testeissä mukana olleiden pohjaveden havaintoputkien pituudet, siiviläputkien osuudet, pohjavedenpinnan korkeus sekä maaperäkerrokset Mansikkakuopan tutkimusalueella. Diamiktoni on lajittumaton maalaji. Putkien sijainti on esitetty kuvan 6 kartassa.



Kuva 8. Mansikkakuopan pohjaveden havaintoputken (MV3) Slug-testissä pohjaveden syrjäyttämiseen käytetty nelimetrinen muovinen tanko (vasemmalla), joka mittausprosessissa tempaistiin ylös nopeasti (oikealla). Kuvat S. Luoma GTK.

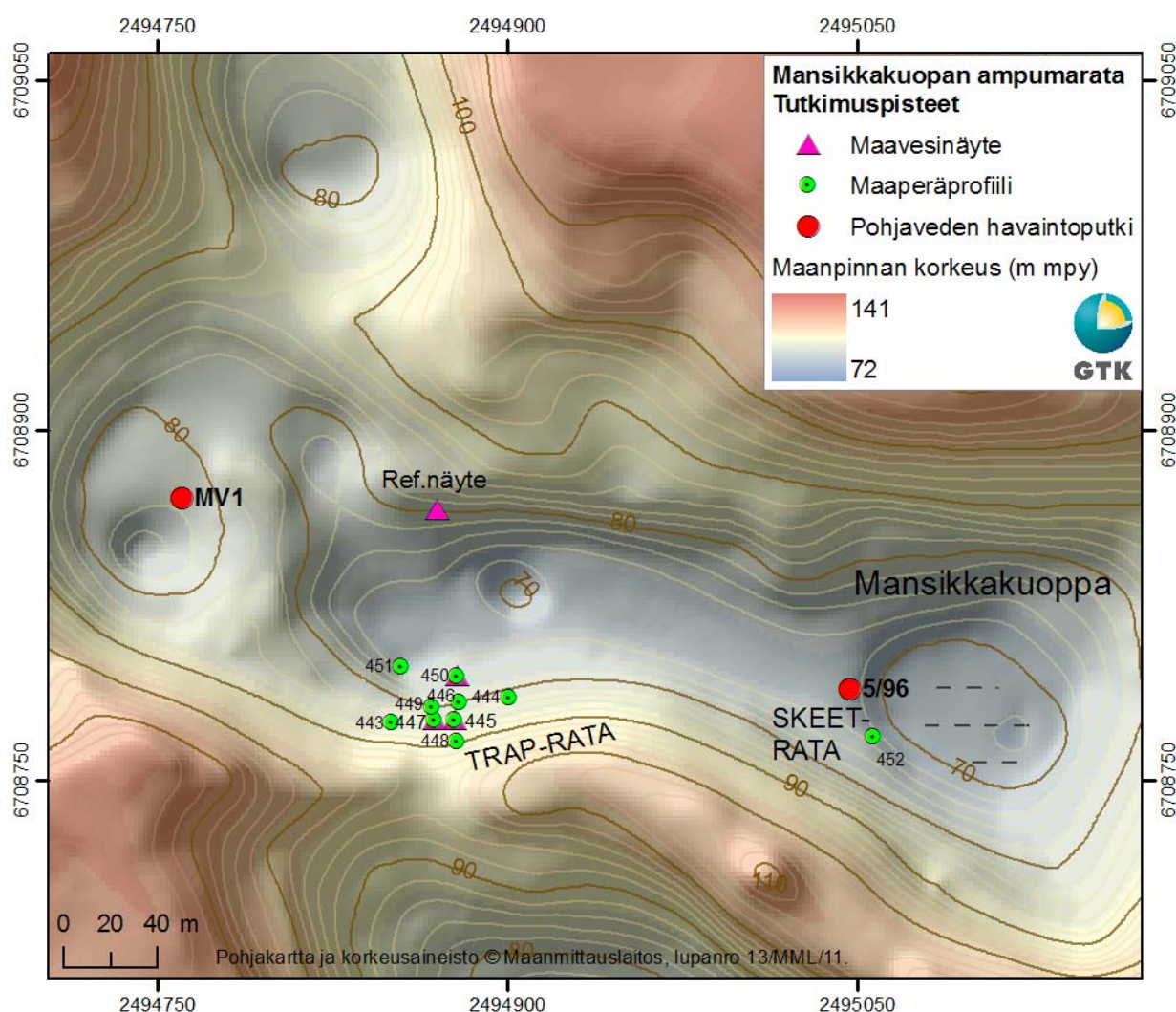
4.4 Maaperäprofiilit ja niistä tehdyt mittaukset ja analyysit

4.4.1 Profiilien sijainti ja kuvaus sekä käytetyt näytteenottomenetelmät

Naumasen ym. (2002) ohjeen mukaan ampumaratojen pilaantuneisuustutkimuksissa maaperä-näytteet on syytä ottaa erikseen kustakin maaperän kerroksesta, mikäli kerrokset ovat selvästi erotettavissa toisistaan. Mansikkakuopan haulikkoradan maaperän pilaantuminen kohdistuu luonnontilaiseen maahan, jossa eri maannoskerrokset ovat helposti erotettavissa. Ylinnä on hajooneesta karikkeesta muodostunut musta humuskerros. Humuskerroksen alla on huuhtoutumiskerros, josta maavesi ja sen mukana alaspäin kulkeutuvat orgaaniset hapot ovat rapauttaneet mineraaleja ja jättäneet vaalean, kvartsista ja muista kestävästä mineraaleista koostuvan maannoskerroksen. Mansikkakuopan maaperässä hienojakoinen orgaaninen aine on värjännyt kyseisen kerroksen mustaksi. Huuhtoutumiskerroksen alla on ruskea rikastumiskerros, johon on saostunut rautaa, alumiinia ja orgaanista ainesta. Rikastumiskerros muuttuu alempana vaaleamman ruskeaksi vaihettumisvyöhykkeeksi. Noin 60 cm syvyydellä alkaa harmaa muuttumaton pohjamaa (taulukko 2 ja kuva 12).

Mansikkakuopan näytteenotto perustui maaperäprofiileihin, joista näytteet otettiin kerroksittain. Yhdeksän maaperäprofiilia (numerot 443 - 451) sijoitettiin Mansikkakuopan trap-radalle ja yksi profiili (numero 452) vanhalle skeet-radalle (kuva 9). Trap-radan näytteet otettiin touko-

kuussa 2010 ja skeet-radan näytteet kesäkuussa 2010. Profiilikuopat kaivettiin haulien alastulointeeseen edustaviin kohtiin lapiolla (kuvat 10 ja 11). Kentällä tehtyyn asiantuntija-arvioon perustuvan näytteenottopaikkojen valinnan sijaan voitaisiin käyttää myös säännöllistä tutkimuspisteverkkoa (vertaa Anttosen ampumarata, Naumanen ym. 2002). Tässä työssä haluttiin välttää rikkomasta maanpinnan humuskerrosta tiheällä näytteenotolla. Jokaisesta profiilista otettiin 3 – 4 maaperänäytettä eri syvyyksiltä ja maaperänäytteet edustivat eri maannoshorizontteja (kuva 12). Näytteenotossa vältettiin myös haulien joutumista alempiin maannoskerroksiin. Näytteet otettiin muovikauhalla Rilsan-pusseihin. Naumasen ym. (2002) mukaan maaperänäytteenoton suurin virhelähde on näytteen kontaminoituminen näytteenotossa. Haulien varisemista pintamaasta syvemmälle pyrittiin minimoimaan esimerkiksi ottamalla näytteet maannoskerroksittain. Ylempi maannoskerros kaivettiin ja siirrettiin näytekuopan viereen ennen seuraavan näytteen ottamista. Mansikkakuopan tutkimuksessa näytteenottajat käyttivät talkittomia hansikkaita ja muovikauha puhdistettiin alkoholilla ja paperilla jokaisen pisteen ja näytteenottokerroksen välillä.



Kuva 9. Maaperänäyteprofiilien 443 - 452 sijainti Nummi-Pusulan Mansikkakuopan ampumarata-alueella. Karttaan on lisäksi merkitty tutkimuksessa käytetyt pohjaveden havaintoputket (MV1 ja 5/96), imulysimetritutkimusten referenssinäytteen sijainti sekä muut maavesinäytepisteet.



Kuva 10. Mansikkakuopan trap-radan ammuntapaikka. Taustalla näkyy rinne, johon haulit laskeutuvat.
Kuva: Timo Tarvainen GTK.



Kuva 11. Näytteenottopiste Mansikkakuopan trap-radan rinteessä. Kuva: Timo Tarvainen GTK.



Kuva 12. Maaperäprofiili, jossa näkyy pinnalla humuskerros (O), sitten tumma huuhtoutumiskerros (A), sen alla ruskea rikastumiskerros (B), vaihettumisvyöhyke (BC) ja pohjalla muuttumatonta harmaata pohjamaata (C). Kuva: Timo Tarvainen GTK.

Mansikkakuopan maaperänäytteet edustivat huuhtoutumiskerrosta (A), rikastumiskerrosta (B), vaihettumisvyöhykettä (BC) tai rikastumiskerroksen pohjaosaa ja pohjamaata (C). Kerrokset on kuvattu kuvassa 12 ja taulukossa 2. Huuhtoutumiskerros sisälsi kaikissa profiileissa runsaasti orgaanista ainesta. Yhdestä profiilista (numero 448) otettiin myös humusnäyte. Näyteprofiilien koordinaatit ja kerrosten syvyydet on esitetty liitteessä 3.

Taulukko 2. *Mansikkakuopan tutkimuksen ampumarata-alueen maaperänäytteenotto perustui maanosprofiilin kerroksiin. Kerrosten kuvailu:*

Kerros		Näytetunnus (esi- merkki)	Kuvaus
O Humus		TTTA-2010-448.1	Tummaa maatunutta orgaanista ainetta karikkeen ja juurien alla. Hauleja on eniten juuri humuksen alla.
A Huuhtoutumiskerros		TTTA-2010-448.2	Ohut kerros, josta vajoveden sisältämät orgaaniset hapot ovat rapauttaneet muut paitsi kovimmat mineraalit. Hienojakoinen orgaaninen aines värjää kerroksen tummaksi. Orgaaninen aines voi sitoa esim. lyijyä.
B Rikastumiskerros		TTTA-2010-448.3	Tumman ruskea kerros, johon on saostunut rautaa, alumiinia ja orgaanisia yhdisteitä. Ylemmistä kerroksista kulkeutuneet metallit sitoutuvat usein tähän kerrokseen.
BC Vaihtetumisvyöhyke		TTTA-2010-448.4	Vaihtetumisvyöhyke, jossa on rauta- ja alumiinisaostumia.
C Pohjamaa		TTTA-2010-448.5	Muuttumaton pohjamaa, väri lähinnä harmaa.

4.4.2 Mineraalimaanäytteiden analytiikka

Kaikista 33 maaperänäytteestä tehtiin kemialliset analyysit, jotka on kuvattu taulukossa 3. Lisäksi 31 näytteestä määritettiin kohdekohtainen K_d -arvo eli maa-maavesi-jakautumiskerroin. 17 näytteestä määritettiin raesuuruus, 11 näytteestä tehtiin kaksivaiheinen ravistelutesti (liukoisuustesti) ja kahdesta näytteestä kolonnitesti. Näytteistä tehdyt määritykset on lueteltu liitteessä 4. Mineraalimaanäytteiden kemialliset määritykset tehtiin Labtium Oy:n kemian laboratoriossa kuivatusta ($<40^\circ\text{C}$) ja alle 1 mm:n fraktioon seulotuista näytteistä. Useimmissa maaperätutkimuksissa käytetään alle 2 mm raekokoa, mutta tässä työssä haluttiin seuloa haulit pois näyttemateriaalista ja päädyttiin alle 1 mm raekokoon.

Maaperänäytteistä on määritetty alkuaineiden todelliset kokonaispitoisuudet (XRF), kuningasvesiliukoiset pitoisuudet (pilaantuneiden maiden tutkimuksissa eniten käytetty analyysimenetelmä), rauta-mangaanisaostumiin sitoutuneiden alkuaineiden pitoisuudet (hapan 0,2 M ammoniumoksaalattu), kasvien käytössä olevat pitoisuudet eli niin sanotut biosaatavat pitoisuudet (1 M ammoniumasetatti+ $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ -uutto; pH 4.5), hiili- ja elohopeapitoisuus erillismäärityksenä, maaperän pH 0,1 M CaCl_2 -uutosta sekä maaperän kationinvaihtokapasiteetti.

Lähes kaikista mineraalimaanäytteistä määritettiin raesuuruusjakauma ja maa-maavesi-jakautumiskertoimet (K_d). Jakautumiskerroin kuvastaa, miten voimakkaasti alkuaine on sitoutunut mineraalimaahan. Jakautumiskertoimen yksikkö on l/kg. Suuri arvo kuvastaa voimakasta sitoutumista mineraalimaahan, pieni arvo helppoliukoisuutta. Analyysimenetelmä on kuvattu Pirkanmaan ja Uudenmaan K_d -tutkimusten raportissa (Tarvainen ja Jarva 2009) seuraavasti:

Maaveden alkuainepitoisuudet on määritetty tuoreista näytteistä, jotka on kyllästetty vedellä. Jakautumiskerroin K_d on laskettu maaperän kuningasvesiliukoisen kokonaispitoisuuden ja maaveden pitoisuuden suhteena kullekin näytteelle ja jokaiselle tutkitulle alkuaineelle käyttäen seuraavaa kaavaa:

$$K_{dX} = C_{SX}/C_{IX} \quad (1)$$

missä

K_{dX} = K_d -arvo alkuaineelle X (l/kg)

C_{SX} = Alkuaineen X kokonaispitoisuus maaperässä ($\mu\text{g/kg}$)

C_{IX} = Alkuaineen X pitoisuus huokosvedessä ($\mu\text{g/l}$)

Maaperän kokonaispitoisuus määritettiin kuivatusta ja alle 1 mm raekokolajitteeseen seulotusta näytteestä kuningasvesiliuotuksella (kuvattu aiemmin). Huokosveden pitoisuudet määritettiin kyllästysuuttomenetelmällä (Rhoades 1996), jossa noin 100 g tuoretta maanäytettä kyllästettiin vedellä ja maa-vesi-suspensio imusuodatettiin. Kivet poistettiin tuoremaanäytteestä, mutta näytteille ei tehty muuta esikäsittelyä. Samaa menetelmää on käytetty mm. peltomaiden kadmiumtutkimuksissa (Mäkelä-Kurtto ym. 2003). Vesiliuoksen alkuainepitoisuudet mitattiin ICP-OES- tai ICP-MS-tekniikalla.

Yhdysvaltain ympäristökeskus (U.S. EPA) on kuvannut erilaisia K_d -kertoimen määrittämismenetelmiä (EPA 1999). Tässä työssä käytetyn laboratoriotestin lisäksi käytetään *in situ* -määrittystä, jossa mineraalimaata ja pohjavettä sisältävä näyte otetaan suoraan vedellä kyllästyneestä kerroksesta ja sentrifugoitu tai suodatettu vesinäyte analysoidaan erillään maanäytteestä. Kolmannessa

menetelmässä tutkittava maa- tai sedimenttinäyte on laboratoriossa kolonnissa, jonka läpi virtaavaan veteen lisätään tutkittavaa haitta-ainetta ja tunnettu määrä sellaista hivenainetta, joka ei adsorboidu maa-aineksen pinnalle. Neljäs tapa arvioida K_d -arvoja on yhdistää kulkeutumismalleja ja pohjaveden seurantadataa. Sen lisäksi orgaanisille haitta-aineille on kehitetty omia K_d -arvon määrittämenetelmiä.

Yhdestätoista näytteestä tehtiin standardin SFS-EN 12457-3 mukainen liukoisuustesti eli niin sanottu ravistelutesti. Kahdesta näytteestä tehtiin niin sanottu kolonnitesti eli standardiin CEN/TS 14405 perustuva liukoisuustesti.

4.4.3 Humusnäytteen analytiikka

Humusnäyte otettiin vain profiilista 448. Kuivattu ($<40^{\circ}\text{C}$) humusnäyte esihienonnettiin puristelemalla näytettä varovasti käsin näytepussin läpi. Näyte seulottiin alle 1 mm:n fraktioon, joka seulottiin uudestaan alle 1 mm:n fraktioon. Näin menetellen pyrittiin poistamaan näytteestä siihen mahdollisesti kuulumaton aines, esimerkiksi juuret ja maatumattomat oksankappaleet sekä haulit.

Alkuainemäärittäksiä varten näyte uutettiin väkevällä typpihapolla mikroaaltouunissa. Alkuaineiden pitoisuudet määritettiin ICP-MS- ja ICP-AES-tekniikalla. Elohopea määritettiin liuoksesta kylmähöyry-atomiabsorptiotekniikalla.

pH:n määrittästä varten näyte uutettiin 0,01 M CaCl_2 :lla ja pH määritettiin pH-mittarilla. Hehkutushäviötä varten näytteitä kuivattiin 2 tuntia 105°C :ssa ja määrittäys tehtiin 550°C :ssa gravimetrisesti. Hiili- ja typpipitoisuus määritettiin CN-analysaattorilla.

Taulukko 3. *Mansikkakuopan tutkimuksessa maaperänäytteistä tehtyjen analyysien kuvaus.*

Analyysimenetelmä	Tarkempi kuvaus
Kemialliset analyysit	Näytteen kuivaus <40°C ja seulonta <1 mm raekokolajitteen. Monialkuainemääritys XRF-menetelmällä (briketti). Alkuaineiden todelliset kokonaispitoisuudet. Kuningasvesiliuotus 90 °C:ssa ja noin 30 alkuaineen pitoisuuksien määrittäminen ICP-AES- ja ICP-MS-tekniikalla. Yleisimmin käytetty analyysimenetelmä pilaantuneiden maiden tutkimuksissa. Elohopeapitoisuuden määrittäminen pyrolyttisesti. Hiilipitoisuuden määrittäminen hiilianalyysaattorilla. 1 M ammoniumasetaatti+Na₂-EDTA-uutto (pH 4.5) ja alkuaineiden pitoisuuksien määrittäminen ICP-AES- ja ICP-MS-tekniikalla. 'Biosaatavat alkuainepitoisuudet' Hapan 0.2 M ammoniumoksalatuuhto ja alkuaineiden pitoisuuksien määrittäminen ICP-AES- ja ICP-MS-tekniikalla. 'Fe-Mn-saostumiin sitoutuneet alkuaineet' Maaperän pH-arvon määrittäminen (0,1 M CaCl₂-uutto) Maaperänäytteen kationinvaihtokapasiteetin määrittäminen (perustuu 0,1 M BaCl₂-uuttoon).
K _d -määrittäminen	Maa-mavesi-jakautumiskertoimen määrittäminen (menetelmän kuvaus, katso teksti)
Raesusuus	Maaperän raesusuusjakauman määrittäminen (pesuseulonta tai kuivaseulonta seulasarjalla ISO 3310/1 ja sedigraph-analyysi) ja humuspitoisuuden määrittäminen spektrofotometrisesti
Liukoisuustesti	Perustuu standardiin SFS-EN 12457-3 Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Jauhemaisten tai rakeisten jättemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden valvontatesti. Osa 3: Kaksivaiheinen ravistelutesti uuttoliuoksen ja kiinteän aineen suhteessa 2 ja 8 l/kg jätteille, joiden kiinteä osuus on suuri ja raekoko alle 4 mm. 'Ravistelutesti'.
Kolonnitesti	Liukoisuustesti, joka perustuu standardiin CEN/TS 14405 Jätteiden karakterisointi. Liukoisuustestit. Läpivirtaustesti ylöspäin.

4.4.4 In situ -vedenläpäisevyyssmittaukset Guelph-permeametrilla

Vedellä kyllästymättömän maaperän vedenläpäisevyyttä mitattiin Mansikkakuopan tutkimusalueella Soilmoisturen Guelph-permeametrilla. Sillä mitataan maaperän vedenläpäisevyyttä vakiovedenpinnantasomenetelmällä. Maaperään kairataan sylinterinmuotoinen reikä haluttuun mittausvyöhykkeeseen, johon permeametrin putki asennetaan (kuva 13). Permeametrin sisäkkäisillä putkililla saadaan vedenpinnantasoreiässä säädettyä halutuksi. Permeametri täytetään vedellä. Putkesta juoksutettava vesi imeytyy reiän seinämän ja pohjan läpi maaperään ja muodostaa vedellä kyllästetyn vyöhykkeen, kuplan. Veden alenema ajan suhteen mitataan permeametrin asteikosta. Mittausta jatketaan niin kauan, että alenema vakioituu. Kuplan muoto vaihtelee erityyppisillä maalajeilla ja tämä huomioidaan vedenläpäisevyyden laskennassa muutokertoimena. Mittaus tehdään kahdella eri vakiovedenpinnantasolla.

Mittalaitteelle kehitetty laskenta on kaksivaiheinen. Ajan suhteen mitatun aleneman perusteella lasketaan molemmilla vedenpinnantasolla maa-ainekselle kenttävedenjohtavuus (K_{fs}) ja kapillaaripotentialiaali (Φ_m). Kapillaaripotentialiaali riippuu maaperän raekoosta, rakenteesta ja kosteudesta. Kenttävedenjohtavuus on pienempi kuin vedenjohtavuus (K_{gw}), koska mittauksessa, kuten luonnon olosuhteissakin, maa-ainekseen jää aina ilmataskuja, jotka pienentävät vedenjohtavuutta. Laskennan toisessa vaiheessa käytetään molempien mittaustasojen tuloksia. Kenttävedenjohtavuuden ja kapillaaripotentialin suhteesta saadaan parametri α (K_{fs} / Φ_m), joka kuvaa gravitaatio- ja kapillaarivoimien suhdetta. Gravitaatiovoimat ovat karkearakeisissa maalajeissa vallitsevia, joten α on niissä suurempi kuin hienoainesmaalajeissa. Hienoainesmaalajeissa kapillaarivoimat ovat vallitsevia ja α on pieni.

Ensimmäisen vaiheen laskennassa käytetään oletuksena maalajista riippuvaista α -arvoa (Elrick ym. 1989). Toiseen vaiheen laskennassa saadaan α -arvo, jota käytetään laskennan luotettavuuden varmistamiseen. Toisen vaiheen laskennassa α -arvon tulee olla $0,01 < \alpha < 0,5$, jotta toisessa laskennassa saatu vedenläpäisevyysarvo on luotettava. Muuten vedenläpäisevyysarvona käytetään ensimmäisen laskentavaiheen molempien vesipintatasojen erillisten laskentatulosten keskiarvoa. Tuloksen tarkkuus on pienempi kuin varsinaisen kaksivaiheisen laskennan tulos, mutta kuitenkin käyttökelpoinen.

Guelph-mittauksia tehtiin Mansikkakuopan trap-radan haulien keskeiselle kertymäalueelle tehtyjen näytekuoppien välittömässä läheisyydessä niin, että läpäisevyys edustaa näytepisteiden olosuhteita. Toukokuussa mittaukset tehtiin näytepisteissä TTTA-2010-443, 445, 446 ja 451 (taulukko 4 ja kuva 9). Kesäkuussa tehtiin mittaukset näytepisteessä 452 (taulukko 4 ja kuva 13), joka sijaitsi vanhalla skeet-radalla. Lokakuussa tehtiin mittaukset näytepisteessä 444 (taulukko 4 ja kuva 9). Mittaukset tehtiin rikastumiskerroksessa (B) ja sen alapuolisissa kerroksissa (BC ja C). Näytepisteessä 443 tehtiin kaksi yksittäistä mittausta B- ja BC-kerroksissa. Näytepisteessä 444 mittauksia tehtiin kahdella syvyydellä B- ja BC-kerroksista. Mittaukset toistettiin kummallakin syvyydellä kolme kertaa, jotta voitiin testata GP-mittauksen huojuntaa. Lisäksi tehtiin mittaukset C-kerroksessa 45 cm ja 65 cm syvyydellä. Näytepisteessä 445 tehtiin kaksi mittausta B-kerroksessa ja yksi mittausta BC-kerroksessa. Näytepisteissä 446 ja 451 tehtiin yksittäiset mittaukset ja pisteessä 452 kaksi mittausta B-kerroksessa.



Kuva 13. Maaperän vedenläpäisevyysmittausta Mansikkakuopan tutkimusalueella. Kuva: Jari Väättäin GTK.

Taulukko 4. Mansikkakuopan Guelph-permeametrilla tehtyjen vedenläpäisevyysmittausten paikat, mitausajankohdat, mittauskuoppien syvyydet ja mittauksissa käytetyt vesipintatasot. Näytetunnuksessa pisteellä erotettu numero tarkoittaa maannoskerrosta: .2 = A-kerros, .3 = B-kerros, .4 = BC-kerros ja .5 = C-kerros. Toistot on merkitty t-kirjaimella.

Näytetunnus	Mittauspäivämäärä	Mittauksen syvyys cm maanpinnasta	Mittauksen vesipintatasot cm
TTTA-443.3	3.5.2010	18	10 ja 15
TTTA-443.4	3.5.2010	30	10 ja 15
TTTA-444.3-t1	22.10.2010	20	10 ja 15
TTTA-444.3-t2	22.10.2010	20	10 ja 15
TTTA-444.3-t3	22.10.2010	20	10 ja 15
TTTA-444.4-t1	25.10.2010	34	10 ja 15
TTTA-444.4-t2	25.10.2010	37	10 ja 15
TTTA-444.4-t3	25.10.2010	36	10 ja 15
TTTA-444.5-t1	25.10.2010	45	10 ja 15
TTTA-444.5-t2	25.10.2010	65	10 ja 15
TTTA-445.3-t1	11.5.2010	22	5 ja 10
TTTA-445.3-t2	11.5.2010	24	5 ja 10
TTTA-445.5	11.5.2010	70	5 ja 10
TTTA-446.2	11.5.2010	22	5 ja 10
TTTA-451.3	11.5.2010	24	5 ja 10
TTTA-452.3-t1	29.6.2010	17	10 ja 15
TTTA-452.3-t2	29.6.2010	20	10 ja 15

4.4.5 Rakeisuuskäyrien käyttö vedenläpäisevyyden arvioinnissa

Maaperän vedenläpäisevyyteen vaikuttavat maaperän huokoisuus, raesuuruusjakauma ja rakeiden ominaispinta-ala. Maaperässä oleva vesi on joko maapartikkeleihin sitoutunutta tai vapaata vettä. Hienorakeisiin maalajeihin on adsorpoituneena enemmän vettä kuin karkearakeisiin maalajeihin.

Kaikki maalajit ovat kuitenkin ainakin jossain määrin vettä läpäiseviä, mutta maalajien vedenläpäisevyys vaihtelee suuresti. Soran vedenläpäisevyys on moninkertainen saveen verrattuna. Eri-tyisesti maaperässä oleva hienoaineksen määrä vaikuttaa suuresti maan vedenläpäisevyyteen (mm. Hänninen ym. 2000).

Koska maa-aineksen sisältämä hienoaineksen määrä vaikuttaa maaperän vedenläpäisevyyteen huomattavasti enemmän kuin raepartikkelien muoto, laboratoriossa mitatut vedenläpäisevyydet korreloivat usein hyvin raekokojakauman hienoainespitoisuuksien eli ns. efektiivisten, vaikuttavien raekokojen (d_e), kanssa (mm. Vukovic & Soro 1992, Hänninen ym. 2007). Maaperäkerroksen todellinen vedenläpäisevyys voi kuitenkin poiketa suurestikin laboratoriosta saadusta arvosta. Tähän vaikuttavat näytteen käsittely laboratoriossa ennen vedenläpäisevyyden mittausta sekä raekokojakaumaltaan mahdollisesti hyvin erilaisten maakerrosten sekoittaminen keskenään ennen vedenläpäisevyysskoheen suorittamista (Hänninen ym. 2007). *In situ* – vedenjohtavuusmittaukset antavatkin yleensä paremman kuvan tutkittavan alueen maaperän vedenläpäisevyysominaisuuksista.

Maaperän vedenläpäisevyysominaisuuksiin vaikuttavat myös sen kosteusolosuhteet; mitä kosteampi maaperä veden imeytymisen alkaessa on, sitä pienempi on imeytymisnopeus. Maaperän lopullinen imemiskyky on kuitenkin riippumaton alkukosteustilasta, kosteampi maaperä vain hidastaa imeytymistä (mm. Vakkilainen 1986). Lisäksi kasvukauden aikana kasvien vedenotto vaikuttaa maaperän vesipitoisuuden muutoksiin (Hänninen ym. 2010).

Maaperän raekokojakaumalla tarkoitetaan erikokoisten rakeiden suhteellista osuutta maalajissa. Raekokojakaumamääritysten perusteella voidaan laskea maaperänyytteille teoreettinen vedenläpäisevyys. Teoreettisen vedenläpäisevyyden laskennalle on olemassa useita kaavoja (mm. Vukovic & Soro 1992). Mansikkakuopan ampumaratatutkimuksessa laskennassa käytettiin Sauerbrein ja Slichterin kaavoja (Vukovic & Soro 1992). Sauerbrein kaavan käyttökelpoisuus on määritetty pääasiassa maalajille, jossa rakeiden läpimitta on alle 0,5 mm ja Slichterin kaava on määritetty maalajeille, jossa rakeiden läpimittaa sijoittuu välille $0,01 \text{ mm} < d_{10} < 5 \text{ mm}$. Vedenläpäisevyys laskettiin kaavalla:

$$K = \frac{g}{v} \times C \times \varphi(n) \times d_e^2 \quad (2)$$

K = vedenläpäisevyys (cm/s)

g = 9,81 m/s²

v = viskositeetti (Mansikkakuopan laskennoissa on käytetty vakiota 1,52 m²/s)

C = vakio (Sauerbrei: $3,75 \times 10^{-3}$ ja Slichter: 1×10^{-2})

$\varphi(n)$ = huokoisuus (Mansikkakuopan laskennoissa on käytetty vakiota 0,35)

Huokoisuus voidaan kuitenkin laskea erikseen kaavoilla:

$$\text{Sauerbrei: } \frac{n^3}{(1-n)^2} \text{ ja Slichter: } n^{3,287} \quad (3) \text{ ja } (4)$$

d_e = vaikuttava raekoko (Sauerbrei: $d_e = d_{17}$ ja Slichter: $d_e = d_{10}$)

Mansikkakuopan ampumarata-alueen maaperäprofiileista otettiin yhteensä 17 näytettä raekokojakaumamäärityksiä varten. Näytteet otettiin profiilien eri kerroksista. Tällä tavoin voitiin tarkastella raekokojakauman ja teoreettisen vedenläpäisevyyden vaihtelua tutkimuspisteiden välillä ja tutkimuspisteiden eri kerroksissa.

4.5 Maavesinäytteet imulysimetrillä

Maaperän sisältämät haitta-aineet eli lyijy, antimoni ja arseeni voivat kulkeutua maaperän läpi virtaavan maaveden eli vajoveden mukana alaspäin ja joutua lopulta pohjaveteen. Trap-radalta otettiin viisi maavesinäytettä, joista analysoitiin veteen liuenneiden haitta-aineiden pitoisuudet.

Vajovesinäytteitä otettiin Prenart-imulysimetrillä (kuva 14). Näytteitä otettiin keväällä lumien sulamisen jälkeen ja lokakuussa syyssateiden jälkeen. Imulysimetrin keräin asetetaan maahan tehtyyn reikään, joka on 45 asteen kulmassa maan pintaan nähden. Reikä keräimen ympärillä täytetään kvartsilietteilä. Keräimestä lähtee letku keräinpulloon, johon pumpataan kompressorilla alipaine. Pulloon kertyy keräimen ympäriltä imettyä maavettä. Keräysaika oli 1 – 3 vuorokautta. Pulloon kerätty vesi analysoitiin samoin kuin pohjavesinäytteet.

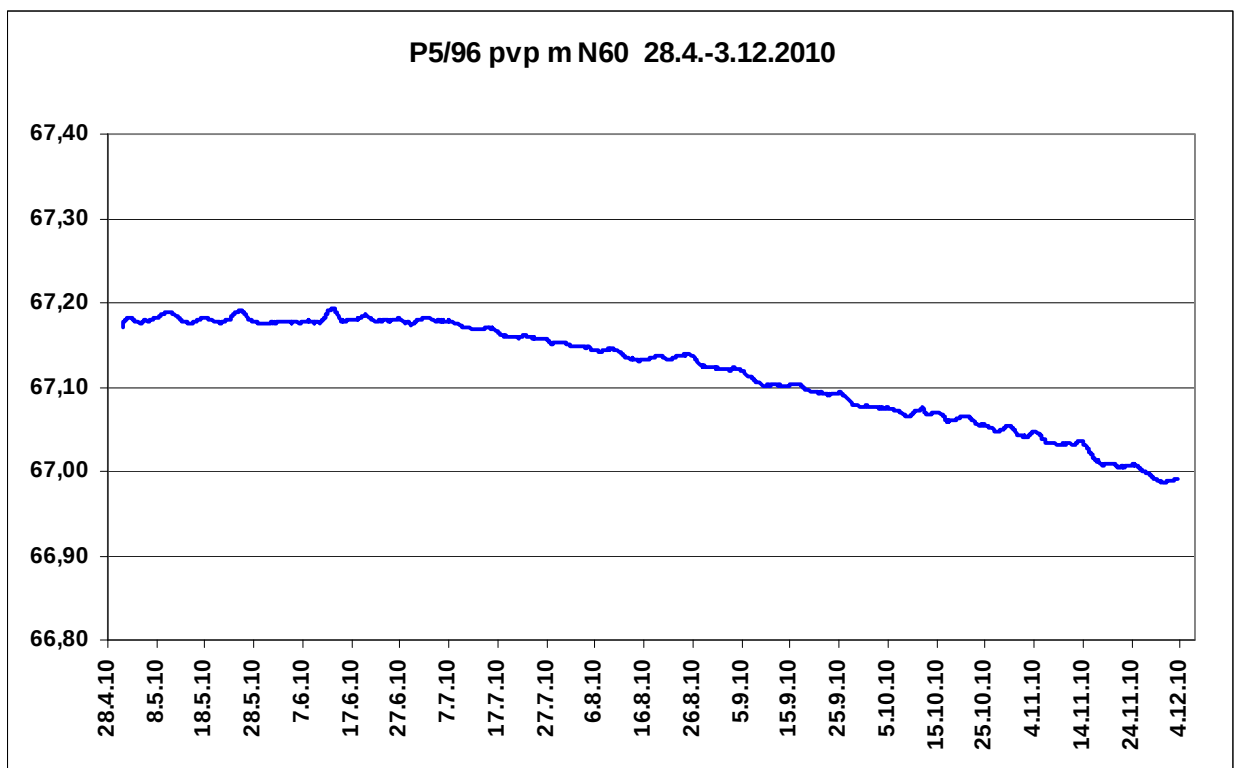


Kuva 14. Kaksi imulysimetrinäytteenoton pulloa Mansikkakuopan trap-radalla. Pulloihin on imetty alipaine. Pulloista lähtevät letkut on kiinnitetty kahdella eri syvyydellä oleviin vajoveden keräimiin. Kuva: Timo Tarvainen GTK

5 KENTTÄMITTAUSTEN JA ANALYYSIEN TULOKSET

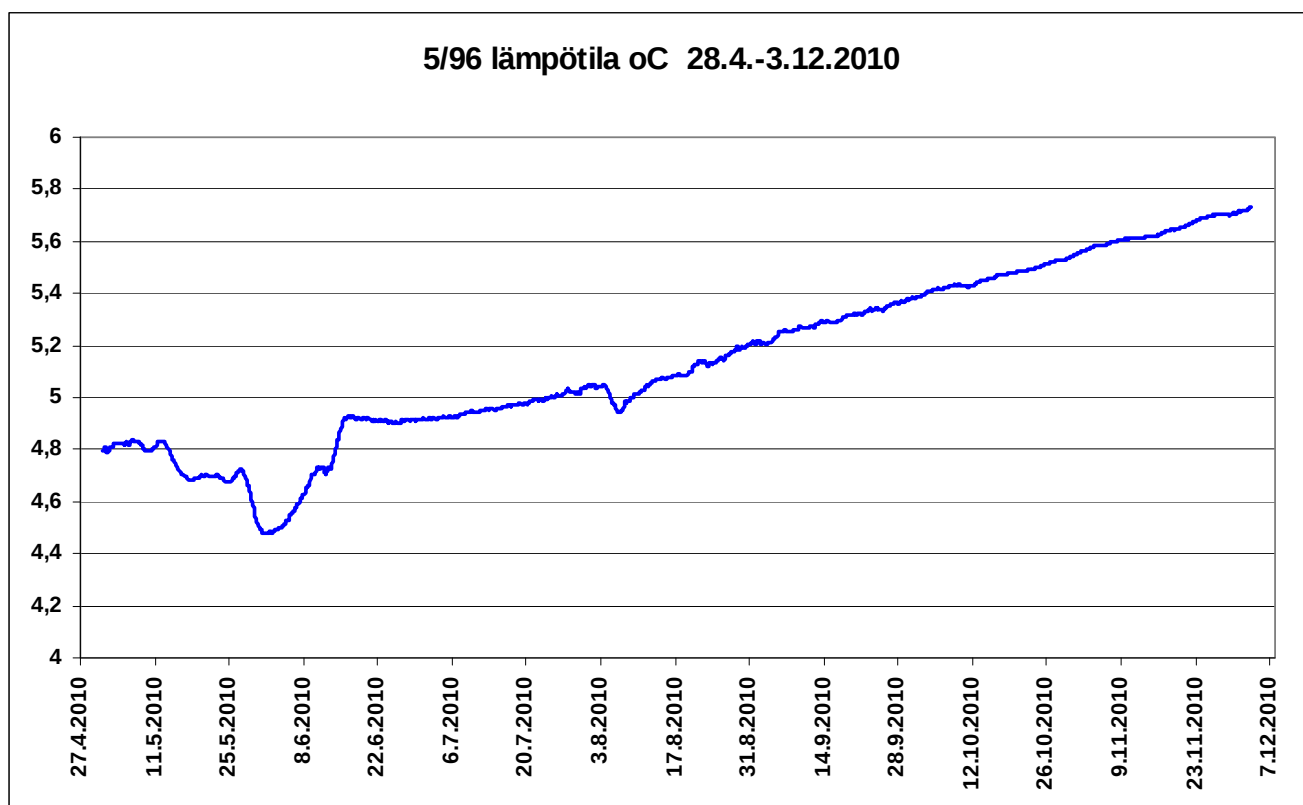
5.1 Pohjaveden pinnan korkeus ja pohjaveden lämpötila

Kuvassa 15 on esitetty pohjavedenpinnan korkeudet havaintoputkessa 5/96 28.4. – 3.12.2010. Havaintoputkissa MV1 ja 3/96 pohjavedenpinnan korkeuden muutokset ovat määrällisesti ja ajallisesti samankaltaiset kuin havaintoputkessa 5/96. Suurissa pohjavesimuodostumissa pohjavedenpinnan korkeuden muutokset ovat yleensä pieniä ja tapahtuvat hitaasti, niin myös Mansikkakuopan tutkimusalueella. Ensimmäiset mittaukset on tehty lumen sulamisen jälkeen, jolloin pohjavedenpinta on ollut korkeimmillaan. Kesäaikana haihdunta on yleensä suurta ja uutta pohjavettä muodostuu vain vähän, pohjavedenpinta laskee. Heinäkuusta syyskuuhun pohjavedenpinnan aleneminen on ollut tasaista. Lokakuussa pohjavedenpinta on ajoittain noussut hieman syyssateiden vaikutuksesta, mutta pääsääntöisesti pohjavedenpinta on vuoden loppuun asti ollut laskusuunnassa.



Kuva 15. Pohjavedenpinnan korkeudet (m mpy) Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueella havaintoputkessa 5/96 28.4. – 3.12.2010.

Pohjaveden lämpötila seurantajaksolla 28.4. – 3.12. 2010 havaintoputkessa MV1 oli 5,64 °C – 5,75 °C, havaintoputkessa 3/96 5,46 °C – 5,63 °C ja havaintoputkessa 5/96 4,46 °C – 5,75 °C. Havaintoputkessa 5/96 pohjaveden lämpötila oli alhaisimmillaan toukokuun lopulla ja kesäkuun alkupuolella (kuva 16), kun lumien sulamisvedet ehtivät pohjavesivyöhykkeeseen. Kesäkuun puolivälin jälkeen pohjaveden lämpötila alkoi nousta tasaisesti ilman lämpenemisen ja lämpimien sadevesien vaikutuksesta. Suurissa pohjavesimuodostumissa, kuten Mansikkakuopan tutkimusalueella, pohjaveden lämpötilamuutokset ovat pieniä ja hitaita.



Kuva 16. Pohjaveden lämpötila (°C) Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueella havaintoputkessa 5/96 28.4. – 3.12.2010.

5.2 Pohjaveden laatu

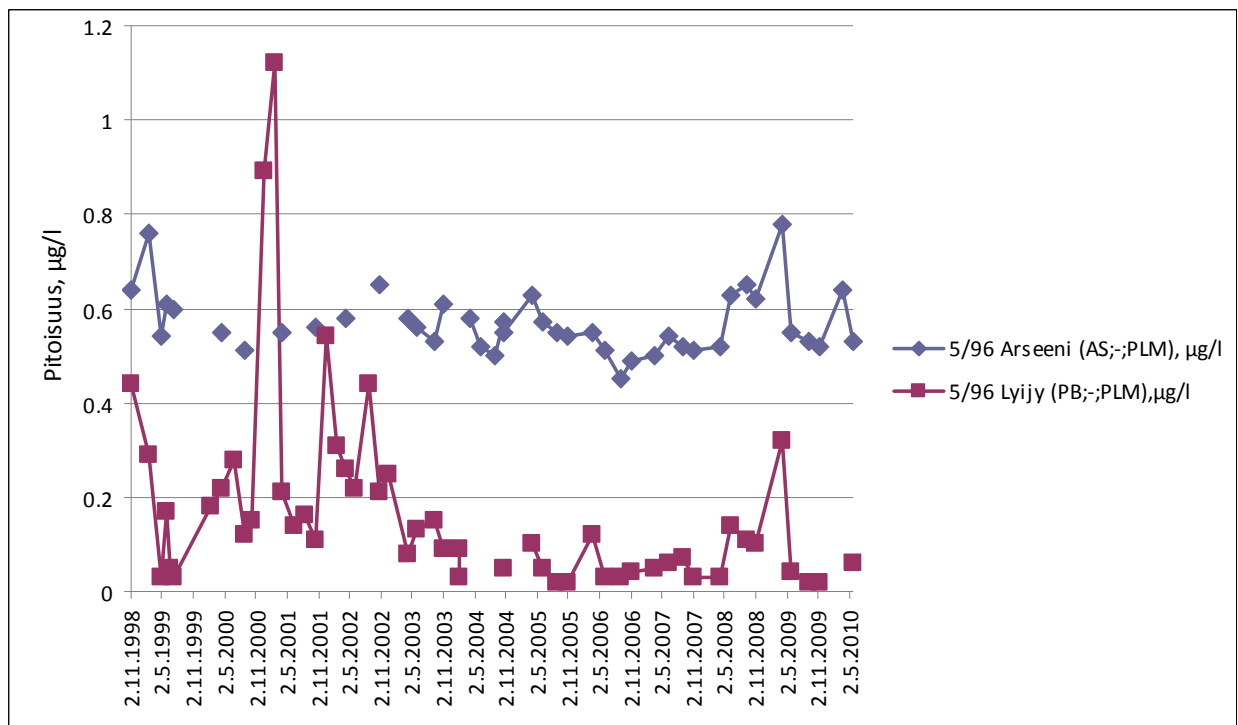
Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueen pohjavesinäytteiden maastomittaus- ja analyysituloksia on esitetty taulukossa 5. Pohjavesi on neutraalia tai lievästi emäksistä, elokuussa veden pH-arvot olivat kaikissa tutkimuspisteissä hieman pienemmät kuin keväällä. Veden liuenneiden aineiden kokonaismäärä (sähkönjohtavuusarvo) on melko pieni. Vedessä on runsaasti happea ja rauta- ja mangaanipitoisuudet ovat pienet. Vesi täyttää fysikaalis-kemiallisilta ominaisuuksiltaan hyvän talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus n:o 401/2001).

Pohjaveden arseenipitoisuudet ovat pienet. Elokuussa pohjaveden arseenipitoisuudet olivat hieman suuremmat ampumaradan havaintoputkessa 5/96 ja ampumaradan pohjavedenvirtauksen yläpuolella olevassa havaintoputkessa MV1. Lyijypitoisuudet tutkimusalueen pohjavedessä ovat hyvin pieniä, keväällä alle analyysin määrittämissä rajoissa kaikkien kolmen havaintoputken vedessä. Myös antimonipitoisuudet olivat keväällä kaikissa kolmessa tutkitussa vesinäytteessä alle analyysin määrittämissä rajoissa. Elokuussa antimonipitoisuudet olivat aavistuksen suuremmat lukuun ottamatta havaintoputken 3/96 vettä, jossa pitoisuus oli edelleen alle määrittämissä rajoissa.

Taulukko 5. Maastomittaus- ja analyysituloksia pohjaveden havaintoputkissa MV1, 3/96 ja 5/96 Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueella huhtikuussa ja elokuussa 2010.

Alkuaine tai ominaisuus	MV1		5/96		3/96	
	28.4.2010	3.8.2010	28.4.2010	3.8.2010	28.4.2010	3.8.2010
Maastomääritykset:						
Lämpötila °C	6,6	7,0	6,2	6,7	6,5	7,1
pH	7,2	6,9	7,2	7,0	7,2	7,0
EC mS/m, 25 °C	8,0	7,9	11,9	12,8	7,9	8,1
O ₂ mg/l	12	12,3	10,8	11,6	9,3	10,9
Laboratoriomääritykset:						
As µg/l	0,46	0,52	0,47	0,52	0,40	0,40
Pb µg/l	<0,05	0,05	<0,05	0,08	<0,05	0,05
Sb µg/l	<0,02	0,03	<0,02	0,02	<0,02	<0,02

Kuvassa 17 on esitetty Uudenmaan ELY-keskuksen seuranta-aineisto havaintoputken 5/96 pohjaveden arseeni- ja lyijypitoisuuksista suodattamattomissa pohjavesinäytteissä 2.11.1998 – 24.5.2010 (Ympäristöhallinto Hertta-tietojärjestelmä /POVET 2010). Arseenipitoisuudet ovat pieniä ja pitoisuusvaihtelu on myös hyvin pientä koko seurantajakson ajan. Vuoden 2000 joulukuun ja vuoden 2001 helmikuun pohjavesinäytteiden korkeat lyijypitoisuudet johtuivat kaivossa käytetyistä laitteistoista, muulloin veden lyijypitoisuudet ovat olleet pieniä ja niiden vaihtelu hyvin pientä.



Kuva 17. Lyijy- ja arseenipitoisuudet Nummi-Pusulan Mansikkakuopan pohjaveden havaintoputken 5/96 pohjavedessä 2.11.1998 – 24.5.2010 (Ympäristöhallinnon Hertta-tietojärjestelmä/POVET 2010). Kuva: Timo Kinnunen, Uudenmaan ELY-keskus.

5.3 Slug-testien tulokset

Taulukossa 6 on esitetty Mansikkakuopan tutkimusalueen Slug-testien mittaustuloksista lasketut vedenjohtavuusarvot (K-arvot) laskettuna sekä Hvorslevin että Bouwer & Ricen menetelmillä. Hvorslevin menetelmällä lasketut K-arvot ovat suuremmat kuin Bouwer & Ricen menetelmällä saadut arvot. Bouwer & Ricen menetelmällä lasketut arvot ovat kuitenkin luotettavampia, koska ne ottavat huomioon sen, että Mansikkakuopan tutkimuksen Slug-testimittauksissa käytetyt havaintoputket lävistävät koko pohjavesikerroksen. Saadut K-arvot vastaavat aiempien tutkimusten tuloksia (Suunnittelukeskus Oy 1996 ja 1997) ja kirjallisuudessa esitettyjä hiekan ja soran vedenjohtavuusarvoja (Freeze & Cherry 1979).

Kaikki Mansikkakuopan tutkimuksessa Slug-testissä mukana olleet pohjaveden havaintoputket sijaitsevat harjussa karkeissa maa-aineksissa. Harjun ydinalueella sijaitsevassa havaintoputkessa MV1 saatiin Slug-testien perusteella suuremmat vedenjohtavuusarvot kuin harjun reunalla sijaitsevassa havaintoputkessa MV2, jonka ympäristössä on enemmän hienoaainesta (taulukko 6). Havaintoputken 6/96 Slug-testin tuloksesta laskettu vedenjohtavuusarvo on liian pieni, kun maa-aines on hiekkaa ja soraa. Tämä johtunee mittauserävarmuudesta, kun teknisten ongelmien vuoksi mittauksia ei voitu havaintoputkessa 6/96 tehdä useampia.

Taulukko 6. Mansikkakuopan tutkimuksen Slug-testien mittaustulosten pohjalta lasketut vedenjohtavuusarvot Hvorslevin menetelmällä ja Bouwer & Ricen menetelmällä laskettuna. Taulukossa on myös kairauksissa määritellyt maalajit havaintoputkien siiviläosissa. Toistot on merkitty t-kirjaimella. Luotettavimmat vedenjohtavuusarvot (eniten mittaustuloksia) on lihavoitu.

Havaintoputki	Hvorslevin menetelmä	Bouwer & Ricen menetelmä	Maalaji siivilä-putkien osuudella
	K-arvo (m/s)	K-arvo (m/s)	
MV1-t1	$2,8 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-4}$	Sora ja hiekka
MV1-t2	$4,7 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-4}$	
MV1-t3	$2,6 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	
MV2-t1	$8,9 \times 10^{-5}$	$6,9 \times 10^{-5}$	Hieno hiekka
MV2-t2	$5,3 \times 10^{-5}$	$4,1 \times 10^{-5}$	
MV2-t3	$4,2 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$	
MV3-t1	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	Sora
MV3-t2	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-4}$	
MV3-t5	$1,7 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	
3/96-t1	$8,3 \times 10^{-5}$	$6,6 \times 10^{-5}$	Sora
3/96-t3	$4,9 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-5}$	
5/96-t1	$7,5 \times 10^{-5}$	$6,1 \times 10^{-5}$	Sora ja hiekka
5/96-t2	$7,0 \times 10^{-5}$	$5,7 \times 10^{-5}$	
6/96-test1	$2,7 \times 10^{-5}$	$2,2 \times 10^{-5}$	Sora ja hiekka

Koska tutkimusalueen maaperä on pääasiassa hiekkaa ja soraa, jossa vedenjohtavuus yleisesti on suuri, käytetty Slug-testi ei ole paras mahdollinen menetelmä vedenjohtavuuden määrittämiseen. Viiden kuutiodesimetrin tilavuuden omaava tanko ei syrjäytä kaikissa tutkimuksen havaintoputkissa riittävän suurta vesimäärää laadukkaasti mittaustuloksen saavuttamiseksi. Esimerkiksi havaintoputkessa 3/96 pohjavedenpinnan palautuminen tapahtui 2 – 3 sekunnissa, jolloin paineanturi ehti rekisteröidä vain muutaman pohjavedenpinnan tason. Havaintoputkien MV1, 3/96 ja 5/96 Slug-testin tulokset ovat vain suuntaa-antavia, koska pohjavedenpinnan palautuminen oli

niin nopeaa. Suuremmalla tangon tilavuudella mittausten luotettavuutta voi parantaa, mutta teknisesti näissä havaintoputkissa pidemmän tangon käyttö on käytännössä hankalaa.

Slug-testeissä Bouwer & Ricen menetelmällä lasketut vedenjohtavuusarvot Mansikkakuopan tutkimusalueen pohjaveden havaintoputkien läheisyydessä olivat $2,2 \times 10^{-5}$ m/s – $2,7 \times 10^{-4}$ m/s. Lähimpänä maaperänäytepisteitä sijaitsevat pohjaveden havaintoputket MV1, jossa vedenjohtavuus Slug-testissä Bouwer & Ricen menetelmällä laskettuna oli $2,2 \times 10^{-4}$ m/s – $2,7 \times 10^{-4}$ m/s, sekä havaintoputki 5/96, jossa vastaava vedenjohtavuus oli $5,7 \times 10^{-5}$ m/s – $6,1 \times 10^{-5}$ m/s. Näiden havaintoputkien vedenjohtavuudet ovat samaa suuruusluokkaa rakeisuuskäyristä Sauerbrein menetelmällä laskettujen vedenläpäisevyysarvojen kanssa (katso taulukko 17).

5.4 Maaperän pitoisuudet

5.4.1 Humuksen pitoisuudet

Mansikkakuopan ampumaradalta otettiin yksi humusnäyte (O-kerroksen näyte). Näyte otettiin profiilin 448 vierestä trap-radan ylärinteestä. Näytteestä määritetyt pitoisuudet on esitetty taulukossa 7 ja liitteessä 5. Antimonin, arseenin ja lyijyn pitoisuudet ovat humuksessa selvästi suuremmat kuin pääkaupunkiseudun kehyskuntien metsistä otetuissa humusnäytteissä. Myös vismutin pitoisuus on hieman suurempi kuin pääkaupunkiseudun humuksessa.

Taulukko 7. Nummi-Pusulan Mansikkakuopan ampumaradan profiilin 448 humusnäytteen alkuainepitoisuudet ja vertailutietona pääkaupunkiseudun kehyskunnissa 2004–2005 otettujen humusnäytteiden (206 kpl) alkuainepitoisuuksien mediaani- ja maksimiarvot (Tarvainen ym. 2006).

Alkuaine	Yksikkö	Tutkimusalue Näyte 448.1	Pääkaupunkiseudun kehyskunnat	
			Mediaani	Maksimi
pH		3,8	3,38	5,37
Antimoni (Sb)	mg/kg	112	0,42	2,48
Arseni (As)	mg/kg	43,9	2,04	4,62
Hiili (C)	%	36,6	36,4	50,1
Lyijy (Pb)	mg/kg	67300	48,9	468
Vismutti (Bi)	mg/kg	1,77	0,25	0,53

5.4.2 Mineraalimaan pitoisuudet

Mansikkakuopan mineraalimaanäytteiden savespitoisuudet (<0,002 mm) on esitetty taulukossa 8. Samaan taulukkoon on merkitty myös maaperän pH:n, kationinvaihtokapasiteetin ja hiilipitoisuuden mediaanit maannoskerroksittain. Ampumarata-alueen maaperä on lähinnä hiekkaa, mutta ylimmissä maannoskerroksissa voi olla 3 – 4 % savesta. Maaperän pH on pienin A-kerroksessa, joka sisältää runsaasti orgaanista ainesta. A-kerroksen kationinvaihtokapasiteetti on paljon suurempi kuin alemmilla maannoskerroksilla. Tämä johtuu lähinnä suuresta orgaanisen aineksen määrästä.

Taulukko 8. Mansikkakuopan tutkimusalueen mineraalimaan savespitoisuuden ($<0,002$ mm), pH:n, kationinvaihtokapasiteetin (CEC) ja hiilipitoisuuden mediaaniarvot maannoskerroksittain laskettuna. Näytemäärä on 10 kappaletta lukuun ottamatta C-kerrosta, josta oli 3 näytettä (pH, CEC, C %) ja savesmäärytyksiä, joita oli A-kerroksesta 3 kpl, B-kerroksesta 6 kpl ja BC-kerroksesta 4 kpl.

Kerros	Savi %	pH	CEC cmol+/kg	C %
A	3,90	3,60	122	6,80
B	3,05	4,40	15,0	2,66
BC	1,40	4,75	8,51	1,19
C		5,00	8,49	0,231

Mansikkakuopan maaperäprofiilien lyijypitoisuuden mediaani- ja maksimi-arvot on esitetty maannoskerroksittain taulukossa 9. Pitoisuudet ovat selvästi suurimmat A-kerroksessa kaikilla uuttomenetelmillä. Pitoisuudet pienenevät maannoksessa ylhäältä alaspäin. Antimonipitoisuudet kerroksittain on esitetty taulukossa 10. Myös antimonipitoisuudet pienenevät maannosprofiilissa ylhäältä alaspäin. Arseenipitoisuuksien mediaaniarvoissa ei näy samanlaista trendiä kuin lyijy- ja antimonipitoisuuksissa (taulukko 11). Arseenipitoisuuksien maksimit ovat kuitenkin suuremmat ylimmissä kerroksissa, samoin helppoliukoisin (ammoniumasetaatti-EDTA-uutto) arseenipitoisuus on suurin ylimmässä A-kerroksessa.

Lyijyn, antimonin ja arseenin lisäksi helppoliukoisen vismutin (ammoniumasetaatti-EDTA-uutto) pitoisuudet ovat suurimmat ylimmässä A-kerroksessa. Vismutin kokonaispitoisuuksissa ei ole yhtä selvää eroa eri kerrosten välillä.

Taulukko 9. Mansikkakuopan maaperän lyijypitoisuuden mediaani- ja maksimi-arvot maannoskerroksittain eri uuttomenetelmillä: XRF (totaalipitoisuus), AR (kuningasvesiuutto), AOx (ammoniumoksalaatti-uutto, rautasaostumiin sitoutunut lyijy), AA_EDTA (hapan ammoniumasetaatti-EDTA-uutto). Näytemäärä 10 kpl/kerros, paitsi C-kerroksessa 3 kpl. Raesuuruus <1 mm.

Kerros	Pb (XRF) mg/kg	Pb (AR) mg/kg	Pb (AOx) mg/kg	Pb (AA_EDTA) mg/kg
A Mediaani	1907	1635	824	1369
A Maksimi	16330	16000	1120	13400
B Mediaani	47,5	26,0	16,1	20,4
B Maksimi	354	259	219	172
BC Mediaani	21,5	7,21	2,55	2,65
BC Maksimi	39,0	18,0	16,1	13,9
C Mediaani	<20	<5	1,48	<2
C Maksimi	<20	<5	1,63	<2

Taulukko 10. Mansikkakuopan maaperän antimonipitoisuuden mediaani- ja maksimi-arvot maannoskerroksittain eri uuttomenetelmillä: XRF (totaalipitoisuus), AR (kuningasvesiuutto), AOx (ammoniumoksa-laattiuutto, rautasaostumiin sitoutunut antimoni), AA_EDTA (hapan ammoniumasetaatti-EDTA-uutto). Näytemäärä 10 kpl/kerros, paitsi C-kerroksessa 3 kpl. Raesuuruus <1 mm.

Kerros		Sb (XRF) mg/kg	Sb (AR) mg/kg	Sb (AOx) mg/kg	Sb (AA_EDTA) mg/kg
A	Mediaani	<100	7,92	3,51	2,63
	Maksimi	<100	83,4	43,5	30,6
B	Mediaani	<100	0,33	0,15	<2
	Maksimi	<100	3,42	2,13	<2
BC	Mediaani	<100	0,16	0,78	<2
	Maksimi	<100	0,31	0,13	<2
C	Mediaani	<100	0,09	0,01	<2
	Maksimi	<100	0,10	0,03	<2

Taulukko 11. Mansikkakuopan maaperän arseenipitoisuuden mediaani- ja maksimi-arvot maannoskerroksittain eri uuttomenetelmillä: XRF (totaalipitoisuus), AR (kuningasvesiuutto), AOx (ammoniumoksa-laattiuutto, rautasaostumiin sitoutunut arseeni), AA_EDTA (hapan ammoniumasetaatti-EDTA-uutto). Näytemäärä 10 kpl/kerros, paitsi C-kerroksessa 3 kpl. Raesuuruus <1 mm.

Kerros		As (XRF) mg/kg	As (AR) mg/kg	As (AOx) mg/kg	As (AA_EDTA) mg/kg
A	Mediaani	<20	4,60	3,35	1,33
	Maksimi	<20	16,9	15,8	11,5
B	Mediaani	<20	4,68	2,33	<0,5
	Maksimi	<20	6,04	3,73	<0,5
BC	Mediaani	<20	4,43	2,33	<0,5
	Maksimi	<20	6,05	3,32	<0,5
C	Mediaani	<20	4,59	2,51	<0,5
	Maksimi	<20	6,28	2,99	0,830

Maa-maavesi-jakautumiskertoimet on määritetty maaperän kuningasvesiliukoisen alkuainepitoisuuden ja laboratoriossa määritetyn huokosveden pitoisuuden suhdelukuna. Suuri K_d -arvo kuvastaa sitä, että haitta-aine (esimerkiksi lyijy) on voimakkaasti sitoutunut maaperään.

Ampumaradan maaperänäytteistä määritetyt arseenin, lyijyn ja antimonin maa-maavesi-jakautumiskertoimen (K_d) arvot (yksikössä l/kg) on esitetty taulukossa 12 ja liitteessä 6. Arseni ja antimoni ovat helpoliukoisempia A-kerroksessa kuin syvemmillä maannoksessa. Lyijyn keskimääräiset K_d -arvot ovat 1000 – 2000 l/kg kaikissa maannoskerroksissa. K_d -arvojen laboratoriomäärityksessä tehdyn vesinäytteen lyijy-, antimoni- ja arseenipitoisuudet on esitetty taulukossa 13.

Taulukko 12. Nummi-Pusulan ampumaradalta määritetyt maaperän arseenin (As), lyijyn (Pb) ja antimonin (Sb) maa-maavesi-jakautumiskertoimien eli K_d -arvojen mediaani- ja maksimiarvot kerroksittain. C-kerroksesta on vain yksi havainto, lyijypitoisuus oli alle määrittämissä. Muista kerroksista on 10 näytettä.

Kerros	As (K_d) l/kg	Pb (K_d) l/kg	Sb (K_d) l/kg
A	Mediaani	265	1938
	Maksimi	722	13008
B	Mediaani	2008	1095
	Maksimi	3007	5191
BC	Mediaani	6197	1963
	Maksimi	13893	25133
C	Mediaani	2031	563
	Maksimi	2031	563

Taulukko 13. Nummi-Pusulan ampumaradalta määritetyt arseenin (As), lyijyn (Pb) ja antimonin (Sb) pitoisuudet K_d -määrittämisen vesinäytteissä. Taulukossa on esitetty pitoisuuksien mediaani- ja maksimiarvot kerroksittain. C-kerroksesta on vain yksi havainto, muista kerroksista on 10 näytettä

Kerros	As µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l
A	Mediaani	17,3	783
	Maksimi	128	3000
B	Mediaani	2,07	15
	Maksimi	4,45	148
BC	Mediaani	0,70	3,92
	Maksimi	1,67	9,21
C	Mediaani	2,26	1,27
	Maksimi	2,26	1,27

Kymmenestä näytteestä tehtiin niin sanottu kaksivaiheinen ravistelutesti (SFS-EN 12457-3), jota käytetään pysyvän jätteen kaatopaikkakelpoisuuden määrittämiseen. Tässä työssä kaksivaiheista ravistelutestiä käytettiin vaihtoehtoisena menetelmänä lyijyn, arseenin ja antimonin helppo-liukoisuuden arviointiin. Nummi-Pusulan Mansikkakuopan maaperänäytteistä tehtyjen liukoisuustestien tulokset arseenin, lyijyn ja antimonin osalta on esitetty taulukossa 14. Antimonille määritetty pysyvän jätteen kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvo, 0,06 mg/kg, on niin tiukka, että se ylittyy lähes kaikissa näytteissä. A-kerroksen näytteiden 443.2 ja 444.2 suuri kuningasvesiliukoinen lyijypitoisuus (AR) näkyy myös suhteellisen suurena liukoisena lyijyn määränä. Arseenin kuningasvesiliukoiset pitoisuudet eivät ole selvästi suuremmat ylimmissä A-kerroksen näytteissä (443.2, 444.2, ja 451.2), mutta liukoiset arseenipitoisuudet ovat A-kerroksessa suuremmat kuin syvemmällä maaperässä.

Taulukko 14. Mansikkakuopan maaperän liukoisuustestien tulokset (niin sanottu kaksivaiheinen ravistelutesti SFS-EN 12457-3) arseenin (As L/S 10), lyijyn (Pb L/S 10) ja antimonin (Sb L/S 10) osalta sekä samojen alkuaineiden kuningasvesiliukoiset pitoisuudet maaperänäytteessä (AR, raekoko <1 mm). Jos pysyvän jätteen kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvo (arseenille 0,5 mg/kg, lyijylle 0,5 mg/kg ja antimonille 0,06 mg/kg) ylittyy, tulos on esitetty varjostetulla pohjalla.

Näytetunnus	As L/S 10 mg/kg	As (AR) mg/kg	Pb L/S 10 mg/kg	Pb (AR) mg/kg	Sb L/S 10 mg/kg	Sb (AR) mg/kg
TTTA-2010-443.2	3,8	7,27	9,3	2870	10,7	17,9
TTTA-2010-443.3	<0,05	5,48	0,5	114	0,5	1,67
TTTA-2010-443.4	<0,03	5,19	0,1	18,0	<0,07	0,31
TTTA-2010-444.2	5,6	6,55	11	4070	14	9,60
TTTA-2010-444.3	<0,03	4,50	0,09	33,5	<0,07	0,37
TTTA-2010-444.4	<0,03	3,56	0,02	7,85	<0,05	0,12
TTTA-2010-449.3	<0,03	6,04	0,02	15,5	<0,05	0,44
TTTA-2010-451.2	0,09	3,14	0,1	410	1,1	13,4
TTTA-2010-452.3	<0,03	3,26	0,06	13,0	0,1	0,18
TTTA-2010-452.4	<0,3	4,43	0,004	6,47	<0,05	0,16

Näytteestä TTTA-2010-449.3 tehtiin myös toisenlainen liukoisuustesti eli niin sanottu kolonnitesti (läpivirtaustesti ylöspäin, CEN/TS 14405). Sen tulosten perusteella arseenin liukoisuus liuos-kiintoainesuhteella L/S 10 oli <0,02 mg/kg, lyijyn liukoisuus <0,002 mg/kg ja antimonin liukoisuus <0,04 mg/kg. Nämä tulokset olivat pienempiä kuin pysyvän jätteen kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvot.

Näytepisteen TTTA-2010-447.3 vierestä otettiin loppukesällä 2010 uusi näyte B-kerroksesta. Uudelle näytteelle tehtiin sekä kaksivaiheinen ravistelutesti SFS-EN 12457-3 että kolonnitesti CEN/TS 14405. Ravistelutestissä arseenin liukoisuudeksi tuli <0,07 mg/kg (L/S 10), lyijylle 0,2 mg/kg ja antimonille <0,06 mg/kg. Tulokset olivat pienempiä kuin pysyvän jätteen kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvot. Kolonni- eli läpivirtaustesti tehtiin poikkeuksellisesti siten, että testauksen aikana kolonnista kerättiin seitsemän liuosfraktiota. Testin tarkoituksena oli tuottaa mallintajille lisätietoa haitta-aineiden kulkeutumisajasta. Kerättyjen fraktioiden kumulatiiviset L/S-suhteet ja lyijyn kumulatiiviset pitoisuudet on esitetty taulukossa 15. Kummassakaan liukoisuustestissä ei havaittu näytteelle TTTA-2010-447.3 raja-arvojen ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia.

Taulukko 15. Lyijyn kumulatiiviset pitoisuudet kolonnitestissä Mansikkakuopan maaperänäytteelle TTTA-2010-449.3. L/S = kumulatiivinen L/S-suhte yksikössä l/kg.

L/S l/kg	Pb mg/kg
0,1	0,00009
0,2	0,0002
0,5	0,0006
1	0,002
2	0,003
5	0,007
10	0,03

5.5 Maaperän vedenläpäisevyys

5.5.1 Guelph-mittausten tulokset

Mansikkakuopan tutkimusalueen maaperän Guelph –permeametrilla tehtyjen vedenjohtavuusmittausten tulokset on esitetty taulukossa 16. Mansikkakuopan näytepisteiden maalaji on hiekkaa ja sisältää juurikanavia ja makrohuokosia, joten ensimmäisen vaiheen laskennassa käytettiin α -arvoa 0,35 (Elrick ym. 1989). Mansikkakuopalla tehdyissä mittauksissa α -arvo on yleensä Soilmoisturen Guelph-permeametrille kehitetyn laskentaohjeen mukaisen toisen vaiheen laskennan raja-arvojen ulkopuolella (taulukko 16). Näytepisteessä 444 kahdella erisyvyydellä tehtyjen kolmen mittaussarjan perusteella mittausten toistettavuus on hyvä. Näytepisteeseen 444 BC-kerroksen kolmen mittauksen sarjasta kahden mittauksen toisen vaiheen laskennan α -arvo asetuu sallittujen mittauservojen sisään ja yksi ulkopuolelle, kuitenkin molempien mittaussyvyyskierrosten kaikkien kolmen mittauksen ensimmäisen vaiheen arvot ovat hyvin lähellä toisiaan.

Taulukko 16. Mansikkakuopan Guelph-permeametrimitauksista lasketut vedenjohtavuustulokset. K = vedenjohtavuus. Näytetunnuksesta pisteellä erotettu numero tarkoittaa maannoskerrosta: .2 = A-kerros, .3 = B-kerros, .4 = BC-kerros ja .5 = C-kerros. Toistot on merkitty t-kirjaimella. Kun toisessa laskentavaiheessa saatu $\alpha \leq 0,01$ tai $\alpha \geq 0,5$ vedenjohtavuusarvona käytetään ensimmäisen laskentavaiheen molempien vesipintatasojen erillisten laskentatulosten keskiarvoa.

Näytetunnus	Mittauksen syvyys cm maanpinnasta	Mittauksen vesi-pintatasot cm	1. laskentavaihe K m/s	2. laskentavaihe K m/s	2. laskentavaiheessa saatu α
TTTA-443.3	18	10 ja 15	$3,1 \times 10^{-5}$		-0.44
TTTA-443.4	30	10 ja 15	$3,0 \times 10^{-5}$		4.98
TTTA-444.3-t1	20	10 ja 15	4.4×10^{-5}		-0.19
TTTA-444.3-t2	20	10 ja 15	4.3×10^{-5}		-0.18
TTTA-444.3-t3	20	10 ja 15	5.0×10^{-5}		-0.2
TTTA-444.4-t1	34	10 ja 15		1.9×10^{-5}	0.31
TTTA-444.4-t2	37	10 ja 15		1.5×10^{-5}	0.1
TTTA-444.4-t3	36	10 ja 15	1.8×10^{-5}		-0.13
TTTA-444.5-t1	45	10 ja 15	2.2×10^{-5}		-0.2
TTTA-444.5-t2	65	10 ja 15	2.5×10^{-5}		-0.2
TTTA-445.3-t1	22	5 ja 10	1.4×10^{-5}		-0.04
TTTA-445.3-t2	24	5 ja 10	1.5×10^{-5}		-0.03
TTTA-445.5	70	5 ja 10	2.0×10^{-5}		0.01
TTTA-446.2	22	5 ja 10	1.3×10^{-5}		-0.04
TTTA-451.3	24	5 ja 10	1.3×10^{-5}		-0.04
TTTA-452.3-t1	17	10 ja 15	7.5×10^{-5}		4.48
TTTA-452.3-t2	20	10 ja 15	6.1×10^{-5}		-0.13

Guelph-mittauspiste 452 on kaikkein lähimpänä pohjaveden havaintoputkea 5/96. Guelph-mittauksella saatu vedenjohtavuus mittauspisteessä 452 oli $6,8 \times 10^{-5}$, joka on samaa suuruusluokkaa kuin Slug-testissä Bouwer & Ricon menetelmällä havaintoputkesta 5/96 saadut vedenjohtavuudet $5,7 \times 10^{-5}$ m/s ja $6,1 \times 10^{-5}$ m/s.

Guelph -permeametrimitausten luotettavuuteen vaikuttavat useat mittalaitteeseen ja mittaustapahtumaan liittyvät tekijät, kairatun mittauseriän mittasuhteiden oikeellisuus ja pysyvyys sekä maa-aineksen vertikaalinen ja horisontaalinen heterogeenisyys. Soilmoisturen Guelph -

permeametri on rakennettu niin, että mittaus on mahdollista tehdä kahdella eri säiliötilavuudella. Mansikkakuopalla käytettiin isompaa säiliötilavuutta, jolla mittaukset yleensä onnistuivat. Vain parissa mittauksessa veden alenema mittaputkessa oli niin nopeaa, että vakioaikaisen aleneman kirjaamisessa oli ongelmia. Mittareian sylinterimäinen muoto pysyi hiekkamaassa pääosin hyvin ja laskentaan laitetut reiän mittasuhteet olivat riittävän tarkkoja. Mittaus tehdään samassa reiässä kaksi kertaa, joista toiseen mittaukseen vedenpinnantasoa nostetaan. Tämä voi aiheuttaa reiän seinämien sortumista ja laskentaan tulevien reiän mittasuhteiden vääristymistä. Tyypillisesti moreenimaalajeissa reiän sortuminen mittauksen aikana on hiekkaista maalajia suurempi häiritsevä tekijä. Mansikkakuopalla supparinteen maaperän rakenne ja raekokojakauma näyttivät vaihtelevan hyvin pienilläkin etäisyyksillä. Lisäksi erilaiset makrohuokokset ovat tavallisia.

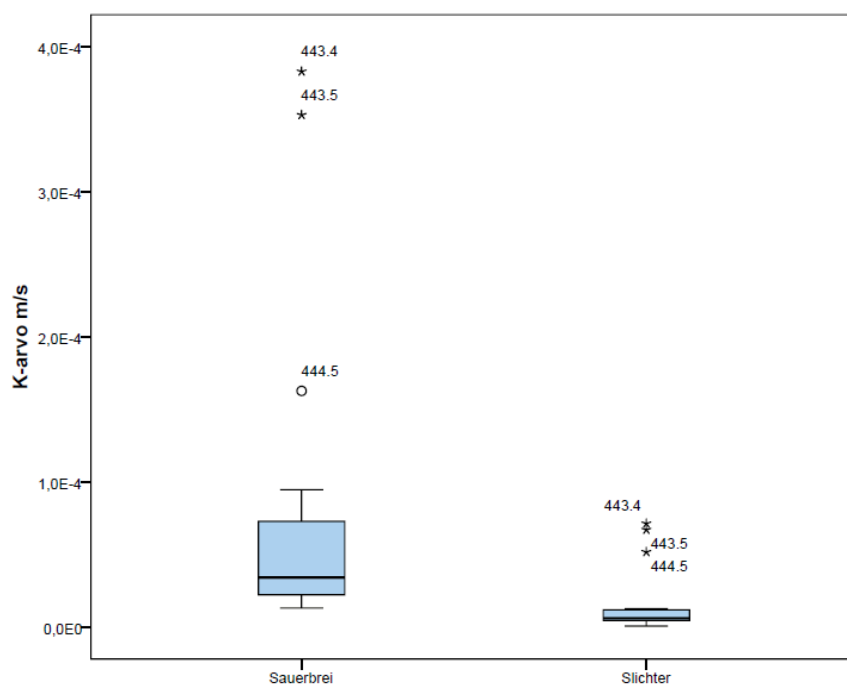
Soilmoisture Guelph -permeametrin käyttöohjeissa suositellaan käytettävän 5 ja 10 cm vedenpintatasoja. Mansikkakuopan mittauksissa käytettiin kuitenkin pääasiassa 10 ja 15 cm:n vesipintatasoja. Suurempi mittakuopan seinämätilavuus vähentää satunnaisten häiriötekijöiden, kuten makrohuokosten ja juurikanavien, vaikutusta mittaustulokseen.

5.5.2 Maaperän vedenläpäisevyys rakeisuuskäyrien perusteella

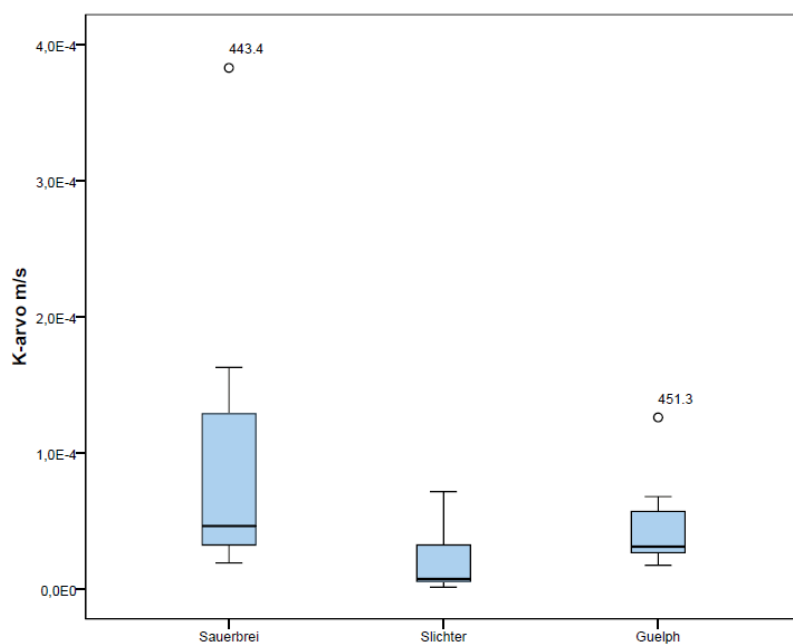
Mansikkakuopan ampumaradan maaperänäytteistä tehtiin useita raekokomäärityksiä. Näytteet otettiin eri profiileista, jotta voitiin tarkastella myös vedenläpäisevyyden vaihtelua eri maaperäkerroksissa. Mansikkakuopan ampumaratatutkimuksessa teoreettisen vedenläpäisevyyden laskennassa käytettiin Sauerbrein ja Slichterin kaavoja (Vukovic & Soro 1992). Saatuja tuloksia verrattiin keskenään (kuva 18) sekä Guelph-mittauksilla saatuihin vedenjohtavuusarvoihin (kuva 19). Guelph-mittauksen perusteella ja Slichterin kaavalla laskettujen vedenläpäisevyyssarvojen hajonta oli pienempi kuin Sauerbrein kaavalla lasketuilla arvoilla. Sauerbrein kaava antoi suurempia vedenläpäisevyyssarvoja (taulukko 17). Toisaalta Sauerbrein kaavalla laskettujen vedenläpäisevyyssarvojen mediaani oli lähellä Guelph-permeametrillä tehtyjen *in situ* -mittauksen mediaaniarvoa. Eri maaperäkerroksista tehtyjen määritysten perusteella vedenläpäisevyys kasvaa syvemmälle mentäessä (kuva 20). Tämä tulos korreloi maaperäprofiilien savespitoisuuden kanssa (vrt. kuva 24) eli alemmissa maaperäkerroksissa hienoaineksen määrä on pienempi.

Pohjaveden havaintoputkien asennuksen yhteydessä on myös otettu maaperänäytteitä. Näytteistä on tehty raekokomääritykset sekä mitattu laboratoriossa vedenläpäisevyys (Suunnittelukeskus Oy 1996).

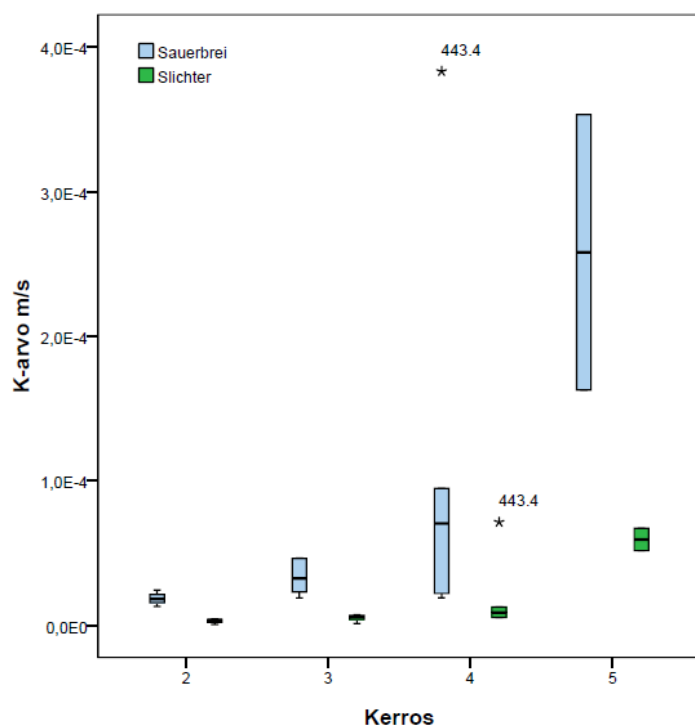
Esimerkiksi ampumarataa lähinnä olevan havaintoputken 5/96 maaperänäytteet on otettu viideltä syvyydeltä (6 – 8 m, 8 – 10 m, 12 – 14 m, 16 – 18 m, 19 – 20 m). Maaperä on hiekkaa ja soraa. Laboratoriossa mitatut K-arvot ovat pääosin pienempiä kuin tässä tutkimuksessa Guelph-mittauksilla ja rakeisuuskäyrien perusteella lasketut K-arvot. Laboratoriokokeissa mitattujen ja laskennallisten K-arvojen välisiä eroja ovat pohtineet muun muassa Hänninen ym. (2007).



Kuva 18. Laskennalliset vedenläpäisevyydet (K -arvo) Mansikkakuopan ampumarata-alueen maaperä-profiileissa kahdella eri laskentakaavalla määritettynä. Näytämäärä on 17.



Kuva 19. Laskennalliset vedenläpäisevyydet (K -arvo) Mansikkakuopan ampumarata-alueen maaperä-profiileissa kahdella eri laskentakaavalla määritettynä sekä Guelph-permeametrilla tehtyjen mittausten perusteella määritetty vedenjohtavuus. Näytämäärä on 7.



Kuva 20. Laskennalliset vedenläpäisevyydet (K -arvo) Mansikkakuopan ampumarata-alueen maaperä-profiileissa kahdella eri laskentakaavalla määritettynä eri profiileissa. 2 = huuhtoutumiskerros ($n = 3$), 3 = rikastumiskerros ($n = 6$), 4 = vaihtumisvyöhyke ($n = 6$) ja 5 = pohjamaa ($n = 2$).

Taulukko 17. Mansikkakuopan ampumarata-alueen maaperänäytteiden rakeisuuskäyrien perusteella lasketut vedenläpäisevyydet (K -arvo) eri näytepisteissä. Mikäli samoista pisteistä on tehty Guelph-mittaus, ko. mittauksen tulos on esitetty taulukossa. Toistomittausten osalta on esitetty Guelph-mittausten keskiarvo.

Näytepiste	Vedenläpäisevyys Sauerbrein Menetelmällä m/s	Vedenläpäisevyys Slichterin Menetelmällä m/s	Vedenjohtavuus Guelph-mittausten perusteella m/s
443.3	$3,40 \times 10^{-5}$	$7,19 \times 10^{-6}$	$3,1 \times 10^{-5}$
443.4	$3,83 \times 10^{-4}$	$7,13 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-5}$
443.5	$3,53 \times 10^{-4}$	$6,70 \times 10^{-5}$	
444.2	$2,43 \times 10^{-5}$	$3,56 \times 10^{-6}$	
444.3	$4,61 \times 10^{-5}$	$6,77 \times 10^{-6}$	$4,6 \times 10^{-5}$
444.4	$9,46 \times 10^{-5}$	$1,26 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-5}$
444.5	$1,63 \times 10^{-4}$	$5,17 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-5}$
445.4	$1,89 \times 10^{-5}$	$5,36 \times 10^{-6}$	
447.2	$1,30 \times 10^{-5}$	$5,26 \times 10^{-7}$	
447.3	$4,64 \times 10^{-5}$	$5,85 \times 10^{-6}$	
448.2	$1,82 \times 10^{-5}$	$4,44 \times 10^{-6}$	
448.3	$2,30 \times 10^{-5}$	$5,99 \times 10^{-6}$	
448.4	$2,21 \times 10^{-5}$	$5,95 \times 10^{-6}$	
451.3	$1,89 \times 10^{-5}$	$4,09 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-4}$
451.4	$6,81 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-5}$	
452.3	$3,05 \times 10^{-5}$	$1,14 \times 10^{-6}$	$6,8 \times 10^{-5}$
452.4	$7,27 \times 10^{-5}$	$5,38 \times 10^{-6}$	

5.6 Maaveden pitoisuudet

Mansikkakuopan trap-radalta otettiin imulysimetrillä vesinäytteitä keväällä ja syksyllä 2010. Keväällä maavesinäytettä kerättiin yhden vuorokauden ajan (10 – 11.5.2010) pisteessä 450 yhdeltä syvyydeltä ja pisteessä 445 kahdelta syvyydeltä sekä referenssinäyte Mansikkakuopan alueelta ampumaratojen ulkopuolelta. Vesinäytettä saatiin kussakin keräyspisteessä noin 200 ml. Syksyllä maavesinäytettä kerättiin noin kolmen vuorokauden ajan (22 – 25.10.2010) pisteessä 447 kahdelta eri syvyydeltä. Tuolloin vesinäytettä saatiin molemmista syvyyksistä noin 600 ml.

Maavesi on hapanta, mutta pH-arvot ovat hieman korkeammat syvemmillä otetuissa vesinäytteissä (taulukko 18). Liuenneiden aineiden kokonaismäärät ovat pienet. Lokakuun näytteissä sähkönjohtavuusarvot ovat suuremmat kuin keväällä otetuissa näytteissä johtuen mm. suuremmista kloridi-, sulfaatti- ja kalsiumpitoisuuksista. Arseeni-, lyijy- ja antimonipitoisuudet ovat suuremmat lähempänä maanpintaa otetuissa maavesinäytteissä (taulukko 19) kuin syvemmissä maavesissä.

Taulukko 18. Imulysimetrillä otettujen maavesinäytteiden pääanionien pitoisuudet, pH, sähkönjohtavuus (EC), alkaliteetti (Alk) ja väriluku (VI) Nummi-Pusulan trap-radalla.

	Keräysaika	pH	EC mS/m 25°C	Cl mg/l	F mg/l	SO4 mg/l	NO3 mg/l	PO4 mg/l	Alk mmol/l	VI Pt mg/l
Näytetunnus	2010									
450.2	10.-11.5.	6,0	3,2	2,0	<0,1	5,7	<0,2	0,40	0,02	20
445.2	10.-11.5.	5,9	3,1	2,4	0,2	4,0	0,2	0,05	0,02	20
445.3	10.-11.5.	6,0	2,2	0,9	<0,1	4,5	<0,2	0,05	<0,02	10
447.3	22.-25.10.	6,2	5,8	5,2	<0,1	12	0,7	0,02	0,19	5
447.4	22.-25.10.	6,5	7,5	5,8	<0,1	16	0,8	0,02	0,21	<5
Ref.näyte	10.-11.5.	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Taulukko 19. Imulysimetrillä otettujen maavesinäytteiden arseeni-, lyijy-, antimoni- ja pääkationipitoisuudet Nummi-Pusulan trap-radalla.

	Keräysaika	As µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	K mg/l	Na mg/l	Fe mg/l
Näytetunnus	2010								
450.2	10.-11.5.	0,52	0,19	0,29	3,08	0,38	1,36	1,25	0,09
445.2	10.-11.5.	1,42	0,98	6,64	2,23	0,28	1,78	1,32	0,09
445.3	10.-11.5.	0,44	0,42	1,68	1,85	0,64	0,89	0,85	0,07
447.3	22.-25.10.	1,02	0,68	4,86	6,76	0,79	1,42	4,34	0,05
447.4	22.-25.10.	0,66	0,56	3,61	8,20	0,97	1,87	5,10	<0,3
Ref.näyte	10.-11.5.	0,55	0,8	0,96	4,10	0,61	2,53	2,82	0,10

5.7 Haulienpoistomenetelmän testaus

Kahden näytteenottopaikan (profiilit numero 448 rinteiden yläosassa ja 449 rinteiden keskiosassa) vierestä kerättiin 0,5 m x 0,5 m alalta humuskerroksesta ja pintamaan yläosasta huuhtoutumiskerroksesta muutaman senttimetrin paksuiset näytteet, jotka toimitettiin GTK:n mineraalitekniikan laboratorioon Outokumpuun lyijynerotustutkimuksia varten. Näytteet sisälsivät runsaasti hauleja, koska suurin osa hauleista on maastossa juuri humuskerroksen alla mineraalimaan pinnalla.

Näytteet seulottiin, minkä jälkeen haulit ja kiviaines eroteltiin ns. raskasväliainemenetelmällä. Erotteluun käytettiin vesi-piirauta-suspensiota, jossa kiviaines jää pinnalle kellumaan ja haulit uppoavat astian pohjalle. Menetelmä on tarkemmin kuvattu Hintikan ja Laukkasen (2010) raportissa.

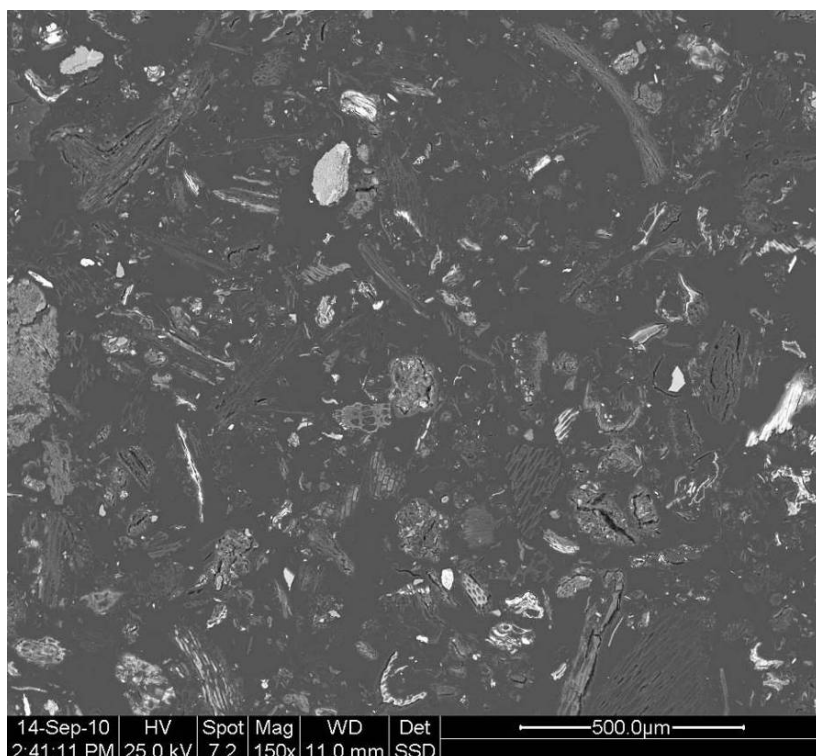
Alkuperäisestä materiaalista saadaan haulit erilleen. Mansikkakuopan testinäytteiden Pb-pitoisuus oli noin 97 % molemmissa näytteissä ja Sb-pitoisuudet 2,60 % (näyte 448) ja 2,76 % (näyte 449). GTK:n Outokummun mineraalitekniikan laboratorion arvion mukaan tuotteet ovat uusiokäyttöön soveltuvia: haulit voidaan toimittaa metallituotantoon ja raskasmetalleista puhdistettu maa-aines soveltuu uusiokäyttöön, mahdollisesti jopa alkuperäisessä kohteessa.

Alkuperäisestä materiaalista saadaan haulien erottamisen yhteydessä erilleen (lähes) puhtaana tuotteena myös materiaalin sisältämä kiviaines. Tarvittaessa kiviainesta kevyempi humus voidaan erottaa kiviaineksesta, jolloin lyijypitoinen humus voidaan käsitellä erikseen.

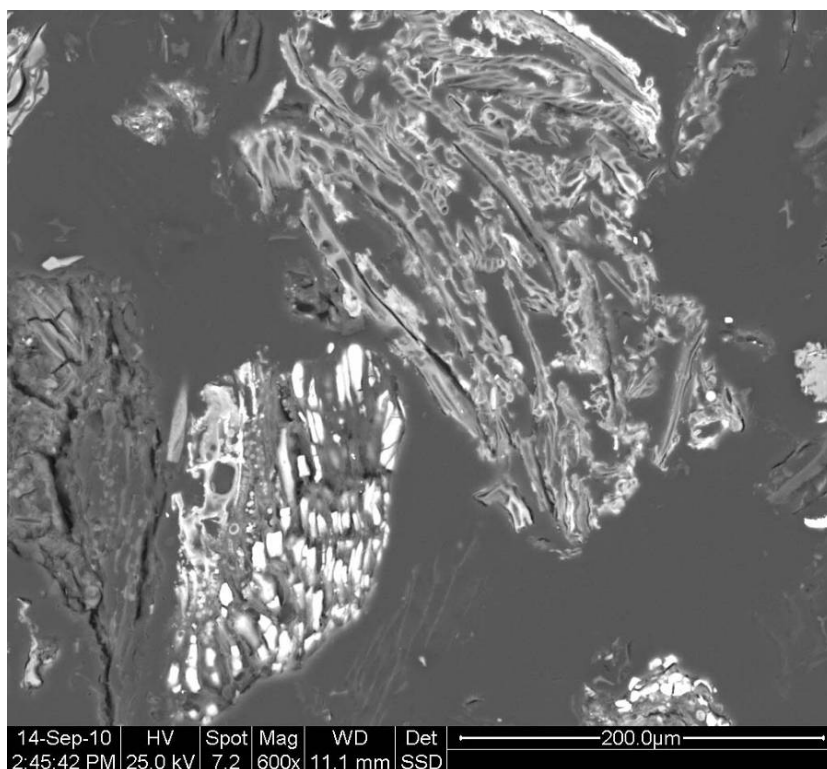
Nummi-Pusulan haulikkoradan näytepisteiden 448 ja 449 humus- ja hiekkafraktionäytteistä tehtiin lisäksi pintahieet. Hieitä tarkasteltiin pyyhkäisyelektronimikroskoopilla.

Humusnäytteiden kaikissa seulafraktioissa lyijy on pääosin sitoutuneena kasvinosiiniin. Lyijy näkyy pyyhkäisyelektronimikroskoopin BSE-kuvissa vaaleana. Mitä suurempi lyijypitoisuus, sitä vaaleampana kasvinosa näkyy kuvissa 21 - 23. Kasvinosissa oleva lyijy on todennäköisesti hydroserussiittina, $Pb_3 (CO_3)_2 (OH)_2$, ja serussiittina $PbCO_3$.

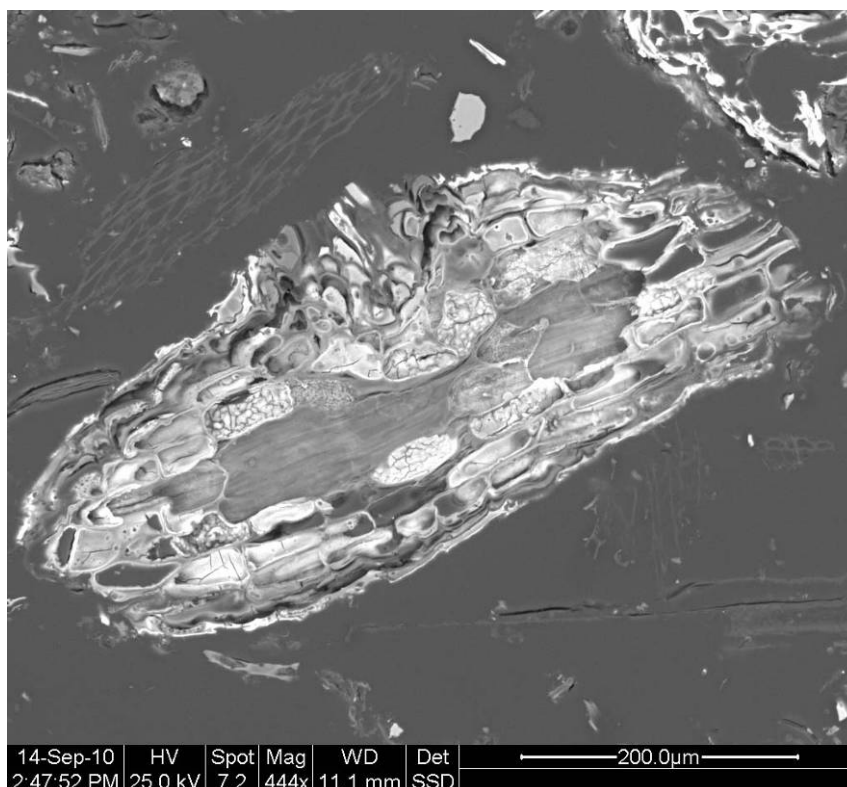
Haulienpoistomenetelmän testaus osoitti Hintikan ja Laukkasen (2010) mukaan, että haulikkoradan pintamaasta voitaisiin poistaa hauleja ja lyijypitoista maa-ainesta varsin kustannustehokkaasti. Kunnostaminen edellyttäisi kuitenkin pintamaan poistamisen ja samalla maasta jouduttaisiin poistamaan haitta-aineita sitova toimiva humuskerros ja rikastumiskerroksen yläosa. Haitta-aineiden kulkeutumista pohjaveteen pitäisi säädellä sen jälkeen muilla teknisillä ratkaisilla, mikäli ammuntaa jatketaan kyseisellä radalla.



Kuva 21. Yleiskuva Mansikkakuopan näytteen 448 humusfraktiosta (raekoko yli 3.15 mm). Lyijy esiintyy pääosin kasvinosissa. Mitä vaaleampi kasvinosa, sitä suurempi on sen lyijypitoisuus. Lähde: Hintikka ja Laukkanen 2010.



Kuva 22. Yksittäiskohta kuvan 21 Mansikkakuopan näytteestä. Kasvinosat näkyvät vaaleina, kun niiden lyijypitoisuus on suuri. Lähde: Hintikka ja Laukkanen 2010.



Kuva 23. Lyijyä sisältävä kasvinosa Mansikkakuopan näytteestä 448 humus (raekoko yli 3.15 mm). Kasvinosat näkyvät vaaleina, kun niiden lyijypitoisuus on suuri. Lähde: Hintikka ja Laukkanen 2010.

6 KENTTÄ- JA ANALYYSITULOSTEN POHDINTA

6.1 Pohjaveden nykytila

Pohjavedenpinta ja lämpötila Nummi-Pusulan Mansikkakuopan tutkimusalueella intensiiviseurantajaksolla 28.4. – 3.12.2010 ovat suurien pohjavesimuodostumien vesille tyypilliseen tapaan vakaita, muutokset ovat varsin pieniä ja tapahtuvat hitaasti.

Tutkimuksen aikana otettujen pohjavesinäytteiden ja pitkäaikaisemman ympäristöhallinnon pohjavesiseurannan tulosten perusteella ampumaratatoiminnalla ei ole ollut vaikutusta pohjaveden laatuun. Haulien sisältämiä ympäristölle mahdollisesti haitallisia aineita arseenia, lyijyä ja antimonin on tutkimusalueen pohjavedessä erittäin pieniä pitoisuuksia, usein alle analyysimenetelmien määrittämisrajojen. Pohjaveden arseeni-, lyijy- ja antimonipitoisuudet eivät lisäänty pohjavesivirtaukseen nähden ampumaradan alapuolella olevan havaintoputken pohjavesinäytteissä.

6.2 Pohjavesimuodostuman ja maaperän vedenjohtavuuden mittaaminen

Keräkankareen pohjavesimuodostuman vedenjohtavuutta arvioitiin Slug-testien perusteella. Slug-testi on nopea ja edullinen menetelmä pohjavesimuodostuman vedenjohtavuuden mittaamiseen. Mansikkakuopan tutkimuksessa Slug-testeillä saadut vedenjohtavuusarvot vastaavat hyvin aiemmissa tutkimuksissa saatuja tuloksia. Koska tutkimusalueen maaperä on pääasiassa hiekkaa ja soraa, jossa vedenjohtavuus yleisesti on suuri, käytetty Slug-testi ei ole paras mahdollinen menetelmä vedenjohtavuuden määrittämiseen. Suuremmalla Slug-testitangon tilavuudella mitta-

ten luotettavuutta voi parantaa, mutta teknisesti näissä havaintoputkissa pidemmän tangon käyttö on käytännössä hankalaa.

Maaperän vedenjohtavuutta arvioitiin Slug-testien lisäksi Guelph-permeametrilla tehdyillä *in situ* -mittauksilla ja maaperän rakeisuuskäyriin perustuvalla laskennalla. Guelph -permeametrimittausten luotettavuuteen vaikuttavat useat mittalaitteeseen ja mittaustapahtumaan liittyvät tekijät, kairatun mittausreiän mittasuhteiden oikeellisuus ja pysyvyys sekä maa-aineksen vertikaalinen ja horisontaalinen heterogeenisyys. Mittareian sylinterimäinen muoto pysyi Mansikkakuopan hiekkamaassa pääosin hyvin ja laskennassa käytetyn mittareian mittasuhteet olivat riittävän tarkkoja. Mittauksien toistettavuus oli Mansikkakuopan mittaustuloksissa hyvä.

Rakeisuuskäyriin perustuvassa arviossa käytettiin kahta laskentamallia: Sauerbrein kaavaa ja Slichterin kaavaa (katso luku 4.4.5). Sauerbrein kaavan käyttökelpoisuus on määritetty pääasiassa maalajille, jossa rakeiden läpimitta on alle 0,5 mm, eli kaava on kehitetty näytematriisille, jossa ei huomioida sen kivisyyttä. Mansikkakuopan maaperä on monin paikoin karkearakeisempaa ja kivisempää ja rakeiden läpimitta on yleisesti suurempi kuin 0,5 mm. Toisaalta raesuuruusanalyysi on tehty aineksesta, josta kivet ($d > 20$ mm) on poistettu. Slichterin kaava on määritetty maalajeille, jossa rakeiden läpimittaa sijoittuu välille $0,01 \text{ mm} < d_{10} < 5 \text{ mm}$. Mansikkakuopan maaperänäytteiden raesuuruuskäyrät sijoittuvat pääasiassa tälle välille.

Slug-testissä Bouwer & Ricon menetelmällä lasketut vedenjohtavuusarvot ovat samaa suuruusluokkaa raekokojakauman analyyseistä Sauerbrein menetelmällä laskettujen vedenläpäisevyysarvojen kanssa. Guelph-mittauksilla ja Slug-testeillä saadut vedenjohtavuudet ovat samaa suuruusluokkaa lähellä toisiaan sijaitsevilla mittauspisteillä.

6.3 Maaperän geokemia

6.3.1 Haitta-aineiden esiintyminen humuksessa

Maaperän orgaanisen pintakerroksen, humuksen, alkuainepitoisuudet kuvastavat osittain alla olevan maaperän pitoisuuksia. Sen lisäksi merkittävä osa humukseen sitoutuneista raskasmetalleista tulee sateen mukana ilmasta (Mannio ym. 2002). Haulikkoradan alueella tärkein syy poikkeuksellisen suuriin lyijy-, antimoni- ja arseenipitoisuuksiin ovat haulit, joita on runsaimmin juuri humuskerroksen alaosassa.

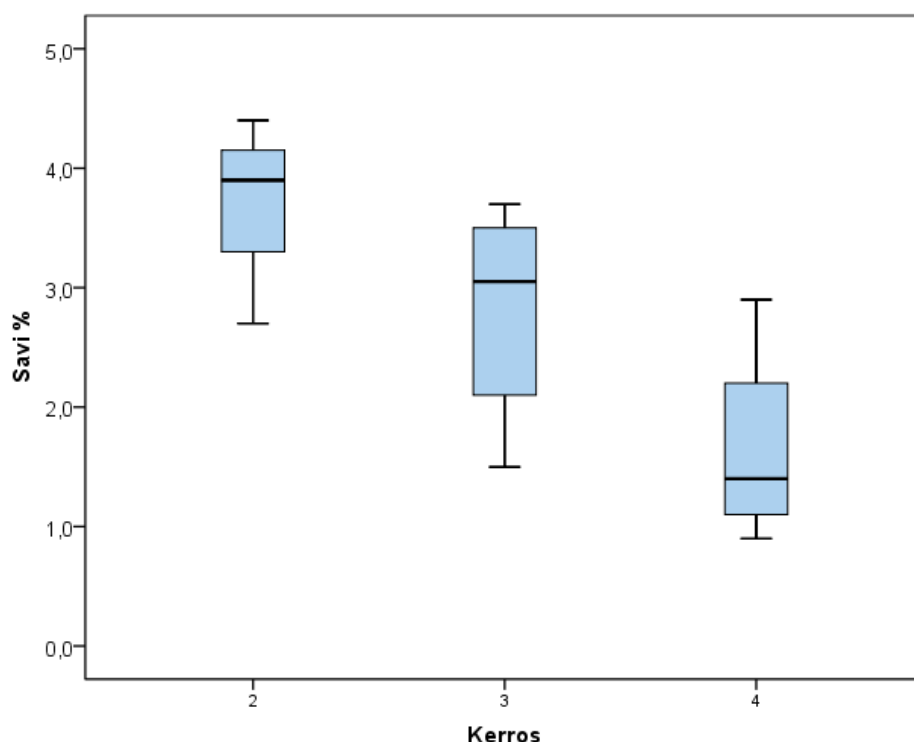
Lyijy- ja antimonipitoisuudet ovat Mansikkakuopan ampumaradalla satakertaisia verrattuna luonnontilaisten maiden humuskerroksen pitoisuuksiin tiheästi asutuilla alueilla pääkaupunkiseudun kehyskunnissa (Tarvainen ym. 2006). Myös arseenipitoisuudet ovat yli kymmenkertaiset verrattuna pääkaupunkiseudun kehyskuntien humuksen tavanomaisiin pitoisuuksiin. Ilmasta tuleva laskeuma ei siis selitä Nummi-Pusulan Mansikkakuopan ampumaradan humuskerroksen suuria lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuuksia. Vismutin hieman tavanomaista suuremmat pitoisuudet saattavat johtua uudenlaisten vismuttihaulien käytöstä.

6.3.2 Haitta-aineiden esiintyminen mineraalimaassa

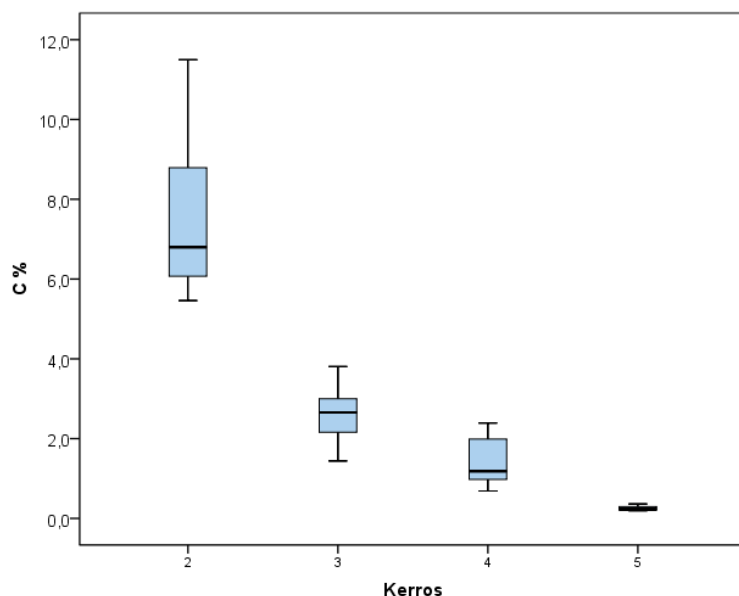
Mineraalimaan kyky sitoa itseensä metalli-ioneja (kationinvaihtokapasiteetti) on selvästi suurempi ylimmissä maannoskerroksissa. Siihen vaikuttaa hienojakoisten maahiukkasten suurempi määrä ylimmissä maannoshorisointeissa (kuva 24) ja orgaanisen aineksen suuri määrä maannoksen yläosassa (kuva 25). Maaperän pH on sitä pienempi, mitä enemmän maassa on orgaanista ainesta. Se voi lisätä metallien liikkuvuutta maannoksen yläosassa.

Kationinvaihtokapasiteettiin vaikuttaa lisäksi rauta- ja alumiinisaostumien määrä rikastumiskerroksessa ja vaihettumisvyöhykkeessä (kuva 26). Ylimmässä A-kerroksessa raudan kokonaismäärä on pienempi kuin muissa kerroksissa, koska rautapitoiset mineraalit ovat siitä rapautuneet. Maaperässä alaspäin kulkeutunut rauta on saostunut B- ja BC-kerroksiin.

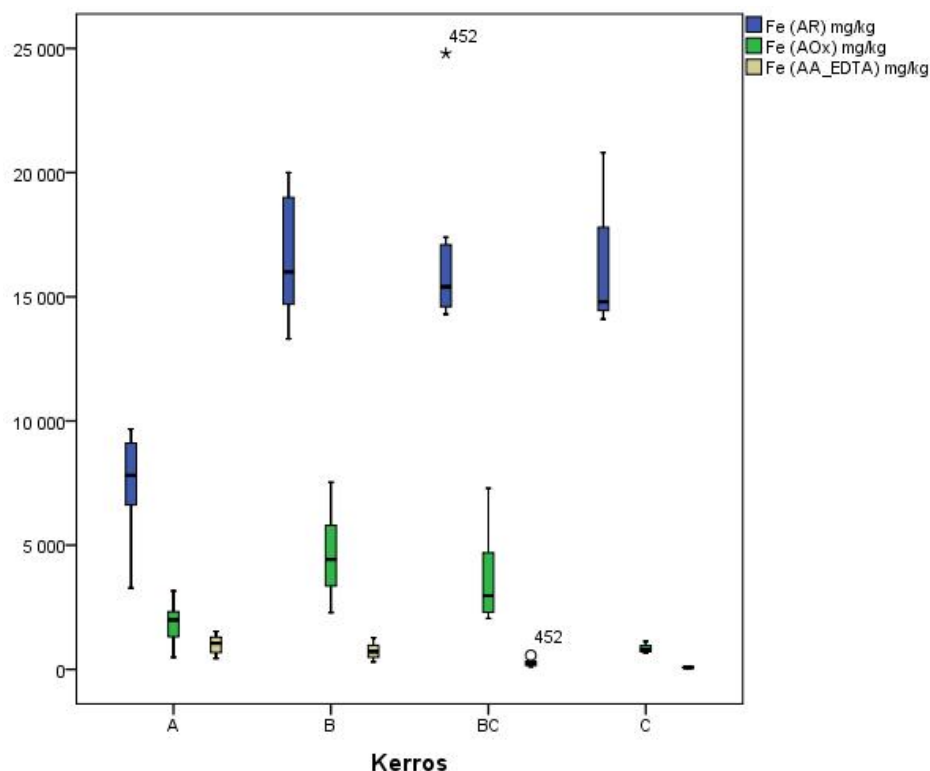
Pohjois-Karjalassa tutkitun Anttosen ampumaradan harjualueen maaperä muistuttaa Mansikkakuopan tutkimusaluetta, mutta Anttosen ampumaradalla on myös suoalue. Anttosen ampumaradan harjualueen lyijy on sitoutunut pintamaan humuspitoiseen maa-ainekseen (Naumanen ym. 2002). Anttosen ampumarata-alueen suolla haulit ovat happaman suotoveden vaikutuksesta lienneet huomattavasti enemmän, raja-arvon ylittäviä lyijypitoisuuksia on jopa 60 cm syvyydessä. Arseeni samoin kuin antimoni pyrkivät muodostamaan anionisia liukoisia suoloja, minkä takia ne kulkeutuvat emäksisissäkin olosuhteissa raskasmetalleihin verrattuna helpommin pohjaveen (Naumanen ym. 2002).



Kuva 24. Mansikkakuopan mineraalimaanäytteiden savespitoisuus (<0,002 mm) maannoskerroksittain: 2 = orgaanista ainesta sisältävä huuhtoutumiskerros (A), 3 = rikastumiskerros (B), 4 = vaihettumisvyöhyke (BC)



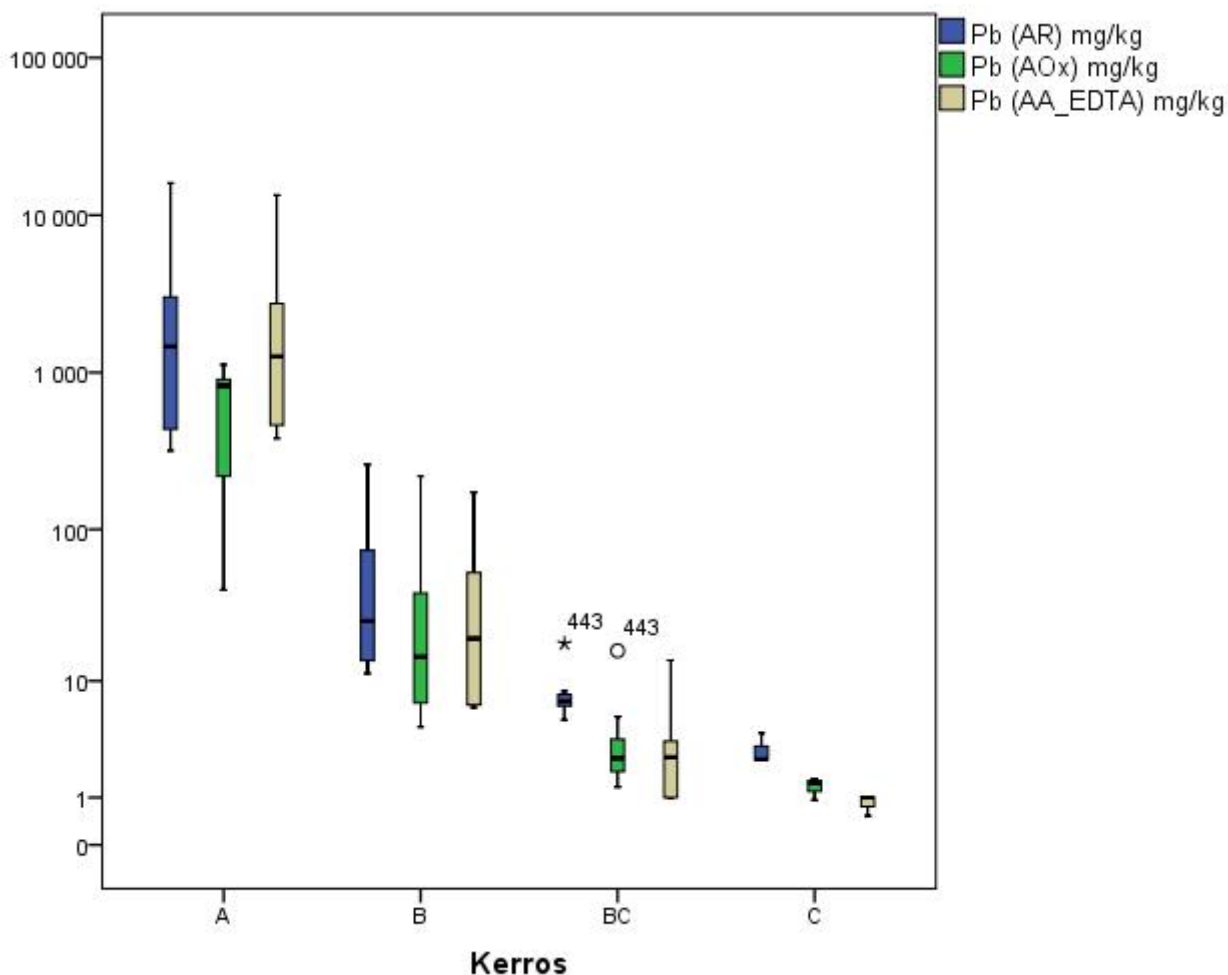
Kuva 25. Mansikkakuopan mineraalimaan hiilipitoisuus maannoskerroksittain: 2 = orgaanista ainesta sisältävä huuhtoutumiskerros (A), 3 = rikastusmiskerros (B), 4 = vaihettumisvyöhyke (BC), 5 = muuttumaton pohjamaa (C)



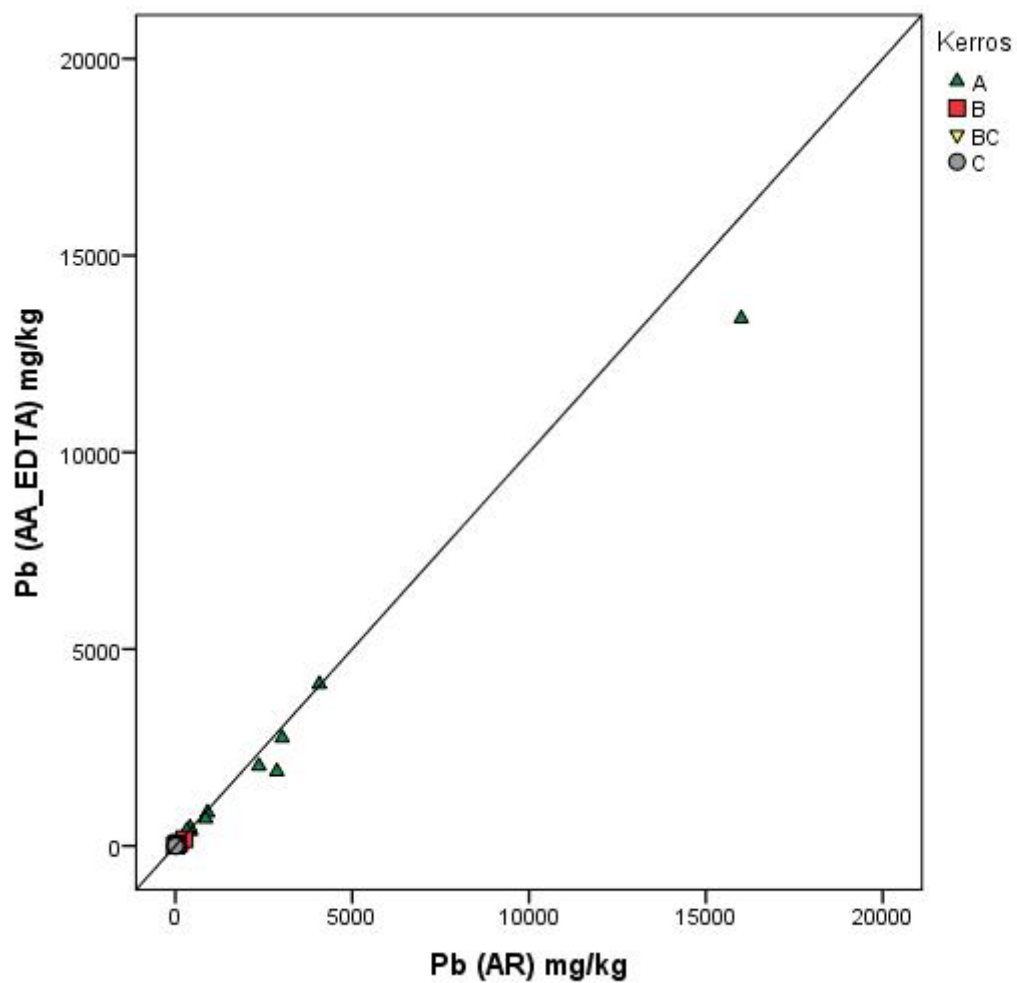
Kuva 26. Mansikkakuopan maaperän rautapitoisuus maannoshorizonteittain kolmella eri uuttomenetelmällä määritettynä: AR = kokonaispitoisuus kuningasvesiuutolla, AOx = rautasaostumat, AA_EDTA = kasvien saatavilla oleva pitoisuus. Raesuuruus <1 mm. Ylimmän A-kerroksen rautapitoiset mineraalit ovat rapautuneet, raudan kokonaismäärä on pienempi kuin muissa kerroksissa. Maaperässä alaspäin kulkeutunut rauta on saostunut B- ja BC-kerroksiin.

Maaperän ylimmässä A-kerroksessa lyijyn kokonaispitoisuus on selvästi suurin, ja suuri osa lyijystä on helppoliukoisessa, kasvien käytössä olevassa muodossa (kuva 27). Hajontakuviosta (kuva 28) näkyy, että helppoliukoinen pitoisuus korreloi hyvin kuningasvesiliukoisen pitoisuuden kanssa. Myös Marjamäki (1999) on selvittänyt lyijyn kokonaismäärän lisäksi niin sanotut biosaattavat pitoisuudet samalla uuttomenetelmällä (1 M ammoniumasetaatti+Na₂-EDTA-uutto; pH 4.5) Hyvinkään metsästys- ja ampumaseuran ampumarata-alueen tutkimuksessa. Mansikkakuopan tutkimusalueella rautasaostumiin sitoutuneen lyijyn osuus on merkittävin B- ja BC-kerroksissa. Kokonaismäärät pienenevät maannoksen alaosissa.

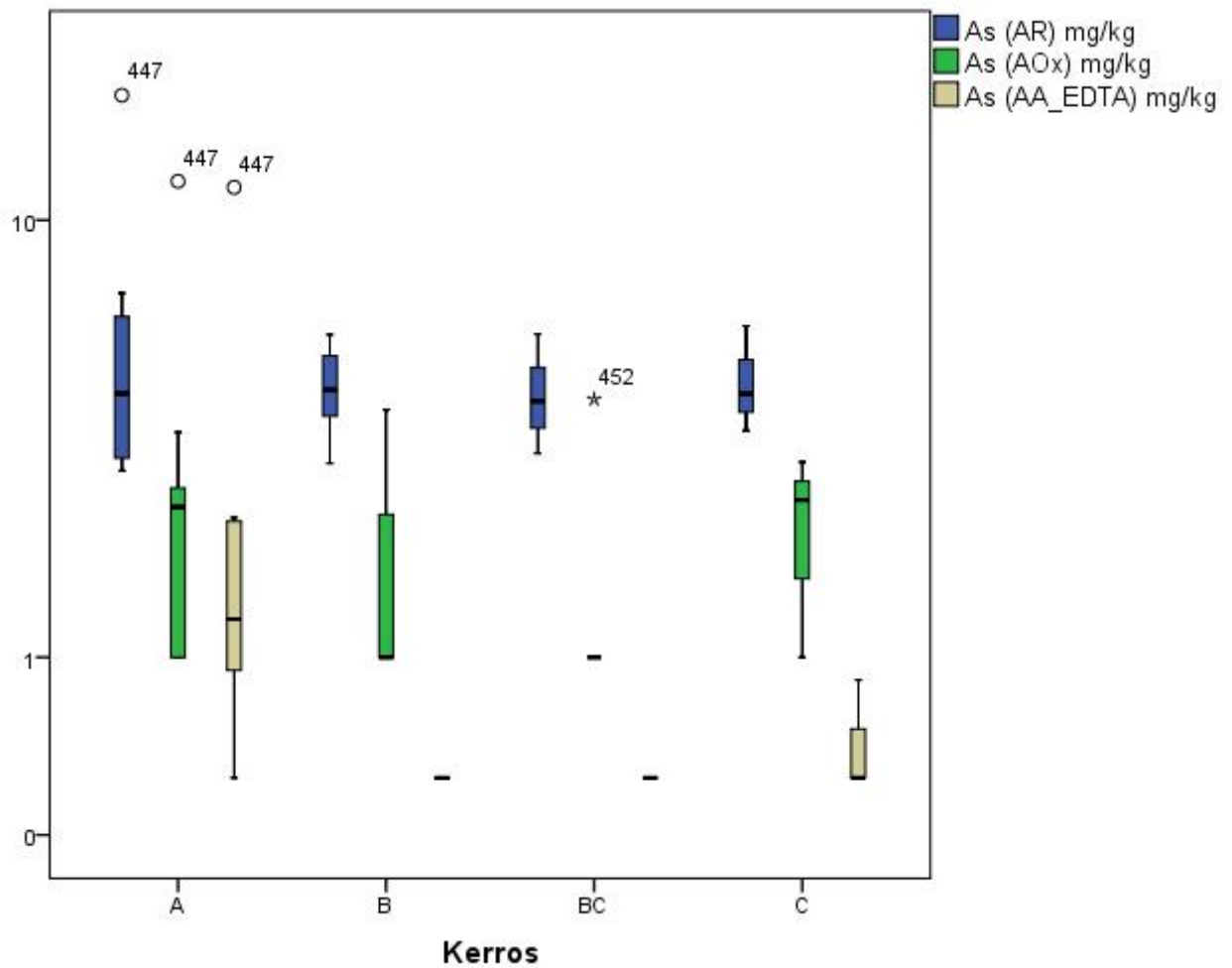
Arseenin kokonaispitoisuuksissa ei ole yhtä selvää trendiä kuin lyijyn pitoisuuksissa (kuva 29). Kokonaispitoisuudet ovat suurimmat ylimmässä kerroksessa, samoin helppoliukoisen arseenin osuus on merkittävä vain ylimmässä A-kerroksessa. Antimonia on eniten maaperän ylimmässä A-kerroksessa (kuva 30). Helppoliukoinen antimoni korreloi A-kerroksessa kuningasvesiliukoisen antimonin kanssa (kuva 31).



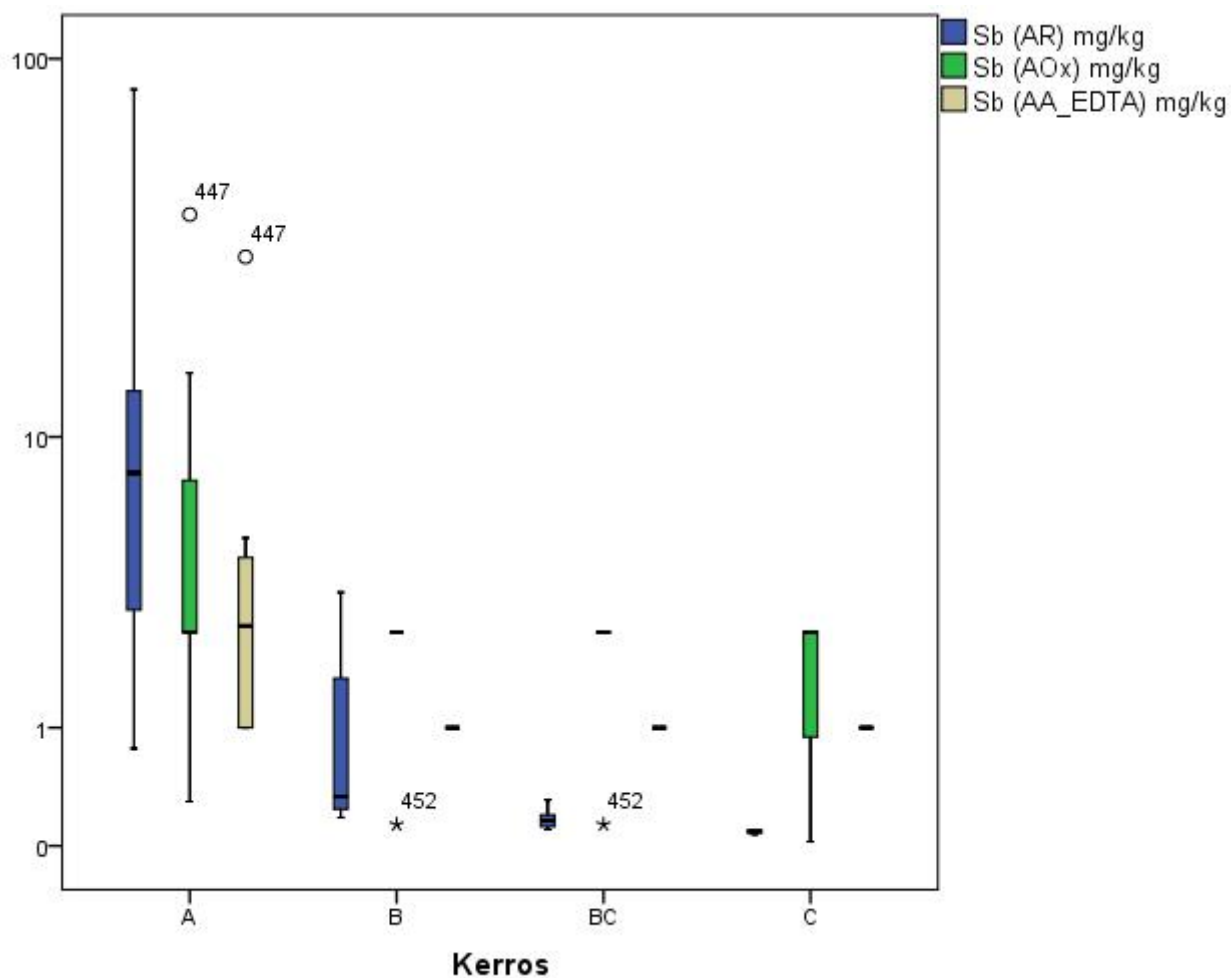
Kuva 27. Mansikkakuopan maaperän lyijypitoisuus maannoshorisonteittain kolmella eri uuttomenetelmällä määritettynä: AR = lähes kokonaispitoisuus kuningasvesiuutolla, AOx = rautasaostumiin sitoutunut lyijy, AA_EDTA = kasvien saatavilla oleva pitoisuus. Pystyasteikko on logaritminen. Raesuuruus <1 mm.



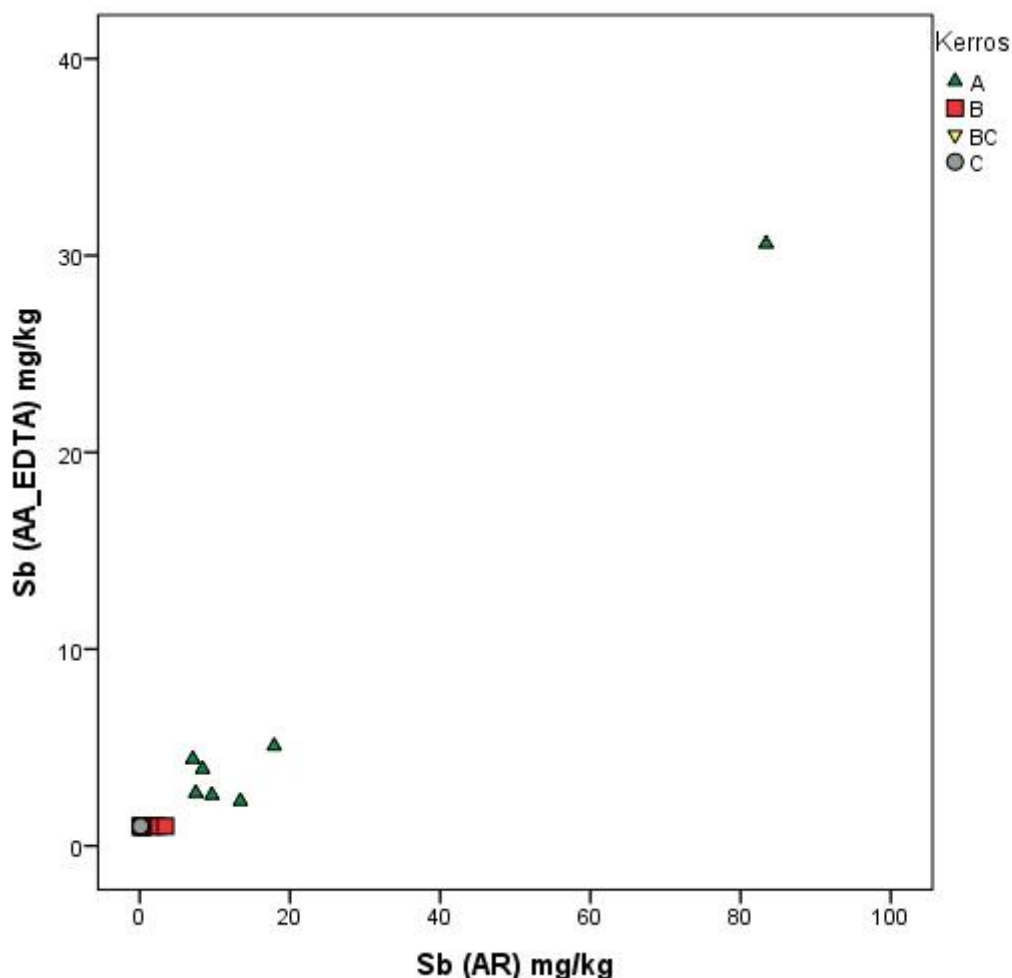
Kuva 28. Mansikkakuopan maaperänäytteiden kuningasvesiliukoisen lyijypitoisuuden (vaaka-akseli) ja helppoliukoisen lyijypitoisuuden (pystyakseli) hajontakuvaaja. Raesuuruus <1 mm.



Kuva 29. Mansikkakuopan maaperän arseenipitoisuus maannoshorisonteittain kolmella eri uuttomennelmällä määritettynä: AR = lähes kokonaispitoisuus kuningasvesiuutolla, AOx = rautasaostumiin sitoutunut arseeni, AA_EDTA = kasvien saatavilla oleva pitoisuus. Pystyasteikko on logaritminen. Raesuuruus <1 mm.



Kuva 30. Mansikkakuopan maaperän antimonipitoisuus maannoshorisonteittain kolmella eri uuttomenetelmällä määritettynä: AR = lähes kokonaispitoisuus kuningasvesiuutolla, AOx = rautasaostumiin sitoutunut antimoni, AA_EDTA = kasvien saatavilla oleva pitoisuus. Pystyasteikko on logaritminen. Raeisuus < 1 mm.



Kuva 31. Mansikkakuopan maaperänäytteiden kuningasvesiliukoisen antimonipitoisuuden (vaaka-akseli) ja helppoliukoisen antimonipitoisuuden (pystyakseli) hajontakuvaaja. Raesuuruus <1 mm.

6.3.3 Haitta-aineiden liukoisuuden arviointi

Maa-maavesi-jakautumiskertoimien mukaan arseeni ja antimoni ovat helppoliukoisemmassa muodossa maannoksen yläosassa, K_d -arvot kasvavat maannosprofiilissa alaspäin mentäessä. Lyijyn K_d -arvoilla ei ole yhtä selvää trendiä. K_d -mittauksissa laboratorioissa määritetyt veden lyijypitoisuudet ovat suurempia kuin liukoisuustesteillä määritetyt veden lyijypitoisuudet (taulukko 20). Myös kentällä imulysimetrinäytteistä mitatut vajoveden lyijypitoisuudet olivat pienempiä kuin K_d -mittauksissa laboratorioissa määritetyt veden lyijypitoisuudet (taulukko 19). K_d -mittaus edustaa tilannetta, jossa maavesi saa hitaasti reagoida vedellä kyllästyneen maanäytteen kanssa noin vuorokauden ajan. Se kuvastaa lähinnä vedellä kyllästynyttä maaperää. Nummi-Pusulan harjumaastossa pohjaveden pinta on haulikkoradan kohdalla noin 10 metrin syvyydellä, joten tällaista tilannetta ei ainakaan kaikissa maannoskerroksissa muodostu.

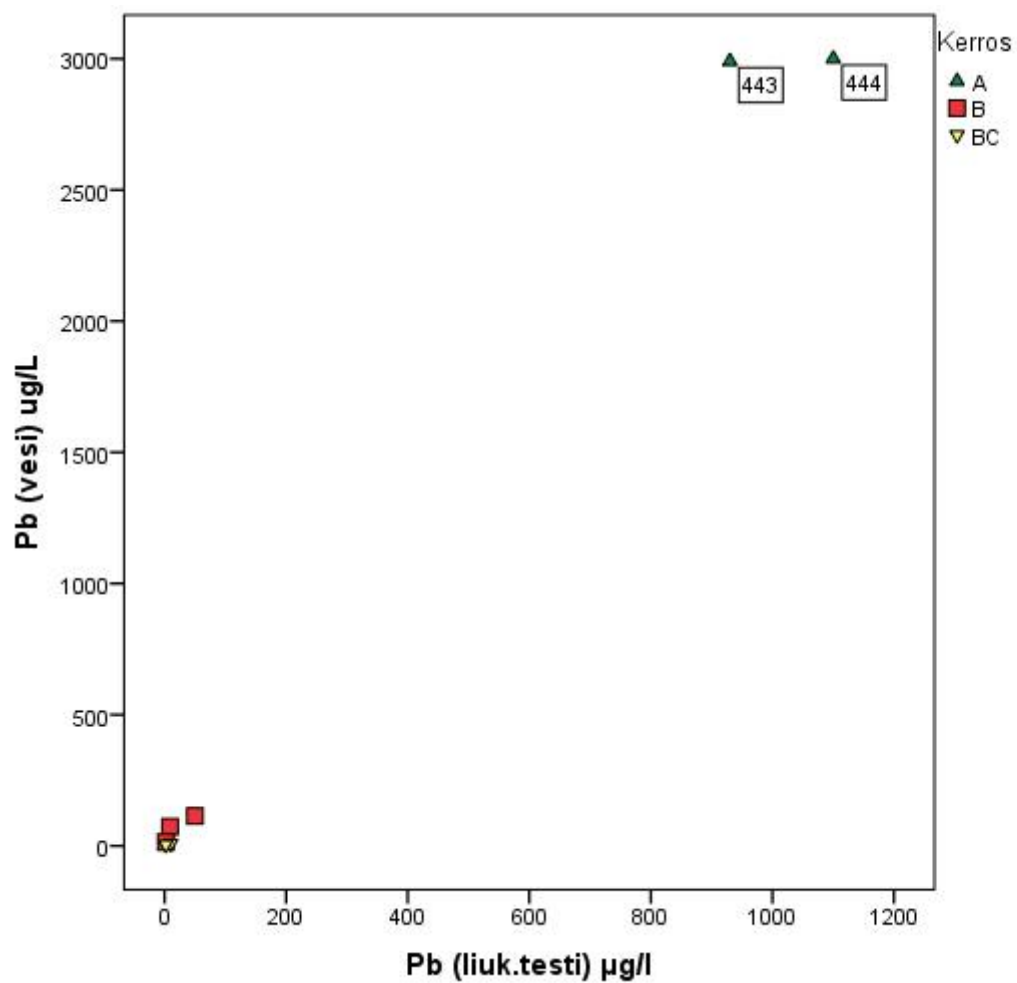
Taulukko 20. *Mansikkakuopan maaveden lyijypitoisuusmittauksia laboratoriokeissa.*

Mittautapa	Pb µg/l
Kolonnitesti, 1. mitta	0,9
Kolonnitesti, 4 tuntia	0,5
Kolonnitesti, 10 tuntia	0,8
Kolonnitesti, 18 tuntia	1
Kolonnitesti, 1,5 vrk	0,5
Kolonnitesti, 3 vrk	0,8
Kolonnitesti, 1 viikko	2
Ravistelutesti	20
K _d -uutto laboratoriossa	148

Mansikkakuopan aineistossa on muutamia maaperänäytteitä, joista on tehty sekä K_d-määritys että kaksivaiheinen ravistelutesti. Pienen näytemäärän takia tuloksia ei voi verrata tilastollisesti. Kuvasta 32 näkyy kuitenkin, että A-kerroksen helppoliukoinen lyijy näkyy sekä ravistelutestin suurena helppoliukoisena lyijyn määränä että K_d-mittauksen aikana laboratoriossa määritetyn vesinäytteen suurena lyijypitoisuutena. Sama koskee myös antimoni- ja arseenipitoisuuksia.

Kuvissa 33 - 35 on esitetty Mansikkakuopan trap-radan maannosprofiilin 443 eri maannoskerrosten kuningasvesiliukoiset lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuudet. Kuningasvesiliukoisia pitoisuuksia on verrattu kohdekohtaisten K_d-arvojen määrittämisessä mitattuihin veden pitoisuuksiin ja samoista näytteistä tehtyjen kaksivaiheisten ravistelutestien (liukoisuustesti) tuloksista laskettuihin maaveden pitoisuuksiin. Maaveden pitoisuus on laskettu jakamalla liukoisuustestistä saatu liukoinen haitta-aineen pitoisuus (mg/kg) L/S-suhteella 10. Kyseisessä maannosprofiilissa lyijypitoisuudet ja antimonipitoisuudet pienenevät maaperäprofiilissa ylhäältä alaspäin sekä maaperänäytteistä tehdyissä kuningasvesiliuotuksiin perustuvissa analyyseissä että K_d- ja liukoisuustestimääritysten pitoisuuksissa. Arseenin kuningasvesiliukoisissa pitoisuuksissa ei ole niin selvää eroa eri maannoskerrosten välillä kuin K_d- ja liukoisuustestien vesinäytteissä.

Lyijyn, antimonin ja arseenin K_d-arvot on määritetty laboratoriossa sellaisessa pH:ssa, joka maaperän vesiliuokseen on luonnollisesti muodostunut. Mikäli maaveden pH olisi alempi, K_d-arvo olisi luultavasti pienempi eli lyijy olisi helppoliukoisempaa (Tarvainen ym. 2011). Ympäristössä tapahtuvat muutokset voivat siis muuttaa haitta-aineiden liukenemista.



Kuva 32. Mansikkakuopan maaperänäytteistä tehdyn kaksivaiheisen ravistelutestin vesiliuoksen lyijypitoisuus (vaaka-akselilla) ja K_d -mittauksen vesiliuoksen lyijypitoisuus µg/l (pystyakselilla).



Lyijy (Pb)
Profil 443

Kerros	Pb mg/kg	K _d -testi mg/l	Liuk.testi mg/l
A	2870	2,99	0,93
B	114	0,11	0,05
BC	18	0,009	0,010
C	<5	0,001	

Etelä-Suomen hiekkamaat
Pinta 5,44 (max 12,8) mg/kg
Pohja <5 (max 9,48) mg/kg

Kuva 33. Lyijyn kuningasvesiliukoinen pitoisuus (Pb mg/kg, raesuuruus <1 mm) Mansikkakuopan trapradan maannosprofiilin eri kerroksissa sekä lyijypitoisuus K_d-määrityksen vesinäytteessä ja liukoisuustestin (kaksivaiheisen ravistelutestin) vesinäytteessä. Etelä-Suomen hiekkamaiden pitoisuus (raesuuruus <2 mm): Tarvainen ym. (2006).



Arseeni (As)
Profil 443

Kerros	As mg/kg	K _d -testi mg/l	Liuk.testi mg/l
A	7,27	0,13	0,38
B	5,48	0,004	<0,005
BC	5,19	0,001	<0,003
C	4,59	0,002	

Etelä-Suomen hiekkamaat

Pinta	2,15 (max 22,3) mg/kg
Pohja	2,47 (max 8,21) mg/kg

Kuva 34. Arseenin kuningasvesiliukoinen pitoisuus (As mg/kg, raesuuruus <1 mm) Mansikkakuopan trap-radan maannosprofiilin eri kerroksissa sekä arseenipitoisuus K_d-määrityksen vesinäytteessä ja liukoisuustestin (kaksivaiheisen ravistelutestin) vesinäytteessä. Etelä-Suomen hiekkamaiden pitoisuus (raesuuruus <2 mm): Tarvainen ym. (2006).



Antimoni (Sb)
Profil 443

Kerros	Sb mg/kg	K _d -testi mg/l	Liuk.testi mg/l
A	17,9	0,054	1,1
B	1,67	0,028	0,050
BC	0,31	0,004	<0,007
C	0,09	0,0002	

Etelä-Suomen hiekkamaat

Pinta	0,08 (max 0,19) mg/kg
Pohja	0,04 (max 0,12) mg/kg

Kuva 35. Antimonin kuningasvesiliukoinen pitoisuus (Sb mg/kg, raesuuruus <1 mm) Mansikkakuopan trap-radon maannosprofiilin eri kerroksissa sekä antimonipitoisuus K_d-määrityksen vesinäytteessä ja liukoisuustestin (kaksivaiheisen ravistelutestin) vesinäytteessä. Etelä-Suomen hiekkamaiden pitoisuus (raesuuruus <2 mm): Tarvainen ym. (2006).

6.3.4 Maaveden pitoisuuksien määrittäminen

Maaveden hetkellisistä lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuuksista saatiin tietoja keväällä ja syksyllä otetuista maavesinäytteistä. Imulysimetrillä otettujen maavesinäytteiden lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuuksia on havainnollistettu profiilikuvissa 36 – 38. Keväällä 2010 suurin maaveden lyijypitoisuus mitattiin trap-radan keskeltä kuopan 445 viereistä suoraan A-kerroksen alapuolelta. Imulysimetri imee maavettä keräimen ympäristöstä joka suunnasta, joten koko vesinäyte ei edusta tarkasti juuri A-kerroksen läpi kulkenutta vettä. Pitoisuus 0,98 µg/l on paljon pienempi kuin talousvedelle asetettu lyijypitoisuuden raja-arvo 10 µg/l. Samasta kohdasta kerättiin maavettä myös noin 20 – 30 cm syvemmältä B-kerroksen alapuolelta. Siinä maaveden lyijypitoisuus oli 0,42 µg/l. Alarinteestä otetussa maavesinäytteessä (piste 450) oli vain 0,19 µg/l lyijyä. Ampumaradan ulkopuolella referenssinäytepisteessä maavedessä oli 0,80 µg/l lyijyä. Pohjaveden lyijypitoisuudet olivat keväällä alle analyysimenetelmän määritysrajan (<0,05 µg/l) tutkituissa vesinäytteissä.

Syksyllä 2010 maavesinäytteitä otettiin maaperänäytteen 447 vierestä. Siellä A-kerroksen alapuolen maavesinäytteessä oli 0,68 µg/l ja B-kerroksen alla 0,56 µg/l lyijyä.

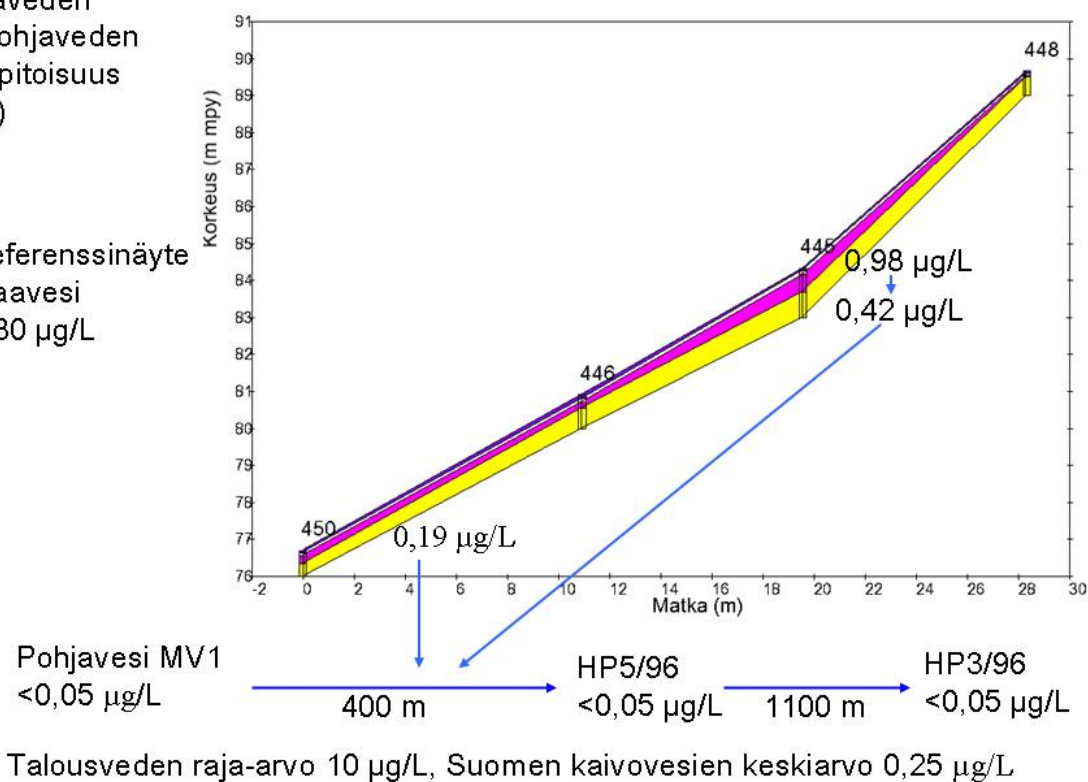
Kuvassa 34 on kuvattu vastaavasti maaveden ja pohjaveden arseenipitoisuuksia. Sekä maaveden että pohjaveden arseenipitoisuudet ovat paljon pienempiä kuin talousveden laatu-normi 10 µg/L. Syksyllä profiilin 447 vierestä otetuissa maavesinäytteissä oli A-kerroksen alla arseenia 1,02 µg/l ja B-kerroksen alla 0,66 µg/l.

Keväällä kerätyssä näytepisteen 445 A-kerroksen läpi kulkeneessa maavesinäytteessä oli 6,64 µg/l antimonia, joka on hieman enemmän kuin talousveden laatu-normi 5 µg/l. Antimonipitoisuus oli kuitenkin selvästi pienempi (1,68 µg/l) muutamaa kymmentä senttiä syvemmältä B-kerroksen alta otetussa näytteessä. Ampumaradan keskeltä (piste 445 keväällä) otetuissa maavesinäytteissä oli enemmän antimonia kuin referenssinäytteessä (0,96 µg/l). Syksyllä profiilin 447 vierestä otetuissa maavesinäytteissä oli A-kerroksen alla antimonia 4,86 µg/l ja B-kerroksen alla 3,61 µg/l. Pitoisuudet olivat varsin pieniä ja pohjaveden pitoisuudet jäivät yleensä alle analyysimenetelmän määritysrajan (<0,02 µg/l).

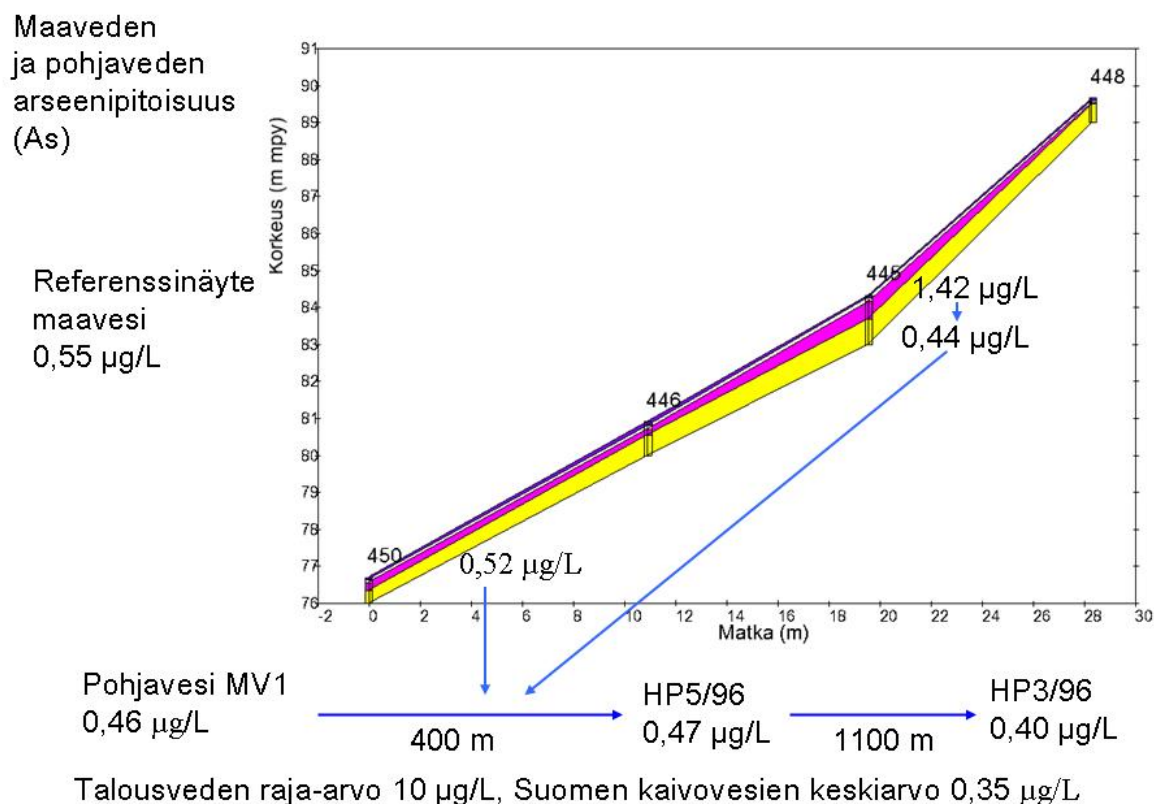
Imulysimetrin käyttö vaatii vielä lisäselvityksiä mm. imulysimetriin kertyvän veden kulkureiteistä ja viipymästä, sopivasta keräysajasta sekä keräimen asennuksessa käytetyn lietteen sisältämän veden vaikutuksesta maavedestä analysoituihin pitoisuuksiin.

Maaveden
ja pohjaveden
lyijypitoisuus
(Pb)

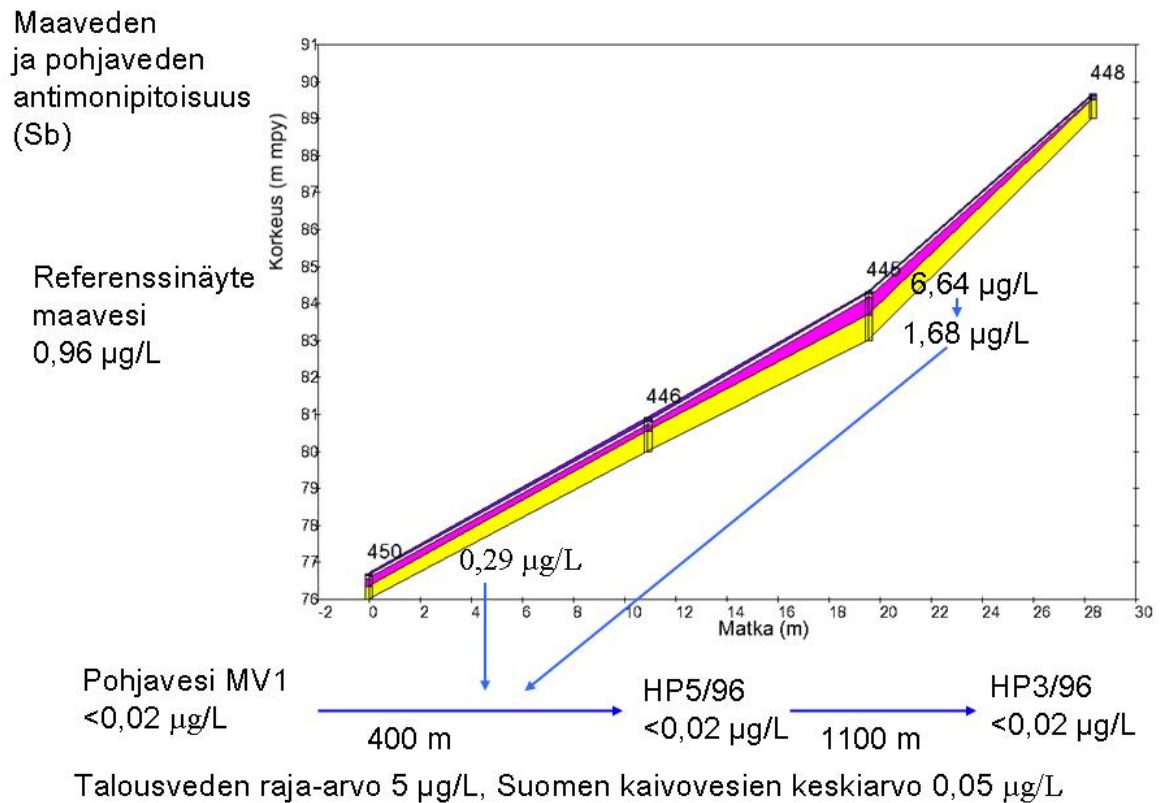
Referenssinäyte
maavesi
0,80 µg/L



Kuva 36. Mansikkakuopan trap-radan yksinkertaistettu profiilikuva, jossa rikastumiskerros B on esitetty punaisella ja vaihettumisvyöhyke BC keltaisella. Kuvassa on esitetty radalta keväällä 2010 mitattujen maaveden (lysimetrinäytteet pisteistä 450 ja 445) ja pohjaveden (näytteet keväällä 2010 havaintoputkista MV1, 5/96 ja 3/96) lyijypitoisuudet. Kaivovesien keskiarvo: Lahermo ym. 2002. Talousveden raja-arvo: STM 2001.



Kuva 37. Mansikkakuopan trap-radan yksinkertaistettu profiilikuva, jossa rikastumiskerros B on esitetty punaisella ja vaihettumisvyöhyke BC keltaisella. Kuvassa on esitetty radalta keväällä 2010 mitattujen maaveden (lysimetrinäytteet pisteistä 450 ja 445) ja pohjaveden (näytteet keväällä 2010 havaintoputkista MV1, 5/96 ja 3/96) arsenipitoisuudet. Kaivovesien keskiarvo: Lahermo ym. 2002. Talousveden raja-arvo: STM 2001.



Kuva 38. Mansikkakuopan trap-radan yksinkertaistettu profiilikuva, jossa rikastumiskerros B on esitetty punaisella ja vaihtumisvyöhyke BC keltaisella. Kuvassa on esitetty radalta keväällä 2010 mitattujen maaveden (lysimetrinäytteet pisteistä 450 ja 445) ja pohjaveden (näytteet keväällä 2010 havaintoputkista MV1, 5/96 ja 3/96) antimonipitoisuudet. Kaivovesien keskiarvo: Lahermo ym. 2002. Talousveden raja-arvo: STM 2001.

7 HAITTA-AINEIDEN KULKEUTUMINEN MAAPERÄSSÄ

7.1 Tavoitteet ja rajaukset

Työn laskennallisessa osuudessa arvioitiin antimonin, arseenin ja lyijyn kulkeutumista kohteen maaperässä ja tästä aiheutuva pohjaveden pilaantumisriskiä. Arviointi tehtiin soveltaen tehtyjä kohdetutkimuksia. Laskennallisen tarkastelun yleisenä tavoitteena oli selvittää valittujen kohdetutkimusten, erityisesti K_d -määritysten, sekä yksinkertaisten ja riskinarvioinnissa usein käytettyjen laskentayhtälöiden soveltuvuutta kulkeutumisen arviointiin ampumaradoilla.

Laskennan perustana käytettiin kohteen maaperässä mitattuja pitoisuuksia, joten haulien rapautumisesta aiheutuva pitoisuuksien mahdollista nousua pitkän ajan kuluessa ei otettu pääsääntöisesti huomioon.

Laskennan tarkoituksena ei ollut arvioida maaperän pilaantuneisuutta ja puhdistustarvetta koh- teessa, vaan siinä tarkasteltiin ainoastaan haitta-aineiden kulkeutumista maaperässä. Laskennassa ei tarkasteltu lainkaan muita riskitekijöitä, kuten ekologisia riskejä tai terveystriskejä.

7.2 Laskentamallit

Laskenta suoritettiin kahdella eri tavalla. Peruslaskenta tehtiin Excel- taulukkolaskentana käyt- tämällä kirjallisuudessa usein esitettyjä jakautumis- ja kulkeutumisyhtälöitä (mm. Ympäristöhal- linnon ohjeita 2/2007). Nämä tasapainojakautumiseen perustuvat yhtälöt sisältävät seuraavia ole- tuksia:

- haitta-aineen jakautuminen maaperässä maa-aineksen sekä maa- ja pohjaveden välillä on tasapainossa (pitoisuudet eivät muutu ajan suhteen)
- haitta-aineita, maaperän ominaisuuksia ja ilmastotekijöitä kuvaavat laskentaparametrien arvot ovat vakioita (esim. maaperä on tasalaatuista)
- veden virtaus on laminaarista ja tapahtuu vain yhteen suuntaan vakionopeudella vajove- den mukana (advektio)
- haitta-aineen pidäytyminen maa-ainekseen tapahtuu lineaarisen adsorptioisotermin mu- kaisesti.

Tasapainojakautumiseen perustuvien yhtälöiden etuna on, että niillä voidaan kuvata yksikertai- sesti haitta-aineen kulkeutumista maaperässä veden mukana ja tuottaa yleensä riittävän konser- vatiivinen (varovainen) arvio maa- ja pohjaveteen muodostuvista pitoisuuksista. Peruslaskenta toteutettiin ns. deterministisenä, mikä tarkoittaa, että laskennan syöttötiedot (parametriarvot) ja tulokset ovat yksittäisiä lukuarvoja.

Vertailun vuoksi arviointia tehtiin myös kaupallisella ConSim[®]-laskentaohjelmalla (version 2.5), jolla voidaan suorittaa probabilistista eli todennäköisyyspohjaista laskentaa. Tämä tarkoittaa, että laskennan parametriarvot (tai osa niistä) syötetään malliin tilastollisina jakaumina ja myös las- kennan tulokseksi saadaan todennäköisyysjakauma. Probabilistisella lähestymistavalla voidaan käsitellä determinististä arviointia paremmin syöttötietoihin ja laskentaan liittyvää epävarmuutta. ConSim-ohjelmiston laskentayhtälöt sisältävät edellä kuvatut perusoletukset ja vastaavat siten jäljempänä kuvattuja laskentakaavoja (poikkeuksena dispersion huomioon ottaminen kulkeutu- misen laskennassa). Mallin todennäköisyyslaskenta perustuu Monte Carlo –simulointiin, jossa sama laskelma suoritetaan monta kertaa siten, että malli valitsee laskelman syöttötiedot määritel- lyn jakauman sisältä sattumanvaraisesti. Tässä työssä laskentakertojen määrä oli 1001.

7.3 Laskentaperiaatteet

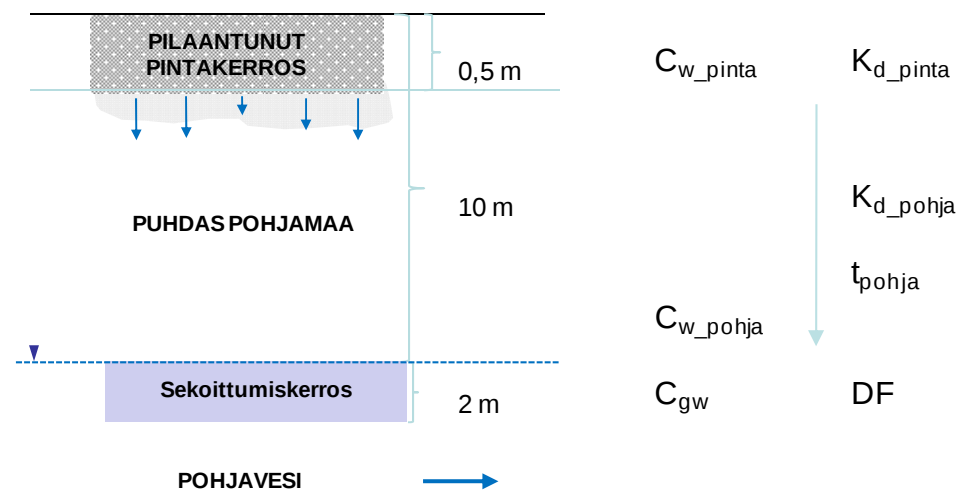
Laskennan periaate voidaan jakaa kolmeen osavaiheeseen seuraavasti (kuva 39):

1. vajoveden pitoisuuden määrittäminen haitta-aineita sisältävässä "pilaantuneessa" pinta- maakerroksessa
2. kulkeutumisajan määrittäminen pilaantuneesta pintamaasta pohjaveteen, ja
3. pohjaveden pitoisuuden määrittäminen sekoittumiskerroksessa laimenemisen jälkeen.

Laskennan ensimmäisessä osavaiheessa määritettiin antimonin, arseenin ja lyijyn laskennalliset enimmäispitoisuudet vajovedessä pintamaakerroksessa. Pitoisuustietojen ja K_d -arvojen valinnassa hyödynnettiin maannosprofiilin eri kerroksia (luku 3.4.1) edustavien lähtötietojen valitsemiseksi, mutta varsinaisessa laskennassa maannosprofiilin eri kerroksia ei otettu huomioon eli koko pilaantuneen pintamaakerroksen oletettiin olevan tasalaatuista. Laskentaa tehtiin kohteessa määritettyjen K_d -arvojen lisäksi ravistelu- ja kolonnitestien tuloksista määritetyillä K_d -arvoilla sekä kirjallisuusarvoilla. Laskennan tuloksia verrattiin myös kohteessa imulysimetrillä otettujen maa-vesinäytteiden tuloksiin.

Toisessa osavaiheessa määritettiin haitta-aineiden teoreettinen kulkeutumisaika pilaantuneen pintakerroksen alareunasta pohjaveden pintaan. Laskenta perustui ainekohtaisten hidastumiskertoimien käyttöön. Hidastumiskertoimet määritettiin vajoveden laskennallisen (keskimääräisen) imeytymisnopeuden ja "puhtaalle" pohjamaalle määritettyjen K_d -arvojen perusteella. Pohjamaan K_d -arvojen määrittämisessä käytettiin ammoniumasetaatti-EDTA-uuttoon perustuvia maaperän pitoisuuksia.

Laskennan kolmannessa osavaiheessa määritettiin pohjaveden pitoisuus erikseen määritellyssä sekoittumiskerroksessa. Pitoisuus määritettiin laskennallisen laimenemiskertoimen perusteella. Tämän lisäksi ConSim-laskennan yhteydessä määritettiin vajoveden pitoisuus pohjamaassa ennen sen sekoittumista pohjaveteen.



Kuva 39. Laskennan periaate. C_{w_pinta} = vajoveden pitoisuus pintamaassa, joka laskettu käyttäen pintamaan K_d -arvoa (K_{d_pinta}); t_{pohja} = kulkeutumisaika pintamaasta pohjaveteen, joka laskettu käyttäen pohjamaalle määritettyä K_d -arvoa (K_{d_pohja}); C_{w_pohja} = vajoveden pitoisuus pohjamaassa ennen sekoittumista pohjaveteen (tehty vain ConSim-laskennassa); C_{gw} = pohjaveden pitoisuus sekoittumiskerroksessa, laskennan perustana kohteeseen määritetty laimenemiskerroin (DF).

7.4 Laskentayhtälöt ja -parametrit

Maaperän haitta-ainepitoisuuden ja pilaantuneelle pintakerrokselle määritetyn K_d -arvon avulla haitta-aineen maaveteen liukeneva pitoisuus määritettiin seuraavasti:

$$C_w = C_s / \left[K_{d_pinta} + \frac{\theta_w}{\rho_s} \right] \quad (5)$$

C_w	= pitoisuus vajovedessä (mg/l)
C_s	= kuningasvesiliukoinen pitoisuus maaperässä (mg/kg)
K_{d_pinta}	= maa-maavesi –jakautumiskerroin pilaantuneessa pintamaassa (l/kg)
θ_w	= veden täyttämä huokostilavuus vajovesikerroksessa (-)
ρ_s	= maaperän tiheys (kg/l).

Tätä pintamaalle laskettua maaveden pitoisuutta käytettiin vajoveden eli maaperän läpi, kohti pohjavettä, imeytyvän veden lähtöpitoisuutena.

Kulkeutumisajan määrittämiseksi tarvittiin arvio haitta-aineen kulkeutumisnopeudesta maaperässä. Haitta-aineiden kulkeutumisen oletettiin tapahtuvan vajoveden virtauksen mukana (advektio), minkä vuoksi määritettiin ensin vajoveden keskimääräinen imeytymisnopeus:

$$v_v = \frac{I}{n_v} \quad (6)$$

v_v	= vajoveden keskimääräinen imeytymisnopeus (m/a)
I	= maahan imeytyvän sadeveden määrä (m/a)
n_v	= tehollinen huokoisuus vajovesikerroksessa (-).

Kaava 6 olettaa, että vajoveden keskimääräinen imeytymisnopeus vastaa maahan vuosittain imeytyvän sadeveden määrää jaettuna maaperän tehollisella huokoisuudella eli imeytyvä vesimäärä määrittelee keskimääräisen kokonaisvirtaaman ja vesi kulkeutuu vain toisiinsa yhteydessä olevien, veden täyttämien huokosten välillä.

Koska haitta-aineen pidäytyminen (adsorptio) maa-ainekseen hidastaa sen kulkeutumista vajoveden virtaukseen verrattuna, määritettiin seuraavaksi ainekohtaiset hidastumiskertoimet puhtaalle pohjamaalle määritettyjen K_d -arvojen avulla:

$$R_f = 1 + (K_{d_pohja} \times \frac{\rho_s}{n_v}) \quad (7)$$

R_f	= pidäytymiskerroin (-)
K_{d_pohja}	= maa-maavesi –jakautumiskerroin puhtaassa pohjamaassa (l/kg)
n_v	= tehollinen huokoisuus vajovesikerroksessa (-)
ρ_s	= maaperän tiheys (kg/l).

Kaavan 7 mukaan haitta-aineen pidäytyminen maa-ainekseen tapahtuu lineaarisen adsorptioisotermin mukaisesti.

Haikka-aineen kulkeutumisaika pilaantuneen pintakerroksen alareunasta pohjaveden pintaan laskettiin edelleen hidastumiskertoimen ja vajoveden imeytymisnopeuden (hidastunut kulkeutumisnopeus) sekä kulkeutumismatkan perusteella:

$$t_{Rf} = \frac{d}{v_v / R_f} \quad (8)$$

t_{Rf} = kulkeutumisaika pilaantuneen kerroksen alareunasta pohjaveden pintaan (a)
 d = etäisyys pilaantuneen kerroksen alareunasta pohjaveden pintaan (m)
 v_v = vajoveden keskimääräinen imeytymisnopeus (m/a)
 R_f = hidastumiskerroin (-).

Pohjaveden haikka-ainepitoisuudet määritettiin edellä lasketusta vajoveden pitoisuudesta (kaava 5) laimenemiskertoimen avulla:

$$C_{gw} = C_w \times DF \quad (9)$$

C_{gw} = pitoisuus pohjavedessä (mg/l)
 C_w = pitoisuus vajovedessä (mg/l)
 DF = laimenemiskerroin maaveden ja pohjaveden pitoisuuksien välillä (-).

Laimenemiskerroin määritettiin maahan (pohjavedeksi) imeytyvän sadeveden määrän ja arvioitun pohjavesivirtaaman avulla:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \times I}{K_{gw} \times i \times d_{mix} + L_{gw} \times I} \quad (10)$$

L_{gw} = pilaantuneen alueen leveys pohjavesivirtauksen suunnassa
 I = pohjavedeksi imeytyvän sadeveden määrä (m/a)
 K_{gw} = vedenjohtavuus pohjavesikerroksessa (m/a)
 i = pohjaveden pinnan gradientti
 d_{mix} = sekoittumiskerroksen paksuus (m).

Laskettu pohjaveden pitoisuus kuvaa siten pitoisuutta erikseen määritellyssä, välittömästi haikka-aineita sisältävän pintamaakerroksen alapuolella sekoittumiskerroksessa, johon pitoisuuden oletetaan tasaisesti jakautuvan.

7.5 Parametriarvojen valinta

Laskennassa käytettyjen parametriarvojen valinta perustui kohteessa tehtyihin tutkimuksiin, asiantuntija-arvioihin sekä alan kirjallisuuteen. Pitoisuusmittausten ja K_d -määritysten osalta laskennassa käytettiin trap-radan yhdeksän näytepisteen tietoja.

Peruslaskennan syöttötiedot pyrittiin valitsemaan pitkän aikavälin pitoisuusarvioita ja kulkeutumisista ajatellen riittävän varovaisesti, kuitenkin yliarvioimatta niitä liikaa. Laskentatulosten tulisi siten kuvata keskimääräistä suurempaa/nopeampaa kulkeutumisista, mutta toisaalta kulkeutumisista, joka on kohteessa pitkän ajan kuluessa mahdollinen. Lähtökohta vastaa pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnin yleistä ohjeistusta (Ympäristöministeriö 2007).

ConSim-laskennan syöttötiedot (jakaumat) pyrittiin valitsemaan mahdollisimman hyvin kohdetietoja vastaaviksi. Useimpien muuttujien osalta jakauman muotona käytettiin kolmiojakaumaa (triangular distribution), koska syöttötietojen mahdolliset vaihteluvälit ja "todennäköiset" arvot arvioitiin olevan riittävällä tarkkuudella tiedossa, mutta niiden ei kuitenkaan voitu perustellusti arvioida noudattavan esimerkiksi usein käytettyä normaalijakaumaa. Kolmiojakauman todennäköisenä arvona käytettiin joko valitun mittausaineiston mediaania tai muuta keskimääräistä arvoa. Niiden parametriarvojen osalta, joiden todellinen vaihteluväli kohteessa arvioitiin pieneksi ja vaikutus tulokseen siten vähäiseksi, käytettiin yksittäisiä lukuarvoja. Yksittäiset lukuarvot annettiin myös niille parametreille, joiden osalta ei ollut saatavissa riittävästi kohdekohtaista tietoa, eikä jakaumaa siten voitu perustellusti arvioida.

7.5.1 Maaperä- ja muut kohdeparametrit

Maaperäparametrien arvojen osalta valintaperusteena käytettiin pääosin GTK:n asiantuntija-arvioita, jotka perustuvat mm. kohdetta vastaavilla GTK:n hiekkamailla olevilla maaperän seuranta-aseilla tehtyihin havaintoihin (Hänninen ym. 2010 ja liite 7). Laskennassa käytetyt parametriarvot maaperä- ja muiden kohdetietojen osalta on esitetty taulukossa 21.

Heiskasen (2003) mukaan hiekan kuiva-tuoretiheys (tilavuuspaino) on tyypillisesti 1,5 – 1,9 kg/l. Mineraalimaan ainestiheys eli maahiukkasten tilavuus ilman huokosia vaihtelee puolestaan kiennäismaassa suhteellisen vähän, ollen keskimäärin 2,67 kg/l (Heiskanen 2003). GTK:n hiekkamailla olevilla maaperän seuranta-aseilla keskimääräiseksi huokostilavuudeksi on arvioitu noin 35 %, mistä saadaan mineraaliaineksen osuudeksi 65 % ja edelleen tiheydeksi 1,73 kg/l. Laskennassa käytettiin sekä tiheyden tyypillistä vaihteluväliä (ConSim) että keskimääräistä arvoa.

Maaperän veden täyttämä huokostilavuus vaihtelee jatkuvasti sääolosuhteiden mukaan. Sade- tai sulamisvesien vaikutuksesta maaperän koko huokostilavuus voi olla hetkellisesti veden täyttämä, kun taas kuivina kausina vesi voi poistua huokostilavuudesta lähes kokonaan. Vesipitoisuuden vaihtelu on suurinta pintamaassa. Hännisen (2010) mukaan veden tilavuusosuuden keskimääräinen arvo koekohdetta vastaavassa hiekkamaassa on noin 5 % (0,05), mikä valittiin veden tilavuusosuudeksi pintamaassa (peruslaskenta ja ConSim-laskennan todennäköinen arvo).

Tasalaatuisen hiekan huokoisuus on arviolta 30 – 40 tilavuusprosenttia (Mälkki 1999), josta tehollinen huokoisuus on noin 25-30 %. Tätä vaihteluväliä käytettiin ConSim-laskennassa tehollisen huokoisuuden minimi- ja maksimi-arvoina. Vaihteluvälin keskiarvoa (0,275) käytettiin peruslaskennassa ja ConSim-laskennan todennäköisenä arvona. ConSim-laskennassa veden tilavuusosuuden maksimi-arvoksi pintamaassa valittiin tehollisen huokoisuuden yläraja 30 % (0,30) ja minimi-arvoksi 2% (0,02).

Maahan imeytyvän veden määrän arvioimisessa tarvittava vuosisadanta (695 mm) saatiin Ilmatieteen laitoksen seurantojen (1969 – 2009) keskiarvona Mansikkakuopan lähimmällä säähavaintoasemalla. Tästä maahan arvioitiin imeytyvän keskimäärin 50% (347,5 mm/a), jota GTK:n mukaan käytetään usein mallinnuksen oletusarvona harjualueilla (pyöristettynä arvoon 350 mm/a). Maahan imeytyvän veden määrän arvioitiin vaihtelevan kohteessa vuositasolla 30 % molempiin suuntiin, josta saatiin ConSim-laskennan vaihteluväli.

Maaperän vedenjohtavuuden arvona pohjavesikerroksessa käytettiin pohjavesiputkessa MV1 tehdyn slug-testin mittaustulosten keskiarvoa. Mittaustulosten vaihteluväliä käytettiin puolestaan ConSim-laskennan kolmiojakauman minimi- ja maksimi-arvoina.

Pohjavedenpinnan gradientiksi valittiin kirjallisuuteen perustuen pitkittäisharjulle tyypillinen gradientin arvo (0,001). Alueen pohjavesiputkista mitattua gradienttia ei otettu huomioon, koska

se oli niin pieni, että sen perusteella laskennallista laimenemista ei tapahtuisi käytännössä lainkaan. Tämä ei vastanne todellisuutta eikä sitä pidetty laskennan kannalta mielekkäänä.

Pilaantuneen kerroksen pituus pohjaveden virtauksen suunnassa arvioitiin näytepistekohtaisten tietojen perusteella. Arvio pilaantuneen kerroksen paksuudesta ja etäisyydestä pohjaveden pintaan perustuu kohteessa tehtyihin mittauksiin.

Sekoittumiskerroksen paksuudeksi pohjavesikerroksessa valittiin Suomessa pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnissa usein käytetyn SOILIRISK-laskentaohjelman oletusarvo, koska sekoittumiskerroksen paksuudesta ei ollut kohdekohtaista tietoa.

ConSim-laskennassa käytetty dispersiokertoimen arvo perustuu kirjallisuudessa usein esitettyyn oletukseen, jonka mukaan pituussuuntainen dispersio on noin 10 % tarkasteltavasta kulkeutumismatkasta (Pickens & Grisak 1981).

Taulukko 21. Laskennassa käytettyjen maaperä- ja muiden kohdeparametrien arvot.

Parametri	Lyhenne	Yksikkö	Peruslaskenta	ConSim
Maaperän tiheys	ρ_s	kg/l	1,73	1,5; 1,73; 1,9
Veden täyttämä huokostilavuus pintamaassa	θ_w	(-)	0,05	0,02; 0,05; 0,3
Tehollinen huokoisuus, vajovesikerros	n_v	(-)	0,275	0,25; 0,275; 0,3
Maaperän vedenjohtavuus, pohjavesikerros	K_{gw}	m/s	0,00023	0,00023
Pohjavedenpinnan gradientti	i	m/m	0,001	0,001
Maahan imeytyvän sadeveden määrä	I	m/a	0,350	245; 350; 455
Sekoittumiskerroksen paksuus, pohjavesi	d_{mix}	m	2	2
Pilaantuneen alueen pituus, pohjaveden virtausuunnassa	L_{gw}	m	50	50
Pilaantuneen kerroksen paksuus	d_{s_pohja}	m	0,5	0,5
Etäisyys maanpinnasta pohjaveden pintaan	s_{s_gw}	m	10	10
Dispersiokerroin, pituussuunta (ConSim)	a_x	m	0,95	0,95

7.5.2 Haitta-ainekohtaiset parametrit

Maaperän haitta-ainepitoisuuksien osalta laskennassa käytettiin huuhtoutumiskerrokselle (A) määritettyjen, kuningasvesiliukoisten pitoisuuksien 90. prosenttipistettä (90 %:n fraktiili) vajoveen pitkän ajan kuluessa mahdollisesti liukenevan enimmäispitoisuuden määrittämiseksi (taulukko 22). Maannosprofiilin syvempiä ja puhtaampia kerroksia ei otettu huomioon, jotta pitoisuusarvio olisi riittävän varovainen.

ConSim-laskennassa kolmiojakauman minimi- ja maksimiarvoina käytettiin vastaavasti huuhtoutumiskerroksen ääriarvoja (pyöristettyinä) ja todennäköisinä arvoina mediaanipitoisuuksia.

Taulukko 22. Maaperän kuningasvesiliukoisten pitoisuuksien 90. prosenttipiste (mg/kg) kerroksittain ja vaihteluväli pyöristettynä. Laskennassa käytetyt arvot lihavoitu. Näytämäärä 9 kpl/kerros.

Kerros	Sb mg/kg	As mg/kg	Pb mg/kg
A	31	9	6456
B	3	6	143
BC	0,2	6	10
ConSim (kolmiojakauma)	2; 8,4; 100	3;4,9;20	400;2360;16000

Pilaantuneen pintamaan K_d -arvojen (K_{d_pinta}) laskennassa käytettiin antimonin ja lyijyn osalta huuhtoutumiskerroksen ja rikastumiskerroksen näytteille (A ja B) määritettyjen K_d -arvojen 10. prosenttipistettä (10 %:n fraktiili) vajoveteen pitkän ajan kuluessa mahdollisesti liukenevan enimmäispitoisuuden määrittämiseksi (taulukko 23). Vaihtumisvyöhykkeen (BC) näytteitä laskennassa ei otettu huomioon, koska näissä haitta-aineiden maaperäpitoisuudet vastasivat jo osin luontaisia pitoisuuksia (ks. taulukko 22) eivätkä K_d -arvot siten välttämättä edusta hauleista peräisin olevia haitta-aineita. Samasta syystä arseenin osalta laskentaan valittiin vain huuhtoutumiskerroksen näytteille lasketut K_d -arvot.

ConSim-laskennassa kolmiojakauman K_d -arvon minimi- ja maksimiarvoina käytettiin vastaavasti antimonille ja lyijylle huuhtoutumis- ja rikastumiskerrosten ääriarvoja ja arseenille huuhtoutumiskerroksen arvoja (pyöristettyinä). Todennäköisinä arvoina käytettiin samojen kerrosten mediaaneja.

Taulukko 23. Pintamaan K_d -arvojen 10. prosenttipiste (l/kg) kerroksittain. Laskennassa käytetyt arvot lihavoitu. Näytämäärä 9 kpl/kerros ($A + B = 18$ kpl).

Kerros	Sb l/kg	As l/kg	Pb l/kg
A	80	77	918
B	63	1305	519
A + B	73	85	685
BC	295	3762	1596
ConSim (kolmiokauma)	60;179;330	50;260;630	450;1412;13000

Vertailun vuoksi laskentaa tehtiin myös kohteen näytteillä tehtyjen liukoisuustestien kautta määritetyillä K_d -arvoilla sekä kirjallisuuteen perustuvalla K_d -arvolla (taulukko 24). Ravistelutesteihin perustuvat K_d -arvot laskettiin antimonille ja lyijylle neljän näytteen keskiarvoina (2 näytettä huuhtoutumiskerroksesta ja 2 näytettä rikastumiskerroksesta) ja arseenille kahden huuhtoutumis-

kerroksen näytteen keskiarvona. Kolonnitestiin perustuva arvo on laskettu yhden rikastumiskerroksen näytteen avulla. Näissä K_d -arvon määrittämiseksi tarvittava liukoinen pitoisuus laskettiin jakamalla testissä liennut haitta-ainemäärä L/S-suhteella (10). Kirjallisuusarvoina käytettiin mm. maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisessä sovellettuja arvoja (Reinikainen 2007).

Taulukko 24. Pintamaan K_d -arvot (l/kg) kerroksittain ravistelutestien ja kolonnitestin tuloksista laskettuna sekä kirjallisuusarvot. Laskennassa käytetyt arvot lihavoitu.

	Sb l/kg	As l/kg	Pb l/kg
A (ravistelu)	12	15	3393
B (ravistelu)	48	1298	3001
A + B (ravistelu)	30	85	3475
B (kolonni)	-	-	86333
Kirjallisuus	85	100	1000

Kulkeutumislaskentaa varten määritettiin lisäksi K_d -arvot puhtaalle pohjamaalle. Arvojen määrittämisessä käytettiin maa-ainekseen sitoutuneen pitoisuusosuuden osalta ammoniumasetaatti-EDTA-uuttoon perustuvia, ns. "biosaatavia" tai "geokemiallisesti aktiivisia" maaperän pitoisuuksia (taulukko 25). K_d -arvot määritettiin antimonille ja arseenille huuhtoutumiskerroksen näytetiedoilla, koska syvemmissä kerroksissa pitoisuudet olivat alle määritysrajan. Lyijyn osalta pohjamaan K_d -arvot määritettiin rikastumiskerroksen ja vaihettumisvyöhykkeen näytetiedoilla, koska näiden arvioitiin kuvaavan huuhtoutumiskerrosta paremmin lyijyn sitoutumista maa-ainekseen syvemmissä maakerroksissa. K_d -arvoiksi valittiin varovaisuusperiaatetta noudattaen edellä kuvatun mukaisesti laskennallisten K_d -arvojen 10 %:n fraktiilit.

ConSim-laskennassa kolmiojakauman maksimiarvoina käytettiin antimonille ja arseenille huuhtoutumiskerroksen suurimpia arvoja ja lyijylle rikastumis- ja vaihettumiskerroksen suurinta arvoa (pyöristettyinä). Todennäköisinä arvoina käytettiin samojen kerrosten mediaaneja. Koska käytössä ei ollut lainkaan mittaustuloksia syvempien maakerrosten osalta, vaihteluvälin minimiarvoiksi antimonille ja lyijylle valittiin mm. kaatopaikkakelpoisuuskriteerien määrittämisessä (ns. TAC-mallinnus) maaperälle ja pohjavesikerrokselle käytetyt K_d -arvot (Hjelmar ym. 2005). Arseenin osalta TAC-mallinnuksen K_d -arvo oli kohteessa määritettyjä arvoja suurempi, joten minimiarvoksi valittiin huuhtoutumiskerroksen pieni arvo.

Taulukko 25. Pohjamaan K_d -arvojen 10. prosenttipiste (l/kg) kerroksittain. Laskennassa käytetyt arvot lihavoitu. Näytemäärä 9 kpl/kerros (A ja B) ja 5 kp/lkerros (BC).

Kerros	Sb l/kg	As l/kg	Pb l/kg
A	34	19	628
B	-	-	436
BC			642
B + BC			449
ConSim (kolmiojakauma)	5;34;100	15;19;230	50;449;3700

7.6 Kulkeutumislaskennan tulokset

7.6.1 Vajoveden pitoisuus

Vajoveden laskennalliset pitoisuudet "pilaantuneelle" pintamaalle eri tavoin määritettyjen K_d -arvojen (K_{d_pinta}) perusteella on esitetty taulukossa 26. Arvot on laskettu peruslaskennalla. Vajoveden laskennallinen pitoisuus määräytyy käytännössä vain maaperäpitoisuuden ja K_d -arvon perusteella siten, että vajoveden pitoisuus kasvaa K_d -arvon pienentyessä.

Suurimmat vajoveden pitoisuudet lyijylle, antimonille ja arseenille saatiin kirjallisuusarvoilla ja kohteessa tehtyjen K_d -määritysten perusteella. K_d -määrittäisiin ja kirjallisuusarvoihin perustuvat pitoisuudet olivat lähes täysin samaa tasoa ja myös ravistelutestien kautta lasketut pitoisuudet olivat näiden kanssa samaa suuruusluokkaa. Kolonnitestin perusteella määritetyllä K_d -arvolla vajoveden laskennallinen lyijypitoisuus oli noin kaksi kertaluokkaa pienempi kuin K_d -määrittäksen kautta laskettuna. Kohteessa imulysimetrillä otettujen maavesinäytteiden pitoisuuksiin verrattuna laskennalliset pitoisuudet olivat huomattavan suuria. Antimonin ja arseenin osalta pitoisuusero oli pienimmilläänkin lähes viisikymmenkertainen ja lyijyn osalta suurimmillaan jopa neljä kertaluokkaa suurempia.

Taulukko 26. Vajoveden pitoisuus (mg/l) pintamaan eri K_d -arvoilla.

K_{d_pinta} -arvon perusta	Sb mg/l	As mg/l	Pb mg/l
K_{d_pinta} - kohdemäärittäys	0,29	0,083	8,98
K_{d_pinta} - kirjallisuus	0,26	0,068	6,24
K_{d_pinta} - ravistelutesti	0,48	0,18	1,84
K_{d_pinta} - kolonnitesti	-	-	0,075

Vajoveden pitoisuudet pintamaassa ConSim-mallilla laskettuna on esitetty taulukossa 27. Koska vajoveden pitoisuuden laskentaperiaate ConSim-mallissa vastaa tehtyä peruslaskentaa ja määräytyy käytännössä maaperäpitoisuuden ja K_d -arvon perusteella, vajoveden pitoisuudet molemmissa laskelmissa ovat samaa suuruusluokkaa, ja esimerkiksi 50 %:n todennäköisyyttä vastaaviin pitoisuuksiin olisi päästy peruslaskennassa pintamaan pitoisuuksien ja K_d -arvojen mediaaneja käyttämällä.

Taulukko 27. Vajoveden laskennallinen pitoisuus (mg/l) ConSim-laskennassa eri todennäköisyyksillä (todennäköisyys, jolla pitoisuus on esitettyä arvoa pienempi).

Todennäköisyys	Sb mg/l	As mg/l	Pb mg/l
95 %	0,48	0,09	5,8
50 %	0,18	0,028	1,2
10%	0,048	0,011	0,35

7.6.2 Kulkeutumisaika pohjaveteen

Haitta-aineiden kulkeutumisajat pilaantuneen pintamaakerroksen alareunasta pohjaveden pintaan on esitetty taulukossa 28. Peruslaskennan laskennalliset kulkeutumisajat olivat todella suuria. Kulkeutuminen kestäisi arseenin osalta noin 900, antimonin osalta 1600 ja lyijyn osalta jopa 20 000 vuotta, vaikka laskennassa käytettiin heikkohappouuttoon perustuvia pohjamaan K_d -arvoja.

Taulukko 28. Kulkeutumisaika (a) pilaantuneen pintamaan alareunasta pohjaveden pintaan ja haitta-ainekohtaiset hidastumiskertoimet. Vajoveden laskennallinen imeytymisnopeus 1,3 m/a.

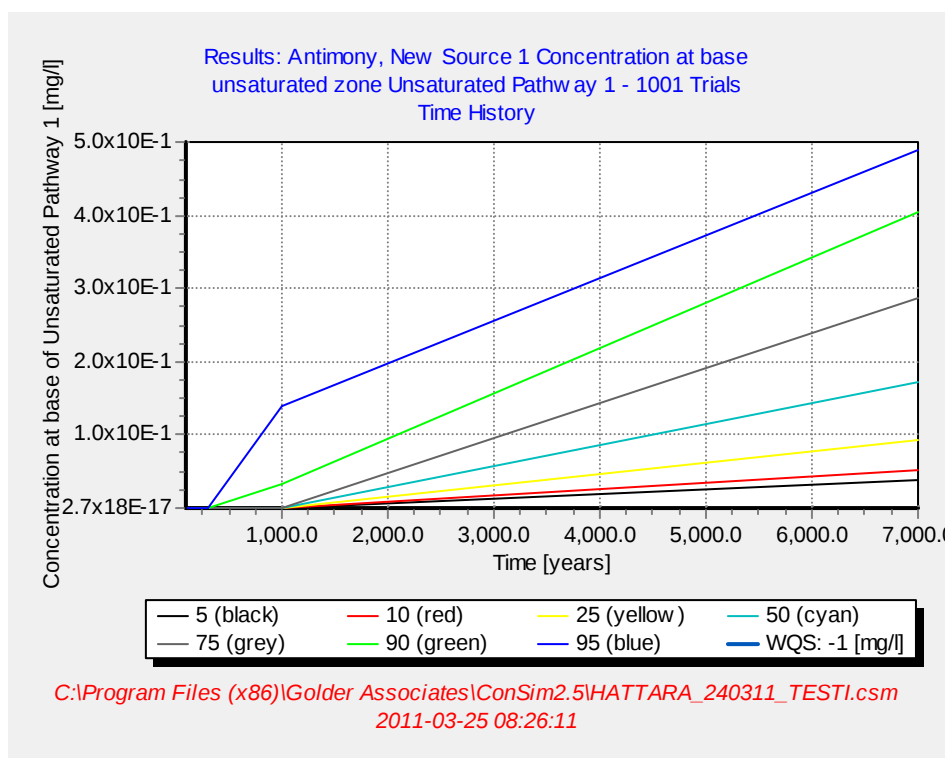
Parametri	Sb	As	Pb
t (a)	1617	914	21250
R _f (-)	215	121	2823

ConSim-mallin laskentaperiaate vastaa peruslaskentaa myös kulkeutumisajan määrittämisen osalta ja siten myös laskennalliset kulkeutumisajat ovat pitkiä. Kulkeutuminen kestäisi esimerkiksi 95 %:n todennäköisyydellä antimonin osalta yli 700, arseenin osalta yli 900 ja lyijyn osalta jopa 16 000 vuotta (taulukko 29).

Taulukko 29. Kulkeutumis aika (a) pilaantuneen pintamaan alareunasta pohjaveden pintaan ConSim-laskennassa eri todennäköisyyksillä (todennäköisyys, jolla pitoisuus on esitettyä arvoa pienempi)

Todennäköisyys	Sb a	As a	Pb a
90 %	3290	7280	120000
50%	1995	3470	56000
10%	925	1170	20100
5%	765	960	16000

Kulkeutumisaian lisäksi ConSim-mallilla laskettiin pitoisuutta vajovedessä ennen sen sekoittumista pohjaveteen. Kuvassa 40 on esitetty esimerkki tarkastelluista haitta-aineista nopeimmin kulkeutuvan antimonin pohjamaan vajovesipitoisuuden kehittymisestä ajan suhteen eri todennäköisyyksillä.



Kuva 40. Antimonipitoisuuden kehittyminen vajovedessä ennen sekoittumista pohjaveteen eri todennäköisyyksillä.

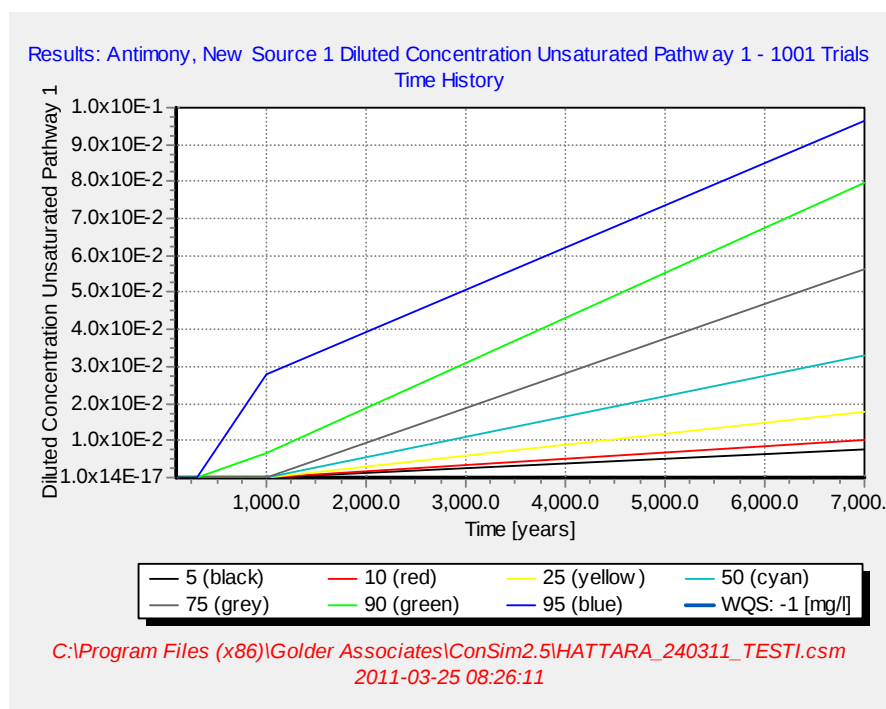
7.6.3 Pitoisuus pohjavedessä

Laskennallinen pitoisuus pohjavedessä vajoveden eri lähtöpitoisuuksilla on esitetty taulukossa 30. Koska peruslaskennan laskentatapa ei ota huomioon edellä esitettyjä kulkeutumisaikoja ja laskettu laimenemiskerroin oli hyvin pieni (0,49), pohjaveden laskennalliset pitoisuudet ovat vain noin puolet pienempiä kuin lasketut vajoveden pitoisuudet pintamaassa.

Taulukko 30. Pohjaveden pitoisuus (mg/l) vajoveden eri lähtöpitoisuuksilla (taulukko 26).

K _d _{pinta} -arvon perusta	Sb mg/l	As mg/l	Pb mg/l
K _d _{pinta} - kohdemääritys	0,14	0,04	4,3
K _d _{pinta} - kirjallisuus	0,13	0,033	3,0
K _d _{pinta} - ravistelutesti	0,23	0,087	0,89
K _d _{pinta} - kolonnitesti			0,036

ConSim-laskennassa pohjaveden haitta-ainepitoisuudet määritettiin myös ajan suhteen. Kuvassa 41 on esitetty esimerkki antimonipitoisuuden kehittymisestä pohjavedessä ajan funktiona eri todennäköisyyksitasoilla. Tulosten mukaan esimerkiksi antimonin talousvesinormi (5 µg/l) ei ylittyisi pohjavedessä 95 %:n todennäköisyydellä noin 500 vuoden aikana ja 75 %:n todennäköisyydellä pohjavedessä ei näkyisi lainkaan antimonia (eikä myöskään arseenia tai lyijyä) edes 1000 vuoden aikana.



Kuva 41. Antimonipitoisuuden kehittyminen pohjavedessä eri todennäköisyyksillä.

7.7 Kulkeutumislaskennan tulosten pohdinta

7.7.1 Vajoveden pitoisuus pintamaassa

Lasketut maa-/vajoveden pitoisuudet olivat huomattavan suuria kohteessa tehtyihin maaveden imulysimetrimittauksiin verrattuna ja siten todennäköisesti yliarvioivat haitta-aineiden liukoisuutta maaperässä. Antimonin ja arseenin osalta ero lasketun ja mitatun maaveden pitoisuuden välillä oli pienimmillään noin 40-kertainen, kun laskennassa käytettiin K_d :n osalta kirjallisuusarvoja ja K_d -määrittäjiä (antimonin ja arseenin kohdekohtaiset K_d -arvot vastasivat lähes täysin kirjallisuusarvoja). Ravistelutesteihin perustuvilla K_d -arvoilla lasketut antimoni- ja arseenipitoisuudet olivat jonkin verran K_d -määrittäjiin ja kirjallisuusarvoihin perustuvia pitoisuuksia suuremmat. Suurimmat pitoisuuserot imulysimetrimittausten ja laskennallisten maaveden pitoisuuksien välillä saatiin lyijyn osalta. Suurin maaveden lyijypitoisuus laskettiin kohdemäärittäjiin perustuvalla K_d -arvolla ja se oli jopa neljä kertaluokkaa maavedestä mitattuja pitoisuuksia suurempi. Kirjallisuusarvolla laskettu lyijypitoisuus oli noin kolmanneksen ja ravistelutestiin perustuva pitoisuus noin viisi kertaa K_d -määrittäjiin perustuvaa pitoisuutta pienempi.

Pitoisuuseroja laskennallisten ja mitattujen maaveden pitoisuuksien välillä voivat selittää monet tekijät. Yksi keskeinen selitys lienee siinä, että ravistelutestissä ja K_d -määrittämisessä maanäyte on häiriintynyt, ja sitä pidetään melko pitkään täysin vedellä kyllästyneenä. Veden ja maa-aineksen pitkäaikoinen kontaktiaika edistää liukoisuutta ja vesi voi päästä huuhtomaan myös maaperän hienoainekseen sitoutuneita ja pieniin huokosiin (pysyvään veteen) diffundoituneita haitta-aineita toisin kuin kenttäolosuhteissa, joissa sadevesi todennäköisesti imeytyy melko nopeasti ohuen ja hyvin vettä johtavan pintamaakerrosten läpi eikä haitta-aineiden desorptiota ja täydellistä liukeneamista siten ehdi tapahtua.

Pienimmät vajoveden lyijypitoisuudet laskettiin kolonnitestiin perustuvilla K_d -arvoilla, mitä voi pitää odotettuna tuloksena, koska kolonnitesti vastaa vajoveden virtauksen osalta enemmän todellista tilannetta kuin ravistelutesti tai K_d -määrittäminen. Kolonnitestin perusteella saatu vajoveden lyijypitoisuus oli tosin myös, pienimmilläänkin, lähes satakertainen mitattuun maaveden pitoisuuteen verrattuna. Tätä voi selittää se, että myös kolonnitestissä maanäyte on häiriintynyt ja testin aikana lähes koko ajan vedellä kyllästynyt ja testi voi siten yliarvioida todellista liukoisuutta. Käytössä oli kuitenkin ainoastaan yhden kolonnitestin ja kahden maavesinäytteenoton tulokset, minkä perusteella johtopäätöksiin sisältyy huomattavaa epävarmuutta.

Erityisesti lyijyn osalta todettuja pitoisuuseroja selittänee myös ylimmän pintamaakerroksen ja testiliuosten alhainen pH, joka lisää merkittävästi lyijyn liukoisuutta. Esimerkiksi huuhtoutumiskerroksen maanäytteiden pH:n mediaaniarvo oli vain 3,6, kun se maavesinäytteissä oli noin 6, millä on huomattava vaikutus lyijyn liukoisuuteen (mm. U.S.EPA 1999).

Lyijyn osalta suuret pitoisuuserot voivat selittyä osin myös sillä, että maaperän lyijypitoisuuksien vaihteluväli oli selvästi antimonin ja arseenin suurempi ja myös laskennassa käytetty lyijypitoisuus (huuhtoutumiskerroksen näytteiden 90. prosenttipiste) oli maaperän keskimääräisiin pitoisuuksiin verrattuna suuri. Koska lyijypitoisuudet vaihtelivat kohteessa melko pienipiirteisesti, ei imulysimetrimittauksien sijainti maaperän lyijypitoisuuden osalta välttämättä vastannut laskennassa tehtyä oletusta. Toisaalta pitoisuusero laskennallisen ja mitatun lyijypitoisuuden välillä oli noin tuhatkertainen myös ConSim-laskennan keskimääräiseen pitoisuuteen (50 %:n fraktiili) verrattuna.

ja lähes 300-kertainen vielä 5 %:n fraktiiliinkin verrattuna eli pitoisuuksien vaihtelu kohteen maaperässä ei liene keskeinen syy suuriin pitoisuuseroihin.

Vaikka laskettuja vajoveden pitoisuuksia voidaan maaveden pitoisuusmittausten perusteella pitää nykytilanteessa huomattavina yliarvioina todellisista pitoisuuksista, on syytä ottaa huomioon, että laskennan tarkoituksena oli arvioida pitkän ajan kuluessa mahdollisia vajoveden enimmäispitoisuuksia, joiden osalta nykyinen tilanne ja tehdyt imusylimetrimittaukset eivät välttämättä anna täysin luotettavaa kuvaa. Esimerkiksi maaperän pitoisuudet voivat jatkossa edelleen nousta, koska huuhtoutumiskerroksen yläpuolisessa humuskerroksessa esiintyy edelleen suuri määrä rapautumiselle alttiita hauleja ja humuksessa on myös mitattu huuhtoutumiskerrosta suurempia pitoisuuksia, joita laskennassa ei käytetty. Lisäksi on otettava huomioon, että kohteessa tehtyjen imulysymetrimittausten määrä oli pieni (vain kaksi mittausta) ja menetelmään voi liittyä muitakin epävarmuuksia (ks. luku 5.3.4). Siksi ei ole perusteltua arvioida, että lysimetrimittausten tulokset olisivat täysin edustavia edes nykyisessä tilanteessa.

7.7.2 Kulkeutumisaika pohjaveteen

Kaikkien laskentojen mukaan haitta-aineiden kulkeutumisajat pintamaasta pohjaveteen ovat todella pitkiä, keskimäärin jopa tuhansia vuosia. Todellisuudessa kulkeutuminen voi kuitenkin olla nopeampaa. Tähän vaikuttaa mm. se, että molemmissa laskennoissa haitta-aineita kuljettavan vajoveden imeytymisnopeuden määrittäminen perustui koko vuoden aikana tapahtuvaan keskimääräiseen imeytymiseen (1,3 m/a). Käytännössä imeytymisnopeus vaihtelee merkittävästi eri tilanteissa ja voi olla hetkellisesti jopa useita kertaluokkia keskimääräistä arviota nopeampaa.

Esimerkiksi kohteessa Guelph-permeametrillä määritettyjen pintamaanäytteiden vedenjohtavuuden mediaaniarvo oli $4,5 \times 10^{-5}$ m/s eli lähes 4 metriä vuorokaudessa. Teoriassa vesi voisi siis virrata kyseissä kerroksessa näin nopeasti, jos maa olisi koko ajan niin kostea, että sen kenttäkapasiteetti ylittyisi. Tällöin vajoveden laskennallinen kulkeutumisaika pilaantuneen pintamaakerroksen alareunasta pohjaveden pintaan olisi hetkellisesti vain 2,5 vuorokautta, kun se laskennassa oli keskimääräisesti yli seitsemän vuotta.

Nopea vajoveden virtaus vaikuttaa suoraan myös haitta-aineiden kulkeutumiseen. Esimerkiksi edellä esitetyn vedenjohtavuuteen perustuvan imeytymisnopeuden teoreettisen enimmäisarvon avulla lasketut haitta-aineiden "hidastuneet" kulkeutumisajat kohteessa olisivat jopa kolme kertaluokkaa nyt laskettuja kulkeutumisaikoja lyhyempiä (Sb 1,5 a; As 0,8 a ja Pb 19 a).

Toisaalta on todennäköistä, että maaperässä hyvin nopeasti virtaava vesi ei myöskään ehdi reagoida merkittävästi maaperään sitoutuneiden haitta-aineiden kanssa, jolloin laskentakaavojen olettamaa tasapainotilan liukenemista vajoveteen lähtötilanteessa ei ehdi tapahtua. Tämä voi osaltaan selittää sen, miksi koekohteessa mitatut maavesinäytteiden haitta-ainepitoisuudet olivat jopa useita kertaluokkia laskettuja ja liukoisuuskokeissa mitattuja pitoisuuksia pienempiä.

Koska eri laskentatavoilla määritetyt teoreettiset kulkeutumisajat eivät ehkä anna realistista kuvaa haitta-aineiden todellisesta kulkeutumisesta, sitä voidaan joissakin tapauksissa arvioida myös maaperän syvyysprofiilinäytteiden pitoisuustietojen perusteella. Trap-rata, jossa pitoisuustutkimukset on tehty, on ollut käytössä vuodesta 1967 alkaen. Maaperän haitta-ainepitoisuuksien kasvun voidaan siten arvioida alkaneen noin 40 vuotta sitten ja tavanomaista suurempia lyijypitoisuuksia mitattiin enimmillään noin 40 cm:n syvyydeltä. Tämän perusteella lyijyn maksimaaliseksi kulkeutumisnopeudeksi pintamaassa voitaisiin arvioida noin 1 cm vuodessa. Tämä arvio on selvästi suurempi kuin edellä esitetty vedenjohtavuuteen perustuva nopein kulkeutumisaika (19 vuotta), mutta toisaalta pienempi kuin keskimääräiseen vajoveden imeytymisnopeuteen perustu-

vat arviot Jos kulkeutumisnopeus olisi samaa suuruusluokkaa myös syvemmissä maakerroksissa, kestäisi lyijyn kulkeutuminen pohjaveteen lyhimmillään noin 1000 vuotta.

Mansikkakuopan tutkimusalueen maaperään on muodostunut luonnolliset maannoshorizontit, ja maaperässä lyijy on rikastuneena orgaanisiin pintakerrokseen ja B-kerroksen rautasaostumiin. Pienimmät lyijypitoisuudet tavataan yleisesti maannoksen pohjamaakerroksessa (Heikkinen 2000). Koska B- ja BC-kerrosten paksuus voi vaihdella pienelläkin alueella esimerkiksi topografian mukaan, Mansikkakuopan tapaisella luonnonmaalla maaperän syvyysprofiilin kerrospak-suuden vaihteluihin on kiinnitettävä huomiota, jos syvyysprofiilin lyijypitoisuuksia käytetään kulkeutumisajan arviointiin. Mansikkakuopan trap-radalla syvin näyte, josta mitattiin kohonneita lyijypitoisuuksia (kuningasvesiliukoinen pitoisuus 18 mg/kg, helppoliukoinen pitoisuus 13,9 mg/kg) oli profiilin 443 BC-kerros (25 – 45 cm). Sen alapuolisen C-kerroksen kationinvaihtokapasiteetti oli hieman suurempi kuin BC-kerroksessa, mutta lyijypitoisuus oli alle 5 mg/kg ja helppoliukoinen lyijypitoisuus alle analyysimenetelmän määrittämissä. Jos lyijyä olisi kulkeutunut merkittäviä määriä tälle syvyydelle pohjamaahan, lyijypitoisuus olisi todennäköisesti kohonnut myös pohjamaan yläosassa. Siten pohjamaasta mitattujen lyijypitoisuuksien voidaan arvioida edustavan mineraalimaan luontaista taustaa, vaikka taustapitoisuuksia ei tässä työssä ole erikseen määritetty. Mansikkakuopan pohjamaanäytteiden kuningasvesiliukoinen lyijypitoisuus oli alle 5 mg/kg, valtakunnallisen taustapitoisuusrekisterin mukaan alueen hiekkamaiden lyijyn taustapitoisuuden mediaani on 4,2 mg/kg ja suurin suositeltu taustapitoisuus 11 mg/kg (<http://www.gtk.fi/tapir>).

Koska antimonin ja arseenin pitoisuusvaihtelut maaperässä eri syvyyksillä olivat pienemmät kuin lyijyllä eikä taustasta kohonneita pitoisuuksia voitu erottaa huuhtoutumiskerrosta syvemmissä maannosprofiileissa, syvyysprofiilinäytteiden perusteella ei voi käytännössä arvioida antimonin ja arseenin kulkeutumisaikoja kohteessa.

Käytännössä pitoisuusmittausten ja toiminta-ajan perusteella ei voi kuitenkaan tehdä suoraa johtopäätöstä haitta-aineiden kulkeutumisesta pitkällä aikavälillä ja syvemmissä maakerroksissa. Tähän vaikuttaa mm. se, että pintamaassa haitta-aineiden pidäytyminen maa-ainekseen on pohjamaata tehokkaampaa esimerkiksi suuremman kationinvaihtokapasiteetin sekä orgaanisen ja hienoaineksen määrän perusteella. Laskennassa tämä pyrittiin toisaalta ottamaan huomioon määrittämällä pohjamaalle omat K_d -arvot haitta-aineiden "helppoliukoisten" pitoisuuksien perusteella. Vastaavaa menettelyä suositellaan esimerkiksi ruotsalaisissa ohjeistuksissa silloin, kun käytössä ei ole varsinaisiin sorptiotesteihin perustuvia tuloksia (Gustafsson ym. 2007). Tosin nämäkin K_d -arvot perustuivat ainoastaan pintamaan maannosprofiileihin (< 50 cm) eivätkä ne siten välttämättä kuvaa haitta-aineiden pidättymistä koko vajovesikerroksessa.

Toisaalta on otettava huomioon, että vaikka pintamaan orgaaninen aines sitoo ampumaradan haitta-aineita, se myös laskee selvästi maan pH-arvoa ja voi siten osaltaan edistää erityisesti lyijyn liukenemista ja kulkeutumista pintamaassa pohjamaahan verrattuna. Lyijy voi tällöin esiintyä liukoisenä sekä ionimuodossa että orgaanisissa komplekseissa. Pintamaan huomattava happamuus kohteessa (taulukko 8) selittää mm. sen, että erot huuhtoutumiskerroksen maanäytteiden kuningasvesiliukoisten ja heikkohappouuttoon perustuvien lyijypitoisuuksien välillä olivat verrattain pieniä eli suurin osa lyijystä (84 %) oli helppoliukoisessa muodossa. Vaihtumisvyöhykkeessä liukoisen lyijyn osuus oli laskenut jo reiluun 30 %:iin. Tästä syystä myös pinta- ja pohjamaan laskennallisten K_d -arvojen erot eri kerrosten välillä olivat melko pieniä. Vaihtumisvyöhykkeen näytteiden osalta tähän saattoi vaikuttaa myös se, että tietyissä näytepisteissä lyijypitoisuudet olivat jo lähellä luontaista taustaa, jolloin näytteelle määritetty K_d -arvo ei enää täysin edustanut hauleista peräisin olevan lyijyn sitoutumista maa-ainekseen.

Koska maaperän pH kohteessa joka tapauksessa nousee syvyysuunnassa jo muutaman kymmenen senttimetrin matkalla, erityisesti lyijyn liukoisuus kohteen syvemmissä maakerroksissa on todennäköisesti selvästi heikompaa kuin laskennassa pintamaanäytteiden perusteella on arvioitu. Lyijyn liukoisuutta pidetään yleisesti vähäisenä, kun maaperän pH on yli 6. Silloin sen liukoisuutta säätelee tyypillisesti saostuminen, mutta myös adsorptio esimerkiksi savimineraaleihin voi lisääntyä (McLean & Bledsoe 1992). Neutraalissa ja hapettavissa olosuhteissa, jotka vallitsevat mm. kohteen pohjavesikerroksessa (taulukko 5), liukoinen lyijy tyypillisesti saostuu mm. hydroksideina, fosfaatteina ja karbonaateina (Heikkinen 2000). U.S.EPA:n (1999) mukaan tietyissä tutkimuksissa on osoitettu, että lyijy todennäköisesti saostuu maaperässä, kun sen liukoinen pitoisuus ylittää tason 4 mg/l pH:ssa 4 ja tason 0,2 mg/l pH:ssa 8. Jos maaperässä on lisäksi esimerkiksi fosfaattia ja kloridia, lyijyn liukoisuus pienenee edelleen jopa tasoon 0,3 mg/l pH:ssa 4 ja tasoon 0,001 mg/l pH:ssa 8. Toisaalta kompleksoituminen liukoisiin orgaanisiin yhdisteisiin voi lisätä lyijyn liukoisuutta ja kulkeutumista, mutta kohteen syvemmissä maakerroksissa myös liukoisen orgaanisen aineksen määrä on todennäköisesti pieni.

7.7.3 Pohjaveden pitoisuudet

Laskentojen mukaan haitta-aineiden kulkeuduttua pohjaveteen asti pohjaveden pitoisuudet trapradan alapuolisessa pohjavedessä nousisivat lähes yhtä suuriksi kuin maaperän pintakerroksen maavedessä. Tämä johtuu erityisesti siitä, että laskennallinen laimeneminen sekoittumiskerroksessa oli pohjaveden alhaisen gradientin ja virtaaman vuoksi hyvin vähäistä. Jos laskentaan olisi valittu kohteen pohjavesiputkista mitattu todellinen gradientin arvo tai sekoittumiskerroksen paksuus olisi valittu ohuemmaksi, laskennallista laimenemista ei olisi käytännössä tapahtunut lainkaan.

Pohjaveden laskennallisesti suuriin pitoisuuksiin vaikuttaa myös se, että laskennoissa haitta-aineiden lähde oletettiin "pysyväksi", jolloin haitta-aineiden laskennallista liukenemista maaperästä vajoveteen tapahtuu tasaisesti koko ajan eikä pitoisuus vähene ajan myötä.

Vaikka lasketut pohjaveden pitoisuudet ovat suuria ja ylittävät selvästi esimerkiksi talousveden laatuvaatimukset, kulkeutumisaikatarkastelujen mukaan pohjaveden pitoisuuksien nousu alkaisi kuitenkin näkyä vasta hyvin pitkän ajan kuluttua. Tämän lisäksi pohjaveden nykyisessä, neutraalissa pH:ssa, pohjaveden liukoiset lyijypitoisuudet eivät voisi nousta edes teoriassa laskennalliselle, hapanta huuhtoutumiskerrosta vastaavalle tasolle (esim. U.S.EPA 1999). Tämä ja muut kohdetutkimukset huomioon ottaen pohjaveden pilaantumisriskiä kohteessa voidaan pitää merkityksettömän pienenä, vaikka laskentoihin erityisesti kulkeutumisaikojen osalta todettiin liittyvän huomattavaa epävarmuutta (luku 7.7.2). Toisaalta on syytä ottaa huomioon, että haitta-aineiden hidasta kulkeutumista kohteessa joka tapauksessa tapahtuu.

8 MENETELMIEN KÄYTTÖKELPOISUUDEN POHDINTA

8.1 Maastotutkimukset

Ampumaradan ympäristön pohjavesiputkissa tehdyt Slug-testit tuottivat kulkeutumisriskin mallinnukseen käyttökelpoista tietoa vedenjohtavuudesta, samoin permeametrilla tehdyt vedenläpäisevyysmittaukset. Myös rakeisuuskäyrien perusteella pystyttiin varsin hyvin arvioimaan maaperän vedenläpäisevyyttä.

Imulysimetrillä otettujen vajovesinäytteiden ja pohjaveden seurantaputkista otettujen pohjavesinäytteiden analyysit kertoivat vajoveden ja pohjaveden todellisista pitoisuuksista mittaushetkellä. Pohjaveden seuranta-äyteenotto varmisti havaittujen pitoisuustasojen pysyvän samoina vuodesta toiseen ja vuodenaikaisvaihtelun olevan pientä. Vajovedestä ja pohjavedestä mitatut pitoisuudet olivat tärkeitä mallin verifioimisen kannalta.

Haitta-aineiden kulkeutumisriskin ymmärtämisen kannalta oli tärkeää, että maaperänäytteet otettiin kerroksittain. Maannoskerrosten haitta-ainepitoisuudet ja haitta-aineiden liukoisuudet poikkesivat selvästi toisistaan. Mallien kannalta erityisen tärkeitä tietoja olivat haitta-aineiden kunin-gasvesiliukoiset pitoisuudet ja kohdekohtaiset K_d -arvot. Riittävän suuri määrä K_d -määrittämiä tuotti tiedon K_d -arvojen hajonnasta. Ammoniumasetaatti-EDTA-uuttoon perustuvia haitta-aineiden pitoisuusmäärittämiä pystyttiin hyödyntämään vajoveden kulkeutumisvyöhykkeen K_d -arvojen arvioinnissa. Lisäksi liukoisuustestit antoivat vaihtoehtoisen tavan arvioida K_d -arvoja. Todelliset haitta-aineiden kokonaispitoisuusmäärittäykset (XRF) ja ammoniummoksalaattiuuttoon perustuvat rautasaostumiin sitoutuneiden haitta-aineiden pitoisuusmäärittäykset auttoivat ymmärtämään haitta-aineiden sitoutumistapaa, mutta analyysituloksia ei sellaisenaan hyödynnetty laskentamallissa.

8.2 Vajoveden pitoisuuksien laskenta

Tässä työssä käytetty vajoveden haitta-ainepitoisuuden laskentaperiaate (kaava 5) vastaa useimmissa yksinkertaisissa pilaantuneiden alueiden riskinarviointimalleissa käytettyä lähestymistapaa, jossa vajoveden pitoisuus lasketaan maaperän haitta-ainepitoisuuden ja "pilaantuneelle" maakerrokselle määritetyn K_d -arvon avulla. Kaavassa maaperäpitoisuuden ja veden täyttämän huokostilavuuden kasvattaminen nostaa, ja K_d -arvon sekä tiheyden kasvattaminen pienentää vajoveden laskennallista pitoisuutta. Silloin, kun haitta-aineen K_d -arvo on suuri, maaperän tiheydellä ja vesitilavuudella ei tosin ole tulokseen kovin suurta merkitystä. Työn tulokset tukevat yleistä näkemystä, että laskentatapa tuottaa yleensä riittävän konservatiivisen (varovaisen) arvion maaveteen muodostuvista enimmäispitoisuuksista "pilaantuneessa" kerroksessa, mikäli laskennassa käytetyt maaperän pitoisuudet ja K_d -arvot on määritetty tai valittu riittävän konservatiivisesti pitkän aikavälin liukoisuutta ajatellen.

Laskentatavan konservatiivisuuteen vaikuttaa myös se, että siinä haitta-aineiden lähde oletetaan "pysyväksi", jolloin haitta-aineiden laskennallista liukenemista maaperästä vajoveteen tapahtuu tasaisesti koko ajan eikä pitoisuus vähene ajan myötä. Kulkeutumislaskennoissa tämä oletus tehdään yleensä silloin, kun maaperässä on riittävän suuri määrä haitta-aineita ja haitta-aineiden liukoisuus rajoittaa maaveteen muodostuvaa pitoisuutta. Mikäli päästölähde poistetaan, haitta-aineiden määrä maaperässä muuten on pieni tai haitta-aineiden liukoisuus on niin suurta, että vajoveden pitoisuuksien voidaan olettaa vähenevän valitun tarkastelujakson aikana, päästölähde voidaan olettaa "väheneväksi", jolloin vajoveden laskennallinen pitoisuus ajan kuluessa pienee.

8.3 K_d -määritykset

Tämän työn perusteella pilaantuneen maakerroksen K_d -arvon määrittämiseen voi käyttää joko varsinaista K_d -määritystä (esim. työssä käytetty menetelmä, ks. luku 3.4.2) tai standardisoituja liukoisuustestejä, jotka todennäköisemmin yli- kuin aliarvioivat liukoisuutta ja todellisia vajove-teen eli maaperässä kulkeutuvaan veteen muodostuvia pitoisuuksia kenttäolosuhteissa. Tähän voivat vaikuttaa monet tekijät. Esimerkiksi K_d -määrittämisessä ja ravistelutestissä käytetään häiriintynyttä maanäytettä, jota pidetään melko pitkään täysin vedellä kyllästyneenä. Siten veden ja maa-aineksen pitkäaikoinen kontaktiaika edistää liukoisuutta ja vesi voi päästä huuhtomaan myös maaperän hienoainekseen sitoutuneita ja pieniin huokosiin (pysyvään veteen) diffundoituneita haitta-aineita toisin kuin kenttäolosuhteissa, joissa sadevesi voi imeytyä hyvinkin nopeasti pilaantuneen kerroksen läpi eikä haitta-aineiden desorptiota ja täydellistä liukenemista siten välttämättä ehdi tapahtua.

Myös kolonnitestissä maanäyte on häiriintynyt ja lähes koko testin ajan vedellä kyllästynyt, mutta testi vastaa vajoveden virtauksen osalta enemmän kenttäolosuhteita, ja antaa siten realistisemman kuvan liukoisuudesta. Kolonnitestin tuloksia voidaan käyttää myös arvioitaessa haitta-aineiden liukoisuuskäyttäytymistä ajan suhteen hyödyntäen testissä eri aikoina otettujen väli-erä-erien tuloksia. Tämä on tärkeää erityisesti lyhyen ja keskipitkän aikavälin tarkasteluissa silloin, kun haitta-aineen liukoisuuden pitoisuuden voi olettaa vähenevän tarkastelujakson aikana. Pitkän aikavälin kulkeutumista ajatellen myös kolonnitestin tulisi kestää riittävän kauan siten, että testin L/S-suhte vastaa tarkastelujakson aikana maahan imeytyvää vesimäärää. Esimerkiksi tässä työssä kolonnitestissä käytetty L/S-suhte 10 vastasi kohteen pilaantuneen maakerroksen paksuudella (0,5 m) ja imeytyvällä vesimäärällä (0,347 m/a) vain 25 vuoden tarkasteluaikaa, jota ei pidetty riittävänä pitkän aikavälin tarkastelua ajatellen (vajoveden pitoisuuksien pienentyminen pinta- maassa tässä ajassa ei olisi todennäköistä, jollei esimerkiksi humus- ja huuhtoutumiskerroksia poistettaisi), vaan pilaantuma oletettiin laskennassa "pysyväksi". Tästä syystä kolonnitestin tuloksia hyödynnettiin vajoveden pitoisuuden määrittämisessä ainoastaan samalla tavalla kuin ravistelutestien tuloksia.

Edellä mainituilla menetelmillä ja niihin perustuvilla K_d -arvoilla määritetään käytännössä vain haitta-aineiden liukenemista (desorptio) maa-aineksestä. Siten ne tuottavat arvion maaveteen mahdollisesti liukenevista haitta-aineiden pitoisuuksista "pilaantuneessa" maakerroksessa eikä samojen K_d -arvojen perusteella voi suoraan arvioida aineiden pidättymistä maa-ainekseen syvemmissä maakerroksissa tai esimerkiksi pohjavesikerroksessa. Tämä koskee myös työssä käytettyjä kirjallisuusarvoja.

K_d -arvojen määrittämisen ja laskennan lähtötietojen valinnan yhteydessä tulisi lisäksi ottaa huomioon se, että niissä näytteissä, joissa maaperän kokonaispitoisuudet ovat hyvin suuria, osa metalleista voi olla maassa saostuneena. Tällöin näytteelle määritetty K_d -arvo voi yliarvioida haitta-aineen sitoutumista maa-ainekseen eikä sitä tulisi käyttää laskennan lähtötietona (Gusfason ym. 2006). Ampumaratojen osalta on myös syytä varmistaa, ettei näytteissä ole haulien palasia.

Varsinaista kulkeutumlaskentaa varten (vajoveden kulkeutuminen maaperässä) K_d -arvot tulisi määrittää joko sorptiotesteillä tai tässä työssä sovellettua haitta-aineen helppoliukoiseen (ns. bio-saataava tai geokemiallisesti aktiivinen pitoisuus) pitoisuuteen perustuvaa menettelyä käyttäen. Näidenkin osalta on kuitenkin arvioitava, soveltuvatko ne pohjavesikerroksessa tapahtuvan kulkeutumisen laskentaan, jos käytetyt maanäytteet on otettu vedellä kyllästymättömästä kerroksesta.

8.4 Kulkeutumisen laskenta

Tässä työssä, kuten monissa muissakin yleisesti käytössä olevissa riskinarviointimalleissa, haitta-aineita kuljettavan vajoveden imeytymisnopeuden määrittäminen perustuu koko vuoden aikana tapahtuvaan keskimääräiseen imeytymiseen. Vajoveden imeytymisnopeus vaikuttaa suoraan myös haitta-aineiden laskennalliseen kulkeutumiseen siten, että imeytymisnopeuden kasvattaminen pienentää hidastumiskerrointa ja nopeuttaa haitta-aineen teoreettista kulkeutumista. Käytännössä imeytymisnopeus vaihtelee merkittävästi eri tilanteissa ja voi olla hetkellisesti jopa useita kertaluokkia keskimääräistä arviota nopeampaa. Käytetty laskentatapa ei myöskään ota huomioon erilaisten makrohuokosten kuten kasvien juurikanavien, rakojen tai halkeamien aiheuttamaa vajoveden oikovirtausta, jolloin virtausnopeus voi olla hyvin nopeaa. GTK:n seuranta-asetelmalla oikovirtauksen on todettu olevan usein merkittävää jopa karkearakeisilla hiekkamailla (Hänninen 2010).

Tämän lisäksi nopeassa veden imeytymisessä, esimerkiksi oikovirtauksissa, haitta-aineiden pidähtyminen maa-ainekseen ei välttämättä vastaa lainkaan laskentakaavojen olettaa lineaarista adsorptioisotermiä eikä pidähtyminen siten ehkä ole yhtä tehokasta kuin lasketun hidastumiskertoimen perusteella voisi olettaa. Pidähtymistä ei myöskään välttämättä tapahdu koko maa-ainestilavuudessa, kuten hidastumiskertoimen laskentakaava olettaa (Gustafsson ym. 2007). Siten teoreettiset kulkeutumislaskelmat voivat aliarvioida todellista haitta-aineiden kulkeutumisnopeutta. Toisaalta on todennäköistä, että maaperässä hyvin nopeasti virtaava vesi ei myöskään ehdi reagoida merkittävästi maaperään sitoutuneiden haitta-aineiden kanssa, jolloin laskentakaavojen olettaa tasapainotilan liukenemista vajoveteen lähtötilanteessa ei ehdi tapahtua. Tätä oletusta tukevat myös tämän työn aikana tehdyt havainnot.

Käytetyissä laskentakaavoissa (kaavat 6 ja 7) keskeinen laskentaparametri maahan imeytyvän veden määrän lisäksi on huokoisuus. Kirjallisuudessa samojen perusyhtälöiden eri versioissa tarvittava "huokoisuusparametri" voi olla kokonaishuokoisuus, tehollinen huokoisuus, veden täyttämä tilavuusosuus, vesipitoisuus, kenttäkapasiteetti jne. Sillä, mitä huokoisuusparametria laskennassa käytetään, ei ole kuitenkaan suurta merkitystä haitta-aineen laskennalliseen kulkeutumisnopeuteen, jos samaa arvoa käytetään sekä vajoveden imeytymisnopeuden että hidastumiskertoimen määrittämisessä. Tämä johtuu siitä, että laskentayhtälöissä vaikutukset ovat päinvastaisia eli esimerkiksi huokoisuusarvon pienentäminen nostaa laskennallista vajoveden imeytymisnopeutta, mutta myös suurentaa hidastumiskerrointa.

8.5 Pohjavesipitoisuuden laskenta

Tässä työssä pohjavesipitoisuuksien laskenta perustui laimenemiskertoimeen, jota käytetään yleisesti myös pilaantuneiden alueiden riskinarviointimalleissa. Laimenemiskertoimen määrittämisen kannalta olennaisia tietoja ovat pohjavedeksi imeytyvän sadeveden määrä, pohjavesivirtaama ja sekoittumiskerroksen paksuus. Laskennallinen laimeneminen on sitä suurempaa, mitä suurempaan pohjavesimäärään pitoisuuden oletetaan sekoittuvan eli mitä nopeampaa on pohjaveden virtaus ja mitä paksumpi on sekoittumiskerroksen paksuus. Koska yhtälö perustuu suoraan helposti ymmärrettävään ja määriteltävään massataseeseen, sitä voi pitää perusteltuna lähtökohtana yksinkertaisia laskelmia ajatellen. Yhtälössä tarvittavaa sekoittumiskerroksen paksuutta ei voi kuitenkaan mitata, jos haitta-aineet eivät ole vielä kulkeutuneet pohjaveteen. Silloin sekoittumiskerroksen paksuus tulee määrittää itse. Sekoittumiskerroksen paksuutta pienentämällä voidaan varmistaa, että lähestymistapa on myös riittävän konservatiivinen.

Toisaalta laskentatapaa voi pitää ylipäättään varsin konservatiivisena, koska se olettaa pilaantuneessa maakerroksessa maaveteen liukenevan pitoisuuden kulkeutuvan sellaisenaan pohjaveteen

asti eikä ota lainkaan huomioon pitoisuuden mahdollista pienentymistä ja haitta-aineen hidastunutta kulkeutumista vajovesikerroksessa. Silloin, kun maaperän haitta-aineet ovat suhteellisen niukkaliukoisia ja heikosti kulkeutuvia, kuten ampumaradoilla, laskenta voikin yliarvioida pohjaveden pilaantumisriskiä merkittävästi. Laskenta voi antaa ylivarovaisen arvion myös sekoittumisesta silloin, kun gradientti on pieni, kuten tämän työn tulokset osoittivat.

Tässä työssä käytetyillä yksinkertaisilla laskentatavoilla määritetyt teoreettiset maa- ja pohjaveden pitoisuudet sekä kulkeutumisajat eivät välttämättä anna kovin realistista kuvaa haitta-aineiden todellisesta kulkeutumisesta ampumaradoilla. Maa- ja pohjaveden pitoisuuksien osalta laskennat todennäköisemmin yliarvioivat kuin aliarvioivat todellisia pitoisuuksia, kun taas kulkeutumisaikojen suhteen ne saattavat aliarvioida todellista kulkeutumista. Tästä syystä laskentamenetelmien ja niissä käytettyjen lähtötietojen valintaan tulisi aina kiinnittää riittävästi huomiota, ja tuloksia tulisi arvioida suhteessa muihin kohdetietoihin. Mahdollisuuksien mukaan kulkeutumisarviointia tulisi myös täydentää tarkennetuilla ympäristömittauksilla (esimerkiksi vajoveden tutkimukset) sekä muissa vastaavissa kohteissa tehtyjen tutkimusten tai esimerkiksi geokeemiallisen mallinnuksen avulla.

9 JOHTOPÄÄTÖKSET

9.1 Mansikkakuopan haulikkoradat

Mansikkakuopan haulikkoratojen pintamaassa on suuria määriä lyijyä ja antimonia. Suurimmat ja helppoliukoisimmat pitoisuudet keskittyvät orgaanista ainesta sisältävään huuhtoutumiskerrokseen (A-kerros). Lyijyä havaittiin mineraalimaan lisäksi humuskerroksen kasvinosissa. Myös rikastumis- eli B-kerroksessa kyseisten haitta-aineiden kokonaispitoisuudet ovat suhteellisen suuret, mutta liukoisuus on jo pienempää. Haitta-aineiden pitoisuudet pienenevät vaihettumiskerroksessa (BC) ja muuttumattoman pohjamaan lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuudet eivät poikkea alueen tavanomaisista pitoisuuksista. Humuksessa ja A-kerroksessa on lyijyn, arseenin ja antimonin lisäksi tavanomaista suurempia pitoisuuksia vismuttia.

Liukoisuustestien, K_d -määritysten, vajoveden kemiallisten analyysien ja mallilaskelmien perusteella maaperästä voi liueta lyijyä, antimonia ja arseenia maaveteen maannoksen yläosassa. Liukenemista rajoittaa se, että maaperä ei ole pitkiä aikoja veden kyllästävä Mansikkakuopan tapaisessa harjumaastossa. Haitta-aineet myös pidättyvät uudelleen maaperän B- ja BC-kerroksiin. Vajoveden pitoisuudet olivat imulysimetrillä kerätyissä vesinäytteissä pienemmät B-kerroksen alla verrattuna ylempää A-kerroksen alta otettuihin vesinäytteisiin. Pohjavedessä ei havaittu lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuuksien nousua.

Mallilaskelmien perusteella haitta-aineiden kulkeutumisajat pohjaveteen ovat hyvin pitkiä, keskimäärin tuhansia vuosia.

Mansikkakuopan trap- ja skeet-ratojen lyijy-, arseeni- ja antimonipitoisuudet eivät näyttäisi muodostavan lyhyellä aikavälillä uhkaa pohjaveden laadulle, koska haitta-aineiden kulkeutuminen on hidasta. Mansikkakuopan haulikkoratojen maaperällä on kyky sitoa itseensä kyseisiä haitta-aineita ja pohjavedenpinta on jatkuvasti useita metrejä maanpinnan alapuolella.

Mansikkakuopan pohjaveden ja maaperän haitta-aineiden pitoisuuksia on syytä seurata kohteessa, vaikka kulkeutumisajat ovat tehdyn mallilaskelman mukaan hyvin pitkiä. Pohjaveden kemiallisten analyysien rinnalle voitaneen kehittää maaveden pitoisuuksien seurantamenetelmä.

9.2 Muiden ampumaratojen tutkimukset

Mansikkakuopan tutkimusten perusteella haulikkoradoilta tulisi ottaa maaperänäytteitä maannoskerroksittain useasta näytepisteestä, mikäli maaperään on muodostunut selkeät kerrokset. Haitta-aineiden pitoisuuksien lisäksi maaperänäytteistä tulisi määrittää hiilipitoisuus ja maaperän pH.

Vaikka kerroksittain tutkitut maaperäprofiilit ovat tärkeitä kulkeutumisen ymmärtämisen kannalta, pilaantuneen alueen rajaamiseksi voidaan käyttää myös yksittäiseen näytesyvyyyteen perustuvia maaperänäytteitä.

Mansikkakuopan tutkimuksissa keskityttiin haitta-aineiden kulkeutumisen aiheuttamaan riskiin pohjaveden laadulle, koska haulikkorata sijaitsee yhdyskunnan vedenhankinnalle tärkeällä pohjavesialueella. Muilla alueilla voidaan joutua kiinnittämään suurempaa huomiota muihin kulkeutumisreitteihin, esimerkiksi pölyn vaikutuksiin.

Mansikkakuopan tutkimusten perusteella voidaan suositella kohdekohtaisten maa-maavesi-jakaantumiskertoimien (K_d) määrittämistä. Menetelmä voi tuoda kustannustehokkaasti samaa tietoa kuin erilaiset liukoisuustestit. Kohdekohtaiset K_d -arvot vaihtelivat Mansikkakuopan ampumarata-alueen sisällä, joten tutkittavasta kohteesta on syytä tehdä riittävä määrä K_d -määrittämiä K_d -arvojen jakauman selvittämiseksi. Vaikka kohdekohtaisia K_d -arvoja voidaan laskea myös liukoisuustestien tuloksista, edullisempia K_d -määrittämiä voidaan tehdä enemmän ja sen perusteella saadaan kuva K_d -arvojen jakaumasta. Pintamaan K_d -arvoa ei voi käyttää malleissa kuvaamaan syvempien maakerrosten kykyä pidättää itseensä haitta-aineita, vaan syvemmistä kerroksista tulisi määrittää oma kohdekohtainen K_d -arvo. Syvempien maakerrosten eli puhtaan pohjamaan K_d -arvojen määrittämisessä olisi parempi käyttää heikkohappouuttoihin tai sorptiotesteihin perustuvaa K_d -määrittäystä. Myös K_d -määrittämisissä ja liukoisuustesteissä käytettyjen liuosten pH-arvot ovat hyödyllistä tietoa.

Mikäli maaperänäytteistä tehdään liukoisuustesti, kolonnitesti eli CEN/TS 14405 standardiin perustuva liukoisuustesti tuottanee realistisemman kuvan vajoveden haitta-ainepitoisuuksista kuin kaksivaiheinen ravistelutesti. K_d -määrittämisellä saadaan puolestaan varovainen arvio vajoveden lähtöpitoisuuksista maakerroksen yläosassa. Pelkkään K_d -määrittämisestä johdettuun maaveden haitta-ainepitoisuuteen perustuva arvio voi liioitella merkittävästi maaveden todellisia haitta-ainepitoisuuksia ainakin hieman alemmissa maakerroksissa.

Kaikki tiettyä maaperäkerrosta ja profiilia kuvaavat kemialliset määritykset on syytä tehdä samasta näytteestä, koska ampumaradalla voi olla paikallista haitta-aineiden pitoisuusvaihtelua.

Haitta-aineiden kokonaispitoisuuksien ja liukoisuuksien lisäksi kulkeutumisaika on tärkeä arvioidava tekijä riskinarvioinnissa. Malleja on sovellettava harkiten ja tuloksia on peilattava muihin kohdekohtaisiin tietoihin, mallit voivat myös aliarvioida haitta-aineiden kulkeutumisnopeutta.

Vajovedestä otetut näytteet ja niistä tehdyt kemialliset analyysit toivat hyvää lisätietoa mallin oikeellisuuden arviointiin. Eri lysimetrityypeillä tehtävään vajovesinäytteenottoon liittyviä virhelähteitä tulisi tutkia tarkemmin. Lysimetreillä tehtävistä maaveden haitta-ainepitoisuus-seurannoista saattaa tulla hyvä menetelmä alueen tilan seurantaan, mutta se vaatii vielä kohdekohtaisia lisäselvityksiä.

Kiitokset

Tekijät haluavat kiittää HATTARA-hankkeen ohjausryhmän jäseniä kommenteista, jotka auttoivat parantamaan tätä loppuraporttia. Ohjausryhmässä työskentelivät Timo Kinnunen, Kaija Savolainen ja Vesa Suominen Uudenmaan ELY-keskuksesta, Eero Soinio ja Eija Kanninen (Lohja) Nummi-Pusulan kunnan edustajina, Taisto Seppänen Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistyksestä, Jaana Sorvari ja Sirkku Tuominen SYKEstä ja Petri Lintinen GTK:sta.

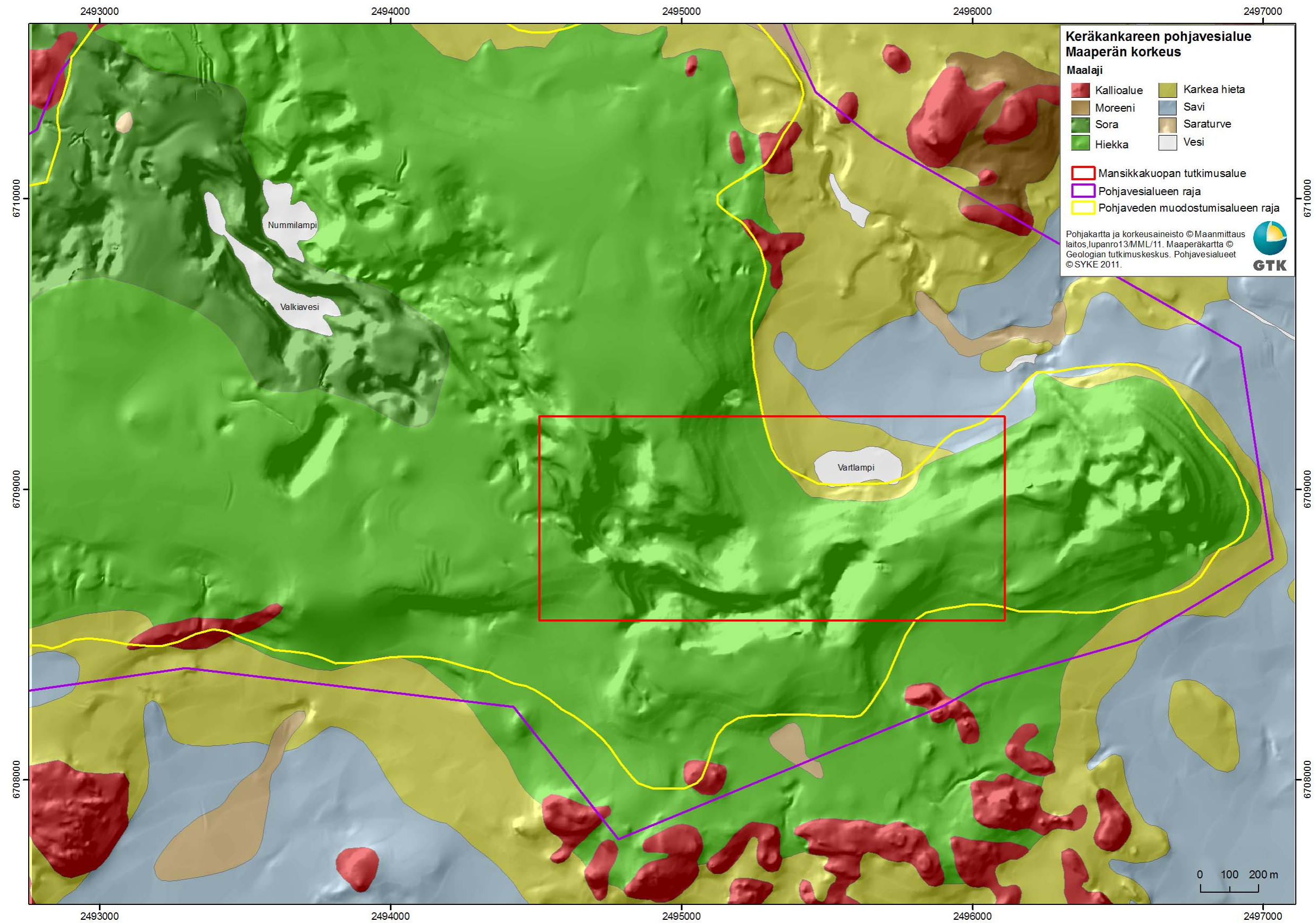
Kirjallisuus

- Ahonen, I. & Lehtimäki J. 1997. Uudenmaan ympäristökeskus. Keräkankareen pohjavesialueen geologia ja rakennemallinnus. Geologian tutkimuskeskus, julkaisematon tutkimusraportti, 9.1.1997. 10 s. + 8 liitettä.
- Ahonen, I. & Lehtimäki, J. 1998. Uudenmaan ympäristökeskus. Keräkankareen pohjavesialueen geologia ja rakennemallinnus – täydentävän selvitys. Geologian tutkimuskeskus, julkaisematon tutkimusraportti, 18.3.1998. 3 s. + 5 liitettä.
- Ahonen, I. & Lehtimäki, J. 2001. Uudenmaan ympäristökeskus. Nummi-Pusulan Keräkankareen kalliopintamallin päivitys. Geologian tutkimuskeskus, julkaisematon tutkimusraportti, 5.9.2001. 4 s. + 3 liitettä.
- Bouwer, H., and Rice, R.C., 1976. A slug test method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells: Water Resources Research, v. 12, no. 3, p. 423–428.
- Butler, J., Jr., 1998. The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests. Lewis Publishers CRC Press, Boca Raton, ISBN: 1-56670-230-5. 252 p.
- Elrick, D.E., Reynolds, W.D. & Tan, K.A. 1989. Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses. Ground Water Monit. Rev. Vol. 9, No. 3, 184 – 193.
- EPA 1999. Understanding variation in partition coefficient, K_d , values. Volume I: The K_d model, Methods of Measurement, and Application of Chemical Reaction Codes. United States Environmental Protection Agency EPA 402-R-99-004A. 218 s + 3 liitettä.
- Freeze, R.A. and Cherry, J.A., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ. 604 p.
- Gustafsson, J., Elert, M. Berggren, D. & Jarvis, N. 2007. Modeller för spridning av metaller från mark till vatten. Naturvårdsverket rapport 5741.
- Hatakka, Tarja (ed.); Tarvainen, Timo; Jarva, Jaana; Backman, Birgitta; Eklund, Mikael; Huhta, Pekka; Kärkkäinen, Niilo; Luoma, Samrit 2010. Pirkanmaan maaperän geokemialliset taustapitoisuudet. Summary: Geochemical baselines in the Pirkanmaa region. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 182. Espoo: Geologian tutkimuskeskus. 104 p. Electronic publication.
- Heikkinen, P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä. Tutkimusraportti 150. Geologian tutkimuskeskus. 74 s. ISBN: 951-690-767-9.
- Hintikka, V. & Laukkanen, J. 2010. Nummi-Pusulan haulikkoratamaan näytteiden haulienerotus. Geologian tutkimuskeskus, raportti C/MT/2010/47. 22 s.
- Hjelmar, O., Holm, J., Hansen, J. & Dahlström, K.. 2005. Implementation of the EU waste acceptance criteria for landfilling in Denmark. Proceedings of the Tenth International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia 2005.
- Hänninen, P., Laine-Kaulio, H. & Sutinen, R. 2010. Vajovesivyöhykkeen makrohuokokset ja oikovirtausreitit. Vesitalous 3/2010, 33 – 37.
- Hänninen, P., Lintinen, P., Lojander, S., Sutinen, R. 2000. Suomen maaperän vedenjohtavuus. Vesitalous 6/2000, 16-19.
- Hänninen, P., Pullinen, A., Äikää, O., Majaniemi, J. 2007. Veden liikenopeuden *in-situ* mittaustestit Hausjärven-Nurmijärven alueella 2006. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, Y50/2007/4, 18 s.
- Ikäheimo, J. & Hintikainen, E. 2003. Uudenmaan ympäristökeskus. Keräkankareen pohjavesitutkimukset. Jaakko Pöyry Infra, Maa ja Vesi. 4.8.2003.

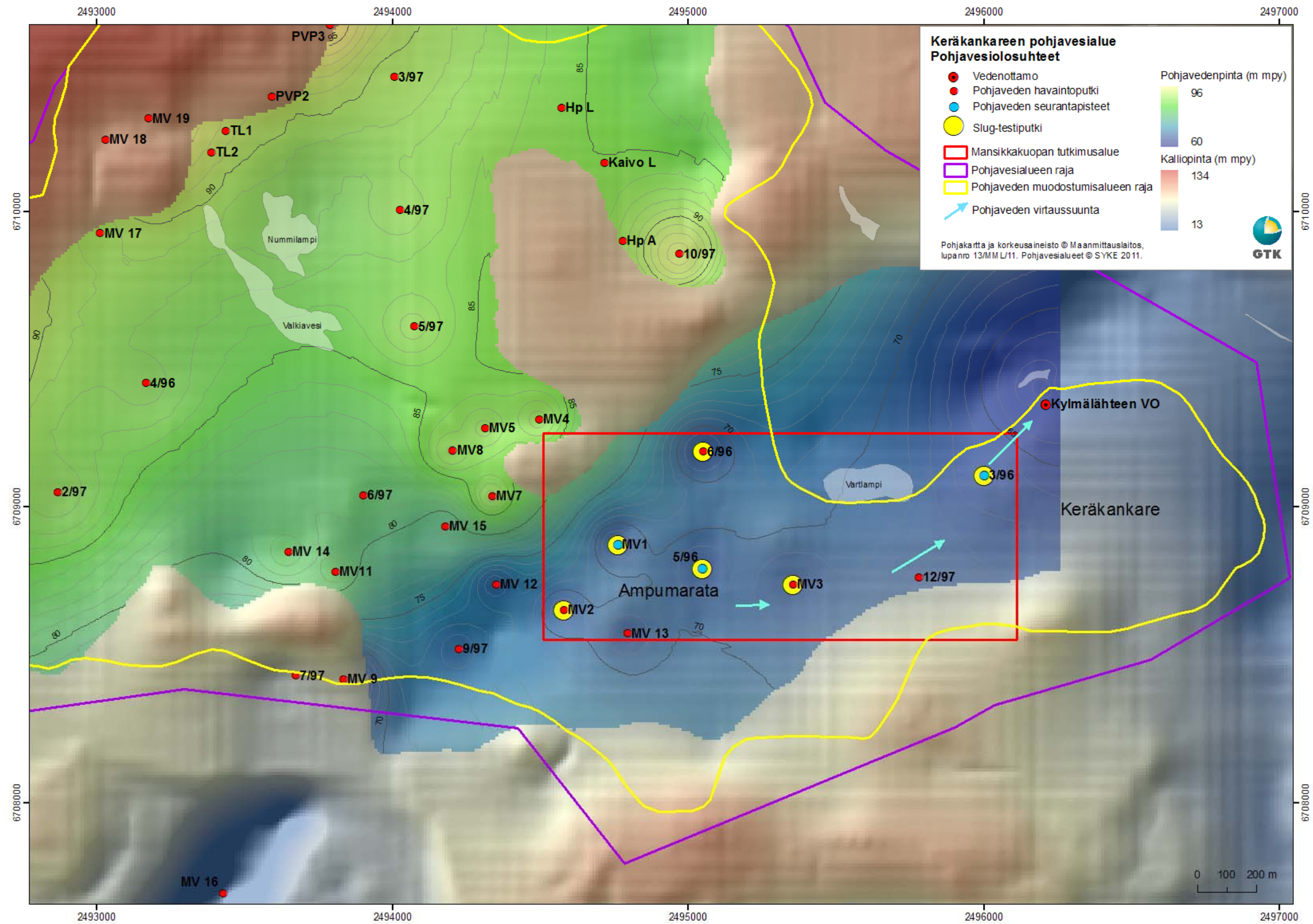
- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002. Tuhat kaivoa Suomen kaivovesien fysikaalis-kemiallinen laatu 1999. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 155.
- Luoma, S., and Pullinen, A., 2011. Field Investigation and Estimates of Hydraulic Conductivity from Slug Tests in the First Salpausselkä formation in the Santala area, Hanko, south Finland. Geological Survey of Finland. Espoo. 15 p.
- Mannio, J., Salminen, R., Leppänen, S., Väisänen, U., Räsänen, P., Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J. & Verta, M. 2002. Raskasmetallit. Julkaisussa AMAP II – Lapin ympäristön tila ja ihmisen terveys. Suomen ympäristö 581. Rovaniemi: Lapin ympäristökeskus, 29-49.
- Marjamäki, T. 1999. Ampumaratojen lyijyhaitat. Julkaisematon kandidaatin tutkielma. Helsingin yliopiston soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos. 42 s.
- McLean, J. & Bledsoe, B. 1992. Behavior of Metals in Soils. Ground Water Issue. EPA/540/S-92/018. 25 s.
- Mäkelä-Kurtto, R., Louekari, K., Nummivuori, S., Sippola, J., Kaasalainen, M., Kuusisto, E., Virtanen, V., Salminen, R., Tarvainen, T. & Malm, J. 2003. Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä. Maa ja elintarviketalous 27. 51 s., 12 liitettä.
- Mäkinen, J. 1999. Uudenmaan ympäristökeskus. Geomorfologinen tulkinta Keräkankareen pohjavesialueesta. Selvitystyön raportti 14.12.1999. 8 s. + 2 liitettä.
- Mäkinen, J. 2002. Uudenmaan ympäristökeskus. Nummi-Pusulan Keräkankareen pohjavesimallin K-arvo kartta. Raportti 7.1.2002. 5 s. + 1 liite.
- Naumanen, P., Sorvari, J., Pyy, O., Rajala, P., Penttinen, R., Tiainen, J. & Lindroos, S. 2002. Ampumarata-alueiden pilaantunut maaperä. Tutkimukset ja riskien hallinta. Suomen ympäristö 543. 282 s.
- Pickens & Grisak 1981. Scale-Dependent Dispersion in a Stratified Granular Aquifer. Water Resources Research, 17, 4: 1191–1211
- Puolustushallinnon rakennuslaitos 2005. Raskasmetallien ympäristövaikutukset puolustusvoimien pistooli- ja kivääriampumaradoilla - yhteenvetoraportti. Julkaisematon selvitys (Ramboll Oy). Puolustushallinnon Rakennuslaitos nro 82108582.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007. 164 s.
- Rhoades, J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. Teoksessa: Parks, D.L. (toim.) Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods – SSSA Book Series no. 5, 1996. Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, Inc ja American Society of Agronomy, Inc. s 417-435.
- Smolander, E., Dahl, O. ja Laukkanen, T. 2010. Maaperän ja pohjaveden suojele kivääri- ja pistooliampumaradoilla. Aalto-yliopiston raportti.
- Starr, M. & Tamminen, P. 1992. Suomen metsämaiden happamoituminen. Sivut 7 - 14 teoksessa Ilmo Kukkonen ja Heikki Tanskanen (toim.) Ympäristötieteelliset kartat ja kartoitushankkeet Suomessa. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 115. 98 s.
- STM 2001. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista n:o 401/2001. 4 s, 2 liitettä.
- Sundström, S. 2007. Nummi-Pusulan riistanhoitoyhdistys. Mansikkamontun ampumaradan maaperänäytteet. Julkaisematon raportti. Säilytyspaikka Lohjan kaupunkisuunnittelukeskus NP 22/24/247/2006. 11 s.
- Suunnitelukeskus Oy 1996. Uudenmaan ympäristökeskus. Kairaukset, maanäytetutkimukset ja havaintoputkien asentaminen Nummi-Pusulan Keräkankareella. 1521-B6301, 30.12.1996.

- Suunnitelukeskus Oy 1997. Uudenmaan ympäristökeskus. Kairaukset, maanäytetutkimukset ja havaintoputkien asentaminen Nummi-Pusulan Keräkankareella. 1521-B6736, 20.8.1997.
- Tarvainen, T. & Jarva, J. 2009. Maaperän K_d -arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S41/2009/59. 15 s.
- Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Summary: Geochemical baselines around the Helsinki metropolitan area. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 163.
- Tarvainen, T., Jarva, J. & Kahelin, H. 2011. Paikalliset maa-maavesi-jakaantumiskertoimet (K_d) arseeni- ja lyijykohteissa. Sivut 35-36 teoksessa H. Soinne ym. (toim.) Mieli maassa – maa mielessä 40 v. VI Maaperätieteiden päivien abstraktit. Pro terra 52/2011. 121 s.
- U.S.EPA. 1999. Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d Values. Appendix F - Partition Coefficients For Lead.
http://www.epa.gov/radiation/docs/kdreport/vol2/402-r-99-004b_appf.pdf.
- Vakkilainen, P. 1986. Maavedet. Julkaisussa: Sovellettu hydrologia, Vesiyhdistys r.y., Helsinki, s. 82-94.
- Vukovic, M. & Soro, A. 1992. Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition. Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA. 83 s.
- Ympäristöministeriö 2007. Maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. 210 s.

Keräkankareen pohjavesialueen maaperä



Keräkankareen pohjavesialueen pohjavesiolosuhteet



Mansikkakuopan maaperäprofiilit

Liite 3. Maaperäprofiilien koordinaatit ja maannoskerrosten paksuudet näytteenottokuopissa. Profiilit 443 – 451 on tehty trap-radalle, profiili 452 skeet-radalle (varjostettu). Koordinaatit mukaan lukien korkeuskoordinaatti on määritetty tarkkuus-GPS-laitteella lukuun ottamatta skeet-radan profiilia 452.

Profiili	Itäkoord. m	Pohjoiskoord. m	Korkeus m mpy	Kerros	Syvyys cm
443	2494851	6708775	84,81	A	0 - 10
				B	10 - 25
				BC	24 - 45
				C	45 -
444	2494901	6708786	82,42	A	0 - 8
				B	8 - 20
				BC	20 - 37
				C	38 -
445	2494878	6708776	84,32	A	0 - 5
				B	5 - 17
				BC	17 - 62
				C	63 -
446	2494880	6708784	80,92	A	0 - 11
				B	11 - 20
				BC	20 - 35
				C	36 -
447	2494869	6708776	83,24	A	0 - 10
				B	10 - 30
				BC	30 - 50
				C	50 -
448	2494879	6708767	89,65	A	0 - 6
				B	6 - 12
				BC	12 -
				C	
449	2494868	6708782	80,88	A	0 - 11
				B	11 - 17
				BC	17 - 34
				C	34 -
450	2494879	6708795	76,71	A	0 - 6
				B	6 - 14
				BC	14 - 36
				C	36 -
451	2494855	6708799	72,88	A	0 - 10
				B	10 - 23
				BC	23 - 46
				C	46 -
452	2495057	6708769		A	5 - 15
				B	15 - 24
				BC	24 - 33
				C	33 -

Mansikkakuopan maaperänäytteistä tehdyt analyysit

Liite 4. Maaperänäytteistä tehdyt analyysit.

Profiili	Kerros	Näytetunnus	Kemialliset analyysit	Kd- määrittäminen	Rae- suuruus	Liukoisuus- testi	Kolonne- testi
443	A	TTTA-2010-443.2	X	X	—	X	—
	B	TTTA-2010-443.3	X	X	X	X	—
	BC	TTTA-2010-443.4	X	X	X	X	—
	C	TTTA-2010-443.5	X	X	X	—	—
444	A	TTTA-2010-444.2	X	X	X	X	—
	B	TTTA-2010-444.3	X	X	X	X	—
	BC	TTTA-2010-444.4	X	X	X	X	—
	C	TTTA-2010-444.5	X	—	X	—	—
445	A	TTTA-2010-445.2	X	X	—	—	—
	B	TTTA-2010-445.3	X	X	—	—	—
	BC	TTTA-2010-445.4	X	X	X	—	—
446	A	TTTA-2010-446.2	X	X	—	—	—
	B	TTTA-2010-446.3	X	X	—	—	—
	BC	TTTA-2010-446.4	X	X	—	—	—
447	A	TTTA-2010-447.2	X	X	X	—	—
	B	TTTA-2010-447.3	X	X	X	X	X
	BC	TTTA-2010-447.4	X	X	—	—	—
448	A	TTTA-2010-448.2	X	X	X	—	—
	B	TTTA-2010-448.3	X	X	X	—	—
	BC	TTTA-2010-448.4	X	X	X	—	—
449	A	TTTA-2010-449.2	X	X	—	—	—
	B	TTTA-2010-449.3	X	X	—	X	X
	BC	TTTA-2010-449.4	X	X	—	—	—
450	A	TTTA-2010-450.2	X	X	—	—	—
	B	TTTA-2010-450.3	X	X	—	—	—
	BC	TTTA-2010-450.4	X	X	—	—	—
451	A	TTTA-2010-451.2	X	X	—	X	—
	B	TTTA-2010-451.3	X	X	X	—	—
	BC	TTTA-2010-451.4	X	X	X	—	—
452	A	TTTA-2010-452.2	X	X	—	—	—
	B	TTTA-2010-452.3	X	X	X	X	—
	BC	TTTA-2010-452.4	X	X	X	X	—
	C	TTTA-2010-452.5	X	—	—	—	—
yhteensä kpl			33	31	17	11	2

Mansikkakuopan humusnäytteen analyysitulokset

Liite 5. Nummi-Pusulan Mansikkakuopan ampumaradan profiilin 448 humusnäytteen alkuainepitoisuu-
det ja vertailutietona pääkaupunkiseudun kehyskunnissa 2004-2005 otettujen humusnäytteiden (206 kpl)
alkuainepitoisuuksien mediaani- ja maksimiarvot (Tarvainen ym. 2006)

Alkuaine	Yksikkö	Tutkimusalue Näyte 448.1	Pääkaupunkiseudun kehyskunnat	
			Mediaani	Maksimi
pH		3,8	3,38	5,37
Alumiini (Al)	mg/kg	4100	3390	16000
Antimoni (Sb)	mg/kg	112	0,420	2,48
Arseeni (As)	mg/kg	43,9	2,04	4,62
Barium (Ba)	mg/kg	37,1	74,1	202
Beryllium (Be)	mg/kg	0,170	0,130	1,31
Boori (B)	mg/kg	5,48	4,33	11,0
Elohopa (Hg)	mg/kg	0,135	0,205	0,374
Fosfori (P)	mg/kg	831	868	1670
Hiili (C)	%	36,6	36,4	50,1
Kadmium (Cd)	mg/kg	0,420	0,37	1,01
Kalium (K)	mg/kg	769	1020	4560
Kalsium (Ca)	mg/kg	1880	4105	10600
Koboltti (Co)	mg/kg	1,88	1,4	23,5
Kromi (Cr)	mg/kg	7,72	7,22	33,5
Kuapri (Cu)	mg/kg	27,6	9,3	28,1
Litium (Li)	mg/kg	3,51	2,45	20,2
Lyijy (Pb)	mg/kg	67300	48,9	468
Magnesium (Mg)	mg/kg	892	792	7310
Mangaani (Mn)	mg/kg	76,2	303	2110
Molybdeeni (Mo)	mg/kg	1,00	0,65	2,55
Natrium (Na)	mg/kg	24,6	94,5	200
Nikkeli (Ni)	mg/kg	14,2	6,89	19,3
Pii (Si)	mg/kg	407	703	1270
Rauta (Fe)	mg/kg	4790	4435	20600
Rikki (S)	mg/kg	1450	1550	2590
Rubidium (Rb)	mg/kg	9,46	9,9	50,7
Seleen (Se)	mg/kg	1,58	<0,5	0,98
Sinkki (Zn)	mg/kg	52,7	62,5	264
Straontium (Sr)	mg/kg	18,4	24,5	78,0
Tallium (Tl)	mg/kg	0,500	0,210	0,380
Titaani (Ti)	mg/kg	267	294	1650
Torium (Th)	mg/kg	1,15	2,26	20,1
Uraani (U)	mg/kg	0,530	0,660	3,88
Vanadiini (V)	mg/kg	15,6	14,7	44,3
Vismutti (Bi)	mg/kg	1,77	0,250	0,530

Mansikkakuopan maaperän K_d -arvot

Liite 6. Nummi-Pusulan Mansikkakuopan ampumaradalta määritetyt arseenin (As), lyijyn (Pb) ja anti-monin (Sb) maa-maavesi-jakautumiskertoimet eli K_d -arvot

	As	Pb	Sb
Näytetunnus	l/kg	l/kg	l/kg
TTTA-2010-443.2	57	960	331
TTTA-2010-443.3	1231	1000	60
TTTA-2010-443.4	3844	1954	72
TTTA-2010-443.5	2031	-	563
TTTA-2010-444.2	82	1357	184
TTTA-2010-444.3	2459	459	63
TTTA-2010-444.4	7417	1809	923
TTTA-2010-445.2	466	1238	269
TTTA-2010-445.3	2423	1468	173
TTTA-2010-445.4	7795	1971	444
TTTA-2010-446.2	86	2520	139
TTTA-2010-446.3	2420	1535	484
TTTA-2010-446.4	11863	6070	1222
TTTA-2010-447.2	270	13008	218
TTTA-2010-447.3	1323	1750	165
TTTA-2010-447.4	4978	1600	367
TTTA-2010-448.2	260	3630	141
TTTA-2010-448.3	2118	534	261
TTTA-2010-448.4	13893	4333	833
TTTA-2010-449.2	260	6431	80
TTTA-2010-449.3	1628	1069	277
TTTA-2010-449.4	11833	25133	519
TTTA-2010-450.2	388	749	76
TTTA-2010-450.3	3007	779	436
TTTA-2010-450.4	3431	1578	720
TTTA-2010-451.2	629	5985	168
TTTA-2010-451.3	1898	5191	290
TTTA-2010-451.4	4763	3694	351
TTTA-2010-452.2	722	1208	52
TTTA-2010-452.3	1852	1121	-
TTTA-2010-452.4	3852	1310	-

GTK:n arviot: Vajoveden ja pohjaveden mallinnuksessa käytetyt parametrit

GTK:n arvioita Mansikkakuopan vajoveden ja pohjaveden mallinnuksessa käytettävistä parametreista

Maaperän huokoisuus, vajovesikerros

 n_s

SOILIRISK-ohjelmassa hiekan huokoisuudeksi on arvioitu 44 %. Mälkin (1999) mukaan tasalaatuisen hiekan huokoisuus on 30 – 40 tilavuusprosenttia. Pekka Hännisen mukaan GTK:n hiekkamailla olevilla maaperän seuranta-aseilla (Hänninen ym. 2010) huokostilavuus on noin 35 %

$$n_s = 0,35$$

Veden täyttämä huokostilavuus, vajovesikerros

 θ_w (-)

SOILIRISK-ohjelmassa veden täyttämän huokostilavuuden osuudeksi on arvioitu 15 % hiekkamailla. Pekka Hännisen mukaan GTK:n tutkimilla hiekkamailla maaperän kenttäkapasiteetti ei ole ollut niin suuri. Hännisen mukaan Keräkankareen tyyppisessä kohteessa sopiva arvo olisi 5 %.

$$\theta_w = 0,05$$

Ilman täyttämä huokostilavuus, vajovesikerros

 θ_a (-)

SOILIRISK-ohjelman mukaan ilman täyttämä osuus olisi hiekkamailla 29 %. Edellä kuvattujen parametrien mukaan GTK arvioi osuudeksi 30 %.

$$\theta_a = 0,30$$

Maaperän ominaispaino

 ρ_s kg/L

Mineraalimaan aineistiheys eli maahiukkasten tilavuus ilman huokosia vaihtelee kivennäismaassa suhteellisen vähän, yleensä se on välillä 2,6 – 2,7 kg/L (Heiskanen 2003). Tässä mallissa tarvitaan kuitenkin maan tiheyttä, joka ilmaisee kuivamassan suhteen maan kokonaistilavuuteen. Mallissa siitä käytetään termiä ominaispaino. Esimerkiksi SOILIRISK-ohjelmassa on hiekkamaan huokoisuudeksi arvioitu 44 %. Siis mineraaliaineksen osuus tilavuudesta on $100 - 44 = 56$ %. Kun sillä kerrotaan aineistiheys 2,67 kg/L, saadaan ominaispainoksi 1,49 kg/L.

Heiskasen (2003) mukaan hiekan kuiva-tuoretiheys on tyypillisesti 1,5 – 1,9 kg/L, mikä on hieman suurempi kuin SOILIRISK-mallin arvio. Mälkin (1999) mukaan tasalaatuisen hiekan huokoisuus on 30 – 40 tilavuusprosenttia. Pekka Hännisen mukaan GTK:n hiekkamailla olevilla maaperän seuranta-aseilla huokostilavuus on noin 35 %. Käyttämällä huokoisuutena arvoa 35 % saadaan mineraaliaineksen osuudeksi tilavuudesta $100 - 35 = 65$ % ja vastaavasti ominaispainoksi $0,65 \times 2,67 \text{ kg/L} = 1,73 \text{ kg/L}$.

$$\rho_s = 1,73 \text{ kg/L}$$

Maaperän vedenjohtavuus, vajovesikerros

 K_s m/s

Maaperän vedenjohtavuus määritetään Mansikkakuopassa Guelph-permeametrilla tehdyillä mittauksilla. Esimerkiksi havaintopisteen TTTA-2010-444 rikastumiskerroksesta määritetty vedenjohtavuus K_{fs} oli $3,4 \times 10^{-5}$ m/s ja saman pisteen vaihettumisvyöhykkeessä $1,4 \times 10^{-5}$ m/s. SOILIRISK-ohjelmassa hiekalle on käytetty arvoa 3×10^{-5} m/s.

Vedenjohtavuuden arvoja voidaan arvioida myös mallilla, joka perustuu maaperästä tehtyihin raekokomäärityksiin. Esimerkiksi näytepisteen TTTA-2010-445 vaihettumisvyöhykkeen vedenjohtavuus K_{fs} oli Guelph-permeametrimitauksen perusteella $2,0 \times 10^{-5}$ m/s ja raesuurusmäärityksestä laskettu hydraulinen johtavuus $1,89 \times 10^{-5}$. Vesiyhdistyksen (1984) mukaan maaperän vedenjohtavuus on hyvä vedenhankinnan kannalta, jos niin sanottu tehokas raekoko d_{10} on suurempi kuin 0,2 mm. Esimerkiksi näytepisteessä TTTA-2010-444 muuttumattoman pohjamaan d_{10} -arvo oli hieman yli 0,2 mm, mutta ylempien maannoshorisonttien d_{10} -arvo oli selvästi pienempi. Maannoskerrosten yläosassa on enemmän hienoaainesta kuin muuttumattomassa pohjamaassa.

$$K_s = 3,4 \times 10^{-5} \text{ m/s (rikastumiskerros)}$$

Maaperän vedenjohtavuus, pohjavesikerros**Kgw m/s**

SOILIRISK-ohjelmassa pohjavesikerroksen maaperän vedenjohtavuus on laskettu kertomalla vajovesikerroksen vedenjohtavuus kahdella. Tämä tuottaisi rikastumiskerroksen K_s -arvoa käyttäen lukeman $2 \times 3,4 \times 10^{-5}$ m/s eli $6,8 \times 10^{-5}$ m/s eli noin 6 m/d. Mäkin (1999) mukaan vallitsevat harjun ytimen virtausnopeudet ovat suuruusluokkaa 10 m/d ja harjun tehollisen poikkileikkauksen ulkopuolella siirrytään asteittain pienempiin nopeuksiin.

Mansikkakuopan pohjavesiputkissa MV1 ja 5/96 määritettiin paikallinen veden virtausnopeus slug-testillä. Putken MV1 mittaustulosten keskiarvo on $2,3 \times 10^{-4}$ m/s. Putken 5/96 tulosten keskiarvo on vain $5,9 \times 10^{-5}$ m/s. Jälkimmäisen putken lähellä on umpeenkasvanut lampi. MV1-putken kohdalla maaperä on hiekkaa, 5/96-putken kohdalla maaperässä on enemmän hienoaainesta ja veden virtausnopeus on pienempi.

$$K_{gw} = 2,3 \times 10^{-4} \text{ m/s}$$

Pohjavedenpinnan gradientti**i m/m**

Mallissa käytetään kohdekohtaista arvoa, joka on laskettu putkien MV1 ja 5/96 pohjaveden pinnan tasoisista.

$$i = 0,001$$

Maahan imeytyvän veden määrä**I m/a**

Ilmatieteen laitoksen mukaan vuosien 1969 – 2009 vuotuisen sademäärien keskiarvo oli 695 mm/vuosi Mansikkakuopan lähimmällä säähavaintoasemalla. Pekka Hänninen arveli että GTK:n seurantaverkoston harjualueilla 2/3 vuotuisesta sadannasta imeytyy maaperään. GTK:n johtavan geologin Jukka-Pekka Palmun mukaan harjualueilla käytetään malleissa usein arviota 50 %. Mikäli pitäydytään jälkimmäisessä arvioissa, puolet sadannasta eli 347 mm imeytyy maahan.

$$I = 0,347 \text{ m/a}$$

Vajoveden virtausnopeus**v m/a**

Pilaantuneilla mailla käytettävissä tasapainomalleissa arvioidaan virtausnopeus vuodessa imeytyvän veden määrän ja maaperän kokonaishuokoisuuden perusteella kaavalla $v = I/n = 0,347 \text{ m/a} / 0,35 = 1 \text{ m/a}$ eli tasapainossa imeytyvä vesi kulkeutuisi vain metrin vuodessa. Tasapainomalli ei välttämättä sovellu Mansikkakuopan haitta-aineille, jotka ovat varsin voimakkaasti sitoutuneet maaperään.

Vajoveden virtausnopeuden suurin arvo on Mansikkakuopan yhden havaintopisteen rikastumiskerroksessa Guelph-permeametrilla määritetty vedenjohtavuusarvo $3,4 \times 10^{-5}$ m/s eli noin 3 metriä/vuorokausi. Vesi voisi virrata kyseissä kerroksessa näin nopeasti jos kerroksen maa olisi koko ajan niin kostea että kenttäkapasiteetti ylittyisi.

Pekka Hännisen mukaan GTK:n seuranta-asemilla on todettu makrohuokosia ja rakoja pitkin tapahtuvan virtauksen olevan tärkeää. Silloin veden virtausnopeus voi olla yli 3 metriä/tunti. Tällainen nopeasti rakoja pitkin virtaava vesi ei ehdi reagoida merkittävästi maaperän lyijypitoisten kerrosten kanssa. Toisaalta pakaskaudella tapahtuu hidasta veden liikettä, nopeus on suuruusluokkaa 10^{-6} m/s eli noin 8 cm/vuorokausi.

Birgitta Backman (2004) on seurannut pohjaveden laatua muun muassa Hämeenkosken Kukonharjun Kellolähteen näytteistä. Kellolähteellä sadeveden pH:n muutokset näkyivät purkautuvan pohjaveden pH:n muutoksina noin 6 kk:n jälkeen.

$$V = ? \text{ m/a}$$

Pohjaveden virtausnopeus **v_{gw} m/d**

SOILIRISK-ohjelman mukaan pohjaveden virtausnopeus voidaan laskea kaavalla $v = Ki/n_{gw} = 2,3 \times 10^{-4} \text{ m/s} \times 0,001 / 0,3 = 0,066 \text{ m/d}$. Näin laskettu virtausnopeus on varsin pieni, koska pohjaveden gradientti i on putkien MV1 ja 5/96 välillä pieni.

$$V_{gw} = 0,066 \text{ m/d}$$



Pohjavesikerroksen paksuus d_a m
Pohjavesikerroksen paksuus on arvioitu kohdetietojen perusteella.

$$d_a = 10 \text{ m}$$

Sekoittumiskerroksen paksuus, pohjavesi d_{mix} m
SOILIRISK-ohjelmassa käytetään oletusarvon 2 m.

$$d_{\text{mix}} = 2 \text{ m}$$

Maaperän tehokas huokoisuus, pohjavesikerros n_{gw} (-)
Kirjallisuusarvona on käytetty lukua 0,3

$$n_{\text{gw}} = 0,3$$

Etäisyys pilaantuneelta alueelta pohjaveden tarkkailupisteeseen X m
Kohdetieto: 500 m

$$X = 500 \text{ m}$$

Dispersiokerroin, pituussuunta a_x m
SOILIRISK-ohjelman mukaan arvioidaan $a_x = 0,1 * X$

$$a_x = 50 \text{ m}$$

Dispersiokerroin, poikittaissuunta a_y m
SOILIRISK-ohjelman mukaan arvioidaan $a_y = 0,1 * a_x$

$$a_y = 5 \text{ m}$$

Dispersiokerroin, pystysuunta a_z m
SOILIRISK-ohjelman mukaan arvioidaan $a_z = a_x/20$

$$a_z = 2,5$$

**Pilaantuneen alueen pituus,
pohjaveden virtausuunnassa** L_{gw} m
Arvo on mitattu kartalta.

$$L_{\text{gw}} = 50 \text{ m}$$

**Pilaantuneen alueen leveys,
pohjaveden virtausuuntaa vastaan** W_{gw} m
Leveys on mitattu kartalta.

$$W_{\text{gw}} = 10 \text{ m}$$

Pilaantuneen kerroksen paksuus $d_{\text{s_pohja}}$ m
Arvio kenttähavaintojen perusteella.

$$D_{\text{s_pohja}} = 0,5 \text{ m}$$

**Etäisyys pilaantuneesta maasta
pohjaveden pintaan** $s_{\text{s_gw}}$ m
Kohdekohtainen arvio

$$s_{\text{s_gw}} = 10 \text{ m}$$



Liite 7:n kirjallisuus

- Backman, B. 2004. Groundwater quality, acidification, and recovery trends between 1969 and 2002 in South Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 401. 110 s.
- Hänninen, P., Laine-Kaulio, H. & Sutinen, R. 2010. Vajovesivyöhykkeen makrohuokoset ja oikovirtausreitit. Vesitalous 3/2010, 33 – 37.
- Mälkki, E. 1999. Pohjavesi ja pohjaveden ympäristö. Tammi. 304 s.
- Vesiyhdistys ry. 1984. Pohjavesitutkimukset. 209 s.