

Pohjaveden puhdistaminen reaktiivisella seinämällä

Koekohteena Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue

Anna-Liisa Kivimäki, Jussi Reinikainen, Sirkku Tuominen, Taina Nystén, Paula Eskola, Suvi Hjorth, Mikko Järvikivi, Jouni Sarkkila ja Petri Heino

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Pohjaveden puhdistaminen reaktiivisella seinämällä

**Koekohteena Oriveden Asemanseudun pilaantunut
pohjavesialue**

**Anna-Liisa Kivimäki, Jussi Reinikainen, Sirkku Tuominen,
Taina Nystén, Paula Eskola, Suvi Hjorth, Mikko Järvikivi,
Jouni Sarkkila ja Petri Heino**



SUOMEN YMPÄRISTÖ 15 | 2009
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Seija Turunen
Kansikuva: Anna-Liisa Kivimäki

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2009

ISBN 978-952-11-3441-8 (nid.)
ISBN 978-952-11-3442-5 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkköj.)

ALKUSANAT

RESET-projekti on Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) koordinoima yhteistutkimus-hanke, joka toteutettiin vuosina 2003-2007. RESET-projektissa on ollut useita osahankkeita. Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen (VTT) RETESTI-projekti, jossa tutkimusaiheena oli reaktiivisten seinämien materiaalien testaus ja suunnitteluparametrit sekä reaktiivisten seinämien pitkäaikaistoimivuus, toteutettiin VTT:n Espoon tutkimuslaboratoriossa ja tutkimuksesta on julkaistu erillinen raportti (Eskola 2007). Projektissa tutkittiin kolmea ulkomaista kaupallista materiaalia ja viittä kotimaista materiaalia, joista koeseinämässä käytettäväksi valitulle materiaalille tehtiin myös pitkäaikaistoimivuutta koskevia kokeita. Materiaalitestien koejärjestely raportoitiin diplomityössä (Järvikivi 2004). Helsingin yliopiston Geologian laitoksella toteutettiin osahanke, missä tutkittiin reaktiivisen seinämän rautamateriaalin reaktiokyvyn säilymistä klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistuksessa. Tutkimuksesta julkaistiin Pro gradu-tutkielma (Hjorth 2007). Tutkittavana oli sekä koekohteesta kairattuja maanäytteitä että rautamateriaalinäytteitä VTT:n kolonnikohteista, joissa käytettiin seinämämateriaalia ja koekohteen pohjavettä. Suomen IP-tekniikka Oy:ssä (SIPT) toteutettiin osahanke ”Kloorattujen liuottimien pilaaman pohjaveden puhdistaminen reaktiivisen läpäisevän seinämän avulla”, jossa RESET-projektin koekohteen reaktiivisen seinämän suunnittelun teki Jouni Sarkkila (Sarkkila 2006). Seinämän rakennuttajana toimi Pirkanmaan ympäristökeskus (PIR), missä rakennustyön valvonnasta vastasivat Petri Heino ja Mika Toropainen. Seinämärakenteen asennuksen ja siihen liittyvät maarakennustyöt keväällä 2006 toteutti Tieliikelaitos. Reaktiivinen seinämä asennettiin Oriveden kaupungin omistamalle maa-alueelle, ja Oriveden kaupungin teknisen osaston edustajana RESET2-hankkeessa toimi Pekka Leskinen.

Projektin aikana koordinoijina ovat toimineet Markku Kukkamäki (2003), Taina Nystén (2003-2005), Anna-Liisa Kivimäki (2005-2006) ja Sirkku Tuominen (2007). Suomen ympäristökeskuksessa RESET-tutkimukseen ovat heidän lisäksi osallistuneet tutkijoina Taina Nystén, Anna-Liisa Kivimäki, Sirkku Tuominen, Pasi Hellstén, Jussi Reinikainen ja Shayne Giles. Pohjavesinäytteenottoon osallistuivat Päivi Sallinen, Suvi Hjorth, Ritva Väisänen, Kirsti Kalevi ja Jukka Rinkinen. Maastotyöt Oriveden tutkimusalueella on toteutettu yhteistyössä Pirkanmaan ympäristökeskuksen kanssa, josta töiden suunnitteluun ja toteuttamiseen ovat osallistuneet Petri Heino, Satu Järvinen, Marko Lyttinen, Mikko Lauttajärvi, Isto Mäkinen, Ari Nygren, Kari Pyötsiä ja Mika Toropainen. Näytteenotossa erityisistä näytteenottokaivosta on ollut mukana Tampereen aluepelastuslaitoksen Oriveden aluepaloaseman henkilökuntaa. PIR:n laboratoriosta työssä ovat olleet mukana mm. Matti Saura, Riikka Mattsson, Maaret Kulovaara ja Hertta Ilola. SYKE:n laboratoriosta työssä ovat olleet mukana Katarina Björklöf, Pirkko Karjalainen, Anne Markkanen, Jari Nuutinen, Teemu Näykki, Sinikka Pahkala, Jukka Rinkinen, Kirsi Rosendahl, Pirjo Sainio ja Helena Tanttu.

SISÄLLYS

I Johdanto	7
1.1 Reaktiivisen seinämän periaate	7
1.2 Klooratut liuottimet	8
1.3 Kloorattujen hiilivetyjen hajotus metallisen raudan avulla.....	9
1.4 Rautarakeiden reaktiokyvyn säilyminen.....	9
2 Tutkimusalue ja tavoitteet	11
3 Materiaalitutkimukset	12
3.1 Kolonnikokeet.....	12
3.2 Reaktiokyvyn säilymisen tutkimukset.....	13
3.3 Materiaalin valinta.....	14
3.4 Materiaalin reaktiivisuus	14
4 Pilottikohde: Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue	16
4.1 Historia.....	16
4.2 Taustatietojen kokoaminen	16
4.3 Maastotutkimukset.....	16
4.4 Hydrogeologia	21
4.5 Pilaantuneisuus.....	22
5 Reaktiivisen seinämän toteutus	23
5.1 Seinämän paikan valinta	23
5.2 Mallinnus	24
5.3 Seinämän mitoitus ja rakenne	25
5.4 Seinämän rakentaminen	29
6 Seinämän toimivuus	31
6.1 Seurantaohjelma	31
6.2 Kloorattujen liuottimien pitoisuudet	34
6.3 Kaasun tuotto seinämässä	36
6.4 Saostumien muodostumista indikoivat veden laadun muutokset seinämässä.....	37
6.5 Muut pohjaveden laadun muutokset seinämässä.....	38
6.6 Hydraulinen toimivuus	39
6.7 Virhelähteet.....	40
7 Johtopäätökset	42
7.1 Oriveden kokemukset.....	42
7.2 Ohjeita tulevien seinämien varalle	43

Lähteet	45
Kuvailulehti	47
Presentationsblad	48
Documentation page	49

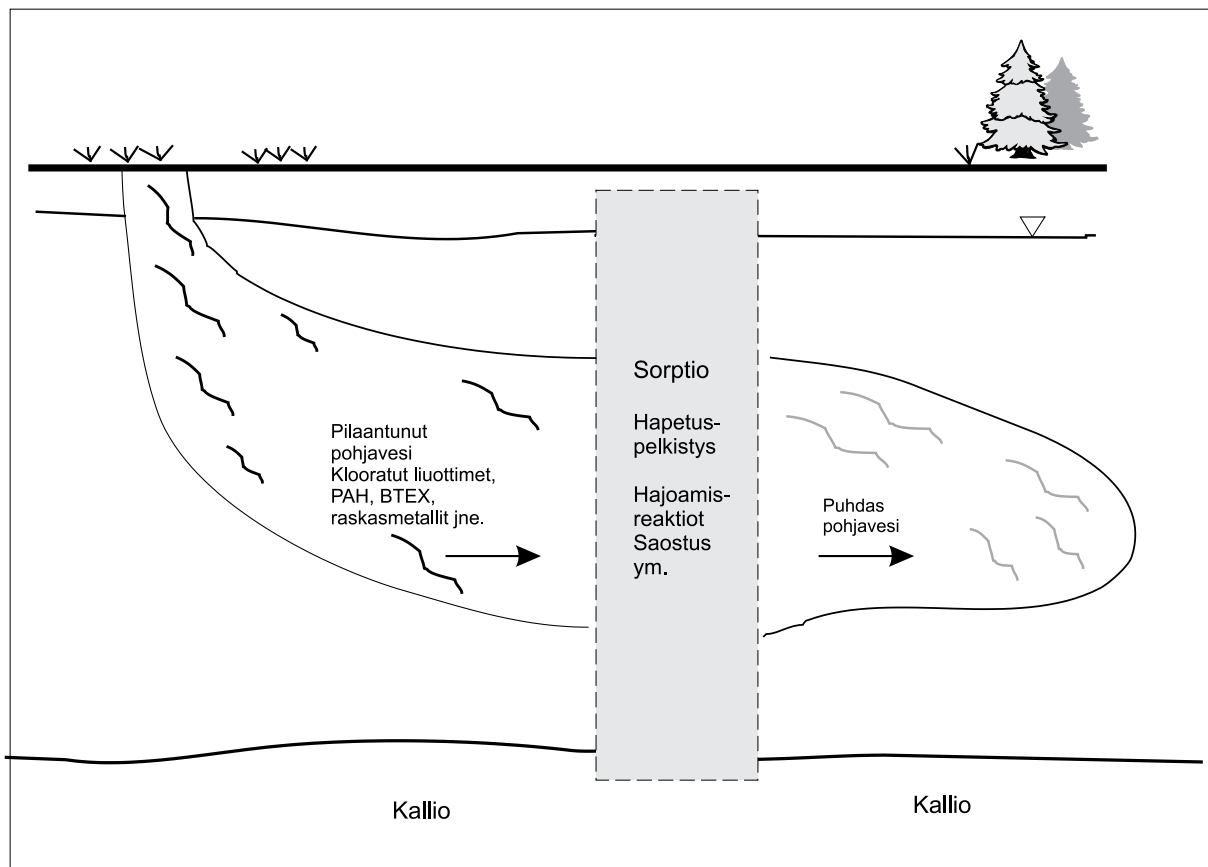
1 Johdanto

1.1

Reaktiivisen seinämän periaate

Reaktiivisella seinämällä tarkoitetaan maaperään asennettua, reaktiivista materiaalia sisältävää seinämärakennetta tai -vyöhykettä, jonka läpi pilaantunut pohjavesi johdetaan muuttamatta pohjaveden luonnollisia virtausreittejä. Pohjavesi puhdistuu, kun seinämän läpi kulkevat pohjaveteen

liuenneet haitta-aineet reagoivat reaktiivisen materiaalin kanssa tai sen katalysoimina ja muuntuvat samalla haitattomiksi tai alkuperäistä vähemmän haitallisiksi yhdisteiksi, pidättyvät seinämään tai muutoin immobilisoituvat (kuva 1).



Kuva 1. Reaktiivisen seinämän toimintaperiaate (Reinikainen 2003).

Reaktiivinen seinämä toimii passiivisesti, pohjaveden luontaista virtausta hyödyntäen. Tämän vuoksi sen käyttö ei vaadi jatkuvaa energiapanosta tai prosessin ohjausta. Sijainti maanpinnan alapuolella mahdollistaa alueen normaalin käytön asennuksen jälkeen. Menetelmän perusedellytyksenä on, että kohteen haitta-aineet kulkeutuvat suhteellisen helposti hallittavana vyöhykkeenä pohjavesivirtauksen mukana.

Menetelmän toistaiseksi yleisin sovellus on ollut klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistaminen raemuotoisen metalliraudan (Fe⁰) avulla. Tässä sovelluksessa rautamateriaali pelkistää (hajottaa) liuottimet haitattomaan muotoon elektrokemiallisesti. Menetelmä kehitettiin Kanadassa 1990-luvun alussa (Gillham ja O'Hannesin 1994) ja kanadalainen yritys EnviroMetal Technologies Inc (ETI) on patentoinut menetelmän. ETI:n kokoamien tietojen mukaan reaktiivista seinämää on käytetty pilaantuneen pohjaveden puhdistuksessa yli 150 kohteessa eri puolilla maailmaa (Vogan & Shaw 2008).

EnviroMetal Technologies Inc:in (2004) mukaan seinämämateriaalin on todettu säilyttävän reaktiokykynsä ja hydrauliset ominaisuutensa ainakin 10 vuoden ajan, ja ennusteiden mukaan puhdistuskyky voi säilyä jopa 30 vuotta. Joissakin kohteissa on kuitenkin havaittu pari vuotta seinämän asennuksen jälkeen huokosten lievää tukkeutumista seinämämateriaalin ja muodostuman aineksen rajapinnassa, minkä seurauksena virtausreitit ja viipymät seinämämateriaalissa ovat muuttuneet. Tukkeutumista ovat aiheuttaneet karbonaatti-, rautaoksidi- ja rautasulfidisaostumat. Biofilmien aiheuttamaa tukkeutumista ei ole havaittu (Liang ym. 2000; Kamolpornwijit ym. 2003; Liang ym. 2003).

Reaktiivisten seinämien kaksi yleisimmän käytettyä rakennetyyppiä ovat yhtenäinen seinämä (engl. continuous wall, continuous trench) ja kanavoitu seinämä (engl. funnel & gate). Yhtenäisessä seinämässä reaktiivista materiaalia on koko rakenteen laajuudessa ja seinämärakenne asennetaan siten, että koko haitta-ainevana kulkeutuu reaktiivisen materiaalin läpi. Kanavoitu seinämä on rakenne, joka koostuu läpäisemättömistä ohjausseinistä sekä yhdestä tai useammasta reaktiivista materiaalia sisältävästä portista (Gavaskar 1999). Myös erilaisia reaktorisovelluksia (engl. reactor vessel), jotka helpottavat rakenteen huoltoa ja reaktiivisen materiaalin regenerointia, on käytössä (USEPA 2002). Suurin osa Euroopassa rakennetuista sovelluksista on kanavoituja seinämärakenteita, kun taas Yhdysvalloissa ja Kanadassa käytetään enemmän yhtenäisiä seinämiä (Hermann Schad, esitelmä "Permeable Reactive Barriers in Europe" konferenssissa Permeable Reactive Barriers and

Reactive Zones, Rimini, Italia, 8.-9.11.2007). Osa-syinä tähän lienevät erilaiset geologiset olosuhteet ja kunnostettavien kohteiden laajuus ja pilaantuneisuusaste.

1.2

Klooratut liuottimet

Kloorattuja orgaanisia liuottimia ovat klooratut metaanit, etaanit ja eteenit. Ne ovat palamattomia ja pysyviä yhdisteitä, joilla on hyvä rasvojen ja öljyjen liuotuskyky. Tavallisimpia kloorattuja liuottimia ovat di-, tri- ja tetrakloorimetaani, 1,1,1-trikloorietaani sekä tri- ja tetrakloorieteeni (Mroueh 1993). Tetrakloorieteeniä (PCE) käytetään pääasiassa kemiallisissa pesuloissa tekstiilien puhdistukseen, ja trikloorieteenin (TCE) kanssa konepajoissa rasvojen liuotukseen. PCE ja TCE ovat värittömiä, helposti haihtuvia ja palamattomia, vettä raskaampia nesteitä. Molemmat yhdisteet ovat niukaliukoisia veteen. PCE ja TCE ärsyttävät ihoa ja suun sekä silmien limakalvoja. Pitkäaikainen altistuminen PCE:lle ja TCE:lle vaikuttaa keskushermostoon sekä voi joissain tapauksissa vahingoittaa maksaa ja munuaisia. PCE on jossain määrin eliöihin kertyvä, kun taas TCE ei ole merkittävästi biokertyvä yhdiste. Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen (509/2005) mukaan PCE ja TCE ovat karsinogeenisia aineita, TCE:n ollessa lisäksi mutageeninen. Dikloorieteeniä (DCE) käytetään lyijyllisen bensiinin lisäaineena sekä muovien valmistukseen (Kolari ja Salkinoja-Salonen 1993) ja vinyylidikloridia (VC) pääasiassa polyvinyylidikloridin (PVC) valmistukseen (WHO 1999).

Klooratut liuottimet voivat päästä maaperään mm. imeytymällä maanpinnalle tapahtuneesta päästöstä, vuotamalla maanalaisista säiliöistä ja putkistoista tai imeytymällä likakaivoista ja viemäreistä. Maanpinnalle sattuneesta liuotinpäästöstä osa haihtuu ilmaan, mutta osa imeytyy maaperään ja kulkeutuu syvempiin kerroksiin, missä ne saattavat esiintyä omana faasinan hienorakeisten maakerrosten ja savilinsien päällä (Kolari ja Salkinoja-Salonen 1993, Heiskanen 1994).

Klooratut liuottimet biohajoavat maaperässä hitaasti. Hapettomissa olosuhteissa tetrakloorieteeni ja trikloorieteeni biohajoavat metanogeenisten ja asetogeenisten mikrobien ja sulfaatinpelkistäjäbakteerien vaikutuksesta (Fetzner 1998), mutta vain harvat mikroorganismit (*Dehalococcoides ethenogenes*) pystyvät hajottamaan klooratut eteenit täysin haitattomiksi loppuhajoamistuotteiksi. Välihajoamistuotteet voivat olla ympäristölle ja terveydelle jopa haitallisempia kuin alkuperäinen yhdiste, esim. TCE:n välihajoamistuotteet 1,1-dikloorieteeni ja vinyylidikloridi ovat karsinogeenisia aineita (STM 509/2005).

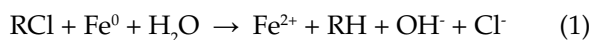
Vettä raskaampien kloorattujen liuottimien muodostamia haitta-aineita (DNAPL) on erittäin vai-

kea paikantaa, joten niillä pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kunnostustoimenpiteet ovat ongelmallisia. Vaikka osa haitta-aineista saataisiin poistettua maaperästä, jäänteitä DNAPL-faasista saattaa kulkeutua syvemmälle maakerrosten huokostilaan ja kallion rakoihin, joista se liukenee hitaasti pohjaveteen (Pankow ja Cherry 1996). Kloorattujen liuottimien fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien vuoksi perinteinen pohjaveden pumppaus ja puhdistaminen erillisessä käsittely-yksikössä ei ole toimiva puhdistusmenetelmä liuotinpilaantumistapauksissa. *In situ*-menetelmät kuten reaktiivinen seinämä (Reinikainen 2003) ja monitoroitu luontainen puhdistuminen (Tuomi ja Vaajasaari 2004) tai niiden yhdistelmä saattavat joissakin tapauksissa olla toteuttamiskelpoisin vaihtoehto.

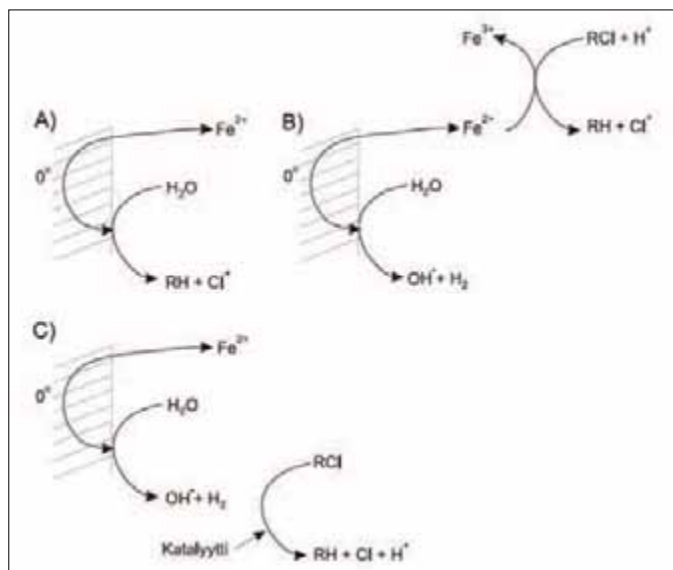
1.3

Kloorattujen hiilivetyjen hajotus metallisen raudan avulla

Raudan läsnä ollessa tapahtuva pohjaveden puhdistusprosessi voidaan kuvata raudan hapettumisen ja klooriyhdisteen pelkistymisen nettoreaktion, jossa hiilivety-molekyylin klooriatomi korvautuu vetyatomilla eli tapahtuu reaktiivinen deklorinaatio:



Klooriyhdisteen pelkistyminen voi tapahtua a) rautamateriaalin pinnalla suoraan elektronin siirtoon perustuen, b) raudan hapettuessa syntyvän Fe^{2+} -ionin aikaansaamana ja c) veden pelkistyessä muodostuvan vetykaasun katalysoimana (kuva 2). Mekanismeista suora elektronin siirto rautapinnalla on todettu selvästi merkittävimäksi (Matheson & Tratnyek 1994).



1.4

Rautarakeiden reaktiokyvyn säilyminen

Kun metallinen rauta on kontaktissa veden kanssa, raudan pinnalla tapahtuu useita reaktioita kuten hapetus-pelkistysreaktioita, mineraalien saostumisia ja kemiallisia tasapainoreaktioita. Reaktiivisen seinämän reaktiivisuuden säilymiseen vaikuttavat monet puhdistettavalle kohteelle ominaiset kemialliset ja biokemialliset tekijät, kuten ympäristön pH ja alkaliniteetti, mineraalisaostumien, orgaanisen aineksen ja rautamateriaalin korroosiotuotteiden määrä, mikrobin aktiivisuus (Liang ym. 2000), pohjaveden virtausnopeus (Vogan ym. 1999) sekä pohjaveden viipymäaika seinämässä (Mackenzie ym. 1999). Reaktiivisen seinämän pitkäikäisyys riippuu oleellisesti myös seinämän reaktiivisen materiaalin kyvystä luovuttaa elektroneja (Farrell ym. 2000). Reaktiivisen seinämän reaktiivisuuden heikentymistä kuvaa hajoamisnopeuksien hidastuminen ajan kuluessa (Klausen ym. 2003). Kloorattuja hiilivetyjä vahvempien hapettimien, kuten nitraatin ja kromaatin, läsnäolo voi hidastaa kloorattujen hiilivetyjen pelkistymistä vahvempien hapettimien pelkistyessä ensin korrodoiden ja passivoiden rautamateriaalia (Schlicker ym. 2000).

Rauta hapettuu eli korrodoituu joutuessaan kosketuksiin vesiliuoksen kanssa. Korroosiotuotteen laadulla on suuri merkitys reaktiivisen seinämän reaktiivisuuden säilymisen kannalta, sillä osa syntyneistä yhdisteistä estää elektronien siirtymisen kokonaan ja osa ei.

Reaktiivisiin seinämiin muodostuvien mineraalisaostumien laatu riippuu ympäristön olosuhteista, jotka vaihtelevat paljon. Pohjaveden liuenneet spesiekit ovat mineraalisaostumien pääkom-

Kuva 2. Reduktiivisen deklorinaation oletetut mekanismit Fe- H_2O -systeemissä:
 A) suora elektronin siirto metalliraudalta rautamateriaalin pinnalla;
 B) raudan hapettuessa syntyvän Fe^{2+} -ionin aikaansaama pelkistyminen;
 C) veden pelkistyessä muodostuvan vetykaasun katalysoima pelkistyminen (Matheson & Tratnyek 1994).

ponentteja. Liuenneen hapen määrän kasvu voimistaa rautaoksidien saostumista (Liang ym. 2000), mikä johtaa seinämän huokostilan osittaiseen tukkeutumiseen ja hydraulisen johtavuuden heikentymiseen (Mackenzie ym. 1999). Kohonneen pH:n vaikutuksesta karbonaattipitoisissa vesissä karbonaatin puskurointireaktiossa tasapaino siirtyy karbonaatti-ionin puolelle ja muodostuu karbonaattisaostumia (Reardon 1995, Mackenzie ym. 1999, Vogan ym. 1999).

Rautamateriaalin pinnalle voi muodostua erilaisia passiivisia filmejä, jotka estävät elektronin siirron ja passivoittavat reaktiivista seinämää. Seinämissä käytetyt rautamateriaalit ovat harvoin täysin puhdasta rautaa, ja sisältävät usein passiivisen oksidikerroksen (pääasiassa Fe_2O_3), joka on syntynyt teollisuuden prosessien aikana korkeassa lämpöti-

lassa (Ritter ym. 2002). Passivoivia oksidikerroksia on onnistuttu poistamaan mm. ultraäänen avulla (Ruiz ym. 2000). Mikrobin toiminta voi heikentää reaktiivisen seinämän reaktiivisuutta muodostamalla biofilmejä rautamateriaalin pinnalle tai saostamalla mineraaleja. Mikrobit voivat toisaalta myös edistää elektronien siirtymistä rautamateriaalilta pohjaveteen poistamalla raudan pinnalta sitä suojaavaa H_2 -kerrosta, sillä H_2 on hyvä energianlähde mikrobeille hapettomissa olosuhteissa. Pohjavesissä, joissa on heikko puskurointikyky, pH:n kasvu heikentää mikrobin toimintaa ja edelleen biofilmiin muodostumista. Vastaavasti pohjavesialueilla, joilla puskurointikyky on korkea, pH-olosuhteet pysyvät lähellä neutraalia ja biofilmiin muodostus on voimakkaampaa (Liang ym. 2000).

2 Tutkimusalue ja tavoitteet

RESET-hankkeen tavoitteena on ollut tuottaa tietoa ja uusia ratkaisuja vaikeisiin pohjaveden pilaantumistapauksiin, joissa perinteiset menetelmät on todettu kalliiksi ja tehottomiksi.

Hankkeen pää tavoitteina ovat olleet:

1) selvittää reaktiivinen seinämä – tekniikan käyttökelpoisuutta pohjaveden puhdistuksessa Suomen geologisissa ja ilmastollisissa olosuhteissa koekohteeseen asennettavan seinämärakenteen avulla;

2) tutkia kotimaisen rautamateriaalin toimivuutta klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä ja kehittää seinämämateriaalien testausmenetelmiä;

3) esittää kriteerit, joilla reaktiivisen seinämän soveltuvuutta pohjaveden puhdistamiseen erilaisissa pilaantumistapauksissa voidaan arvioida.

Projektin pitkän aikavälin kehitystavoitteena on ollut ohjata pilaantuneiden alueiden riskinhallintaa Suomessa entistä kustannustehokkaampiin ja ekologisesti kestävämpiin menettelyihin.

Hankkeen tutkimusalueen valintakriteerinä oli, että projektin tuloksia voidaan hyödyntää mahdollisimman laajasti tulevaisuudessa puhdistushankkeissa paitsi kloorattujen liuottimien myös muiden haitta-aineiden aiheuttamissa pilaantumistapauksissa. Oriveden aseman kylässä sijaitseva pohjavesialue (kuva 3), johon koeseinämä asennettiin, edustaa geologisilta olosuhteiltaan tyypillistä vedenhankintakäytössä olevaa pohjavesiesiintymää.

Asemanseudun pohjavesialue (Britschgi ja Gustafsson 1996) on poistettu sekä vedenhankintakäytöstä (vuonna 1981) että ympäristöhallinnon pohjavesialueluokituksesta (vuonna 2000) alueella havaittujen jäteveden ja tiesuolauksen aiheuttamien pohjaveden pilaantumistapausten vuoksi. Liuottimien aiheuttama pilaantuminen havaittiin vuonna 1999, jolloin alueella sijaitsevan vanhan pesula-alueen porakaivon vedestä analysoitiin silloisen talousveden raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia tetrakloorieteeniä sekä vähäisiä määriä trikloorieteeniä (raja- arvot TCE 70 µg l⁻¹, PCE 40

µg l⁻¹, 1,2DCE 50 µg l⁻¹, Sosiaali- ja terveysministeriö 1994). Liuottimet ovat peräisin kemiallisesta pesulasta, joka toimi alueella 1959-1989. Trikloorieteeniä käytettiin pesuaineena vuosina 1959-1972 ja tetrakloorieteeniä 1972-1989 (Nevala 2000). Nykyisen talousvesiasetuksen (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000) laatuvaatimusten mukaan talousvedessä saa olla enimmillään tetra- ja trikloorieteeniä yhteensä 10 µg l⁻¹. Oriveden Asemanseutu on kunnallisen vedenhankinnan piirissä, joten alueella sijaitsevat yksityiset kaivot eivät ole talousvesikäytössä.

Maanmittauslaitos lupa nro 7/MML/09.



Kuva 3. Oriveden Asemanseudun pohjavesialue.

3 Materiaalitutkimukset

Oriveden koekohteessa käytettävä materiaali valittiin esitestien ja monivaiheisten kolonnikokeiden tulosten perusteella (Järvikivi 2004). Lähtökohtana oli materiaalin helppo saatavuus ja edullinen hinta ja että materiaalia ei tarvitsisi esikäsitellä, joten rautamateriaalin tuli olla mahdollisimman puhdasta ja reaktiivista. Tavoitteena oli löytää kotimainen koekohteen seinämään soveltuva rautamateriaali.

Materiaalitutkimuksia tehtiin Valtion teknillisessä tutkimuskeskuksessa (VTT) ja Helsingin yliopistossa (HY). VTT selvitti erilaisten rautamateriaalien soveltuvuutta klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä sekä koeseinämässä käytetyn rautamateriaalin pitkäaikaistoimivuutta (Eskola 2007). HY:ssa tutkittiin rautamateriaalin reaktiivisuutta tapahtuvia muutoksia sen altistuessa koekohteen pohjavedelle (Hjorth 2007).

3.1

Kolonnikokeet

Esitesteissä kartoitettiin raudan reaktiivisuutta ja ympäristökelpoisuutta ravistelutestein ja kemiallisin analyysimenetelmin (Järvikivi 2004). Lisäksi tutkittiin erilaisten esikäsitelymenetelmien vaikutusta raudan reaktiivisuuteen. Testattaviksi rautamateriaaleiksi valittiin kolme ulkomaista kaupallista ja viisi kotimaista jäte- tai prosessien sivutuotemateriaalia. Referenssimateriaaliksi valittiin Waterlooossa, Kanadassa toimivan Envirometal Technologiesin menestyksellä käyttämä Connelly – GPM:n valmistama rautamurska.

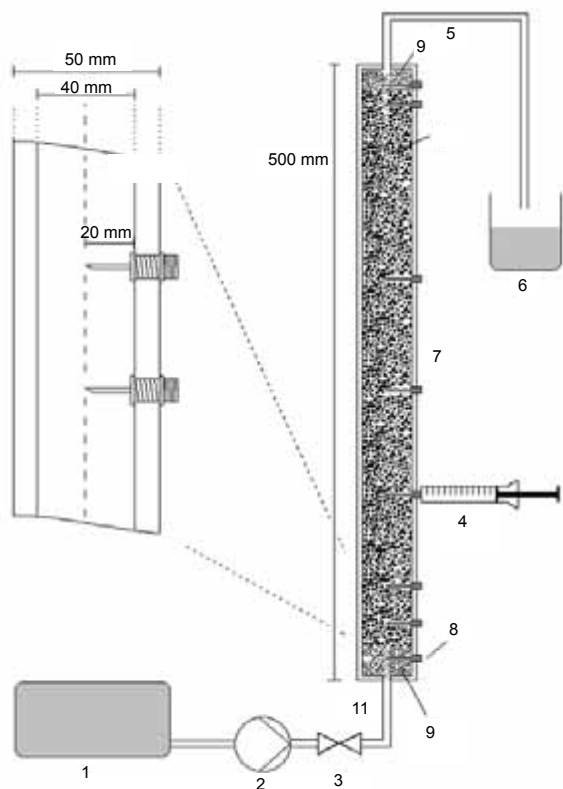
Analyysitulosten perusteella valittiin sovellukseen sopivimmat materiaalit kolonnikokeissa tehtäviä tutkimuksia varten. Kolonnikokeilla määritettiin haitta-aineiden hajoamisnopeudet kahdella materiaalilla sekä tutkittiin lämpötilan ja kohteen pohjaveden kemiallisen koostumuksen vaikutusta haitta-aineiden hajoamisnopeuksiin. Kolonnikokeiden tulosten perusteella valittiin materiaali Orivedelle rakennettavaan koeseinämään. Kolonnikokeista

saatua tietoa hyödynnettiin myös seinämän mitoituksessa (Eskola 2007).

Kolonnikokeissa johdettiin vettä reaktiivista materiaalia sisältävän kolonnin läpi ja tutkittiin haitta-aineiden hajoamisnopeutta olosuhteissa, jotka muistuttivat ravistelutestejä paremmin oletettuja kenttäolosuhteita mm. virtausnopeuden suhteen. Haitta-aineiden ja reaktioiden välituotteiden pitoisuudet määritettiin kolonnin eri kohdissa ottamalla näytteitä kolonnin kyljessä olevista näytteenottoporteista (kuva 4). Näytteet otettiin syöttövesipussista, sisäänmenosta, 8 näytteenottoportista sekä ulostulosta. pH, redox ja johtokyky määritettiin vain sisään- ja ulostuloista. VTT:n kolonnikokeiden menetelmäkuvaus on raportoitu Teknillisen korkeakoulun Kemian tekniikan osaston diplomityössä (Järvikivi 2004) sekä erillisessä RETESTI2-loppuraportissa (Eskola 2007).

Kolonnitestien ensimmäisessä osassa suoritettiin 6 kolonnikoeetta, joista yksi oli ns. nollakolonne. Nollakolonnin tarkoituksena oli tarkastella koejärjestelyjen toimivuutta ja arvioida eri virhelähteitä. Yksi koe tehtiin käyttäen koekohteen pohjavettä ja loput käyttäen keinotekoisia haitta-aineilla terästettyä vettä. Koska koealueella havaitut haitta-aineiden enimmäispitoisuudet olivat 990 µg/l (PCE) ja 130 µg/l (TCE), kokeissa tetrakloorieteenin (PCE) pitoisuus säädettiin välille 1000-2000 µg/l. Kokeet suoritettiin, yhtä lukuun ottamatta, huoneenlämpötilassa (n. 24 °C). Keinotekoisella vedellä tehtiin kokeita myös lämpötilassa 6-8 °C, mikä edustaa keskimääräistä pohjavesikerroksen lämpötilaa. Kokeiden kesto oli 1,5-2 kuukautta (Eskola 2007).

Kolonnitestien toisessa vaiheessa selvitettiin veden sisältämien kemiallisten komponenttien ja lämpötilan vaikutusta raudan kykyyn hajottaa tetrakloorieteeniä (PCE) pitkällä aikavälillä. Korroosiotuotteet, mineraalisuostumat ja biomassan kasvu (kokonaissolumäärä) tutkittiin rautamateriaalista kolonnikokeiden päätyttyä, jotta voitiin arvioida em. tekijöiden vaikutus raudan reaktiivi-



Kuva 4. Kolonnin pelkistetty rakenne (Järvikivi 2004).

1. Teflonpussi
2. Peristalttipumppu
3. Takaiskuventtiili
4. Lasinen näytteenottoruisku
5. ja 11. Teflon- ja Viton-letkut
6. Jäteastia
7. Kolonni
8. Näytteenottoportti
9. Lasivillasuodatin
10. Reaktiivinen rautamateriaali

suuteen. Raudan mineraalisaostumien ja korroosiotuotteiden tutkiminen toteutettiin Helsingin yliopiston Geologian laitoksen Pro Gradu-työssä (Hjorth 2007).

3.2

Reaktiokyvyn säilymisen tutkimukset

Reaktiivisen seinämän rautamateriaalin reaktiivisuuden säilymistä tutkittiin selvittämällä koekohteen ympäristön geokemiallisia olosuhteita maanäytteiden avulla sekä rautamateriaaliin muodostuvien mineraalisaostumien ja korroosiotuotteiden vaikutusta rautamateriaalinäytteistä. Maanäytteet (15 kpl) kairattiin Oriveden tutkimusalueelta kuudesta näytepisteestä syvyydestä 1,6-14,0 m maan pinnan alapuolelta. Maanäytteistä määritettiin mineraloginen ja kemiallinen koostumus (Hjorth 2007). Rautamateriaalinäytteitä otettiin yhteensä 45 kpl VTT:n suorittamien kolonnikokeiden (Eskola 2007) materiaaleista.

Maanäytteiden lajitekoostumus, mineralogia ja kemiallinen koostumus selvitettiin seulomalla, optisesti hieiden avulla, röntgendiffraktiolla ja röntgenfluoresenssilla. Kuivaseulotuista näytteistä tehtiin ohuthieet 1-2 mm:n fraktiosta kivilajien ja mineralogian tutkimiseksi. Ohuthieet skannattiin ja saadun kuvan sekä optisen mikroskopoinnin

avulla kivilajirakeet luokiteltiin kolmeen vaaleiden ja tummien mineraalien määrausuhteita kuvaavaan luokkaan. Hienoaineksen mineraalikoostumuksen määrittämiseksi pesuseulotuista näytteistä seulottiin ennen pesuseulontaa erilleen alle 2 mm:n aines, josta otettiin edustavat osanäytteet neliöimismenettelmällä röntgendiffraktioanalyysia varten. Maaperänäytteiden kemiallinen koostumus määritettiin röntgenfluoresenssin avulla (Hjorth 2007).

Rautamateriaalinäytteitä otettiin kahdeksasta eri kolonnista, joiden koeolot vaihtelivat käytetyn veden, lämpötilan ja lisättyjen ionien mukaan. Korroosiotuotteiden ja mineraalisaostumien mineralogaa tutkittiin röntgendiffraktion avulla. Rautamateriaalinäytteiden korroosiotuotteiden ja mineraalisaostumien kemiallisten sidosten luonnetta tutkittiin infrapunaspektrometrisesti. Rautamateriaalinäytteiden korroosiotuotteiden ja mineraalisaostumien kemiallista koostumusta selvitettiin elektronimikroskoopin ja mikroanalyyttisaattorin avulla. Rautamateriaalinäytteistä tehtiin mikroanalyyttisaattoria varten kiillotettuja pintahieitä. Hieitä tarkasteltiin ja kuvattiin ensin heijastavan mikroskoopin avulla, jonka jälkeen ne päällystettiin hiilellä, kuvattiin elektronimikroskoopilla ja analysoitiin mikroanalyyttisaattorilla. Muuttumiskehien paksuuksia rautamateriaalin reunoilla mitattiin elektronimikroskoopilla otetuista kuvista (Hjorth 2007).

Materiaalin valinta

Karakterisointitestien, ravistelutestien ja kolonnikokeiden tulosten (Järvikivi 2004) perusteella Oriveden koekohteen materiaaliksi valittiin MetsoFoundriesin sorvinlastu, joka on Rautpohjan valimolla paperikoneen telojen työstämisessä sivutuotteena syntyvää rautarouhetta (kuva 5). Sorvaus suoritetaan kuivana, joten sorvinlastujen seassa ei ole öljyisiä leikkuunestejäämiä. Näin ollen materiaali on riittävän puhdasta eikä sitä tarvitse esikäsitellä ennen seinämän asennusta. Sorvinlastut koostuvat noin 10x2 mm lastuista, jotka muodostavat 6–12 lastun ryppäitä. Kloorattujen liuottimien puoliintumisaika MetsoFoundriesin sorvinlastuilla tehdyissä kokeissa oli 1 tunti tetrakloorieteenillä ja 2 tuntia trikloorieteenillä (Eskola 2007).



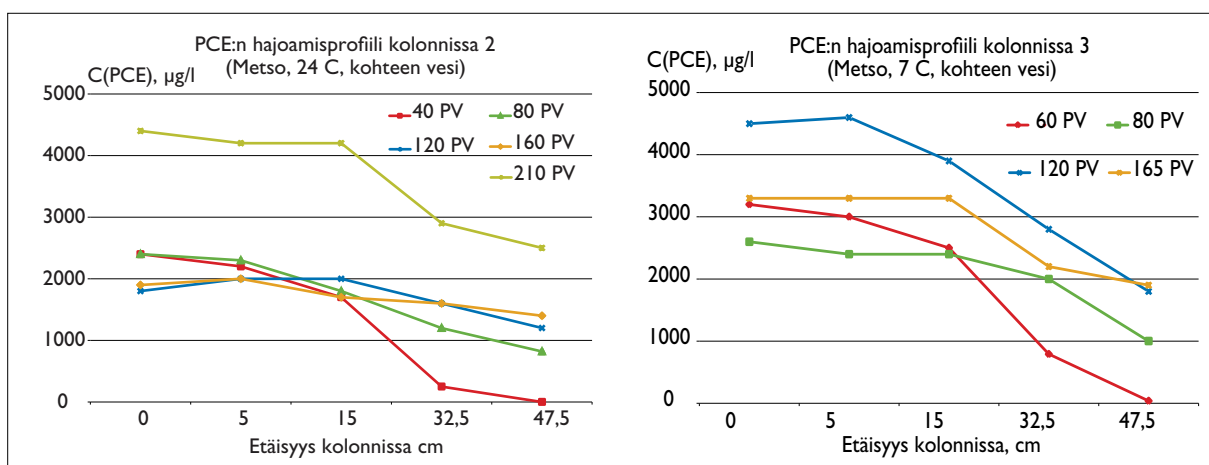
VT

Kuva 5. MetsoFoundries:n sorvinlastumateriaali (Eskola 2007).

Materiaalin reaktiivisuus

Materiaalitestien toisessa vaiheessa tehtiin pitkän aikavälin kolonnikokeita materiaalin pitkäaikais-toimivuuden selvittämiseksi. Kokeissa käytettiin pääsääntöisesti Oriveden koekohteen pohjavettä, jonka PCE-pitoisuus säädettiin tasolle 2-3 mg/l. Pitkän aikavälin kolonnikokeita tehtiin seitsemällä kolonnilla, ja kokeiden kesto oli 2,5-8 kk (Eskola 2007). Lämpötilan vaikutus haitta-aineiden hajoamiseen osoittautui oletettua vähäisemmäksi (kuva 6). Kokeissa PCE:n puoliintumisaika oli ainoastaan 1,6 – 2 -kertainen, kun koelämpötila laskettiin 24:stä 7:ään °C-asteeseen. Toisaalta myös passivoituminen eteni hieman hitaammin 7 °C lämpötilassa (Eskola 2007).

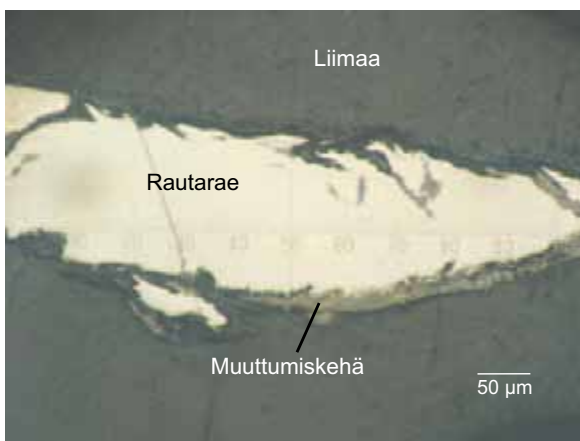
Koska Oriveden alueella veden nitraatti- ja sulfaattipitoisuudet ovat jonkin verran valtakunnallista mediaania korkeampia (Kivimäki ym. 2006) ja nämä yhdisteet ovat tunnetusti mahdollisia rautamateriaalia passivoivia tekijöitä (Schlicker ym. 2000; Liang ym. 2003; Farrell ym.2000; Ritter ym. 2003; Vogan ym. 2006), tehtiin kaksi koetta, joissa toiseen kolonniin ajettiin nitraattipitoista (25 mg/l) vettä ja toiseen sulfaattipitoista (40 mg/l) vettä niin pitkän ajan, että kummassakin kolonnissa koko huokostilavuuden vesi vaihtui 80 kertaa. PCE:n hajoamiskokeiden tulosten perusteella nitraatilla ei havaittu olevan vaikutusta raudan reaktiivisuuteen, mutta sulfaatin läsnäolo hidasti hieman reaktiota (Eskola 2007). Tämä tulos oli ristiriidassa rautamateriaalin korroosiotuotteiden ja mineraalisaostumien analyysitulosten kanssa.



Kuva 6. PCE:n hajoamisprofiilit Metson raudalla eri lämpötiloissa kokeen eri vaiheissa (Eskola 2007).

Nitraattikolonnin rautalastuista irtosi ultraäänikäsitteilyllä enemmän saostumia kuin sulfaattikolonnin lastuista. Nitraattikolonnin alkupään näytteissä sakan prosentuaalinen osuus sakan ja rakeiden muodostamasta kokonaispainosta oli 0,35 %, kun sulfaattikolonnin vastaavassa näytteessä sakan osuus oli 0,06 %. Lisäksi sakan mineraalikoostumus oli erilainen; sulfaattikolonniissa pääasiallinen korroosiotuote oli magnetiitti, joka ei ole rautaa passivoiva. Nitraattikolonniissa muodostui magnetiitin lisäksi raudan reaktiivisuutta passivoivia maghemiittia ja lepidokrokiittia. Nämä tulokset viittaavat siihen, että nitraattikolonniissa passivoituminen oli runsaampaa (Hjorth 2007). Tämä havainto on yhdenmukainen Devlinin ja Allinin (2005) tulosten kanssa, joiden mukaan veden kohonnut sulfaattipitoisuus parantaa rautamateriaalin reaktiokykyä.

Korroosiotuotteiden laadulla on suuri merkitys reaktiivisen seinämän reaktiivisuuden säilymisen kannalta, sillä osa syntyneistä yhdisteistä estää elektronien siirtymisen kokonaan ja osa ei. Reaktiivisen seinämän aktiivisuus säilyy, jos elektronit pääsevät siirtymään pohjaveteen ja pelkistämään siinä olevia haitallisia yhdisteitä. Korkeavalenssiset rautayhdisteet (esim. maghemiitti ja hematiitti) ovat kokonaan passivoivia, kun taas alemman valenssin rautayhdisteet (esim. magnetiitti ja vihreä ruoste) sallivat elektronien siirtymisen (Ritter ym. 2002). Hjorthin materiaalitutkimusten tulokset osoittivat, että kolonnikokeissa käytetyn veden lienneet komponentit vaikuttivat korroosiotuotteiden määrän ohella niiden koostumukseen. Ionivaihdettua vettä käytettäessä muodostuva sakka koostui lähinnä raudan oksideista (magnetiitti, maghemiitti) sekä lepidokrokiitista, kun taas Oriveden koekohteen vesi aiheutti goethiitin muodostumista. Goethiitti, maghemiitti ja lepidokrokiitti toimivat eristeinä ja aiheuttavat raudan pinnalla toimivien reaktioiden hidastumista (Hjorth 2007).



Kolonnikokeissa osasyynä reaktioiden hidastumiseen oli kolonneissa tapahtunut biomassan kasvu, joka oli silmin havaittavissa jo noin kuukauden ajon jälkeen. Biofilmi koostui levä- ja bakteerikasvustosta. Kasvustoa muodostui riippumatta käytetystä vedestä (koekohteen vesi ja ionivaihdettu) ja koelämpötilasta (24 ja 7 °C). Rautanäytteistä uutettu ja määritetty bakteerien kokonaissolumäärä oli suurempi jokaisen kolonnin alkupään ensimmäisessä näytteessä, minkä jälkeen solumäärä laski noin kymmenesosaan. Kokonaissolumäärä vaihteli tasolla $6 \times 10^6 - 2 \times 10^9$ kpl/g (Eskola 2007). Biofilmin syntyä edesauttavaa valoa ei pohjavesikerroksessa kuitenkaan ole, joten kasvustot jäänevät maastokohteessa vähäisemmiksi. Seinämän olosuhteissa viihtyviä mikro-organismeja ovat mm. anaerobit sulfaatinpelkistäjäbakteerit. Kloorattujen liuottimien kemiallisessa hajoamisprosessissa vapautuu vetyä (H_2). Tiedetyt bakteerit (homoasetogeenit) tuottavat vapautuvasta vedystä ja hiilidioksidista asetaattia. Asetaatin muodostuminen voi kiihdyttää nitraatin- ja sulfaatinpelkistäjäbakteerien ja metanogeenien (metaania tuottavat mikro-organismit) toimintaa (Pedro Alvarez, esitelmä "Iron-Based Bioremediation of Aquifers Contaminated with Oxidized Pollutants" konferenssissa Permeable Reactive Barriers and Reactive Zones, Rimini, Italia, 8.-9.11.2007).

Orivedelle rakennetussa reaktiivisessa seinämässä virtaavasta vedestä otettiin lokakuussa 2006 näytteitä bakteerien kokonaissolulukumäärän selvittämiseksi DAPI-värijäyksen avulla. Pohjavedessä ennen seinämää kokonaissolulukumäärä oli $2,2 \times 10^6 - 3,0 \times 10^6$ solua/ml. Seinämässä virtaavassa vedessä kokonaissolulukumäärä oli merkittävästi pienempi: seinämän alkupäässä $5,4 \times 10^5$ solua/ml ja loppupäässä $3,3 \times 10^5$ solua/ml (Suomen ympäristökeskus 2008). Virtaavassa vedessä yksittäisinä soluina esiintyvät mikro-organismit edustavat vain pientä osaa vedellä kyllästyneen kerroksen mikrobipopulaatiosta, josta suurin osa on kiinnittyneenä mineraalirakeiden pinoille. Solut eivät kuitenkaan ole kiinnittyneet lujasti, joten ne irtoavat välillä yksittäisiksi soluiksi virtaavaan veteen (Madsen ja Ghiorse 1993). Vedessä esiintyvien bakteerisolujen kokonaismäärän lasku seinämässä voi selittyä osaksi olosuhteiden nopealla muutoksella (pH:n nousu 5,8:sta 9,8:aan, happipitoisuuden ja redox-potentiaalin lasku) ja osaksi kiinnittymisellä "tuoreen" rautamateriaalin rakeiden pinoille.

Kuva 7. Mikroskooppikuva muuttumiskehästä rautarakeen pinnalla (Hjorth 2007).

4 Pilottikohde: Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue

4.1

Historia

Kloorattujen eteenien aiheuttama pilaantuminen Oriveden Asemanseudun pohjavesialueella havaittiin vuonna 1999 (Nevala 2000), jolloin alueella sijaitsevan vanhan pesula-alueen porakaivon vedestä analysoitiin silloisen talousveden raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia tetrakloorieteeniä sekä vähäisiä määriä trikloorieteeniä (raja-arvot TCE 70 µg/l, PCE 40 µg/l, Sosiaali- ja terveysministeriö 1994). Nykyisen talousvesiasetuksen (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 461/2000) laatuvaatimusten mukaan talousvedessä saa olla enimmäkseen tetra- ja trikloorieteeniä yhteensä 10 µg/l. Liuottimien todettiin olevan peräisin kemiallisesta pesulasta, joka toimi alueella 1959-1989. Trikloorieteeniä käytettiin pesuaineena vuosina 1959-1972 ja tetrakloorieteeniä 1972-1989. Tehtyjen tutkimusten ja pesulatoiminnan historiaselvitysten perusteella on todennäköistä, että pesulakiinteistön maa- ja kallioperässä sijaitsee edelleen liuotinfaseja, joista aineita liukenee hitaasti pohjaveteen aiheuttaen alueen pohjaveden jatkuvaa pilaantumista.

Oriveden kaupunki on kesällä 2002 purkanut kiinteistöllä olevat rakennukset sekä poistanut romujätteen. Pilaantuneen pohjaveden kunnostus on suunniteltu tehtävän kahdessa vaiheessa. Ensimmäinen vaihe käsittää reaktiivisen seinämän rakentamisen. Toisessa vaiheessa keskitytään itse pesulakiinteistön alueeseen, missä käytetään huokosilmatekniikkaa sekä tehdään massanvaihtoa.

4.2

Taustatietojen kokoaminen

Nevalan (2000) opinnäytetyön lisäksi käytössä olivat Oriveden pesula-alueen tutkimuksista Suomen IP-Tekniikka Oy:n tutkimusraportit (Sarkkila 2002a ja 2002b, 2003, Sarkkila ja Lempinen 2001,

2003). Pirkanmaan ympäristökeskus toimitti kairustiedot ja havaintoputkikortit sekä alueelta aikaisemmin otettujen pohjavesinäytteiden analyysitulokset. Tiehallinnon Hämeen tiepiiri toimitti Oriveden tukikohdan ympäristöteknisen perusselvityksen (Vallila ja Pulkkinen 2002) sekä jatkotutkimusraportin (Vallila 2003). Kallioperän ja maaperän koostumuksen vaikutus pohjaveden geokemiallisiin ominaisuuksiin arvioitiin alueellisten kartoitustulosten (Koljonen 1992; Kujansuu ym. 1981) ja Suomen ympäristökeskuksen pohjavesiasema-aineiston perusteella (Soveri ym. 2001).

Syksyllä 2003 pidettiin alueen asukkaille tiedotustilaisuus RESET-tutkimuksen tavoitteista ja toteuttamisesta. Tiedotustilaisuuden yhteydessä koottiin asukkailta lisätietoa alueen yksityisistä kaivoista ja niiden antoisuuksista, lähteiden sijainnista ja alueella tapahtuneesta maa-aineksenotosta. Maa-aineksen oton laajuutta arvioitiin myös ilmakuvista vuosilta 1963 ja 1998 (Maanmittauslaitos).

4.3

Maastotutkimukset

Asemanseudun pohjavesialueella tehtiin 1999-2003 tutkimuksia pilaantumisen laajuuden selvittämiseksi (Sarkkila 2002a ja 2002b, 2003; Sarkkila ja Lempinen 2001, 2003). Elokuussa 2003 aloitettiin täydentävät pohjavesitutkimukset koeseinämän sijainnin ja mitoituksen suunnittelua varten (tutkimuslinjat ja havaintopisteet kuvissa 8 ja 12). Täydentävissä pohjavesitutkimuksissa vuosina 2003-2006 käytettyjä menetelmiä olivat:

- maaperäkairaukset ja maanäytteiden otto (Pirkanmaan ympäristökeskus ja Tieliikelaitos);
- kallion rikkonaisuusvyöhykkeiden tulkinta aeromagneettiseen aineistoon perustuen (Geologian tutkimuskeskus, Airo 2003);
- painovoimamittaukset tihennetyllä (5 m) pistevälillä (Geologian tutkimuskeskus, Elo 2003 ja Valli 2003);

- maatutkaluotaukset (Roadscanners Oy, Silvast 2003);
- seismiset luotaukset (Geologian tutkimuskeskus, Lehtimäki 2004);
- vastusluotaukset (Geologian tutkimuskeskus, Huotari ja Vanhala 2004);
- kallioporakaivojen videointi kivilajin, heikkousvyöhykkeiden ja rakoilun selvittämiseksi (Kivikonsultit Oy, Ikävalko 2003);
- vedenjohtavuuden in situ -mittaukset (slug-testit, packer-testit) (Suomen ympäristökeskus ja Maa ja Vesi Oy /Jaakko Pöyry Infra);
- merkkiainekokeet kloridilla (Suomen ympäristökeskus);
- vesimenekikokeet (Tieliikelaitos);
- pohjavesinäytteenotto (Pirkanmaan ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus);
- pohjavedenpinnan mittaus (Pirkanmaan ympäristökeskus ja Suomen ympäristökeskus);
- putkimittaukset YSI-moniparametrimittareilla (lämpötila, happipitoisuus, redox-potentiaali, sähkönjohtokyky ja pH) (Suomen ympäristökeskus);
- pohjaveden virtauksen ja liuottimien kulkeutumisen mallintaminen Modflow-ohjelmistolla (Suomen ympäristökeskus).

Täydentävien pohjavesitutkimusten avulla tarkennettiin tietoja Oriveden koekohteen hydrogeologiasta ja haitta-aineen kulkeutumisesta (Suomen ympäristökeskus 2004 ja 2005). Vuonna 2004 valittiin paikka reaktiiviselle seinämälle, joka rakennettiin kevään-alkukesän aikana 2006.

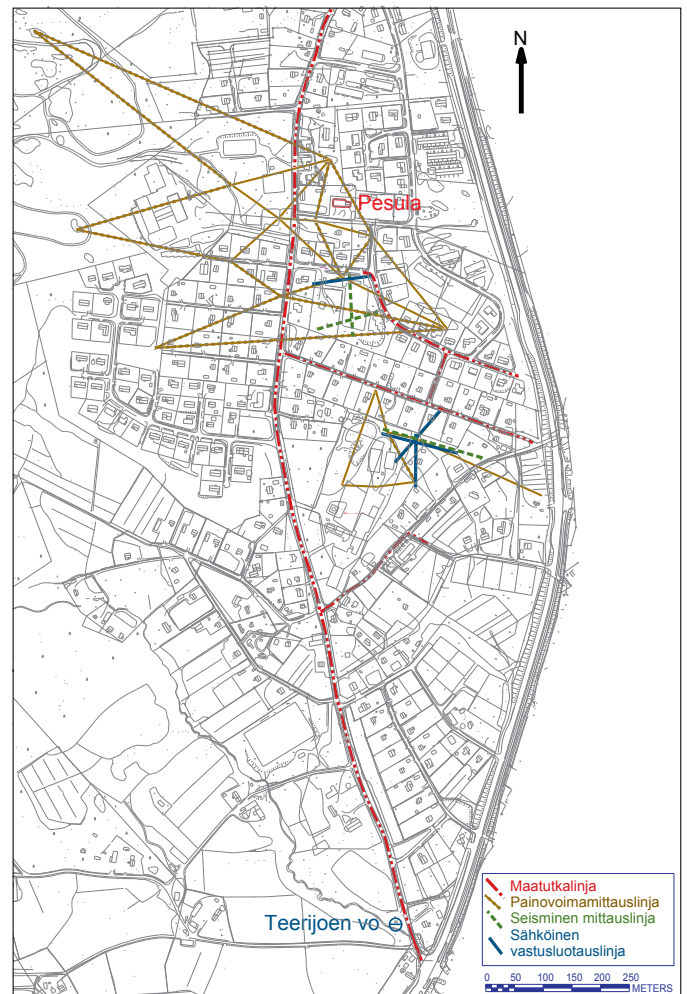
- seinämän mitoituspäätökset: VTT ja Suomen ympäristökeskus
- seinämän rakennesuunnittelu: Suomen IP-Tekniikka Oy (Sarkkila 2006)
- seinämäkiinteistön omistaja: Oriveden kaupunki
- seinämän rakennuttaja: Pirkanmaan ympäristökeskus
- seinämäurakoitsija: Tieliikelaitos, Hämeen palveluyksikkö
- seinämän toimivuuden seuranta: Suomen ympäristökeskus ja Pirkanmaan ympäristökeskus

Seinämän toimivuutta seurattiin vuoden ajan kuukausittaisella näytteenotolla ja pohjavedenpinnan käsittelyillä. Kohteessa oli käytössä 3 kpl jatkuvatoimisia pohjaveden laadun moniparametrimittareita (YSI 600 XLS). Diver-tyyppisiä pohjavedenpinnan jatkuvatoimisia mittareita oli kolmessa havaintoputkessa.

Geologinen maastokartoitus ja kaivoinventointi
Alueella tehtiin syys-lokakuussa 2003 maastokartoitus kalliopaljastumien, pohjaveden purkautumispaikkojen ja yksityisten kaivojen inventoimiseksi.

Geofysikaaliset mittaukset ja luotaukset

Kallioperän ruheisuutta ja maakerrosten paksuuksia tutkittiin usealla geofysikaalisella menetelmällä (kuva 8). Referenssipisteinä käytettiin havaintoputkien asennuksen yhteydessä koottuja kairaus-tietoja maakerrosten paksuuksista sekä alueelta kartoitettuja kalliopaljastumia.



Kuva 8. Geofysikaaliset tutkimuslinjat Oriveden Asemaseudun pohjavesialueella.



Kuva 9. Räjätysseisminen luotaus. a) geofoni; b) panostus (Suomen ympäristökeskus).



Kuva 10. Sähköisen vastusluotauksen linja (Suomen ympäristökeskus).

Geologian tutkimuskeskuksen aeromagneettiseen aineistoon perustuen tehtiin kallion rikkonaisuusvyöhykkeiden tulkinta, sisältäen ruhje- ja rikkonaisuusvyöhykkeiden alueelliset suuntaukset ja sijainnin. Lentomittaukset on tehty vuosina 1978 ja 1979 linjavälillä 200 m ja lentokorkeudella 35 m. Rikkonaisuusvyöhyketulkinta tehtiin mittaustietoa interpoloidusta 50 m pisteverkosta (Airo 2003).

Alueella tehtiin huhtikuussa 2002 gravimetrisiä eli painovoimamittauksia kallionpinnan topografian selvittämiseksi. Luotauksien pisteväli oli 10-20 m (Valli 2002). Koska alueelta on myöhemmissä tutkimuksissa kertynyt runsaasti kairaustietoa, mittausten tulkintaa tarkennettiin vuonna 2003 (Valli 2003). Joulukuussa 2003 tehtiin lisää gravimetrisiä mittauksia kallionpinnan topografian selvittämiseksi myös pohjavesialueen eteläisemmissä osissa (Elo 2003). Mittauksissa käytettiin 5 m pisteväliä mikroGal tarkkuusluokan Scintrex CG-5 gravimetrillä, jotta saataisiin mahdollisimman luotettavaa tietoa irtomaan paksuuden vaihteluista.

Maatutkaluotauksilla tutkittiin kallionpinnan syvyyttä ja ruhjeisuutta (Silvast 2003). Luotaukset tehtiin Geophysical Survey Systems Inc:n valmistamalla SIR-20 maatutkalalustolla käyttäen matalataajuisia 100 MHz:n maavasteantennia ja 450 ns mittausaikaa (syvyyssulottuvuus noin 20 m).

Kesällä 2004 tehtiin seismisiä luotauksia kolmella linjalla (Lehtimäki 2004). Refraktioluotaukset tehtiin 110 m vastakkaisluotauksina ja kutakin geofoniasentoa kohden ammuttiin kauko- ja lähipanokset sekä keskipanos (kuva 9). Tuloksista tulkittiin maakerrospaksuudet ja karkeusasteeltaan toisistaan poikkeavat maakerrokset sekä kallioperän heikkousvyöhykkeet.

Sähköisten vastusluotauksien tuloksista tulkittiin maaperän ja pohjaveden pilaantuneisuutta sekä kallioperän ruhjeisuutta (Huotari & Vanhala 2004).

Havaintoputkien asennukset ja maaperäkairaukset

Pohjaveden havaintoputkia on asennettu tutkimusalueelle useassa eri vaiheessa. Ensimmäiset 4 putkea on asennettu 1999 Oriveden Asemansuodun pohjavesialueen pilaantuneisuustutkimuksen alkuvaiheessa (Nevala 2000). Samassa yhteydessä tehtiin 4 kairausta ja kaivettiin 4 koekuoppaa entisen pesulan alueelle.

Alueen soveltumista reaktiivisen seinämän pilot-kohteeksi alettiin selvittää 2001. Vuonna 2002 tehtiin 81 maaperäkairausta tutkimuslinjoittain ja asennettiin 4 uutta havaintoputkea (Sarkkila & Lempinen 2003).

Vuonna 2003 asennettiin alueelle uusia havaintoputkia pohjaveden virtauskuvan ja liuottimien

kulkeutumisen selvittämiseksi (Suomen ympäristökeskus 2004). Uusia havaintopisteitä kairattiin kaikkiaan 17, joista yhdeksään pisteeseen asennettiin monitasoputket (1 m:n siiväputki 2-3 syvyyteen, kuva 11). Syvin putki asennettiin joko kallioon tai kallionpinnan yläpuolisiin kerroksiin ja kallioputket eristettiin 1 m bentoniittikerroksella. Monitasohavaintoputkien sisäläpimitta oli 20 mm (kallioputkissa 25 mm).

Seinämän asennusalueen maaperätietoja täydennettiin kairauksilla kesällä 2004. Samalla tarkennettiin pohjaveden virtauskuvaa tulevan reaktiivisen seinämän alueella 18 pohjaveden havaintoputken asennuksella, joista osa tehtiin yksinkertaisesti painamalla 25/20 HDPE-putkia kairauspisteisiin (Suomen ympäristökeskus 2005).

Syksyllä 2005 tehtiin maaperäkairauksia seinämän alueen kallionpinnan ja maakerrosten tarkentamiseksi seinämän rakenteen suunnittelua varten ja otettiin maanäytteitä Oriveden tutkimusalueen geokemiallisten olosuhteiden tarkentamiseksi. Maanäytteistä määritettiin maalajit, maaperän mineraloginen ja kemiallinen koostumus sekä orgaanisen hiilen, kokonaishiilen, rikin ja typen

pitoisuudet. Tässä yhteydessä asennettiin neljä havaintoputkea suunnitellun seinämän alueelle. Seinämän asennustyön valmistuttua kesällä 2006 asennettiin viisi uutta havaintoputkea reaktiivisen seinämän läheisyyteen pohjaveden havaintoputkiverkoston täydentämiseksi (Suomen ympäristökeskus 2008).

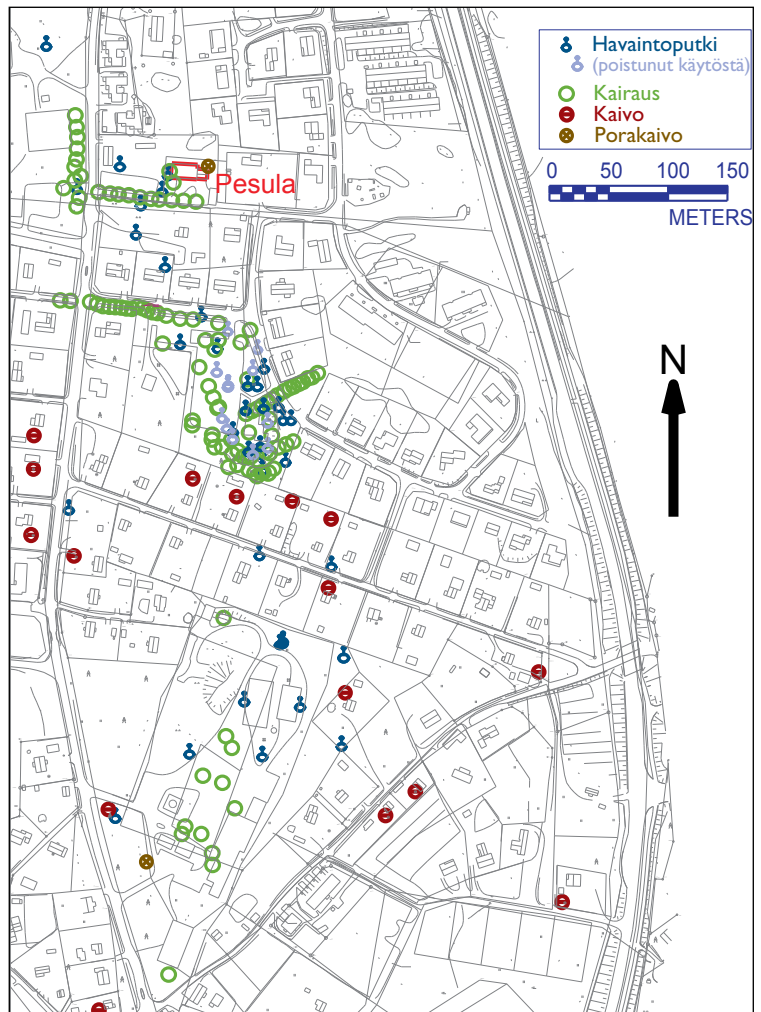
Kalliolaadun havainnointi

Kolmessa kallioon asti ulottuvassa pohjaveden havaintoputkessa tehtiin vesimenekikokeita kallio-
perän rikkonaisuuden selvittämiseksi. Muiden kallioon asti tehtyjen kairareikien osalta kalliolaadun arviointi tehtiin kairaustyön yhteydessä (Suomen ympäristökeskus 2004).

Pesula-alueella ja pohjavesialueen keskiosassa (Tiehallinnon varikkoalueen eteläpuolella) sijaitsevat, käytöstä poistetut porakaivot videoitiin (kuva 12). Videotutkimuksilla selvitettiin tutkimuspisteiden kallion rakennusgeologisia ominaisuuksia, kuten kivilaji, kalliolaatu, liuskeisuusaste, heikkousvyöhykkeet, rakoilun avaukset sekä kiven rapautuneisuus. Erityistä huomiota kiinnitettiin kallion vettä johtaviin rakenteisiin (Ikävalko 2003).



Kuva 11. Monitasoputkien asennusta (Suomen ympäristökeskus).



Kuva 12. Oriveden Asemaseudun pohjavesialueelle tehdyt kairaukset ja asennetut havaintoputket.



Kuva 13. Jatkuvan YSI-mittauksen järjestely (Suomen ympäristökeskus).



Kuva 14. Vedenjohtavuusmittausta packer-laitteistolla (Suomen ympäristökeskus).



Kuva 15. Waterra-pohjaventtiilin asennus HDPE-letkuun (Suomen ympäristökeskus).

Hydrogeologiset in situ -mittaukset

Pohjavedenpinnan vaihtelua on Oriveden Asemanseudun pohjavesialueella tarkkailtu elokuusta 2002 lähtien. Manuaalimittaukset tehtiin Solinst Model 101-mittarilla, jonka toiminta perustuu sähkönjohtavuussignaaliin. Jatkuvatoimisina pohjavedenpinnan mittareina käytettiin DIVER-datalogge-reita sekä YSI 600 XLS paineantureita.

Pohjaveden laadun alueellisten vaihteluiden selvittämiseksi tehtiin putkimittauksia YSI 556 MPS-moniparametrimittarilla. Ajallisen laadunvaihtelun mittaukseen oli käytettävissä kolme jatkuvatoimista YSI 600 XLS moniparametrianuria (kuva 13). Kummatkin moniparametrilaitetyypit mittaavat lämpötilan, pH:n, liuennon hapen pitoisuuden, redox-potentiaalin ja sähkönjohtokyvyn.

Vedenjohtavuuden määrittämiseksi alueella tehtiin *in situ* -mittauksia (slug-testit ja packer-testit, kuva 14) kymmenessä havaintopisteessä. Vedenläpäisevyyden ja pohjavedenpinnan korkeuksien perusteella laskettujen gradienttien avulla arvioitiin virtausnopeuksia. Lisäksi virtausnopeuksia selvitettiin merkkiainekokeilla. Merkkiaineena käytettiin 99,8 % NaCl:a. Merkkiaineen kulkeutumista seurattiin moniparametrianureiden ja kenttämittausten sekä näytteenoton avulla. Anturit mittasivat veden sähkönjohtavuutta, happamuutta, happipitoisuutta, lämpötilaa, redox-potentiaalia ja painekorkeutta.

Pohjavesinäytteenotto ja analyysit

Ristikontaminaation välttämiseksi jokaiselle havaintoputkelle käytettiin omaa näytteenottoletkua (HP-DE-muovia, sisäläpimitta 12,5 mm), joihin liitettiin Waterra-pohjaventtiili (kuva 15). Näytteet pumpattiin manuaalisesti. Tutkimuskohteeseen rakennetun reaktiivisen seinämän sisälle rautamateriaaliin asennetuista vaakaputkista näytteet pumpattiin peristalttipumpulla. Ennen varsinaista näytteenottoa kullakin havaintopisteellä suoritettiin huuhtelupumppaus: rautaseinämän näyteputkista pumpattiin kolminkertainen putken vesitilavuus; pohjaveden havaintoputkien huuhtelupumppaus nostettiin syyskuussa 2006 kolminkertaisesta vesitilavuudesta viisinkertaiseen näytteiden edustavuuden varmistamiseksi (Suomen ympäristökeskus 2008).

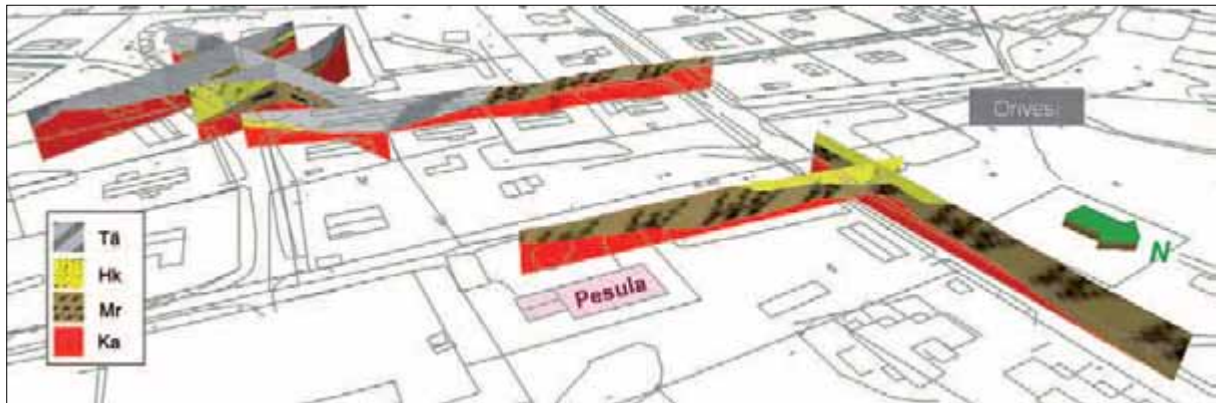
Pohjaveden geokemialliset laatuparametrit analysoitiin PIR:n laboratoriossa lukuun ottamatta pii-dioksidiä, joka analysoitiin SYKEN laboratoriossa (Suomen ympäristökeskus 2005 & 2008).

Kloorattujen liuottimien ja hajoamistuotteiden pitoisuudet analysoitiin 2003-2005 Pirkanmaan ympäristökeskuksen (PIR) laboratoriossa ja syksyllä 2005 siirryttiin käyttämään SYKEN laboratorion analyysipalveluja. Lokakuun 2005 näytteet analysoitiin sekä PIR:n että Suomen ympäristökeskuksen laboratoriossa (Suomen ympäristökeskus 2004, 2005 & 2008).

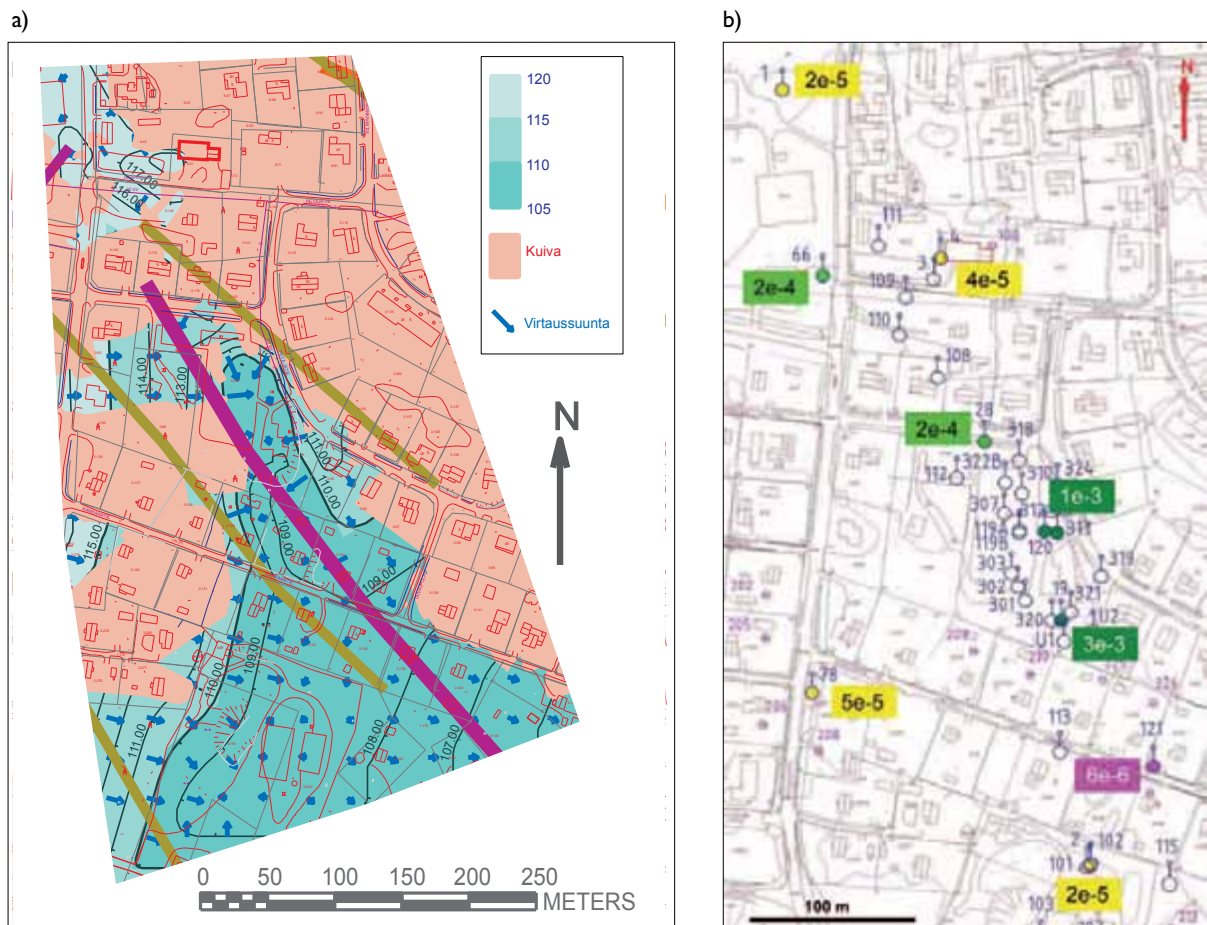
Hydrogeologia

Oriveden Asemanseudun pohjavesialue on pohjois-eteläsuuntainen hiekka- ja soramuodostuma, joka alueen eteläosassa jatkuu savipeitteisenä (Nevala 2000). 1960-luvulta lähtien alueella oli käytössä kaksi maa-aineksenottoaluetta, jotka on sittemmin täytetty täyttömailla, mm. kivisellä louheella (kuva 16).

Alueella on useita luode-kaakko-suuntaisia kallioperän rikkonaisuus- ja rakoiluvyöhykkeitä ja liuskeisuuteen liittyvä rakoilu on paikoin voimakasta. Pohjaveden virtauskuva on monimutkainen kallioperän rikkonaisuuden ja maalajien vaihteluiden vuoksi: alue käsittää kaksi pohjavesiallasta (kuva 17), jotka ovat hydraulisessa yhteydessä toisiinsa kallioperän rikkonaisuusvyöhykkeiden kautta.



Kuva 16. Maakerroksia kuvaavia poikkileikkauksia Oriveden Asemanseudulta.



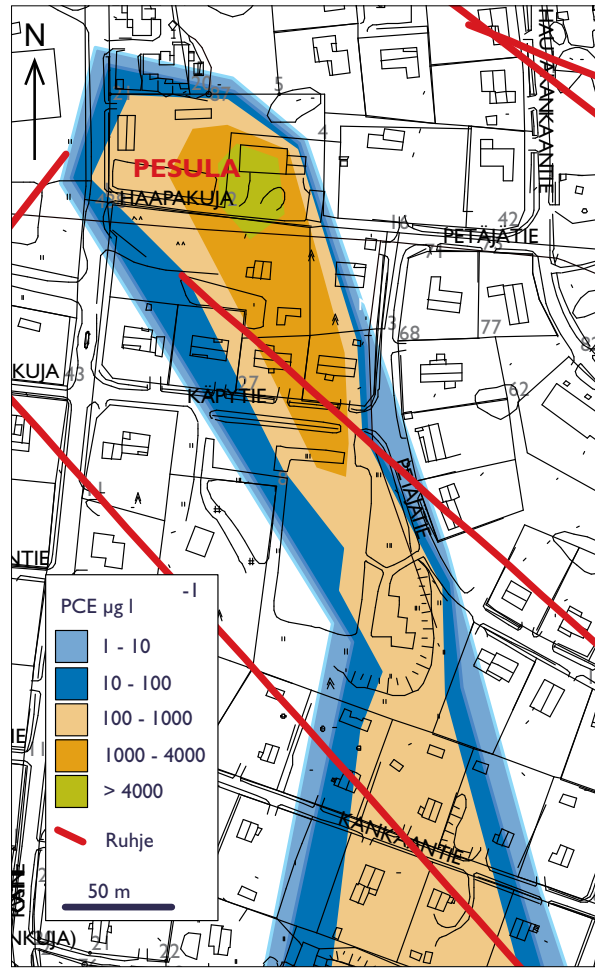
Kuva 17. Oriveden Asemanseudun pohjavesialueen hydrogeologiaa. a) Pohjaveden virtauskuva ja kallioperän rikkonaisuusvyöhykkeet, b) Maaperän vedenjohtavuudet [m s⁻¹] *in situ* -mittauksista (Suomen ympäristökeskus 2005).

Pilaantuneisuus

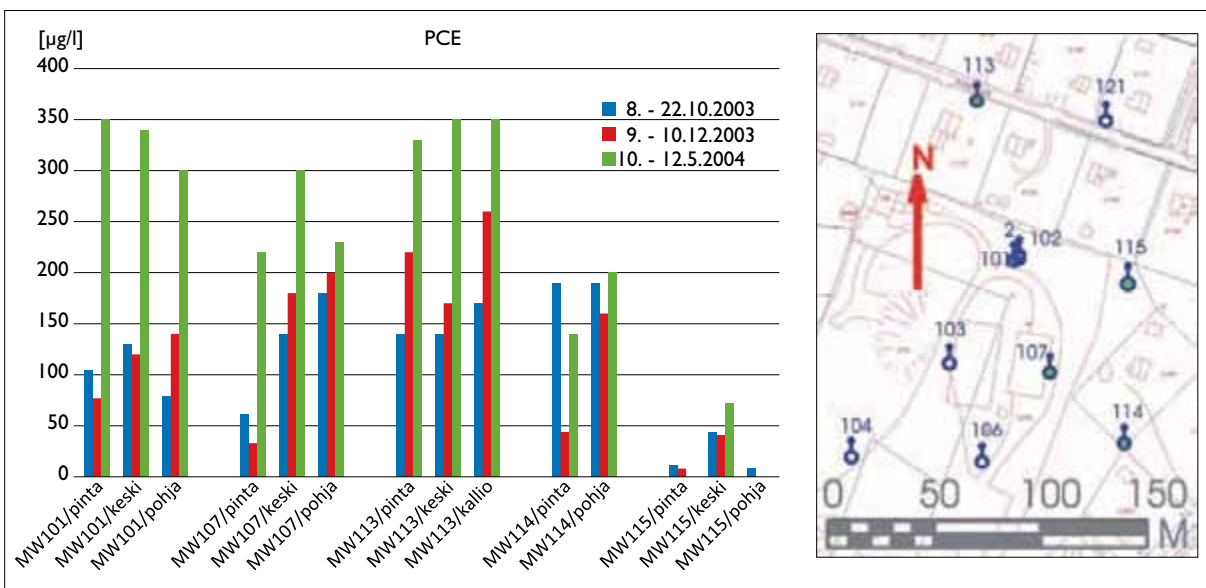
Klooratut liuottimet kulkeutuvat alueen pohjoisosassa sijaitsevasta päästölähteestä pohjaveden virtauksen mukana etelään ja etelä-kaakkoon (kuva 18). Kallioperän rikkonaisuusvyöhykkeet mahdollistavat liuottimien leviämisen erillisestä pohjavesialtaasta toiseen.

WHO:n raja-arvon $40 \mu\text{g l}^{-1}$ ylittävän PCE-haitta-aineenan laajuus Asemanseudun pohjavesialueella oli noin 5 ha ja sen paksuus vaihteli 0-10 m välillä. Liuottimilla pilaantunutta vettä oli noin $140\,000 \text{ m}^3$.

Selkeätä trendiä liuotinpitoisuuksien vaihteluista vedellä kyllästyneen maakerroksen eri syvyyksissä ei havaittu (kuva 19). Joissakin pisteissä pitoisuudet olivat samalla tasolla läpi koko vettä johtavan kerroksen (HP101, HP113), joissakin pitoisuus oli suurimmillaan pohjavesikerroksen keskiosassa (HP115) (Suomen ympäristökeskus 2005).



Kuva 18. Oriveden Asemanseudun pohjavesialueelle levinnyt PCE-haitta-ainevana (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 19. Tetrakloorieteenin pitoisuuksia monitasohavaintoputkissa.

5 Reaktiivisen seinämän toteutus

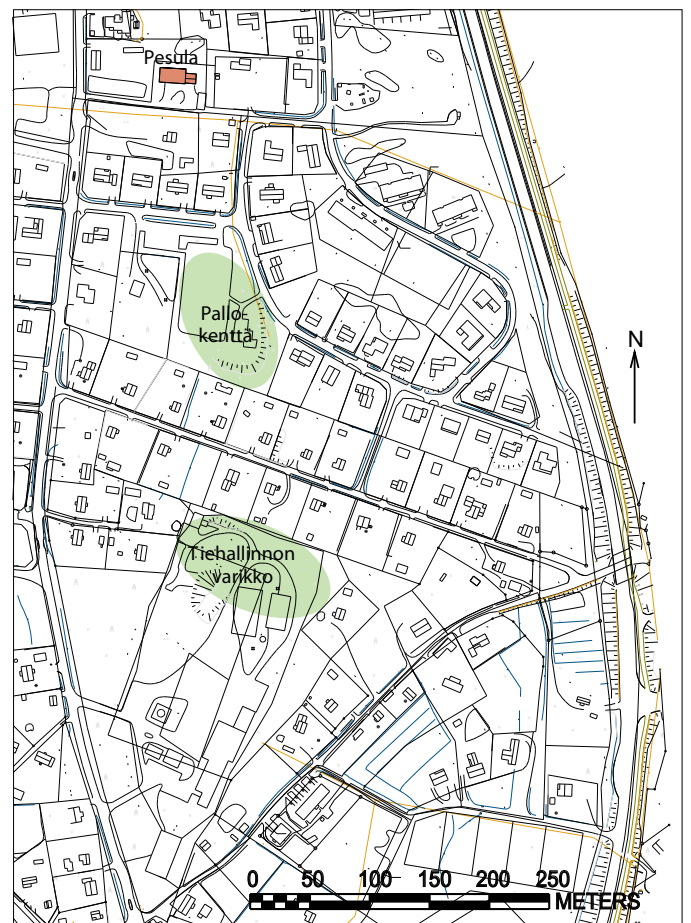
Merkkiainekokeet, pohjavedenpinnan tarkkailutiedot, tarkentavat maaperäkairaukset, virtaus- ja kulkeutumismallinnuksen ennusteajot sekä rautamateriaalin tutkimukset antoivat oleelliset lähtötiedot seinämän paikan valintaa, mitoitusta ja rakentamisen suunnittelua varten.

5.1

Seinämän paikan valinta

Hydrogeologisten tekijöiden lisäksi seinämän asennuspaikan valintaan vaikuttivat kunnallistekniikkaan liittyvien vesijohtoverkoston, sähkölinjojen, teiden sekä yksityisten kiinteistöjen sijainti. Seinämän rakentamisen vaatiman maanalan kannalta kyseeseen saattoivat tulla vain Tiehallinnon varikkoalueen pohjoisosa tai Oriveden kunnan omistuksessa oleva virkistysalue, jolla sijaitisi pallokenttä (kuva 20). Pallokenttä valittiin hydrogeologisten perusteiden perusteella seinämän asennusalueeksi.

Oriveden koeseinämän paikkaa valittaessa pyrittiin löytämään alue, jossa kallioperä on mahdollisimman ehjää ja pohjaveden virtaus sekä kloorattujen liuottimien kulkeutuminen tunnetaan riittävän tarkasti. Suurimmat haasteet seinämän asennukseen soveltuvan paikan löytymiselle asettivat paksut maakerrokset (maksimipaksuus pallokentän alueella 15 m), karkearakeinen aines (lohkareista täyttömaata 3 - 15 m) sekä tiheä omakotitaloasutus. Haitta-aineen levinneisyyden tutkimukset varmistivat, että Oriveden kaupungin maa-alueella sijaitsevan pallokentän kaakkoisosaan (kuva 21) on mahdollista asentaa seinämä siten, että sen läpi saadaan ohjauseinämien avulla johdettua koko haitta-ainevana (kuva 13). Maakerrosten kokonaispaksuus ko. alueella on



Kuva 20. Reaktiivisen seinämän vaihtoehtoiset asennusalueet.

10 - 15 m, mutta keskiosassa on kapea kalliopainanne, jossa kyllästyneen vyöhykkeen paksuus on vain 1 - 3 m (kuva 21).

Tutkimusalue on taajaan asuttua omakotitalo- aluetta, joten tarkempaa asennuspaikkaa valittaessa oli otettava huomioon seuraavat rajoitteet:

- seinämän asennustyö ei saa estää alueen liikennejärjestelyjä, joten kadut ja tiet on pidettävä käyttökunnossa;
- häiriö urheilukentän ja leikkikentän käytössä on oltava mahdollisimman vähäinen, eli pitkäaikainen kaivumassojen läjitys on kielletty, ja virkistyskäytössä oleva alue on seinämän asennuksen jälkeen ennallistettava alkuperäiseen käyttöön;
- pohjaveden laadun seurantaan liittyviä havaintoputkia pallokentän alueella ei voida käyttää talvikaudella, koska alue on luistelukäytössä.

5.2

Mallinnus

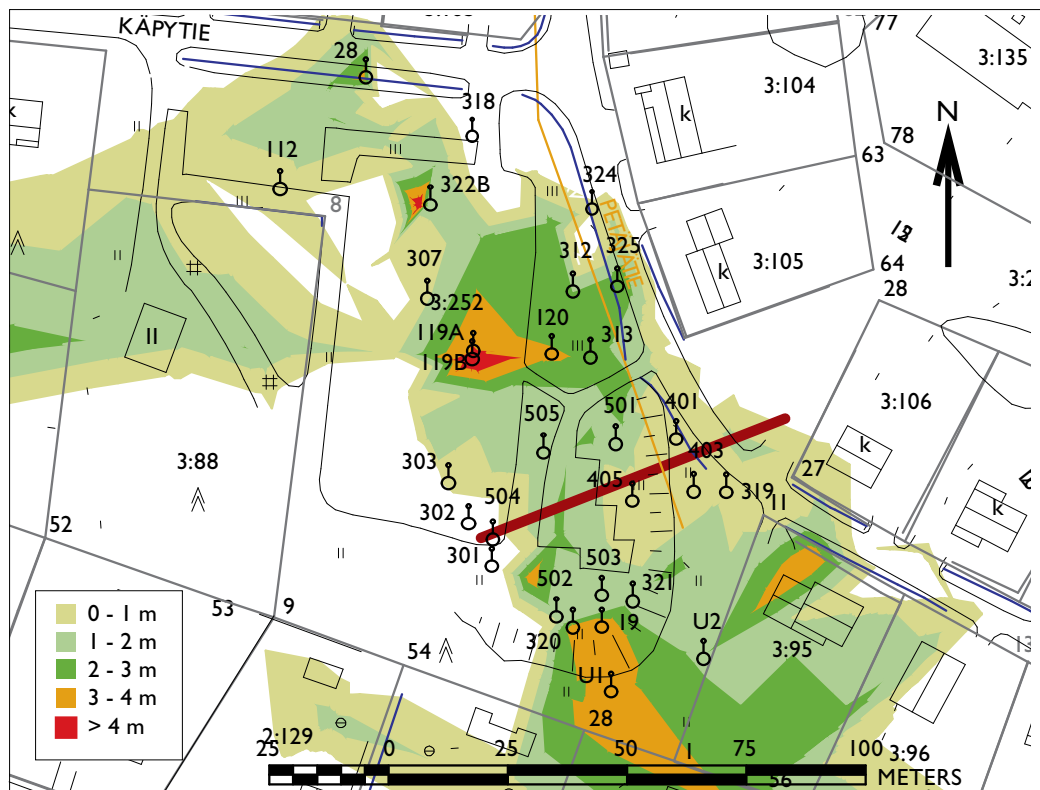
Kohdetutkimusten tulokset koottiin maastomalliin, jonka avulla voitiin kolmiulotteisesti ja profiileittain tarkastella maakerrospaksuuksia, ai-

neksen koostumusta ja pohjaveden virtauskuva. Maastomallin avulla kohdennettiin tarkentavat tutkimukset alueelle, johon oli mahdollista rakentaa reaktiivinen seinämä. Maastomallia käytettiin myös lähtötietona pohjaveden virtauksen ja liuottimien kulkeutumisen mallintamisessa.

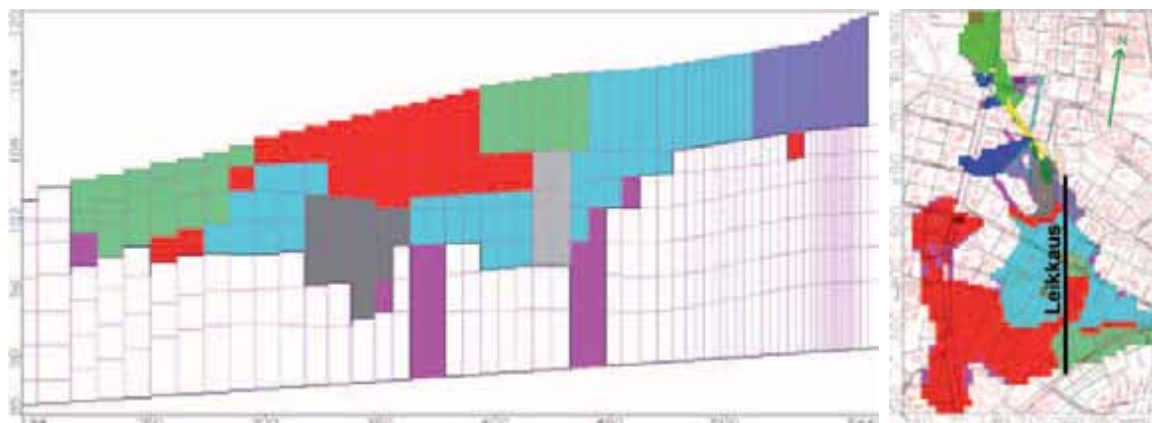
Oriveden Asemanseudun pohjavesialueesta laadittiin pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismalli käyttäen Visual MODFLOW Pro 4.1 -ohjelmistoa. Mallilaskelmia hyödynnettiin koekohteeseen rakennetun seinämän mitoituksessa.

Malli kattaa 0,35 km² alueen. Hilaruudukko on keskeisiltä alueiltaan tihennetty ja reuna-alueiltaan harvennettu: hilaruutujen leveydet vaihtelevat välillä 0,6 - 21 m. Malli on jaettu seitsemään kerrokseen, mikä mahdollistaa 3-dimensioisen virtauksen kuvaamisen. Kussakin kerroksessa on mukana sekä maa- että kallioperää kuvaavia vyöhykkeitä. Kerrosjakoa tehtäessä on otettu huomioon pohjavedenpinta ja gradientti, hydrogeologisesti toisistaan poikkeavien maakerrosten rajapinnat ja kalliopinta (kuva 22). Lisäksi kerrosjaon yhteydessä on huolehdittu siitä, että monitasohavaintoputkien siivilät sijoittuvat mallissa eri kerroksiin (kuva 23).

Pohjaveden virtauskuvan laskelmat on tehty kuvaten pysyvää tilannetta ja liuenneen aineen kulkeutumislaskelmat kuvaten muuttuvaa tilan-



Kuva 21. Vedellä kyllästyneen vyöhykkeen paksuus suunnitellun seinämän (= punainen viiva) läheisyydessä. (Suomen ympäristökeskus 2005).



Kuva 22. Hydrogeologisesti toisistaan poikkeavia maa- ja kallioperän vyöhykkeitä virtausmallin pituusleikkauksessa (Suomen ympäristökeskus 2008).

netta. Malli kalibroitiin virtaustilanteeseen vuosina 2003 - 2004 ennen seinämän asentamista.

Kalibroidulla virtausmallilla simuloitiin useampaa erilaista seinämärakennevaihtoehtoa: sekä jatkuvia seinämiä että kanavoitua seinämää (kuva 24). Maastotiedon karttuessa ja seinämäsunnitelmien tarkentuessa mallia tarkennettiin sekä hydrogeologian että laskelmissa käytetyn laskentaverkon tiheyden suhteen.

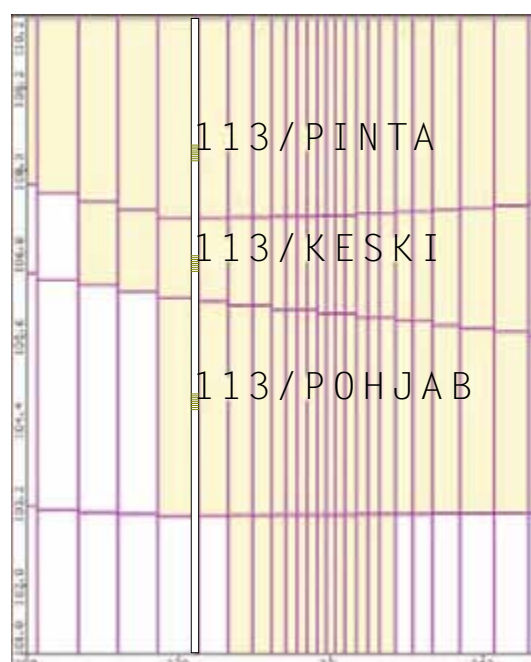
5.3

Seinämän mitoitus ja rakenne

Reaktiivisen seinämän mitoituksessa käytettiin hydrogeologisten kohdetietojen lisäksi VTT:n materiaali- ja kolonnikokeiden tuloksia (Järvi- vi 2004, Eskola 2007). Suomen IP-Tekniikka Oy suunnitteli seinämän rakenteen SYKEN ja VTT:n antamien mitoitustietojen perusteella.

Mitoitus

In situ -mittausten mukaan vedenläpäisevyys (K-arvo) seinämäl alueen vedellä kyllästyneissä maakerroksissa on $1 \cdot 10^{-3} - 3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, gradientti 0,17 – 0,27 % ja huokoisuus 20 – 25 %, jolloin pohjaveden virtausnopeus on 1,18-2,34 m d^{-1} . Seinämä pyrittiin mitoittamaan siten, että seinämän läpi kulkenut ja puhdistunut vesi täyttää kloorattujen liuottimien pitoisuuksien osalta STM:n asettamat talousveden laatuvaatimukset. Koska STM:n talousvesiasetus ei sisällä raja-arvoja dikloorieteenille, sen osalta puhdistumisen raja-arvona pidettiin WHO:n laatusuosituksen mukaisesti $50,0 \mu\text{g l}^{-1}$ (taulukko 1).



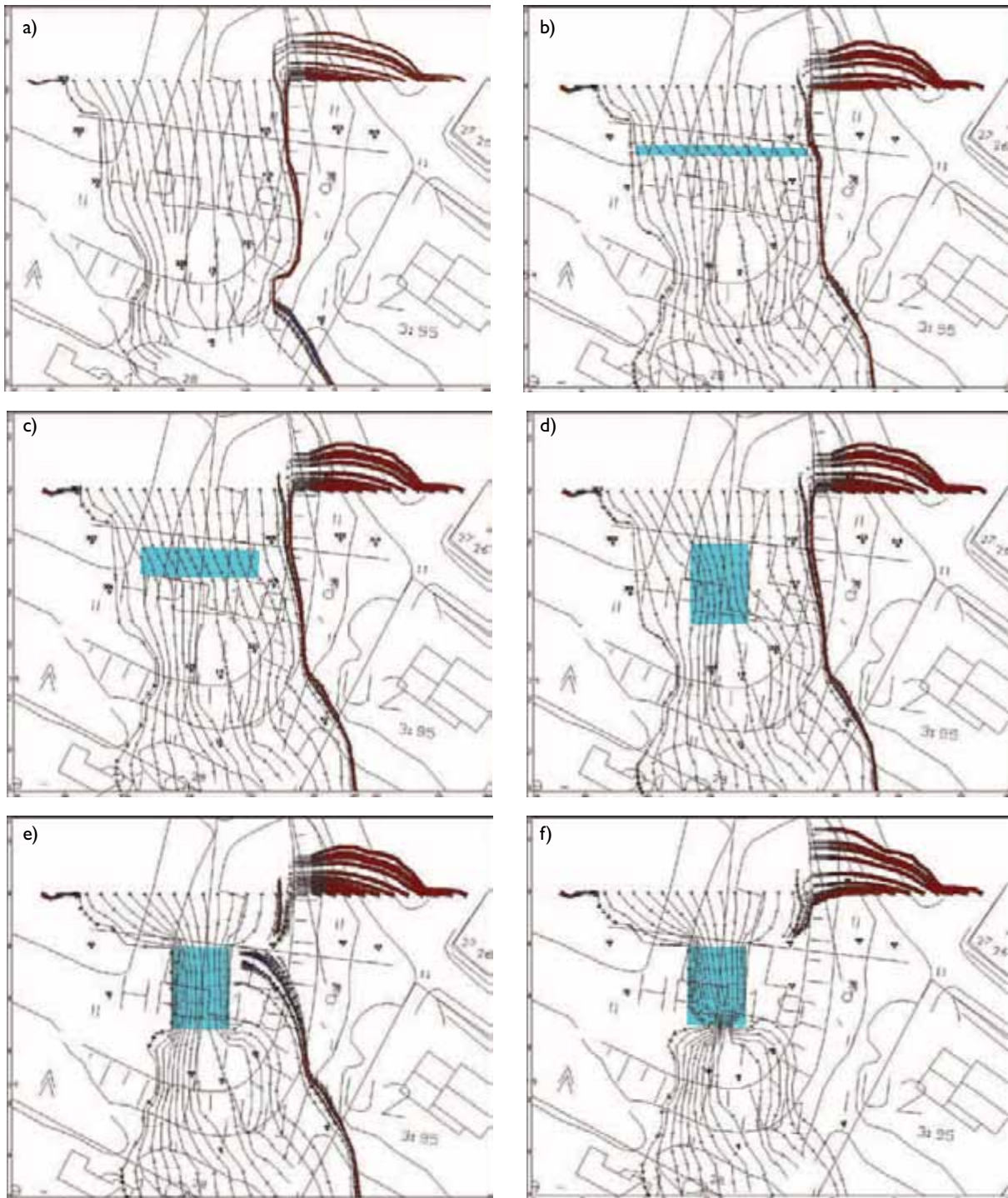
Kuva 23. Monitasohavaintoputki virtausmallissa (Suomen ympäristökeskus 2008).

Taulukko 1. Sosiaali- ja terveysministeriön (STM 2000), USEPAn (USEPA 2003) ja WHO:n (WHO 1999) asettamat talousveden raja-arvot kloorattujen liuottimien osalta.

	Sosiaali- ja terveysministeriön raja-arvo ($\mu\text{g l}^{-1}$)	WHO:n raja-arvo ($\mu\text{g l}^{-1}$)	EPA:n raja-arvo ($\mu\text{g l}^{-1}$)
Tetrakloori-eteeni	PCE+TCE 10,0	40,0	5,0
Trikloori-eteeni	PCE+TCE 10,0	70,0	5,0
Cis-1,2-dikloori-eteeni	ei raja-arvoa	cis-DCE+trans-DCE 50,0	70,0
Trans-1,2-dikloori-eteeni	ei raja-arvoa	cis-DCE+trans-DCE 50,0	100,0
Vinyylidikloridi	0,5	0,3	2,0

Seinämän mitoituksessa käytettiin vuosien 2003-2005 seurannan aikana havaittuja maksimipitoisuuksia eli käsiteltävän pohjaveden liuotinpitoisuuksia $990 \mu\text{g l}^{-1}$ PCE:tä ja $130 \mu\text{g l}^{-1}$ TCE:tä. Käyttämällä mitoituksessa suurinta havaittua pitoisuustasoa varmistettiin, että kontaktaika seinämässä tulee olemaan riittävä ja riski haitallisten välihajoamistuotteiden muodostumiseen on vähäinen.

Erilaisia seinämärakenteita simuloitiin pohjavesimallilla käyttäen rautamateriaalin vedenjohtavuutena ja huokoisuutena VTT:n mittaustuloksiin perustuvia arvoja $K 0,2 \text{ ms}^{-1}$ ja $n_e 50 \%$ (kuvat 24 a-f). Seinämän rakennetyypiksi valittiin säätökaivolla varustettu kanavoitu seinämä.



Kuva 24. Vaihtoehtoisten seinämärakenteiden simuloinnit. Nuolet piirretty yhden vuorokauden välein. a) Nestepartikkeleiden reitit ja kulkuaajat ilman reaktiivista seinämää. b) Jatkuva seinämä koko pohjavesiuoman leveydeltä. c) Kapeampi jatkuva seinämä. d) Rauta sijoitettu pohjavesivirtauksen suuntaisesti. e) Kanavoitu seinämä. f) Säätökaivolla varustettu kanavoitu seinämä.

Hydrogeologisten kohdetietojen ja mallinnustulosten lisäksi seinämän mitoituksessa käytettiin VTT:n materiaali- ja kolonnikokeiden tuloksia, jotka on raportoitu erillisissä raporteissa (Järviki 2004 ja Eskola 2007). Kloorattujen liuottimien puoliintumisaikat MetsoFoundriesin sorvinlastuilla tehdyissä kokeissa vaihtelivat tetrakloorieteenillä 1,0 tunnista keinoitekoisella vedellä 2,6 tuntiin Oriveden pohjavedellä ja trikloorieteenillä vastaavasti 1,2 tunnista 5,2 tuntiin (Eskola 2007). Kylmäkolonnikokeiden mukaan lämpötilan korjauskertoimet ovat PCE:lle 1,6 ja TCE:lle 1,7. Taulukossa 2 on esitetty seinämän mitoituksessa käytetyt parametriarvot, jotka sisältävät laskennallisen varmuuskertoimen 2-6.

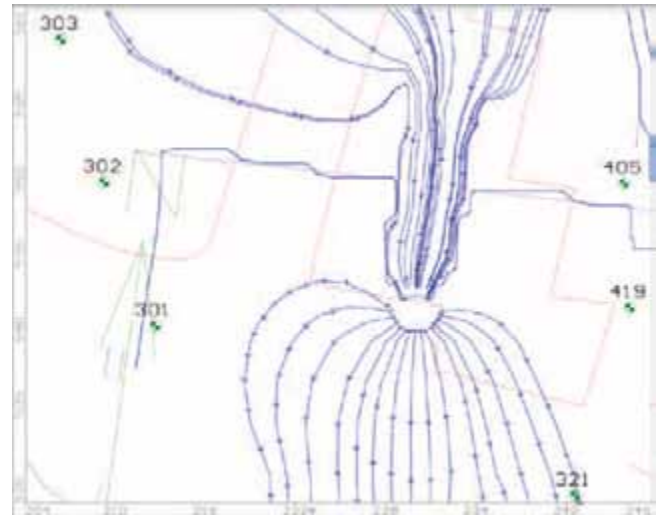
Taulukossa 2 mainittuja parametreja käyttäen simuloitiin tarkennetulla pohjavesimallilla tilanne, jossa seinämä ohjauseinaineen on asennettu. Mallilaskelman mukaan liuotinpitoinen vesi viipyy seinämässä noin kaksi vuorokautta (kuva 25) (Suomen ympäristökeskus 2008).

Rakennesuunnittelu

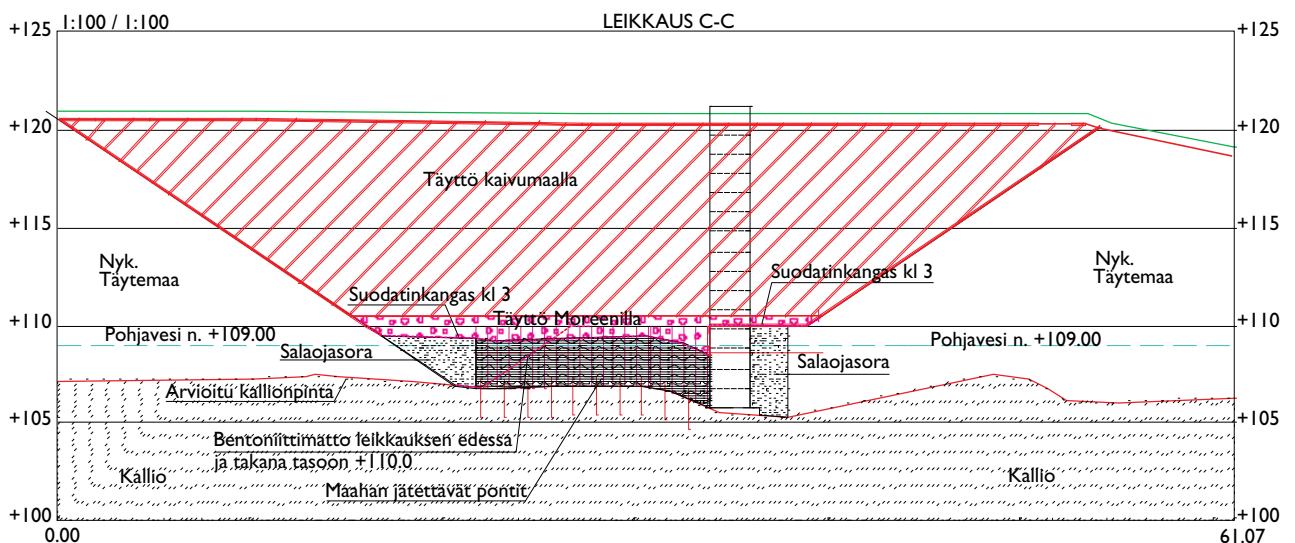
Seinämärakenne suunniteltiin SYKEN ja VTT:n antamien mitoistietojen perusteella (kuva 26). Rakenne seuraa kallion pinnan muotoa ja sen pituus virtaussuunnassa on 12,5 m, leveys 4 m sekä korkeus 2,5 m. Raudan määrä on 125 m³ ja se sijoitettiin vesitiiviiden teräsponttien rajaamaan kaivantoon. Mitoitusvirtaamana käytettiin 50 m³/vrk. Rakenteeseen kuuluu bentoniittimaton avulla rakennettavat ohjauseinämät, jotka varmistavat kaiken kalliopainanteessa kulkevan pohjaveden ohjautumisen rautatäyttöönsä (Sarkkila 2006).

Taulukko 2. Oriveden reaktiivisen seinämän mitoitusparametrit (Eskola 2007).

	Metso KV
PCE:n puoliintumisaika (h)	4,90
Lämpötilakerroin	1,6
Lähtöpitoisuus (pohjavedessä), C ₀ (µg/l)	990
Tavoitepitoisuus, C _r (µg/l)	5
Pohjaveden virtausnopeus, v (m/s)	3,47E-05
Tarvittava viipymäaika seinämässä, t (h)	60
Seinämän paksuus, b (m)	7,5



Kuva 25. Veden viipymä seinämässä tarkennetun mallin laskelman mukaan, virtauksen suuntaa osoittavat nuolet on merkitty yhden vuorokauden välein (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 26. Reaktiivisen seinämän rakennesuunnitelma, pituusleikkaus (Sarkkila 2006).

Seinämän rakentaminen

Seinämää rakennettaessa tehtiin pohjavedenpintaan asti ulottuva luiskattu avokaivanto (kuva 28). Kaivanto oli laajuudeltaan noin 2600 m² eli neljänneshehtaari. Kaivannon luiskat jouduttiin käytettävissä olevan – asutuksen, katujen ja kaapeleiden rajaaman – tilan vuoksi tekemään niin jyrkiksi kuin kyseisellä maa-aineksella oli luiskien pysyvyyden

suhteen mahdollista. Kaivutyössä toimittiin ”riskirajoilla”. Pohjavedenpinnan alapuolinen osuus kaivettiin teräsponttien rajaamana tuettuna kaivantona (kuva 30). Kaivettu maa-aines oli kivistä täyttömaata, kaivetun määrän irtotilavuus noin 16500 m³.

Kallioperän heikkousvyöhykkeet täytettiin injektiomassalla (kuva 31). Näin eliminoitiin pilaantuneen pohjaveden virtaaminen reaktiivisen seinämän ohi alapuolelta.



Kuva 28. Avokaivanto (PIR).



Kuva 29. Ponttiseinien tekoa (PIR).



Kuva 30. Tuettu kaivanto (Suomen ympäristökeskus).



Kuva 31. Kallioperän injektointi (PIR).



Kuva 32. Täyttö raudalla (PIR).



Kuva 33. Näytteenotto-putket rautatäytteestä kaivoon (PIR).



Kuva 34. Itäisen ohjauseinän tekoa (PIR).

Rautalastua reaktiiviseen seinämään käytettiin 280,7 t. Raudan asennuksen (kuva 32) jälkeen veden tulopuolen pontit poistettiin.

Rautamateriaalilla täytettävän seinämärakenteen eteläpäättyyn sijoitettiin tarkkailu- ja säätökaivo. Kai-vorakenteen halkaisija on 2 m ja syvyys 15 m. Kai-vo on varustettu tikkaila, turvakiskoilla, kolmella välitasanteella ja vesitiiviillä valaisimilla. Rautatäytöstä on johdettu 6 kpl näytteenotto-putkia kaivoon (kuva 33). Rautatäytteessä olevat päät varustettiin alaspäin suunnatulla 90° kulmakappaleella ja kai-vossa putkenpäät nostettiin ja kiinnitettiin seinällä tasolle +110,00 sekä varustettiin letkuliittimillä ja niihin sopivilla tulpilla. Läpiviennit kaivon seinästä tehtiin ruostumattomasta teräksestä valmistettujen nippojen avulla. Putket sijoitettiin vähintään 2% kallistuksella (nousu virtauksen suunnassa) rauta-täyttöön siten, että täytön paksuus putkien päällä oli vähintään 200 mm. Kaivo pohjalaattoineen ja ympärystäytöineen tehtiin myös ponttiseinän sisällä, jonka jälkeen pontit poistettiin. Rautatäytön sivupontit tukirakenteineen jäivät paikalleen ja ne liitettiin vesitiiviisti kaivoon (Sarkkila 2006).

Rakenteeseen kuuluvat ohjauseinämät, joka oh-jaavat veden rautatäyttöön. Itäpuolisen ohjauseinä-män tekemiseen käytettiin bentoniittimattoa (kuva 34). Pohjatutkimuksista ja suunnitelmista poiketen kalliopinta ei läntisen patoseinämän kohdalla ollut oletetulla tasolla. Länsipuolista ohjauseinämää jou-duttiin syvän kalliopainanteen vuoksi siirtämään ete-lämmäksi ja se rakennettiin käyttäen luonnon savea.

Seinämän rakentamiskulut koostuvat materiaa-likuluista, rautalastun keräyksestä ja kuljetuksesta sekä rakennustyöstä (taulukko 3).

Taulukko 3. Oriveden reaktiivisen seinämän toteutuneet rakentamiskustannukset (Suomen ympäristökeskus 2008).

	€
Seinämän rakentaminen	183 800
Rautalastumateriaali	56 100
Rautalastun keräys ja kuljetus	13 100
Yhteensä	253 000

Rakentamiskustannukset olivat kustannusarvion 260 000 € mukaiset (ei sis. alv), vaikka kierrätetyn raudan markkinahinta ehti kohota kustannusarvion teon ja seinämän asentamisen välisenä aikana. Kos-ka maakerrokset koostuivat pääasiassa lohkareisesta täytöstä, oli kaivutyö ennakoitua hitaampaa. Vaikka kalliion pinnan vaihtelut seinämän alueella tutkittiin maaperäkairauksilla tiheällä tutkimuspisteverkolla (pisteväli n. 5 m), aiheutti kalliion pinnan pienipiirtei-nen vaihtelu ongelmia ja viivästyksiä sekä seinämä-rakenteen että ohjauseinämien asennuksessa. Al-kuperäisen arvion mukaan seinämän asennustyön oli tarkoitus valmistua 5 viikossa, mutta asennustyö jatkui kaikkiaan n. 3 kuukautta (3.4.-29.6.2006).

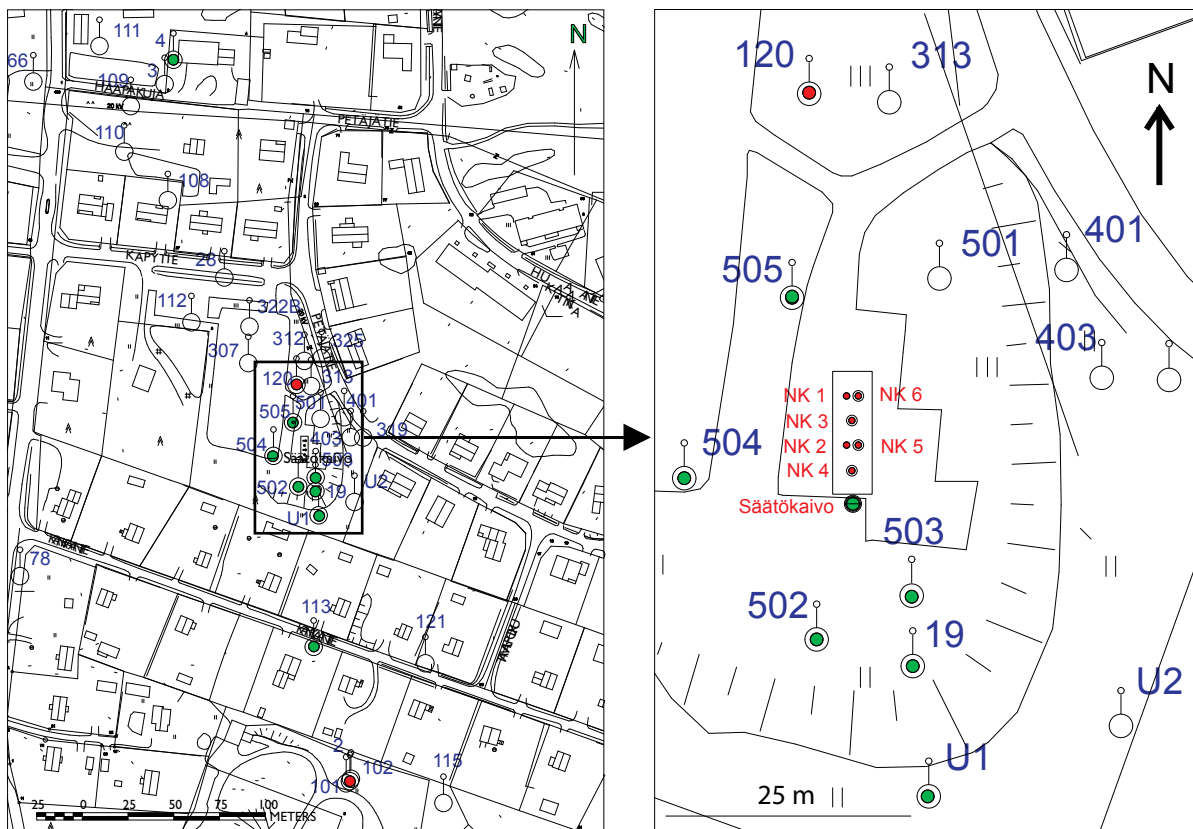
6 Seinämän toimivuus

6.1

Seurantaohjelma

Seinämän toimivuuden seurannan vesinäytteitä otettiin kuukausittain 10-12 havaintopisteestä: kaksi pohjaveden virtaussuuntaan nähden seinämän yläpuolella (HP4, HP505), 4-6 seinämässä (NK6, NK3, NK5, NK4), 3-5 virtaussuuntaan nähden seinämän alapuolella (HP503, HP19, HP502, HPU1, HP113). Läntisen ohjauseinämän päädyn vaiheilla sijaitsevasta havaintopisteestä (HP504)

tarkkailtiin mahdollista ohivirtausta. Kauempana seinämästä näytteitä otettiin entisen pesulan luota eli haitta-ainelähteen tuntumasta (HP4) sekä 100 m etäisyydellä seinämästä alajuoksun puolella havaintoputkesta HP113. Lisäksi kahteen havaintoputkeen oli asennettu jatkuvatoimiset mittarit lähinnä pohjavedenpinnan korkeuksien tarkkailua varten (kuva 35) (Suomen ympäristökeskus 2008). Näytteenottokaivoon laskeutuvan näytteenottajan työturvallisuuden takaamiseksi näytteenottajalla pitää olla paineilmalaitteet ja turvavaljaat sekä turvaköydet (kuvat 36 a-c).



Kuva 35. Oriveden Asemanseudun reaktiivisen seinämän seurantaohjelman havaintopisteet. Näytteitä otettiin havaintoputkista, jotka on merkitty vihrein pallon. Lisäksi kahdessa havaintoputkessa on ollut jatkuvatoimiset mittarit (punaiset pallot). Seinämässä sijaitsevista havaintopisteistä (NK1-NK6) on kuvaan rengastettu ne, joista on otettu näytteitä (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 36. Säätkäivosta tapahtuvan näytteenoton varusteet ja olosuhteet: a) happinaamari; b) happi- ja turvalaitteet; c) köysivarmistus; d) kaivon ylätasanne; e) reaktiivisesta materiaalista kaivoon johdettujen letkujen päät näytteenottotasanteelta (-15 m); f) näkymä näytteenottotasanteelta ylöspäin (Suomen ympäristökeskus).

Toimivuuden seurannan aikana pohjavesinäytteet otettiin pohjaventtiilillä varustetulla HDPE-näytteenottoletkulla. Ristikontaminaation välttämiseksi jokaiselle havaintoputkelle käytettiin omaa näytteenottoletkua. Rautamateriaaliin asennetuista vaakaputkista näytteet pumpattiin peristaltti-pumpulla. Ennen varsinaista näytteenottoa kullakin havaintopisteellä suoritettiin huuhtelupumpaus: rautaseinämän näyteputkista pumpattiin kolminkertainen putken vesitulavuus; pohjaveden havaintoputkien huuhtelupumpaus nostettiin syyskuussa 2006 kolminkertaisesta vesitulavuudesta viisinkertaiseen näytteiden edustavuuden varmistamiseksi. Pohjaveteen liuenneiden kaasujen (eteeni, metaani) määrittystä varten näytteet otettiin

suljetulla systeemillä letkusta ruiskuun, josta näyte injektoidiin tiiviisti suljettuun seerumipulloon, joka oli esikäsitelty laboratorioissa (sterilointi autoklaavissa, alipaineistus).

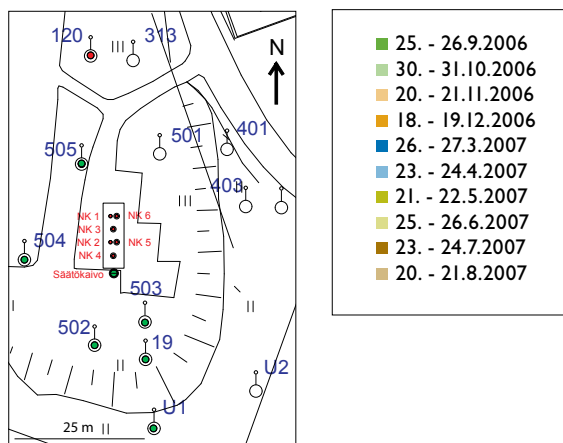
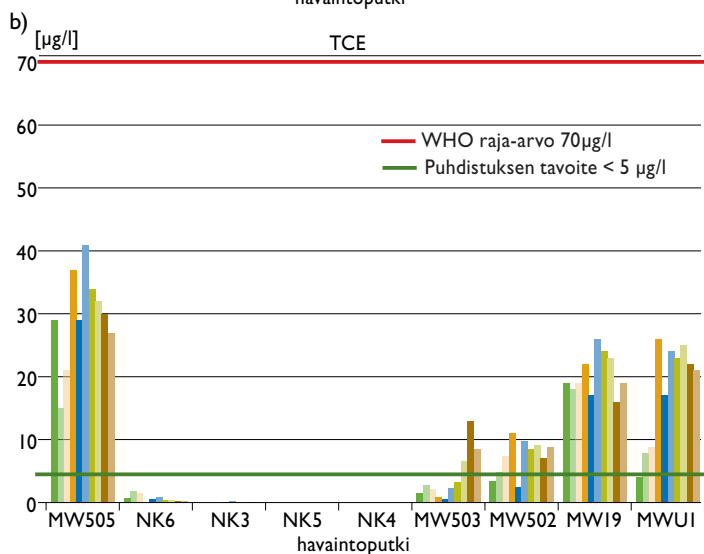
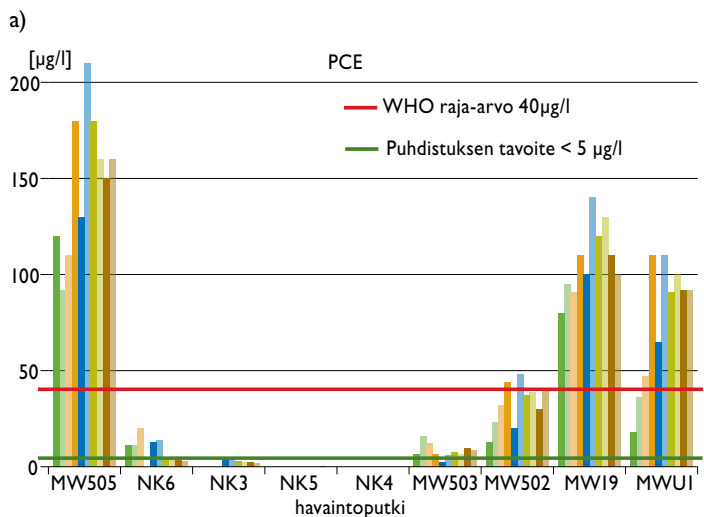
Vesinäytteistä analysoitiin tetrakloorieteenin ja trikloorieteenin ja niiden hajoamistuotteiden (*cis*- ja *trans*-1,2-dikloorieteenin, 1,1-dikloorieteenin ja vinyylidikloridin) pitoisuudet sekä seurattiin pohjaveden geokemiallisten parametrien (mm. pääanionit ja -kationit, liuennut happi, redox-potentiaali, pH, lämpötila, sähkönjohtokyky, NO_3^- , Fe^{3+} , Fe^{2+} , SO_4^{2-} , CO_2 ja SiO_2^{2-}) muutoksia pohjavedessä. Seurannassa käytetyt analyysimenetelmät on esitetty taulukossa 4.

Taulukko 4. Analyysimenetelmät (Suomen ympäristökeskus 2008).

Määrittäminen	Standardi	Akkreditointi
Veden lämpötila		Kyllä
pH, elektrometrinen	SFS 3021	Kyllä
Sähkönjohtavuus, konduktometria	SFS-EN 27888	Kyllä
Alkaliteetti, Granin menetelmä, titrimetria	VYH-87	Kyllä
Kalsium, AAS-liekki	SFS 3018, SFS 3044	Kyllä
Kloridi, titrimetria	SFS 3006	Kyllä
Hiilidioksidi, pH 8.3, titrimetria	VYH 72/87	Ei
Orgaaninen hiili, suodatus, IR-spektrometria	SFS-EN 1484	Ei
Rauta, suodatus Gelman 0.45 um, spektr.	SFS 3028	Kyllä
Rauta, hajotus $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, spektrofotometri	SFS 3028	Kyllä
Kalium, AAS-liekki	SFS 3017, SFS 3044	Kyllä
Magnesium, AAS-liekki	SFS 3044, SFS 3018	Kyllä
Mangaani, $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ -hajotus, spektrometria	SFS 3033	Kyllä
Mangaani, suodatus, $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ -hajotus, spektr.	SFS 3033	Kyllä
Natrium, AAS-liekki	SFS 3044, SFS 3017	Kyllä
Ammoniumtyppi, spektrofotometria	SFS 3032	Kyllä
Nitriittityppi, spektrometria	SFS 3029	Kyllä
Nitraattityppi, spektrometria	SFS 3030; SFS 3029	Kyllä
Happi, liukoinen, potentiometria	SFS-EN 25814	Kyllä
Hapen kyllästys%, potentiometria	SFS-EN 25814	Kyllä
Sulfaatti, nefelometrinen menetelmä	SFS 5738	Ei
Etaani, eteeni ja metaani; kaasukromatografia	*	Ei
Piidioksidi, spektrometria		
PCE, TCE, DCE, VC; yhdistetty Headspace-kaasukromatografia-massaspektrometria		
Kokonaisbakteerisolulukumäärä, DAPI-värijäys	**	

* SYKEN laboratorion sisäinen menetelmä, modifioitu Campbell, D.H. & Vandegrift, S. A., 1998.

** SYKEN laboratorion sisäinen menetelmä, modifioitu Kepner, R.L.J. & Pratt, J.R. 1994.



Kuva 37. a) tetrakloorieteenipitoisuudet; b) trikloorieteenipitoisuudet havaintoputkissa ennen (MW505) ja jälkeen seinämän (MW503, MW502, MW19, MWU1) (Suomen ympäristökeskus 2008).

Syksyyn 2005 asti pohjavesinäytteiden kloorattujen liuottimien (VOC) analyysit tehtiin Pirkanmaan ympäristökeskuksessa (PIR). PIR:n laboratorion VOC-menetelmän rajoitusten vuoksi (menetelmä ei sisältänyt vinyylidikloridia) VOC-analysoinnissa siirryttiin syksyllä 2005 käyttämään SYKEN laboratorion analyysipalveluja.

Seinämän hydraulista toimivuutta tarkkailtiin mittaamalla pohjavedenpinnan korkeuden vaihteluita seinämän läheisyydessä sekä manuaalimittauksilla näytteenoton yhteydessä että vaikutusalueella näytteenottokaivoon ja viiteen havaintoputkeen asennetuilla jatkuvatoimisilla mittareilla.

6.2

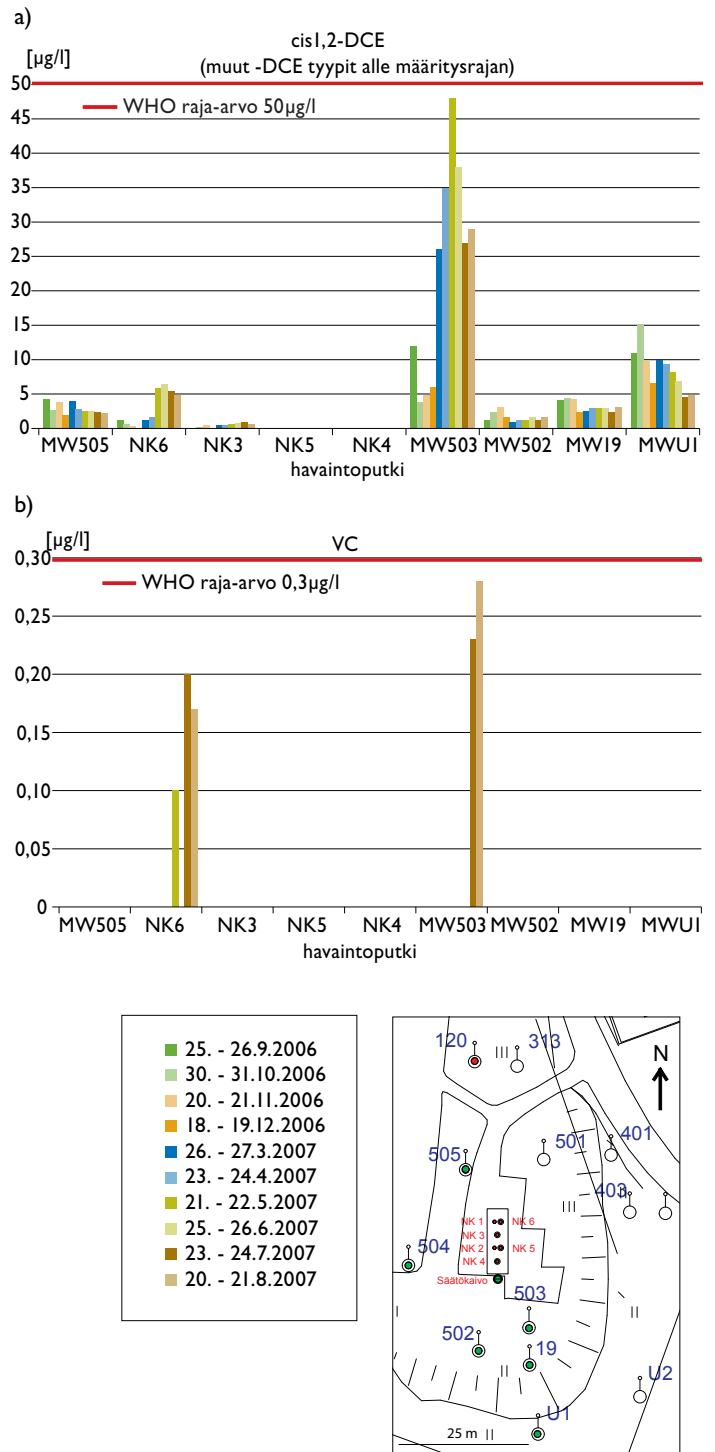
Kloorattujen liuottimien pitoisuudet

Sadannan ja pohjavedenpinnan korkeuden vaihteluiden seurauksena PCE-pitoisuus pohjavedessä päästölähteen eli pesulakiinteistön alueella vaihteli seinämän toimivuuden seurannan aikana välillä $140 \mu\text{g l}^{-1}$ – $930 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 37). Pitoisuudet laimenivat pohjavesikerroksessa siten, että seinämään virtaavan pohjaveden (havaintoputki HP505) PCE-pitoisuus oli $92\text{--}210 \mu\text{g l}^{-1}$. Puhdistumisprosessi seinämässä toimi koko seurannan ajan tehokkaasti. PCE-pitoisuuden maksimipitoisuus seinämän alkupäässä (NK6) oli $20 \mu\text{g l}^{-1}$ ja seinämän loppupäässä (NK4) PCE-pitoisuus oli koko seurannan ajan alle määrittäysrajan $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$. TCE-pitoisuus laski tasolta $15\text{--}41 \mu\text{g l}^{-1}$ jo seinämän alkuosassa pitoisuuteen $0,4\text{--}1,8 \mu\text{g l}^{-1}$ ja seinämän loppupäässä myös TCE-pitoisuus oli koko ajan alle $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Merkkejä välihajoamistuotteista jäljitettiin vain seinämän alkupäässä (*cis*-1,2-dikloorieteenin maksimipitoisuus $6,5 \mu\text{g l}^{-1}$ ja vinyylidikloridin maksimipitoisuus $0,2 \mu\text{g l}^{-1}$, kuva 38). Seinämän loppupäässä (NK4, NK5) em. välihajoamistuotteiden pitoisuus oli koko ajan alle $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$. Puhdistuksen tavoitepitoisuudet (PCE-pitoisuus $< 5 \mu\text{g l}^{-1}$, TCE-pitoisuus $< 5 \mu\text{g l}^{-1}$) ja STM:n asettamat talousveden laatuvaatimukset (PCE+TCE $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$, vinyylidikloridipitoisuus $< 0,5 \mu\text{g l}^{-1}$) saavutettiin (Suomen ympäristökeskus 2008).

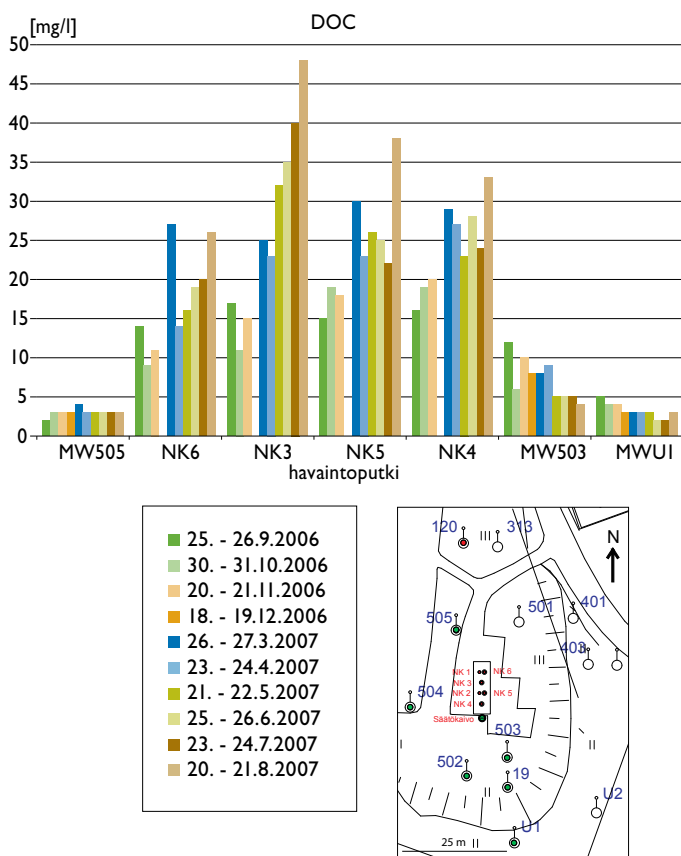
Vaikka puhdistumisprosessi rautaseinämässä toimi tehokkaasti, seinämän jälkeen sijaitsevilla havaintoputkissa jäljitettiin edelleen jäännöspitoisuuksia PCE:tä ja TCE:tä (kuva 37). 15 m seinämän eteläpuolella sijaitsevassa havaintoputkessa HP503 PCE-pitoisuus oli pienempi (2,6-16 $\mu\text{g l}^{-1}$) kuin muissa seinämän jälkeen sijaitsevilla havaintopisteissä (13-140 $\mu\text{g l}^{-1}$). Tästä voitaneen päätellä, että havaintoputki HP503 on seinämän läpi kulkeneen ja puhdistuneen pohjaveden päävirtausreitillä, kun taas putki HP502 sijaitsee pääasiallisen virtausreitien reuna-alueella. Havaintoputkessa HP19 TCE- ja PCE-pitoisuudet pysyttelivät koko seurannan ajan poikkeuksellisen korkeina. Syynä voi olla kallion pinnan jyrkkä vaihtelu, mahdollisen hyvin vettä johtavan ruhjeen vaikutus tai säätökaivon eteläpuolisen maaperän vedenjohtavuuden paikallinen vaihtelu, jolloin seinämän läpi kulkenut puhdistunut vesi voi virrata havaintopisteen HP19 ohitse suuremman vedenjohtavuuden omaavien maakerrosten kautta. Näistä ilmiöistä viimeksi mainittu on havaittavissa myös virtausmallilla tehdyissä simuloinneissa (kuva 24).

Yleensäkin pilaantuneen pohjaveden puhdistuessa veden haitta-ainepitoisuudet pysyttelevät aluksi alkuperäisellä tasolla johtuen siitä, että haitta-ainetta on varastoitunut maaperän huokostilavuuden varasto-osaan, jossa vesi pysyy paikallaan. Tehokkaan huokoisuuden edustamassa huokostilassa virtaavan ja varastosuuden paikallaan pysyttelevän veden välillä tapahtuu aineiden vaihtoa. Virtaavan veden aineiden pitoisuuksien aletessa alkaa tapahtua diffuusiota eli pitoisuuserot pyrkivät tasoittumaan. Tällöin haitta-aineita siirtyy paikallaan pysyttelevästä vedestä virtaavaan veteen. Vasta kun varastoivassa huokostilassa olevan veden pitoisuudet ovat samat kuin virtaavan veden, voidaan pohjaveden puhdistuminen havaita pohjavesinäytteiden tuloksista.

Cis-1,2-DCE:n pitoisuus oli seinämän jälkeen sijaitsevassa havaintopisteessä HP503 maaliskuusta 2007 lähtien merkittävästi korkeampi kuin muissa havaintopisteissä (kuva 38). Korkea DCE-pitoisuus voi liittyä TCE:n ja PCE:n jäännöspitoisuuksien biohajoamiseen.



Kuva 38. a) cis-1,2-dikloorieteenipitoisuudet; b) vinyylidikloridipitoisuudet havaintoputkissa ennen (MW505) ja jälkeen seinämän (MW503, MW502, MW19, MWU1) (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 39. DOC-pitoisuuden muutokset seinämässä (Suomen ympäristökeskus 2008).

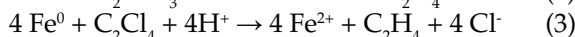
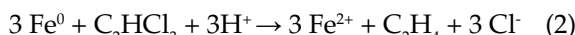
Pohjaveden DOC-pitoisuuden taustapitoisuus koko tutkimusalueella on 2-5 mg l⁻¹ (kuva 39), mutta rautaseinämän näyteputkista otetussa vedessä DOC-pitoisuus oli 20-48 mg l⁻¹. Seinämässä muodostuvat ja vapautuvat liuenneet orgaaniset hiiliyhdisteet, joiden pitoisuus nousi maaliskuussa 2007, ovat voineet kiihdyttää TCE:n ja PCE:n biohajoamista. TCE ja PCE voivat hajota DCE:ksi hapettomissa olosuhteissa homoasetogeenien, metagoneenien ja sulfaatinpelkistäjäbakteerien vaikutuksesta (Fetzner 1998; Löffler ym. 2000). Vuoden 2006 lopusta lähtien havaintoputken HP503 pohjavedessä vallitsivat hapettomat tai niukkahappiset olosuhteet. Havaintoputken HP503 pohjavedessä havaittiin myös moninkertaisesti korkeampia rautapitoisuuksia kuin seinämän sisäisissä havaintopisteissä ja muissa seinämää lähellä olevissa havaintoputkissa. Liunneen raudan ja kokonaisrautapitoisuuksien muutokset marraskuusta 2006 elokuuhun 2007 (liunneen raudan lasku 8100 µg l⁻¹:sta 460 µg l⁻¹:aan, kokonaisrautapitoisuuden nousu 17000 µg l⁻¹:sta 65000 µg l⁻¹:aan) osoittavat, että pohjavesikerroksessa tapahtui raudan hapettumista, joten havaintoputken HP503 kohdalla saattaa olla käynnissä myös vastaavanlainen kloorattujen eteenien kemiallinen hajoaminen kuin seinämässä itsessään.

6.3

Kaasun tuotto seinämässä

Eteeni

Syksyllä 2006 tehdyt mittaukset eteenin tuotosta seinämässä (kuva 40) osoittavat, että tetrakloorieteenin ja trikloorieteenin hajoaminen seinämässä oli täydellistä (Suomen ympäristökeskus 2008). Hajoamisen nettoreaktiot, kun oletetaan syntyvän vain eteeniä, voidaan esittää seuraavasti (Reinikainen 2003):



Lähtöpitoisuuksilla 120 µg l⁻¹ tetrakloorieteeniä ja 30 µg l⁻¹ trikloorieteeniä (= kloorattujen liuotimien pitoisuus seinämään virtaavassa vedessä syyskuussa 2006) nettoreaktioyhtälöstä laskettuna pohjaveteen liunneen eteenin pitoisuus täydellisessä hajoamisessa olisi 24 ppm. Seinämässä mitattiin syyskuussa 2006 eteenipitoisuus 35-40 ppm ja lokakuussa 2006 45-50 ppm. Eteenipitoisuuden nousu saattaa johtua siitä, että muodostuva eteenikaasu kerääntyi huokosiin. Eteeni ei pääse vapautumaan ylempien kyllästymättömien kerrosten huokostilaan, koska seinämärakenteen yläpuolella on tiivis savikerros.

Typrikaasu

Nitraattitypen keskimääräinen pitoisuus seinämään virtaavassa vedessä oli 3800 µg l⁻¹. Seinämässä nitraatti pelkistyi nopeasti ammoniumtypeksi ja typpikaasuksi. Typen eri faasien suhteiden muutokset (kuva 41) osoittavat, että nitraatinpelkistys oli täydellistä ja seinämässä muodostui myös typpikaasua. Seinämän kemiallisissa prosesseissa vapautuva vetykaasu saattaa välillisesti edistää typpikaasun tuottoa, stimuloimalla anaerobisten nitraatinpelkistysbakteereiden kasvua ja aktiivisuutta (Suomen ympäristökeskus 2008).

Hiilidioksidi

Hiilidioksidipitoisuus pohjavedessä ennen seinämää (HP505) oli seurannan aikana 65-200 mg l⁻¹. Seinämän alkupäässä (NK6) hiilidioksidipitoisuus oli elo-marraskuussa 2006 19-100 mg l⁻¹, mutta keväällä pitoisuus alkoi laskea ja oli laskenut kesään 2007 mennessä tasolle 3-10 mg l⁻¹. Samaan aikaan hiilidioksidipitoisuuden laskun kanssa sulfaattipitoisuus seinämässä laski tasolta 21 mg l⁻¹ tasolle <2 mg l⁻¹. Hiilidioksidin pitoisuuden lasku voi liittyä asetaatin tuotantoon (4 H₂ + 2 CO₂ → CH₃COOH + 2H₂O), mikä edelleen kiihdytti sulfaatinpelkistäjäbakteerien toimintaa. Myös metaanin tuottoa

havaittiin seinämässä; suurin jäljitetty pitoisuus pohjaveteen liuennutta metaania oli 70 ppm (Suomen ympäristökeskus 2008).

Kaasun tuoton vaikutukset seinämän toimivuuteen

Seurannan aikana ei havaittu kaasun tuotannon vaikuttavan haitallisesti seinämän hydraulisiin ominaisuuksiin tai puhdistumisprosessiin. Pitkällä aikavälillä huokostilaan vapautuvien kaasujen (N_2 , C_2H_4 , CH_4) tuotanto voi heikentää seinämän hydraulista toimivuutta. Saksassa tehdyissä pohjaveden käsittelykokeissa, missä reaktiivinen materiaali on suljetuissa reaktoreissa, viiden vuoden toiminnan jälkeen 10% tehokkaasta huokostilasta oli liikkumattoman kaasufaasin täyttämää. Huokostiloista tukkivasta kaasusta oli 90% typpikaasua (Hein ym. 2007).

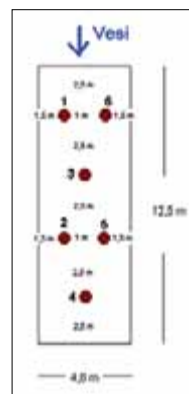
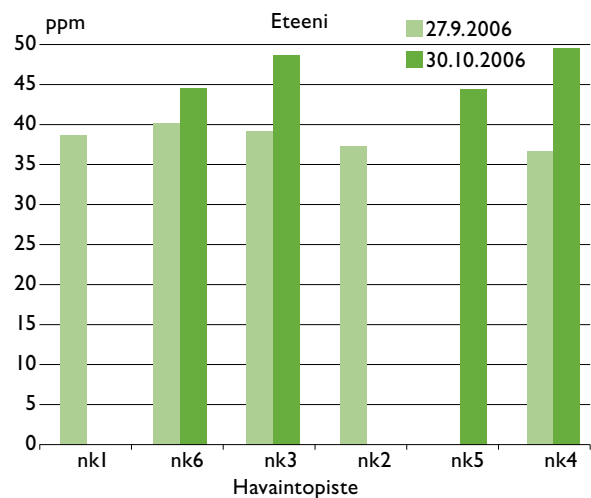
6.4

Saostumien muodostumista indikoivat veden laadun muutokset seinämässä

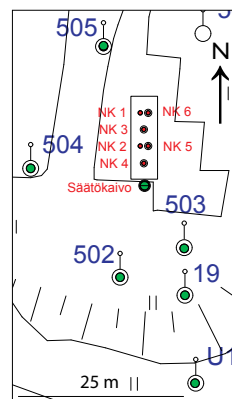
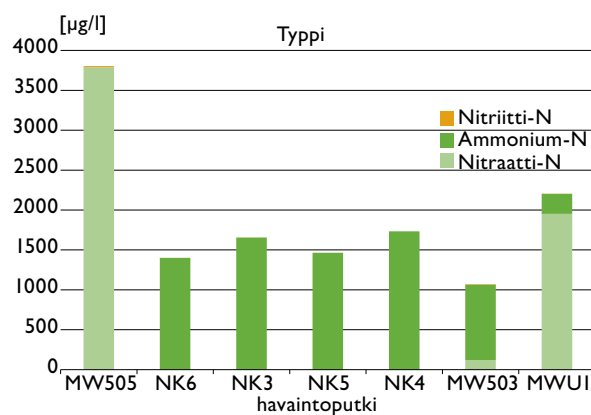
Reaktiivisiin seinämiin muodostuvien mineraali-saostumien koostumus riippuu alueen geokemiallisista olosuhteista. Pohjaveteen liuenneet spesiekit, kuten Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Si^{2+} ja O^{2-} , ovat mineraalisäostumien pääkomponentteja. Saostumien muodostumista voidaan ennustaa mallintamalla kemiallista tasapainoa raudan termodynaamisten ominaisuuksien ja pohjaveden kemiallisen koostumuksen perusteella (Liang ym. 2003). Oriveden koekohteen maaperän mineraali- ja kemiallisen koostumuksen perusteella alueen maaperästä pohjaveteen liukenevista komponenteista reaktiivisen seinämän kannalta haitallisia voivat olla kalsium, magnesium ja piidioksidi (Hjorth 2007). Pohjaveseuranta koekohteessa ennen seinämän asennusta osoitti, että alueen pohjaveden nitraatti-, sulfaatti-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet (Kivimäki ym. 2006) ylittävät kansalliset tausta-arvot (Backman ym. 1999; Lahermo ym. 2002).

Kolonnikokeissa käytetyn rautamateriaalin korrosiotutkimusten perusteella (Hjorth 2007) potentiaaliset korrosio- ja saostumatuotteet Oriveden koekohteen seinämässä ovat:

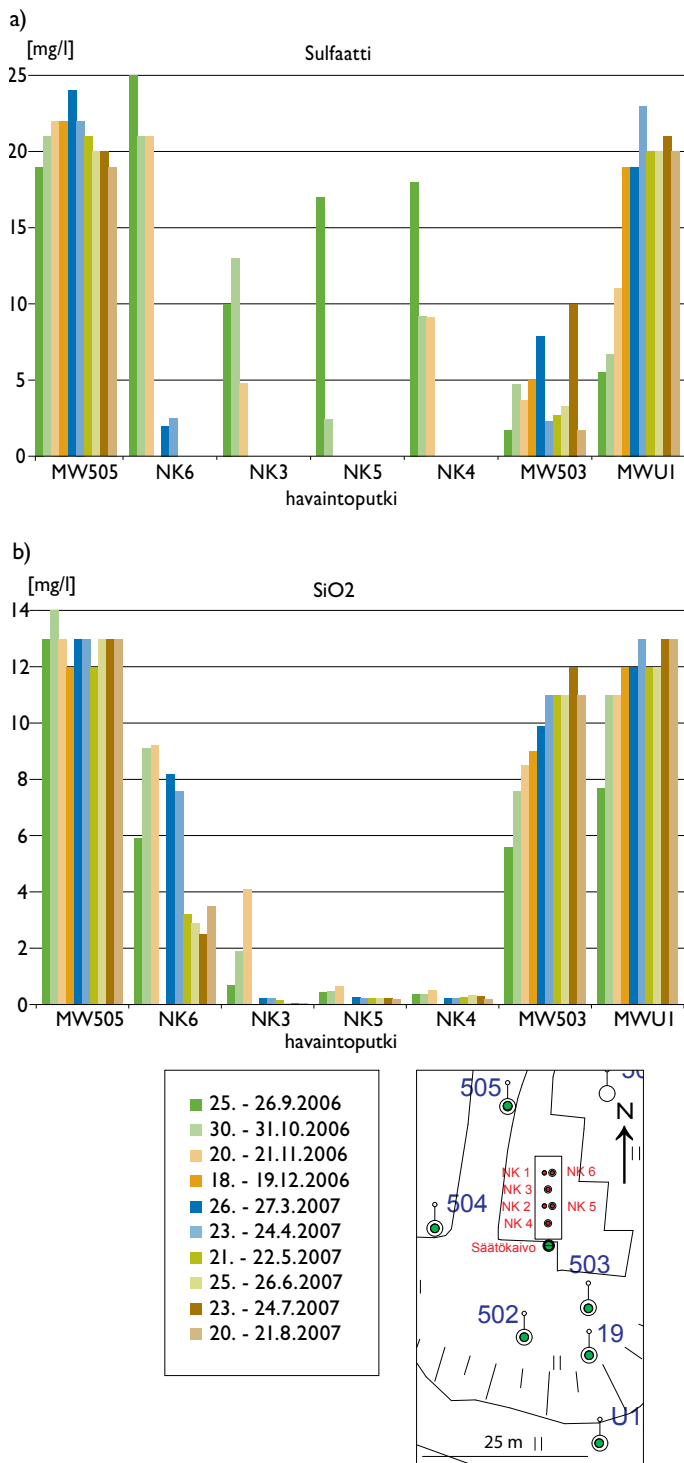
- goethiitti (α -FeOOH)
- lepidokrokiitti (γ -FeOOH)
- maghemiitti (Fe_2O_3)
- magnetiitti (Fe_3O_4)
- silikaattisaostumat ($Mn-Mg-Fe-Ca-SiO_2$)
- amorfinen rautasulfidi (FeS).



Kuva 40. Eteenin tuotto eri osissa seinämää (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 41. Typen eri faasien suhteiden keskimääräinen muutos seinämässä (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 42. a) sulfaatin ja b) piidioksidipitoisuuden muutokset seinämässä (Suomen ympäristökeskus 2008).

Sulfaattipitoisuus seinämään virtaavassa vedessä (HP505) oli seurantajakson aikana 19-24 mg l⁻¹ (kuva 42a). Toukokuuhun 2007 mennessä, noin vuosi seinämän asennuksen jälkeen, sulfaattipitoisuus seinämässä virtaavassa vedessä kaikissa näyteputkissa (NK6, NK3, NK5, NK4) oli laskenut alle 1,5 mg l⁻¹ pitoisuuteen. Seinämässä vapautuvat liuenneet orgaaniset hiilyyhdisteet kiihdyttivät sulfaattinpelkistäjäbakteerien toimintaa ja seinämään alkoi muodostua rautasulfidisaostumia. Sulfidisaostumien ei kuitenkaan havaittu heikentävän seinämän toimivuutta (Suomen ympäristökeskus 2008).

Piidioksidipitoisuus vedessä laski merkittävästi seinämässä (kuva 42b). Seinämään virtaavassa vedessä (HP505) SiO₂-pitoisuus oli 12-14 mg l⁻¹, seinämän alkupäässä (NK6) 2,5-9,2 mg l⁻¹ ja seinämän loppupäässä (NK4) 0,2-0,5 mg l⁻¹. Veden liuenneiden ionipitoisuuksien muutosten perusteella seinämään muodostui ainakin mangaani-silikaattisaostumia,

Saostumisten muodostumista seinämässä arvioitiin myös geokemiallisella PHREEQC-laskentaohjelmalla (Parkhurst ja Appelo 1999). Laskennassa käytettiin elokuun 2007 analyysituloksia veden liuenneiden anionien ja kationien pitoisuuksista seinämään virtaavassa vedessä (HP505) sekä seinämän alkupäässä (NK6) ja loppupäässä (NK4). Veden liuenneiden komponenttien ja rautamateriaalin Fe⁰ välisiä reaktioita mallinnettiin vaiheittaisella Fe⁰ lisäyksellä olettaen, että geokemiallisten reaktioiden tasapainotilanne saavutetaan (Liang ym. 2003). Mineraalit, joiden kyllästysindeksi (SI, saturation index) ylitti arvon 0, saostuvat laskennan mukaan kiinteän aineksen pinnalle saostumiksi. Ainoa mineraali, jonka SI oli selvästi > 0, oli pyriitti (FeS₂). Nollassa eli lähellä saostumispiiristä olivat kalsiitti (CaCO₃), hematitiitti (Fe₂O₃), mackinawiitti (FeS), kvartsi (SiO₂) ja sideriitti (FeCO₃). Tasapainolaskelmien mukaan myös metaani kaasua vapautuu. PHREEQC-ennusteet olivat yhteneväisiä veden laadun muutosten perusteella tehtyjen arvioiden kanssa (rautasulfidisaostumien ja silikaattisaostumien muodostuminen).

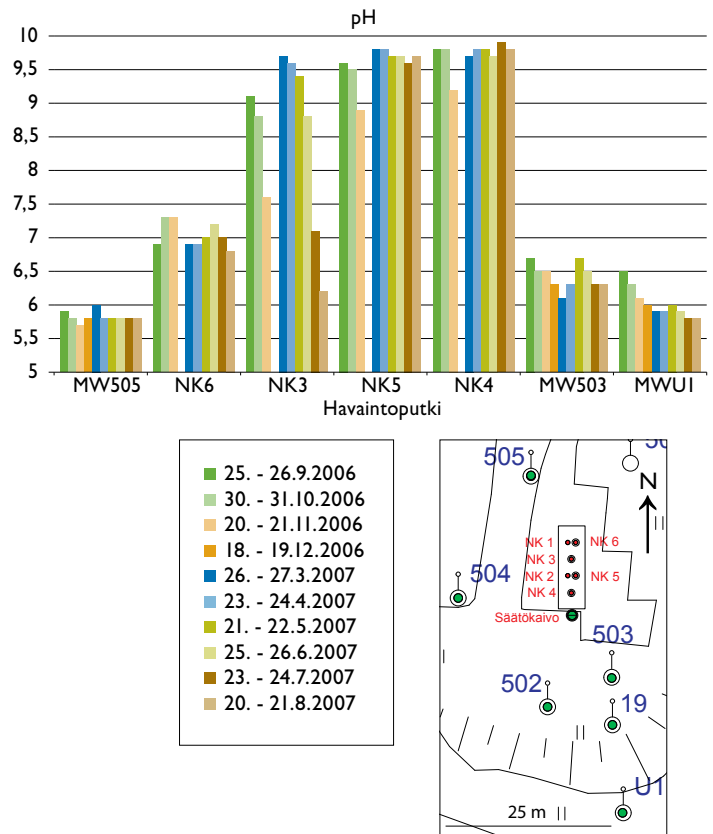
6.5

Muut pohjaveden laadun muutokset seinämässä

Seuranta-aineistoa analysoitiin tilastollisilla korrelaatioanalyysillä (Pearson, Kendall, Spearman) merkittävien positiivisten ja negatiivisten korrelaatioiden selvittämiseksi pohjaveden laatuparametrien välillä. Tilastollisissa analyyseissä tarkasteltiin erikseen seinämän sisäisten näyteputkien (NK1-NK6) pohjavesinäytteiden analyysituloksia ja seurantahavaintoputkien (HP4, HP19, HPU1, HP113, HP502, HP503, HP504,

HP505) pohjavesivesinäytteen analyysituloksia. Seinämässä virtaavassa vedessä tetrakloorieteenipitoisuus korreloi negatiivisesti pH:n, ammoniumtyypen, liuennun hapen ja liuennun orgaanisen hiilen (DOC) kanssa. Negatiivinen korrelaatio pH:n, ammoniumtyypen ja liuennun hapen kanssa oli odotettavissa: seinämässä rautarakeiden pinnalla tapahtuvan kemiallisen hajoamisen seurauksena olosuhteet seinämässä muuttivat anaerobisiksi ja pelkistäviksi. Liuennut happi pohjavedessä ennen seinämää oli noin 40 kyll-%, mutta seinämässä virtaava vesi oli lähes hapetonta. Redox-potentiaali ennen seinämää oli 280 - 400 mV, ja seinämän jälkeen -250 - -400 mV. Veden pH nousi seinämässä 7,0:sta 9,8:aan (kuva 43), mikä on tyypillinen ilmiö vastaavissa seinämissä (Reinikainen 2003). DOC-pitoisuuden jatkuva nousu seinämässä oli yllättävämpi tulos. Seinämän Fe⁰-rautamateriaalissa voi olla epäpuhtautena hiiltä, josta sitä liukenee hitaasti pohjaveteen. Lisäksi homoasetogeenien aktiivisuuden seurauksena seinämässä voi muodostua vedystä ja hiilidioksidista asetaattia (Suomen ympäristökeskus 2008).

Seinämässä virtaavassa vedessä tetrakloorieteenipitoisuus korreloi positiivisesti trikloorieteenin, dikloorieteenin, hiilidioksidin, alkaliteetin, rauta- ja mangaanipitoisuuksien, piidioksidin, sulfaatin, kaliumpitoisuuden ja sähkönjohtavuuden kanssa. Kloorattujen liuottimien ja niiden hajoamistuotteiden pitoisuuksien positiivinen korrelaatio oli oletettavaa, koska ne hajosivat täydellisesti eteeniksi. Positiivinen korrelaatio rauta-, mangaani-, piidioksidi- ja sulfaattipitoisuuksien kanssa selittyy sulfidi- ja silikaattisaostumien muodostumisella. Myös pohjaveden sulfaatti- ja silikaattipitoisuudet korreloivat positiivisesti rauta- ja mangaanipitoisuuksien kanssa, mikä viittaa seinämä-materiaalin rakeiden pinnalle muodostuvien rautamangaani-sulfidisaostumien ja silikaattisaostumien muodostumiseen (Suomen ympäristökeskus 2008).

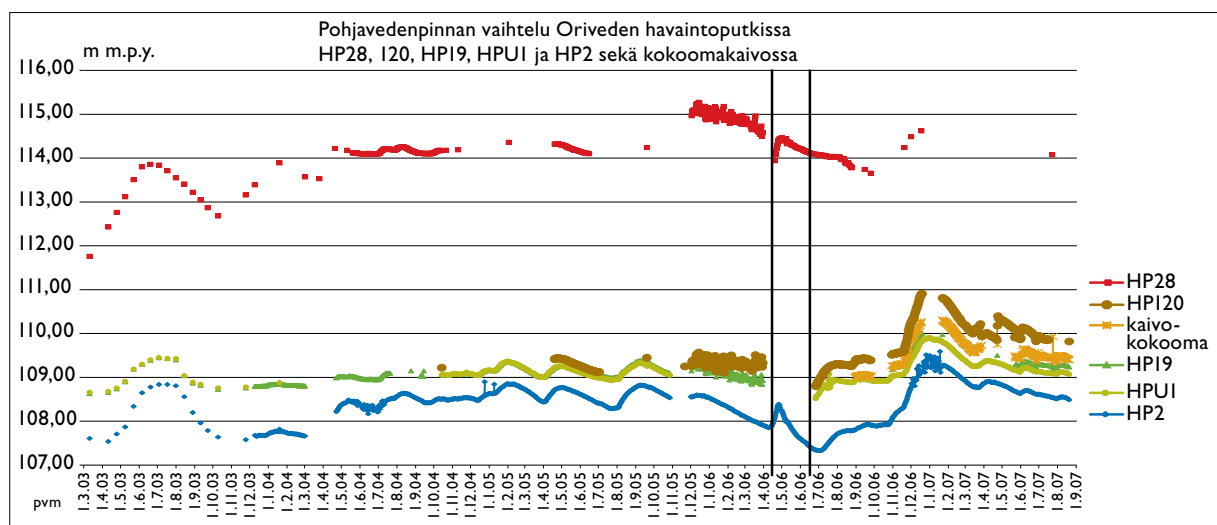


Kuva 43. pH:n muutokset seinämässä (Suomen ympäristökeskus 2008).

6.6

Hydraulinen toimivuus

Seinämärakenne ja sen yläpuoliset tiivistysrakenteet suunniteltiin tasolle, joka määritettiin vuosina 2002-2006 tehdyn pohjavedenpinnan korkeuden tarkkailun perusteella. Seinämän asentamista edeltäneen seurannan aikana pohjavedenpinnan vaihteluväli oli suurimmillaan 3,7 m (kuva 44). Vuoden 2006 lopussa vedenpinnat niin pinta- kuin pohja-



Kuva 44. Pohja-vedenpinnan korkeuden vaihtelut näytteenottokaivossa (=kaivokokooma) ja havaintoputkissa HPI20, HPI9, HPU1 ja HP2 (Suomen ympäristökeskus 2008).

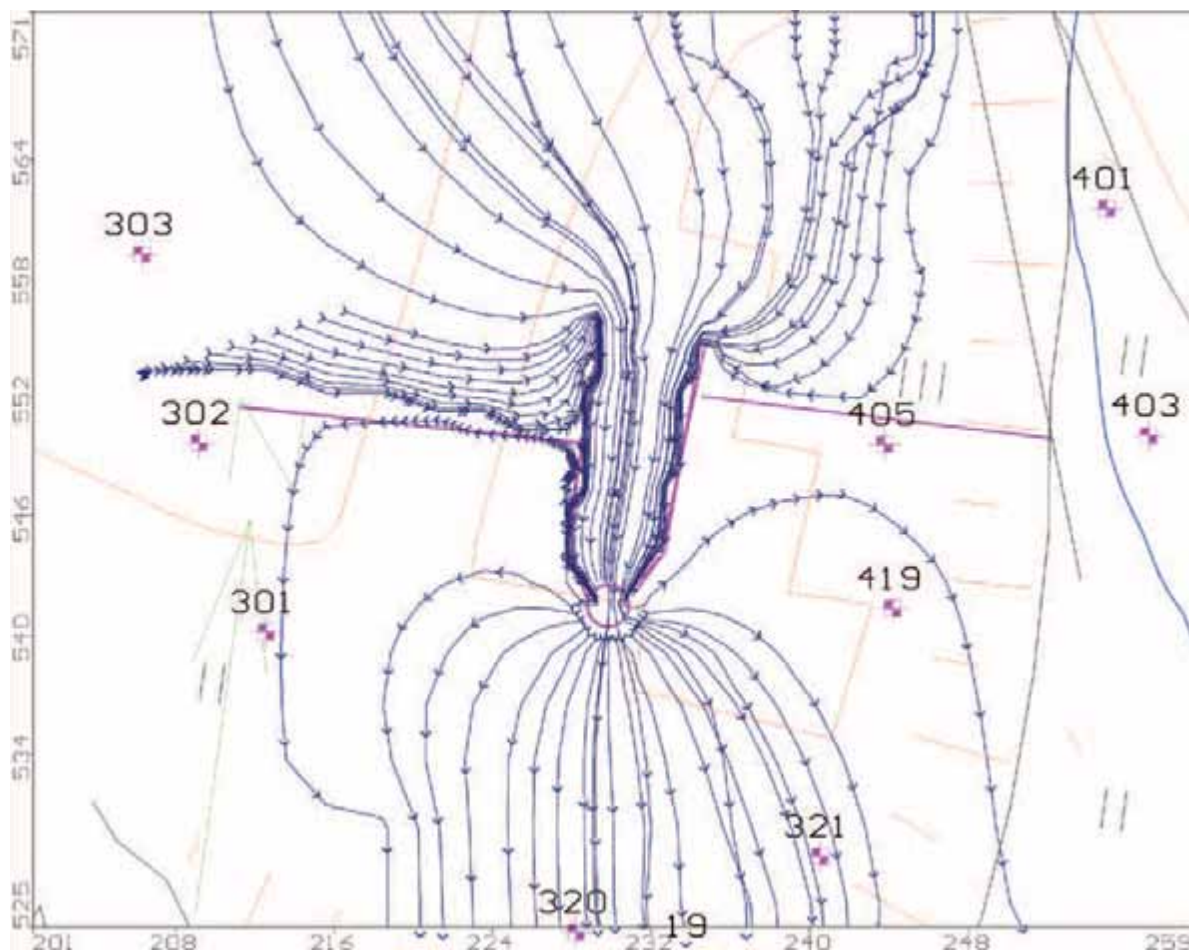
vesienkin seuranta-aseilla nousivat Orivedellä poikkeuksellisen korkealle tasolle. Pohjavedenpinta nousi myös tutkimusalueella korkeammalle kuin kertaakaan ennen seinämän asennusta tehdyn seurannan aikana. Tällöin veden pinta nousi seinämän päälle tehdyn moreenitiivistyksen yläpuolelle jolloin ylivirtausta rautaseinämän yläpuolisten täyttömaakerrosten kautta on voinut vähäisessä määrin tapahtua. Mahdollinen ylivuoto on lakannut vedenpintojen laskettua (Suomen ympäristökeskus 2008).

Seinämällä ei ole todettu minkäänlaista patoavaa vaikutusta. Sivukautta seinämän ohitse ei ole havaittu virranneen vettä merkittävässä määrin. Korkean pohjavedenpinnan tilannetta alkuvuonna 2007 kuvaavan virtausmallilaskelman (kuva 45) mukaan veden virtaussuunta on ollut sellainen, että vaikka kyllästynyt vyöhyke on laajentunut ohjauseinämien kattamaa alaa leveämmäksi, ei virtausta ole päässyt tapahtumaan seinämän ohitse.

6.7

Virhelähteet

Pohjavesinäytteistä analysoitiin kloorattujen liuotimien ja hajoamistuotteiden pitoisuudet RESET-hankkeen I-vaiheessa 2003-2005 Pirkanmaan ympäristökeskuksen (PIR) laboratoriossa. PIR:n VOC-menetelmä ei sisältänyt vinyylikloridia, joten tämän rajoituksen vuoksi pohjavesinäytteiden kloorattujen liuotimien (VOC) analysoinnissa siirryttiin syksyllä 2005 käyttämään SYKEN laboratorion analyysipalveluja. Lokakuun 2005 näytteet analysoitiin sekä PIR:n että Suomen ympäristökeskuksen laboratoriossa (SYKE). Rinnakkaismääritykset osoittivat, että PIR:n VOC-tulokset olivat järjestelmällisesti suurempia kuin SYKE:n tulokset. Erot olivat sitä suurempia, mitä suurempia pitoisuudet ovat. Poikkeamat olivat 38-186% (Suomen ympäristökeskus 2008).



Kuva 45. Pohjaveden virtausviivat korkean pohjavedenpinnan tilanteessa mallisimulaation mukaan. Nuolet on merkitty yhden vuorokauden virtausajan välein (Suomen ympäristökeskus 2008).

Pohjaveden todellisen viipymän selvittämiseksi tehtiin merkkiainekoe, jossa NaCl:a syötettiin pitoisuudella 200 g/l seinämän alkupäässä sijaitsevaan näytteenottoputkeen NK6. Seinämän läpi kulkeutuneen veden sähkönjohtokykyä seurattiin kokoomakaivon sijoitetulla jatkuvatoimisella anturilla. Suolapulssin aiheuttama sähkönjohtavuuden nousu ei kuitenkaan erottunut luontaisesta vaihtelusta. Veden viipymää seinämässä arvioitiin tarkennetulla kulkeutumismallilla, joka kalibroidiin seurantalosten perusteella vastaamaan seinämän rakentamisen jälkeistä virtauskuvaa. Tarkennetun mallin mukaan veden keskimääräinen viipymä seinämässä on 47 tuntia.

Toimivuuden seurannan aikana pohjavesinäytteet otettiin pohjaventtiilillä varustetulla HDPE-näytteenottoletkulla. Ristikontaminaation välttämiseksi letku vaihdettiin aina havaintoputkelta toiselle siirryttäessä. Rautamateriaaliin asennetuista näyteputkista ei voitu ottaa näytteitä samalla menetelmällä, koska niistä otettiin näytteet säätö- ja tarkkailukaivon alimmaiselle työtasolle sijoitetuista kapeista (läpimitta 32 mm) vaakatasoputkista. Näytteet pumpattiin vaakaputkista peristalttipumpulla. Pohjaveteen liuenneiden kaasujen (eteeni, metaani) määrittystä varten näytteet otettiin suljetulla systeemillä letkusta ruiskuun, josta näyte injektoidiin tiiviisti suljettuun seerumipulloon, joka oli esikäsitelty steriloimalla autoklaavissa alipaineistuksessa. Peristalttipumppauksessa osa VOC-yhdisteistä haihtuu, mikäli ei käytetä suljettua

systemiä. Näytteenottotekniikan vaikutusta tutkittavien haitta-aineiden ja niiden hajoamistuotteiden pitoisuuksiin selvitettiin ottamalla VOC-analyysejä varten kolmet rinnakkaisnäytteet pohjaventtiilillä varustetulla Waterra-näytteenottoletkulla ja peristalttipumpulla. Peristalttipumpulla otettujen näytteiden VOC-pitoisuudet olivat pienempiä kuin Waterra-letkulla otetuissa näytteissä, mutta rinnakkaistulokset olivat keskenään samaa suuruusluokkaa (taulukko 5).

Taulukko 5. Kloorattujen eteenien ja niiden hajoamistuotteiden pitoisuudet kahdella eri menetelmällä otetuissa pohjavesinäytteissä (Suomen ympäristökeskus 2008).

		Waterra	Peristaltti	Poikkeama (%)
PCE [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	930	730	22
	HPUI, näyte 1	100	78	22
	HPUI, näyte 2	92	83	10
TCE [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	360	310	14
	HPUI, näyte 1	25	17	32
	HPUI, näyte 2	22	16	27
1,1-DCE [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	0,15	<0,1	33
	HPUI, näyte 1	<0,1	<0,1	
	HPUI, näyte 2	<0,1	<0,1	
1,2-DCE [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	0,66	0,63	5
	HPUI, näyte 1	<0,1	<0,1	
	HPUI, näyte 2	<0,1	<0,1	
c1,2-DCE [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	5,5	5,0	9
	HPUI, näyte 1	6,9	2,3	67
	HPUI, näyte 2	4,6	2,3	50
VC [$\mu\text{g l}^{-1}$]	HP4	<0,1	<0,1	
	HPUI, näyte 1	<0,1	<0,1	
	HPUI, näyte 2	<0,1	<0,1	

7 Johtopäätökset

7.1

Oriveden kokemukset

Oriveden koekohteen kokemukset seinämän asentamisesta Suomen hydrogeologisissa olosuhteisissa osoittivat, että seinämä saadaan sekä hydraulisesti että puhdistumisprosessin kannalta toimivaksi myös tyypillisissä vedenhankinnan kannalta tärkeissä pohjavesimuodostumissa. Tällaisia ovat suuret reunamuodostumat (esim. Salpausselät) sekä lajittuneet karkearakeiset sora- ja hiekkamuodostumat. Harjumuodostumissa maakerrospaksuudet ovat yleensä 10–50 m; Salpausselän reunamuodostumassa maakerrospaksuus ylittää monin paikoin 100 m. Harju- ja reunamuodostumissa vedenläpäisevyys saattaa olla 10^{-2} – 10^{-4} m s⁻¹ ja pohjaveden virtausnopeus usein niin suuri, että riittävän viipymän varmistamiseksi tarvitaan laaja-alainen seinämärakenne.

Oriveden koekohteen alueella pohjaveden virtausnopeus on 1,18–2,34 m d⁻¹ ja aines suurelta osin lohcareista täyttömaata. Yksityiskohtaisilla hydrogeologisilla maastotutkimuksilla, materiaalin laboratoriotesteillä ja huolellisella rakennesuunnittelulla varmistettiin, että koekohteen haasteellisiin olosuhteisiin – suurehko maakerrospaksuus, korkea vedenjohtavuus ja tiheä omakotiasutus – saatiin asennettua reaktiivinen seinämä, joka toimii sekä hydraulisesti että puhdistumisprosessin kannalta hyvin.

Vaikka tetrakloorieteeni ja trikloorieteeni hajosivat täydellisesti jo seinämän viipymän alkuvaiheessa eikä merkittävää pilaantuneen pohjaveden ohivirtausta seinämän itä- tai länsipuolelta tai seinämärakenteen yläpuolelta tapahtunut, puhdistuneen veden vaikutus seinämän jälkeisissä pohjaveden havaintoputkissa näkyi hitaasti. Osa havaintoputkista sijaitsee pohjaveden virtausvyöhykkeen reunamilla, joten puhdistunut pohjavesi ei kulkeutunut ko. havaintopisteisiin. Puhdistuneen pohjaveden sekä mineraaliainekseen ja maaperän

huokostiloihin pidättyneiden haitta-aineiden välinen pitoisuusero ilmeisesti aiheutti diffuusiota, jolloin haitta-aineita vapautui pohjaveteen seinämän alavirran puolella. Pohjavedenpinnan korkeuden vaihteluiden seurauksena tätä haitta-aineiden siirtymistä varastoivasta huokostilavuudesta liikkuvaan pohjaveteen tapahtuu eri paksuudelta maakerrosta eri aikoina.

Seinämän jälkeiset jäännöspitoisuudet voivat laskea myös biologisen hajotuksen johdosta. Lähimmästä seinämän jälkeisestä havaintopisteestä jäljitettiin pieniä pitoisuuksia välihajoamistuotteita dikloorieteeniä ja vinyylidikloridia, jotka indikoivat jäännöspitoisuuksien biologista tai kemiallista epätäydellistä hajoamista.

Lämpötilan vaikutus haitta-aineiden hajoamiseen osoittautui oletettua vähäisemmäksi. Laboratoriokokeissa tetrakloorieteenin puoliintumisaika oli ainoastaan 1,6–2-kertainen, kun koelämpötila laskettiin 24:stä 7:ään °C-asteeseen. Myös Oriveden koekohteessa puhdistuminen seinämässä oli tehokasta, vaikka lämpötila oli 7,7–10,1 °C. Lämpötilan keskiarvo ja mediaani seinämässä oli 8,7 °C. Suomen olosuhteissa lämpötila pohjavesiesiintymässä on keskimäärin 5–7 °C, joten kemialliseen hajoamiseen perustuvan puhdistumisprosessin voidaan olettaa toimivan riittävän tehokkaasti myös Suomen ilmastollisissa olosuhteissa.

Kemiallisen puhdistumisprosessin lisäksi biologiset prosessit eli seinämän mikrobien aktiivisuus vaikuttaa seinämän läpi virtaavan veden laatuun. Oriveden koekohteen seinämän mikrobipopulaatioita ei karakterisoitu mikrobiologisilla menetelmillä, mutta veden laadun muutokset seinämässä osoittavat, että ainakin nitraatinpelkistäjäbakteerit, sulfaatinpelkistäjäbakteerit ja metanogeenit olivat aktiivisia. Biologisten prosessien ei havaittu heikentävän seinämän toimivuutta. Veden laadun

muutokset seinämässä ja PHREEQC-ennusteet antoivat viitteitä siitä, että seinämän rautarakeiden pinnoille muodostuu rautasulfidisaostumia ja silikaattisaostumia. Seurantavuoden 2006-2007 aikana saostumien muodostuminen ja kaasun tuotanto seinämässä eivät kuitenkaan aiheuttaneet reaktiivisuuden heikentymistä tai huokostilojen tukkeutumista. Pitkäaikaisvaikutuksia sekä kemiallisten ja biologisten puhdistumisprosessien yhteisvaikutuksia arvioidaan jatkoseurannan aikana. Seuranta jatketaan vuodesta 2008 lähtien ottamalla pohjavesinäytteitä havaintoputkista 2 kertaa vuodessa.

Reaktiivisen seinämän käytön kustannukset painottuvat maasto- ja materiaalitutkimuksiin sekä asennustyöhön. Tarvittavien hydrogeologisten tutkimusten laajuus vaihtelee kohteen monimuotoisuuden ja aiempien tutkimusten kattavuuden mukaisesti. Karkean arvion mukaan hydrogeologisten tutkimusten kustannukset ovat 20 000 – 100 000 €. Kunkin reaktiivisen materiaalin käyttökelppoisuuden testaus maksaa noin 6 000 € ja seinämärakenteen suunnittelu 5 000 – 10 000 €. Geoteknisesti haasteellisen Oriveden koekohteen seinämän rakentamisen kustannukset materiaalikuluineen olivat noin 260 000 €. Geoteknisesti ja hydrogeologisesti reaktiivisen seinämän menetelmän käyttöön soveltuvassa kohteessa seinämän asennuksen kokonaiskustannukset suuntaa-antavan arvion mukaan ovat 80 000 – 400 000 €. Kustannukset saataisiin oleellisesti pienemmäksi, mikäli reaktiiviseksi materiaaliksi löytyisi Oriveden koekohteesta käytettyä materiaalia edullisempi teollisuuden sivutuote. Seinämän toimivuuden seurannan kustannukset, kun seurantanäytteitä otetaan 2-3 kertaa vuodessa, ovat noin 5 000 – 10 000 € vuodessa. Lisäksi tulevat reaktiivisten seinämien tekniikkaan liittyvät patenttimaksut.

Oriveden koekohteen kaltaisissa paksujen maakerrosten harju- ja reunamuodostumissa reaktiivisen seinämän asennus on vaativaa ja kallista. Perinteisten pohjaveden käsittelymenetelmien käyttö klooriteenien pilaamilla alueilla on kuitenkin tehontota. Vaikka reaktiivinen seinämä olisikin kustannustehokkain menetelmä, maanrakennuksen korkeiden kokonaiskustannusten vuoksi yhtenäinen reaktiivinen seinämä ei yleensä tulle kyseeseen alueilla, joilla maakerrospaksuudet ovat yli 10-15 m. Menetelmä soveltuu hyvin ja on kustannuksiltaan edullisempaa pohjaveden puhdistamiseen suppea-alaisemmilla moreenimuodostumilla, missä kokonais- ja kyllästyneen kerroksen maakerrospaksuudet ovat pienempiä kuin harjualueilla ja vedenläpäisevyys suuruusluokkaa 10^{-4} – 10^{-6} m s⁻¹.

7.2

Ohjeita tulevien seinämien varalle

Täysin passiivisesti toimiva puhdistusratkaisu ei vaadi energiaa ja jatkuvaa prosessin ohjausta eikä sen käyttö muuta olennaisesti pohjavesialueen alkuperäisiä virtausolosuhteita. Reaktiivisia seinämiä on muualla maailmassa käytetty pohjaveden puhdistamiseen yli kymmenen vuoden ajan, mutta Suomessa menetelmää on käytetty ennen Oriveden tutkimushanketta vain yhdessä kohteessa. Reaktiivisen seinämän soveltaminen Suomessa edellyttää puhdistettavalta kohteelta sopivia hydrogeologisia ominaisuuksia ja seinämämateriaalin riittävää saatavuutta ja tasalaatuisuutta.

Kohteen hydrogeologisista ominaisuuksista tärkeimpiä ovat maakerrosten paksuudet ja eri maakerrosten vaihtelut sekä pohjaveden virtausparametrit. Mitä laajemmalla alalla ja erityisesti mitä syvemmällä maanpinnan alla haitta-aine liikkuu, sitä hankalampaa ja kalliimpaa on puhdistaminen. Syvyysulottuvuuden suhteen on otettava myös huomioon, että seinämän alla tulee olla tiivis kerros joko luonnostaan tai sellainen on luotava asennuksen yhteydessä. Pohjaveden virtausparametreista keskeisiä ovat vedenjohtavuus ja tehokas huokoisuus. Mitä suurempia nämä ominaisuudet ovat kohteen maakerroksissa, sitä suurempia tulee seinämämateriaalin vastaavien parametriarvojen olla, jotta pilaantunut pohjavesi ohjautuu seinämään tarvittaessa myös ilman ohjauseiniä eikä seinämä aiheuta patoavaa vaikutusta pohjaveden virtaukseen. Kohteen vedenjohtavuudet on varminta mitata maasto-olosuhteissa, koska laboratoriossa tehdyt mittaukset useimmiten antavat tuloksetsi todellista pienempiä johtavuuden arvoja.

Kullekin haitta-aineelle tulee käyttää sille soveltuvaa seinämämateriaalia. Tässä raportoitu klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistaminen raemuotoisen metalliraudan (Fe⁰) avulla on reaktiivisen seinämän toistaiseksi yleisin sovellutus. Muita reaktiivisissa seinämissä käytettyjä materiaaleja on esitelty taulukossa 6. Kotimaisten materiaalien reaktiivisuutta testattaessa tulee ottaa huomioon suomalaisen pohjaveden lämpötila. Reaktioiden hidastumista viileässä vedessä kuvaava korjauskerroin on varminta määrittää tekemällä ainakin osa materiaalitesteistä 5 – 10 °C lämpötilassa. Seinämän mitoitusta varten on syytä testata käytettävää materiaalia käyttäen myös maastokohteen pohjavettä, jotta saadaan selville mahdollisimman todellinen viipymätarve sekä voidaan arvioida, onko odotettavissa kyseisen

seinämän toiminta-aikaan vaikuttavaa passivoitumista tai saostumien muodostumista.

Suomen geologisissa olosuhteissa maalarjokoostumus ja maakerrosrakenteet vaihtelevat eri syvyyksissä ja kalliopinnan topografian pienipiirteiset vaihtelut ja kallioperän rikkonaisuus vaikuttavat oleellisesti haitta-aineiden kulkeutumiseen. Hydraulisesti ja puhdistumisen kannalta toimivan reaktiivisen seinämän suunnittelu edellyttää kohteessa tehtäviä yksityiskohtaisia tutkimuksia. Tätä kuvanee se seikka, että vaikka Oriveden koekohteessa oli seinämän asennuspaikalla tehty kalliioon asti ulottuneita kairauksia 5 metrin välein, asennusvaiheessa havaittiin kallioperän painanne, jonka vuoksi läntinen ohjausseinämä oli rakennettava noin viisi metriä suunniteltua etelämmäksi.

Vaikka monet Suomessa käytössä olevista maanrakennusmenetelmistä periaatteessa soveltuvat reaktiivisten seinämien tekoon, oli Oriveden hankkeessa perinteinen avo- ja tuettu kaivanto-tekniikka käytännössä ainoa tarjolla ollut vaihtoehto. Injektointikaluston sopiva modifiointi lienee helpoin tapa luoda mahdollisuuksia myös syvemmällä maaperässä virtaavan pilaantuneen pohjaveden käsittelyyn passiivisesti reaktiivisen materiaalin avulla. Injektoinnin, syvästabiloinnin tai erilaisten paalutusmenetelmien soveltaminen antaisi lisäksi paremmat mahdollisuudet reaktiivisten seinämien asentamiseen asutuksen tms. seikan vuoksi rajalliselle alueelle.

Taulukko 6. Reaktiivisissa seinämissä käytettyjä materiaaleja ja niillä poistettuja haitta-aineita (Reinikainen 2003).

Reaktiivinen materiaali	Puhdistusprosessi	Käsiteltyjä haitta-aineita
Metallinen rauta (Fe ⁰)	Kemiallinen pelkistys	Klooratut alifaattiset hiilivedyt (mm. kloorieteenit), raskasmetallit (mm. kromi, seleeni, uraani), arseeni, nitraatti
Natriumditioniitti	Kemiallinen pelkistys	Kromi
Orgaaninen hiili (komposti, turve)	Biologinen sulfaatin pelkistys ja saostus	Happamat kaivosvedet (mm. sulfaatti, kadmium, kupari, rauta, nikkeli, lyijy)
Orgaaninen hiili (sahajauho)	Biologinen nitraatin pelkistys	Nitraatti
Happea vapauttavat yhdisteet (esim. ORC®)	Biologinen hajoaminen	Polttoainehiilivedyt (mm. BTEX, MTBE)
Aktiivihiihi	Sorptio	Raskasmetallit (mm. kromi), hydrofobiset orgaaniset yhdisteet (mm. PAH, BTEX)
Zeoliitti	Sorptio	Strontium
Modifioitu zeoliitti	Sorptio	Kromi, tetrakloorieteeni
Kalkkikivi	Saostus	Happamat kaivosvedet (mm. kadmium, kupari, lyijy, sinkki)
Luuhiilifosfaatti	Saostus	Uraani

LÄHTEET

- Airo, M.-L. 2003. Kallioperän alueelliset rikkonaisuusvyöhykkeet Oriveden Asemanseudun pohjavesialueella. Geologian tutkimuskeskus. 17.12.2003. 6 s. + liitteet.
- Backman, B., Lahermo, P., Väisänen, U., Paukola, T., Juntunen, R., Karhu, J., Pullinen, A., Rainio, H. & Tanskanen, H. 1999. Geologian ja ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen: Seurantatutkimuksen tulokset vuosilta 1969-1996. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 147. 261 s.
- Britschgi, R. & Gustaffson, J. (toim.). 1996. Suomen luokitellut pohjavesialueet. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 55. 384 s. + liitteet.
- Devlin, J.F. & Allin, K.O. 2005. Major anion effects on the kinetics and reactivity of granular iron in glass-encased magnet batch reactor experiments. *Environmental Science and Technology* 39, 1868-1874.
- Elo, S. 2003. Orivedellä 1.-4.12.2003 mitattujen gravimetristen profiilien alustava tulkinta. Geologian tutkimuskeskus 17.12.2003. 8 s. + liitteet.
- Eskola, P. 2007. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä, Materiaalitestit ja suunnitteluparametrit, Reaktiivisten seinämien pitkäaikaistoimivuus. Tutkimusraportti VTT-R-02606-07. 80 s.
- Farrell, J., Kason, M., Melitas, N. & Li, T. 2000. Investigation of the long-term performance of zerovalent iron for reductive dechlorination of trichloroethylene. *Environmental Science and Technology* 34, 514-521.
- Fetzner, S. 1998. Bacterial dehalogenation. *Applied Microbiology and Biotechnology* 50, 633-657.
- Gavaskar, A.R. 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* 68, 41-71.
- Gillham, R.W. & O'Hannesin, S.F. 1994. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zerovalent iron. *Ground Water* 32, 958-967.
- Hein, P., Zittwitz, M., Freygang, M., Vigelahn, L. & Moschick, A. 2007. Application of a ZVI-based Modular System for the Treatment of Highly Concentrated Halogenated VOCs in Groundwater at the Bernau Site near Berlin. Proceedings of the 3rd International Symposium on Permeable Reactive Barriers and Reactive Zones. Rimini, Italy, November 8-9, 2007. S. 53-58.
- Heiskanen, J. 1994. Dikloorimetäänin ja tri- ja tetrakloorieteenin käyttö ja ympäristövaikutukset. Vesi- ja ympäristöhallitus, Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja 585. 57 s.
- Hjorth, S. 2007. Reaktiivisen seinämän rautamateriaalin reaktiokyvyn säilyminen klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistuksessa. Pro gradu -tutkielma, Helsingin Yliopisto, Geologian laitos. 65 s.
- Huotari, T. & Vanhala, H. 2004. Oriveden ominaisvastusluotauslinjojen profiilit. Geologian tutkimuskeskus 13.7.2004.
- Ikävalko, O. 2003. Porakaivojen videotutkimukset Orivedellä 2003. Kivikonstultit Oy. 23.10.2003. 3 s. + liitteet.
- Järvikivi, M. 2004. Reaktiivisiin seinämiin soveltuvien materiaalien karakterisointi, esikäsitely ja tutkiminen. Diplomityö, Teknillinen korkeakoulu, Kemian tekniikan osasto. 4 s.
- Kamolpornwijit, W., Liang, L., West, O.R., Moline, G.R. & Sullivan, A.B. 2003. Preferential flow path development and its influence on long-term PRB performance: column study. *Journal of Contaminant Hydrology* 66, 161-178.
- Kampbell, D.H. & Vandegrift, S.A. 1998. Analysis of Dissolved Methane, Ethane, and Ethylene in Ground Water by a Standard Gas Chromatographic Technique. *Journal of Chromatographic Science* 36, 253-256.
- Kepner, R.L.J. & Pratt, J.R. 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiological Reviews* 58, 603-615.
- Kivimäki, A.-L., Hellstén, P., Nystén, T., Reinikainen, J. & Tuominen, S. 2004. Reaktiiviset seinämät pohjaveden puhdistuksessa – Oriveden kohdetutkimukset. Julk: Seppälä, J. & Idman, H. (toim.). Maaperänsuojelu. Geologian tutkimuskeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen tutkimusseminaari 5.11.2004. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 726. S. 20-25.
- Kivimäki, A.-L., Nystén, T., Reinikainen, J., Tuominen, S., Eskola, P., Järvikivi, M., Hjorth, S. & Karhu, J. 2006. Effects of Nordic Conditions on the Applicability of PRB Technology. Proceedings of the fifth international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Monterey CA; May 2006. Paper C-10.
- Klausen, J., Vikesland, P.J., Kohn, T., Burris, D.R., Ball, W.P. & Roberts, A.L. 2003. Longevity of granular iron in groundwater treatment processes: Solution composition effects on reduction of organohalides and nitroaromatic compounds. *Environmental Science and Technology* 37, 1208-1218.
- Kolari, M. & Salkinoja-Salonen, M. 1993. Klooratut eteenit pohjavesien pilaajina. *Vesitalous* 34(2), 8-13.
- Kujansuu, R., Erviö, R., Herola, E., Hyypä, J., Kae, E., Lahermo, P., Raikamo, E., Stén, C.-G & Taka, M. 1981. Oriveden alueen maaperä. Geologinen tutkimuslaitos. 44 s.
- Kulovaara, M. 2003. Pirkanmaan ympäristökeskuksen tutkimuslaboratorion TCE- ja PCE-analysitulokset sekä menetelmäkuvaus 22.10.2003, 28.10.2003 ja 18.12.2003.
- 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 vuonna 1999. Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 155. 92 s.
- Lehtimäki, J. 2004. Seismiset luotaukset Oriveden Rovastinkankaalla. Geologian tutkimuskeskus. 3 s. + liitteet.
- Liang, L., Korte, N., Gu, B., Puls, R. & Reeter, C. 2000. Geochemical and microbial reactions affecting the long-term performance of in situ 'iron barriers'. *Advances in Environmental Research* 4, 273-286.
- Liang, L., Sullivan, A.B., West, O.R., Moline, G.R. & Kamolpornwijit, W. 2003. Predicting the Precipitation of Mineral Phases in Permeable Reactive Barriers. *Environmental Engineering Science* 20(6), 635-653.
- Löffler, F.E., Sun, Q., Li, J. & Tiedje, J.M. 2000. 16S rRNA Gene-Based Detection of Tetrachloroethene-Dechlorinating *Desulfuromonas* and *Dehalococcoides* Species. *Applied and Environmental Microbiology* 66(4), 1369-1374.
- Mackenzie, P.D., Horney, D.P. & Sivavec, T.M. 1999. Mineral precipitation and porosity losses in granular iron columns. *Journal of Hazardous Materials* 68, 1-17.
- Madsen, E.L. & Ghiorse, W.C. 1993. Groundwater microbiology: subsurface ecosystem processes. Julk: Ford, T.E. (toim.). *Aquatic Microbiology – An ecological approach*. Blackwell Scientific Publications. S. 167-213.
- Matheson, L. & Tratnyek, P. 1994. Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environmental Science & Technology* 28(12), 2045-2053.

- Mroueh, U.-M. 1993. Orgaanisten liuotteiden käyttö Suomessa. Vesi- ja ympäristöhallitus, Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 156. 40 s.
- Nevala, A. 2000. Kemiaalliset pesulat maaperän saastumisen aiheuttajina – esimerkkinä Oriveden pesula. Opinnäytetyö, Hämeen ammattikorkeakoulu. 50 s. + liitteet.
- O'Hannesin, S. 2004. Permeable Reactive Barriers (PRBs) Using Granular Iron for In-Situ Groundwater Remediation. Suullinen tiedonanto ja tiivistelmä PRB-seminaarissa 12.3.2004 Suomen ympäristökeskuksessa pidetystä esitelmästä.
- Pankow, J.F. & Cherry, J.A. 1996 Dense Chlorinated Solvents and Other DNAPLs in Groundwater. Waterloo Press, Portland Oregon. 522 s.
- Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. 1999. User's Guide to PHREEQC (Version 2) – A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259. 287 s.
- Reinikainen, J. 2003. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 628. 85 s.
- Ritter, K., Odziemkowski, M.S. & Gillham, R.W. 2002. An in situ study of the role of surface films on granular iron in the permeable iron wall technology. Journal of Contaminant Hydrology 55, 87-111.
- Ritter, K., Odziemkowski, M.S., Simppgraga, R., Gillham, R.W. & Irish, D.E. 2003. An in situ study of the effect of nitrate on the reduction of trichloroethylene by granular iron. Journal of Contaminant Hydrology 65, 121-136.
- Sarkkila, J. 2002a. Oriveden pesula-alueen tutkimukset, Nykytilanne. Suomen IP-Tekniikka Oy 24.10.2002. 5 s.
- Sarkkila, J. 2002b. Oriveden pohjatutkimusten jatkotyöt. Suomen IP-Tekniikka Oy 13.11.2002. 2 s.
- Sarkkila, J. 2003. Oriveden pesula-alueen jatkotutkimukset ja johtopäätökset. Suomen IP-Tekniikka Oy 2.1.2003. 5 s.
- Sarkkila, J. 2006. Reaktiivinen seinä, koerakenne. Rakennusselostus. Suomen IP-Tekniikka Oy 12.1.2006. 20 s. + liitteet.
- Sarkkila, J. & Lempinen, T. 2001. Kloorattujen liuottimien pilaaman pohjaveden puhdistaminen reaktiivisen läpäisevän seinämän avulla. Pilot-projekti Orivesi. Suomen IP-Tekniikka Oy 18.10.2001. 3 s.
- Sarkkila, J. & Lempinen, T. 2003. Kloorattujen liuottimien pilaaman pohjaveden puhdistaminen reaktiivisen läpäisevän seinämän avulla. Yhteenvetoraportti Oriveden pilot-hankkeen 1. vaiheesta. Suomen IP-Tekniikka Oy 27.3.2003. 4 s. + liitteet.
- Schlicker, O., Ebert, M., Fruth, M., Weidner, M., Wüst, W. & Dahmke, A. 2000. Degradation of TCE with Iron: The Role of Competing Chromate and Nitrate Reduction. Ground Water 38(3), 403-409.
- Silvast, M. 2003. Maatutkaluotaukset Oriveden Pappilankankaalla. Maatutkatulkinnat. Roadscanners Oy 26.10.2003. 4 s. + liitteet.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus (461/2000) talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 2000.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus (509/2005) vaarallisten aineiden luettelosta. 2005.
- Sosiaali- ja terveysministeriön päätös (74/94) talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. 1994.
- Suomen ympäristökeskus. 2004. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Väiliraportti 15.1.2004. 17 s. + liitteet.
- Suomen ympäristökeskus. 2005. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä – RESET-projekti. Loppuraportti 14.1.2005. 16 s. + liitteet.
- Suomen ympäristökeskus. 2008. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä – RESET2-projekti. Loppuraportti 29.1.2008. 31 s.
- Tuomi, P. & Vaajasaari, K. 2004. Monitoroidun luontaisen puhdistumisen (MLP) käyttö pilaantuneiden alueiden kunnostuksessa. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 681. 57 s.
- United States Environmental Protection Agency. 2002. Field Applications of *In Situ* Remediation Technologies: Permeable Reactive Barriers. 30 p.
- United States Environmental Protection Agency. 2003. National Primary Drinking Water Standards. USEPA 816-F-03-016.
- Valli, T. 2002. Kallionpinnan topografian määrittäminen painovoimamittauksia käyttäen Oriveden pesulan ympäristötutkimuksissa. Geologian tutkimuskeskus. 23.4.2002.
- Valli, T. 2003. Oriveden pesulan ympäristötutkimukset: painovoimatulkintojen tarkistus. Geologian tutkimuskeskus. 17.9.2003. 2 s. + liitteet.
- Vallila, E. & Pulkkinen, T. 2002. Tiehallinnon Oriveden tukikohtaan ympäristötekniinen perusselvitys. SCC Viatek Oy. 7.10.2002. 9 s. + liitteet.
- Vallila, E. 2003. Tiehallinnon Oriveden tukikohta, Ympäristötekniiset jatkotutkimukset. SCC Viatek Oy. 17.12.2003. 7 s. + liitteet.
- Vogan, J.L., Focht, R.M., Clark, D.K. & Graham, S.L. 1999. Performance evaluation of a permeable reactive barrier for remediation of dissolved chlorinated solvents in groundwater. Journal of Hazardous Materials 68, 97-108.
- Vogan, J., O'Hannesin S. & Gillham, R. 2006. Geochemical Effects on Iron-VOC Reactions: Laboratory versus Field Results. Proceedings of the fifth international conference on remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Monterey CA, May 2006. Abstract D-11.
- Vogan, J. & Shaw, K.B. 2008. Remediating groundwater contaminated with chlorinated solvents. Environmental Science & Engineering Magazine 21(4), 60-66.
- World Health Organization 1999. Vinyl chloride. ICPS International Programme on Chemical Safety, Environmental health criteria 215, 356 s.

KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus		Julkaisu-aika Toukokuu 2009	
Tekijä(t)	Anna-Liisa Kivimäki, Jussi Reinikainen, Sirkku Tuominen, Taina Nystén, Paula Eskola, Suvi Hjorth, Mikko Järvikivi, Jouni Sarkkila ja Petri Heino			
Julkaisun nimi	Pohjaveden puhdistaminen reaktiivisella seinämällä – Koekohteena Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 15 / 2009			
Julkaisun teema	Ympäristönsuojelu			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Reaktiivisella seinämällä tarkoitetaan maaperään asennettua, reaktiivista materiaalia sisältävää seinämärakennetta tai –vyöhykettä, jonka läpi pilaantunut pohjavesi johdetaan muuttamatta pohjaveden luonnollisia virtausreittejä. Pohjavesi puhdistuu, kun seinämän läpi kulkevat haitta-aineet reagoivat reaktiivisen materiaalin kanssa ja muuntuvat samalla haitattomiksi tai alkuperäistä vähemmän haitallisiksi yhdisteiksi tai pidättyvät seinämään. Menetelmän toistaiseksi yleisin sovellus on ollut klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistaminen raemuotoisen metalliraudan avulla.</p> <p>Menetelmän toimivuutta Suomen olosuhteissa tutkittiin asentamalla koeseinämiä Oriveden Asemanseudun pilaantuneelle pohjavesialueelle. Koeseinämissä käytettiin kotimaista rautamateriaalia.</p> <p>Oriveden koekohteen kokemukset seinämän asentamisesta Suomen hydrogeologisissa olosuhteissa osoittivat, että seinämiä saadaan sekä hydraulisesti että puhdistumisprosessin kannalta toimivaksi myös tyyppillisissä vedenhankinnan kannalta tärkeissä pohjavesimuodostumissa.</p>			
Asiasanat	maaperän saastuminen, haitalliset aineet, klooratut hiilivedyt, pohjavesi, kunnostus, reaktiiviset seinämit, materiaalit, testaus, maarakennus			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Tekes, Suomen ympäristökeskus, Ympäristöministeriö, Ekokem-Palvelu Oy, Niska & Nyssönen Oy, Salvor Oy			
	ISBN 978-952-11-3441-8 (nid.)	ISBN 978-952-11-3442-5 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoi.)
	Sivuja 49	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 19 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy 2009			

PRESENTATIONSBLAD

<i>Utgivare</i>	Finlands miljöcentral			<i>Datum</i> Maj 2009
<i>Författare</i>	Anna-Liisa Kivimäki, Jussi Reinikainen, Sirkku Tuominen, Taina Nystén, Paula Eskola, Suvi Hjorth, Mikko Järvikivi, Jouni Sarkkila och Petri Heino			
<i>Publikationens titel</i>	Pohjaveden puhdistaminen reaktiivisella seinämällä – Koekohteena Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue (Behandling av förorenat grundvatten med reaktiv barriär - Asemanseutu i Orivesi som provområde)			
<i>Publikationsserie och nummer</i>	Miljön i Finland 15 / 2009			
<i>Publikationens tema</i>	Miljövård			
<i>Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt</i>	Publikationen finns tillgänglig på internet: www.environment.fi/publications			
<i>Sammandrag</i>	<p>En reaktiv barriär är ett bälte eller en vägglik konstruktion i marken som innehåller ett reaktivt material och genom vilken grundvattnet leds utan att dess strömningsled förändras. Grundvattnet renas när de skadliga ämnena reagerar med det reaktiva materialet i barriären och omvandlas samtidigt till oskadliga eller mindre skadliga föreningar eller stannar kvar i barriären. Hittills har den vanligaste tillämpningen av metoden varit att nedbryta klorerade lösningsmedel med granulat av metalliskt järn.</p> <p>För att utreda den reaktiva barriärens användbarhet för rening av grundvatten i Finlands geologiska och klimatförhållanden, installerades en testbarriär i grundvattenområdet i Asemanseutu i Orivesi. Finskt järngranulat användes som reaktivt material i barriären.</p> <p>Erfarenheterna av installeringen den reaktiva barriären i finska hydrogeologiska förhållanden i Orivesi visade, att en sådan barriär fås att fungera både hydrauliskt och med avseende på reningsprocessen i typiska för vattenförsörjningen viktiga grundvattenområden.</p>			
<i>Nyckelord</i>	förorening av marken, farliga ämnen, klorerade kolväten, grundvatten, renovering, reaktiva barriärer, material, testning, markbyggnad			
<i>Finansiär/ uppdragsgivare</i>	Tekes, Finlands Miljöcentral, Miljöministeriet, Ekokem-Palvelu Oy, Niska&Nyyssönen Oy och Salvor Oy			
	ISBN 978-952-11-3441-8 (hft.)	ISBN 978-952-11-3442-5 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>Sidantal</i> 49	<i>Språk</i> Finska	<i>Offentlighet</i> Offentlig	<i>Pris (inneh. moms 8 %)</i> 19 €
<i>Beställningar/ distribution</i>	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 EDITA Kundtjänst: tfn +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
<i>Förläggare</i>	Finlands miljöcentral			
<i>Tryckeri/tryckningsort -år</i>	Edita Prima Ab			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> May 2009
<i>Author(s)</i>	Anna-Liisa Kivimäki, Jussi Reinikainen, Sirkku Tuominen, Taina Nystén, Paula Eskola, Suvi Hjorth, Mikko Järvikivi, Jouni Sarkkila and Petri Heino			
<i>Title of publication</i>	Pohjaveden puhdistaminen reaktiivisella seinämällä – Koekohteena Oriveden Asemanseudun pilaantunut pohjavesialue (Remediation of contaminated groundwater using a permeable reactive barrier – Field site at Ase-manseutu, Orivesi)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 15 /2009			
<i>Theme of publication</i>	Environmental protection			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is also available on the internet: www.environment.fi/publications			
<i>Abstract</i>	<p>A permeable reactive barrier (PRB) is a subsurface zone or wall construction containing a reactive material through which groundwater is led without changing its natural flow pattern. As the contaminated groundwater moves through the material, reactions occur which transform the contaminants to less harmful or non-reactive components. So far, the most common application of PRB has been degrading chlorinated solvents with iron metal.</p> <p>A field scale PRB was installed in Asemanseutu groundwater formation in Orivesi in order to assess the applicability of the method in Finnish climate and geological conditions. Finnish granular iron material was used as the reactive medium in the barrier.</p> <p>The results of the Orivesi study show that in typical Finnish groundwater formations used for water supply, the PRB method is applicable both hydraulically and in terms of the remediation process.</p>			
<i>Keywords</i>	soil contamination, chlorinated hydrocarbons, groundwater, remediation, permeable reactive barriers, materials, testing, earthwork			
<i>Financier/ commissioner</i>	Tekes , Finnish Environment Institute, Ministry of Environment, Ekokem-Palvelu Oy, Niska&Nyssönen Oy and Salvor Oy			
	ISBN 978-952-11-3441-8 (pbk.)	ISBN 978-952-11-3442-5 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 49	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 19 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O. Box 780, FI-00043 EDITA Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd 2009			

Suomen ensimmäinen reaktiivisen seinämän käyttöön perustuva pilaantuneen pohjaveden täyden mittakaavan kunnostus- ja tutkimushanke toteutettiin vuosina 2003–2007 Orivedellä, entisen pesulan kloorattujen liuottimien likaamalla pohjavesialueella. Tämä julkaisu on yhteenveto tutkimushankkeen eri vaiheista ja osahankkeista. Julkaisussa käydään läpi materiaali- ja maastotutkimukset, pohjavesimallinnus, seinämän rakenteen suunnittelu ja toteutus sekä seinämän toimivuuden seuranta. Tuloksia voidaan hyödyntää pilaantuneen pohjaveden puhdistamiseen sekä pohjaveden suojeluun liittyvässä toiminnallisessa ja hallinnollisessa päätöksenteossa. Alan yritykset voivat hyödyntää tietoa omissa tuotekehityshankkeissaan ja liiketoimintansa kehittämisessä.



S Y K E

Myynti: Edita Publishing Oy
Asiakaspalvelu: PL 780, 00043 EDITA
puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
asiakaspalvelu.publishing@edita.fi
www.edita.fi/netmarket

ISBN 978-952-11-3441-8 (nid.)

ISBN 978-952-11-3442-5 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkokj.)