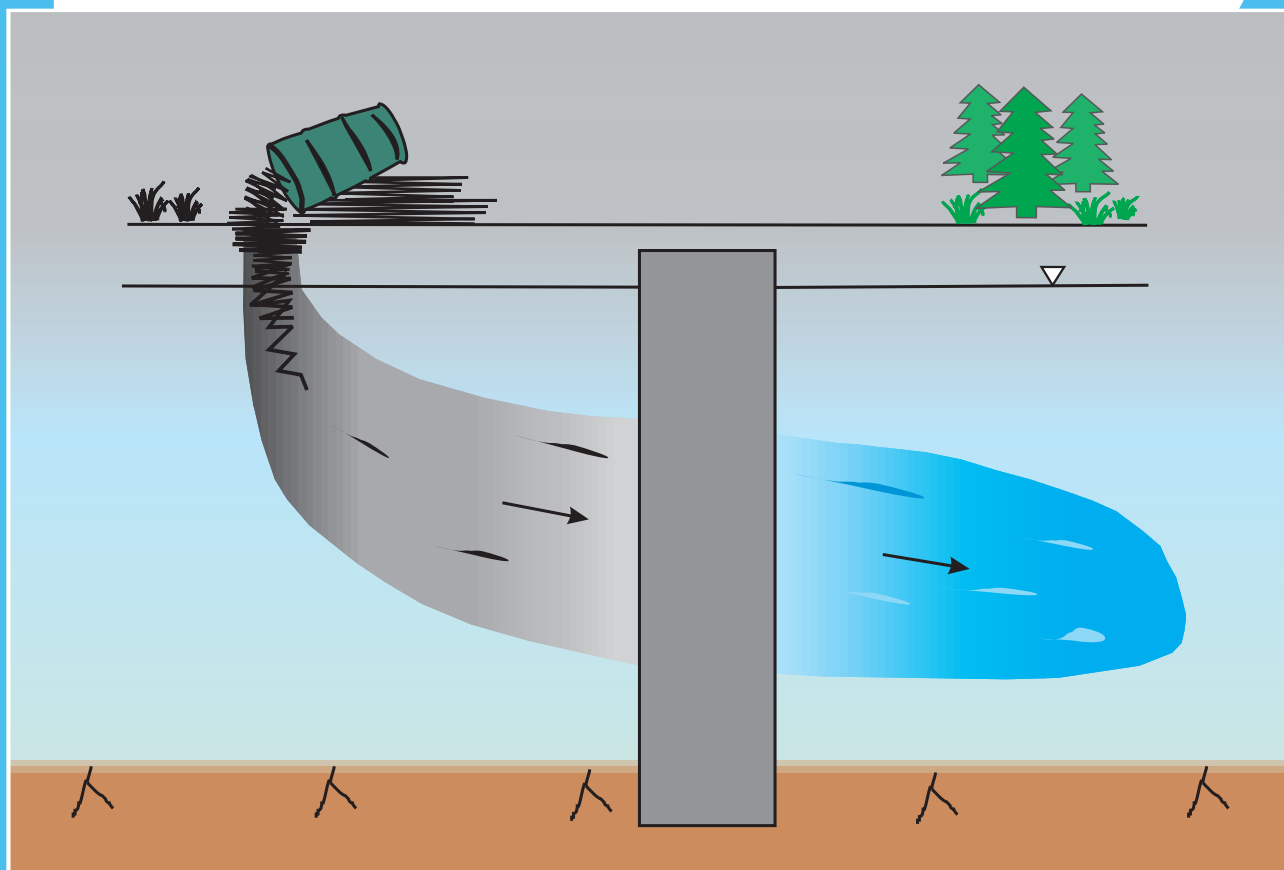


YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Jussi Reinikainen

Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä



Jussi Reinikainen

Reaktiiviset seinämät
pilaantuneen pohjaveden
käsittelyssä

HELSINKI 2003



Painotuote

*Julkaisua on saatavana myös Internetistä
<http://www.ymparisto.fi>*

ISBN 952-11-1413-4 (nid.)

ISBN 952-11-1414-2 (PDF)

ISSN 1238-7312

Paino:

Edita Prima Oy, Helsinki 2003

Alkusanat

Monissa pohjaveden pilaantumistapauksissa perinteiset puhdistustekniikat ovat osoittautuneet tehottomiksi tai liian kalliiksi, joten tarve uusien menetelmien kehittämiseen on suuri. Reaktiivisten seinämien käyttö on viime vuosina kansainvälisesti eniten tutkittu pohjaveden in situ –puhdistusmenetelmä, jonka sovelluksia käytetään monissa maissa yhä yleisemmin. Tämän selvitystyön tarkoituksena oli koota yhteen tieto, joka seinämärakenteiden käytöstä on toistaiseksi saatu. Työssä käytiin läpi reaktiivisen seinämän suunnitteluun, asennukseen ja käyttöön liittyviä tekijöitä. Lisäksi pyrittiin arvioimaan menetelmän soveltamismahdollisuuksia Suomen pohjoisissa ympäristöolosuhteissa.

Raportti tehtiin Tekesin ja Ympäristöministeriön rahoituksella. Käsikirjoituksen tarkastuksesta ja asiantuntevasta kommentoinnista vastasivat Taina Nystén, Anna-Liisa Kivimäki ja Markku Kukkamäki SYKEstä sekä Kimmo Järvinen SCC Viatek Oy:stä. Pirjo Oksanen (SYKE) vastasi kuvien piirtämisestä ja julkaisun taitosta. Kiitän lämpimästi edellä mainittuja sekä kaikkia muita raportin valmistumista edistäneitä henkilöitä ja tahoja.

Helsingissä kesäkuussa 2003

Jussi Reinikainen



Sisällys

I Johdanto	7
1.1 Taustaa	7
1.2 Selvityksen tavoitteet ja toteutus	7
2 Pohjaveden pilaantuminen ja sen hallinta	8
2.1 Pohjaveden pilaantuminen	8
2.2 Pohjaveden pilaantumiseen liittyvä lainsäädäntö	9
2.3 Puhdistamistarpeen ja –tavoitteiden määrittely	9
2.4 Pohjaveden puhdistaminen ja siihen liittyvät ongelmat	9
3 Reaktiivinen seinämä	11
3.1 Määritelmä ja toimintaperiaate	11
3.2 Sovelluskohteet	12
3.3 Seinämähankkeen toteutus	12
4 Reaktiiviset seinämämateriaalit ja puhdistusprosessit	15
4.1 Reaktiivisen materiaalin valintaan vaikuttavat tekijät	15
4.2 Kemiallisiin hapetus-pelkistys -reaktioihin perustuvat seinämät	17
4.2.1 Metallinen rautarae	17
4.2.2 Kaksoismetallit	22
4.2.3 Metallinen rauta ja lisäaineet	23
4.2.4 Modifioidut rautavalmisteet	23
4.2.5 Muut alkuainemetallit ja metalliyhdisteet	25
4.2.6 Natriumditioniitti	25
4.3 Biologiset seinämät	25
4.3.1 Orgaaninen aines	25
4.3.2 Elektriakseptorit	26
4.4 Sorptioseinämät	27
4.4.1 Aktiivihili	28
4.4.2 Zeoliitti	28
4.5 Saostusseinämät	30
4.6 Useita eri prosesseja hyödyntävät seinämät	30
5 Kohdetutkimukset	32
5.1 Taustaselvitykset	32
5.2 Alustava soveltuvuusarvio	33
5.2.1 Tekninen toteutus	33
5.2.2 Kustannukset	34
5.3 Tarkemmat maastotutkimukset	34
5.3.1 Hydrogeologia	34
5.3.2 Haitta-aineiden esiintyminen ja käyttäytyminen maaperässä	35
5.3.3 Pohjaveden geokemia ja mikrobiologia	38
5.3.4 Rakennustekniset ominaispiirteet	39
6 Materiaalitestit	40
6.1 Panoskokeet	40
6.2 Kolonnikokeet	40
6.2.1 Reaktiivisuuden määrittely	41
6.2.2 Pitkäaikaistoimivuuden arviointi	44

6.3 Muut laboratoriokokeet	45
7 Reaktiivisen seinämän suunnittelu	46
7.1 Seinämän sijoitus	46
7.2 Seinämän rakenne	47
7.2.1 Yhtenäinen seinämä	47
7.2.2 Kanavoitu seinämä	48
7.3 Seinämän mitoitus	49
7.3.1 Rakenteen ulottuvuudet	49
7.3.2 Korjaus- ja varmuuskertoimet	51
7.4 Seinämän suorituskyvyn säilyminen	52
7.4.1 Suorituskyvyn säilymiseen vaikuttavat tekijät	53
7.4.2 Suorituskyvyn säilymistä edistävät toimenpiteet	53
7.5 Pohjavesimallit	54
7.5.1 Hydrologiset mallit	54
7.5.2 Geokemialliset mallit	56
8 Reaktiivisen seinämän asennus	58
8.1 Asennusmenetelmän valintaan vaikuttavat tekijät	58
8.2 Asennusmenetelmät	58
8.2.1 Tukiseinillä tuettu kaivu	58
8.2.2 Ketjukaivin	59
8.2.3 Biohajoavalla lietteellä tuettu kaivu	60
8.2.4 Kaivinpaalutus	61
8.2.5 Suihkupaalutus	62
8.2.6 Syvästabilointi	62
8.2.7 Hydraulinen murtaminen	64
8.3 Asennuksen laadunvarmennus	64
9 Reaktiivisen seinämän käytön seuranta	66
9.1 Seurantastrategiat	66
9.2 Seurantaverkon sijoitus ja rakenne	66
9.3 Pohjavesinäytteenotto ja analysointi	68
9.4 Seurannan aikataulu	70
9.5 Hydraulisen suorituskyvyn seuranta	70
9.6 Pitkäaikaistoimivuuden seuranta	71
9.6.1 Pohjavesinäytteet	71
9.6.2 Materiaalinäytteet	71
10 Reaktiivisten seinämien soveltuvuus Suomen olosuhteisiin	73
10.1 Soveltuvuustarkastelun lähtökohta	73
10.2 Hydrogeologia	73
10.3 Pohjaveden geokemia	75
Kirjallisuus	77
Kuvailulehdet	83

Johdanto

1.1 Taustaa

Suomessa lähes 3000 pilaantuneeksi epäiltyä maa-aluetta sijaitsee vedenhankinnan kannalta tärkeillä pohjavesialueilla. Mahdollisesti pilaantuneita maa-alueita eri puolilla maata on kaikkiaan jopa 20 000 (Haavisto 2002). Tutkittujen alueiden perusteella pidetään todennäköisenä, että useimmissa tapauksissa ainakin osa maaperässä olevista haitallisista aineista on jo päätynyt tai tulee lopulta päätymään pohjaveteen asti. Pohjavedessä monet yleisesti esiintyvät haitta-aineet aiheuttavat riskin ympäristölle ja ihmisten terveydelle jo hyvin pieninä pitoisuuksina.

Massanvaihoilla ja muilla pilaantuneen maaperän kunnostustoimenpiteillä voidaan tavallisesti ainoastaan rajoittaa pohjaveden pilaantumista. Yleensä maaperään jää kunnostuksen jälkeenkin niin paljon haitta-aineita, että pohjaveden pilaantuminen jatkuu vielä kymmeniä vuosia. Pilaantuneen pohjaveden käsittely on usein ainoa keino estää aineiden leviäminen ja siten poistaa niistä aiheutuvaa riskiä.

Pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa perinteisesti käytettyjen pumpausmenetelmien puhdistusteho on todettu pääsääntöisesti heikoksi ja käyttökustannukset huomattavan suuriksi. Myös Suomessa pilaantunut pohjavesi on jätetty siksi monessa kohteessa kokonaan puhdistamatta tai aloitettu käsittely on lopetettu nopeasti kesken. Perinteisten menetelmien rajoitukset ovat lisänneet tarvetta uusien, innovatiivisten menetelmien kehittämiseksi. Kansainvälisesti pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa on alettu käyttää yhä enemmän ns. in situ – tekniikoita, joissa puhdistuminen tapahtuu pilaantuneen kohteen maaperässä.

Reaktiivisten seinämien käyttö on kustannustehokas ja sopivissa hydrogeologisissa olosuhteissa toimiva in situ -ratkaisu monien pohjaveden pilaantumiso Ongelmien hoitamiseen. Kyseisen menetelmän sovelluksia käytetään yhä yleisemmin eri puolilla maailmaa. Hyvät kokemukset reaktiivisista seinämistä muualla puoltavat menetelmän käyttöönottoa myös Suomessa.

1.2 Selvityksen tavoitteet ja toteutus

Tämän julkaisun tavoitteena on esittää ne tekijät, jotka pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa reaktiivisen seinämän käyttöön perustuen on tunnettava. Tarkoituksena on siten luoda yleiset perusteet menetelmän soveltuvuuden arviointiin erilaisissa pohjaveden pilaantumistapauksissa, myös tyypillisten suomalaisten ympäristöolosuhteiden näkökulmasta tarkasteltuna.

Raportissa on esitetty tyypillisen seinämähankkeen teknisen toteutuksen vaiheet ja perehdytty seinämien yleisiin suunnitteluperusteisiin. Samalla on annettu esimerkkejä eri työvaiheissa käytettävistä tekniikoista ja tutkimusmenetelmistä, arvioimatta kuitenkaan tarkemmin niiden sovellusmahdollisuuksia suomalaisissa kohteissa. Työssä on tarkasteltu pääpiirteisesti myös niitä fysikaalis-biokemiallisia prosesseja, joihin pohjaveden puhdistuminen reaktiivisessa seinämässä perustuu.

Selvityksessä käytetty aineisto koostuu pääasiassa reaktiivisia seinämiä koskevista ulkomaisista tutkimuksista ja alan muusta kansainvälisestä kirjallisuudesta.

2

Pohjaveden pilaantuminen ja sen hallinta

2.1 Pohjaveden pilaantuminen

Pohjavettä voidaan pitää pilaantuneena, kun pohjavedessä oleva haitallisen aineen määrä aiheuttaa vaaraa ihmisten terveydelle, haittaa luonnolle tai rajoituksia pohjaveden käytölle (Ympäristönsuojelulaki 2000). Pilaantuminen voidaan määrittellä myös pohjaveden laadun olennaisena heikentymisenä, jolloin haitallisen aineen pitoisuus pohjavedessä ylittää selvästi sen luontaisen pitoisuuden kyseisessä ympäristössä.

Pohjaveden pilaantumista voivat aiheuttaa lähes kaikki ihmisen toiminnot, joissa käytetään, käsitellään, varastoidaan, kuljetetaan tai tuotetaan pohjaveden laadulle haitallisia aineita. Pohjavesi voi pilaantua välillisesti myös soranoton, ojituksen tai muiden maan kaivamistoimenpiteiden seurauksena. Suomessa pohjaveden pilaantumista ovat aiheuttaneet esimerkiksi (mukaillen Suomela 1995):

- sahatavaran sinistymisenestosta aiheutuneet kloorifenolipäästöt
- puutavaran kyllästämisenä aiheutuneet arseeni-, kromi-, kupari- ja kreo-soottiöljypäästöt
- kemiallisten pesuloiden aiheuttamat kloorietaanipäästöt
- metalli- ja kaivannaisteollisuuden kadmium- ja sinkkipäästöt
- kemianteollisuuden ammoniumsulfaatti- ja rikkihiilipäästöt
- lääketeollisuuden metyleenikloridi- ja kloroformipäästöt
- palavien nesteiden varastoinnista ja kuljetuksista sekä huoltoasemilta ja romuttamoilta aiheutuneet polttoainehiilivetyjen ja muiden öljy-yhdisteiden päästöt
- turkistarhojen nitraattipäästöt
- pelto- ja metsälannoituksen typpipäästöt
- tiesuolauksen kloridipäästöt
- kaatopaikkojen suotovedet (useita orgaanisia ja epäorgaanisia aineita)
- viemäriverkostojen vuodot ja jätevesien johtaminen maahan (useita orgaanisia ja epäorgaanisia aineita)
- soranoton aiheuttamat välilliset laatu muutokset (esim. kloridi-, sulfaatti- ja nitraattipitoisuuden nousu)

Pohjaveden pilaantumisesta aiheutuvat riskit ovat suurimmat silloin, kun alueen pohjavesi on aktiivisessa käytössä ja kohteen maaperä- sekä pohjavesiolosuhteet ovat haitta-aineiden leviämisen kannalta otolliset. Pilaantumiskäsitteitä aiheuttavat toiminnot ovat valitettavan usein sijoittuneet samoille pilaantumisherkille hiekkaja- ja sora-alueille, joilla myös asutus ja pohjaveden käyttö on runsasta. Suomessa pohjaveden pilaantumistapauksia vedenhankinnan kannalta tärkeillä pohjavesialueilla on tuoreen selvityksen mukaan todettu yli 300 kohteessa (Molarius ja Po-ussa 2002).

Pilaantumistapausten kokonaismäärä lienee kuitenkin huomattavasti suurempi, sillä pohjaveden laatua on seurattu pääsääntöisesti vain vedenottamoilla, yleisimpiä talousveden laatu muuttujia tarkkaillen. Esimerkiksi kloorifenolien ja viime vuosina torjunta-aineiden löytyminen pohjavesistä ovat tulleet ongelmiksi vasta siinä vaiheessa, kun aineita on alettu analysoida vedenottamoilla ensimmäisiä kertoja. Lisäksi alueilla, joissa pohjavettä ei tällä hetkellä käytetä vedenhankin-

taan, mahdollisia pilaantumistapauksia ei ole kartoitettu juuri lainkaan. Pohjaveden pilaantumisesta voi kuitenkin aiheutua haittaa esimerkiksi herkille luontokohteille myös muilla kuin vedenhankintaan soveltuvilla alueilla.

2.2 Pohjaveden pilaantumiseen liittyvä lainsäädäntö

Suomen lainsäädännössä keskeisin ympäristön pilaantumiseen liittyvä säädös on Ympäristönsuojelulaki (86/2000), joka kieltää sekä maaperän (7 §) että pohjaveden (8 §) pilaamisen. Ympäristönsuojelulaki määrää myös pilaantuneiden alueiden puhdistusvelvollisuudesta (75 §). Lain mukaan pilaantumista aiheuttaneen toiminnan harjoittaja on velvollinen puhdistamaan maaperän ja pohjaveden sellaiseen tilaan, ettei niistä voi aiheutua vaaraa terveydelle tai ympäristölle. Jos pilaantumisen aiheuttajaa ei saada selville tai voida muuten velvoittaa puhdistamiseen, siirtyy puhdistusvastuu pohjavettä pilanneen maa-alueen haltijalle. Ympäristönsuojelulakiin sisältyy lisäksi yleinen periaate parhaan käyttökelpoisen tekniikan käytöstä (4 §), jota voidaan edellyttää sovellettavan myös maaperän ja pohjaveden puhdistamisessa.

Tulevina vuosina paineita pilaantuneiden pohjavesien puhdistamiseen tulee lisäämään Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön vesipolitiikan puitteista (2000/60/EY). Direktiivin mukaan jäsenvaltioiden on saavutettava pohjavesissään hyvä kemiallinen tila vuoteen 2015 mennessä.

2.3 Puhdistamistarpeen ja –tavoitteiden määrittely

Suomessa ei ole esitetty pilaantuneelle pohjavedelle ainekohtaisia pitoisuuksia, joiden ylittyessä pohjavesi tulee puhdistaa tai jotka asettavat puhdistukselle tavoitetason. Puhdistustarpeen ja –tavoitteiden määrittämiseen on usein käytetty talousveden laatuvaatimuksia, jotka on säädetty sosiaali- ja terveysministeriön asetuksella (461/2000). Koska asetuksessa enimmäispitoisuudet on määriteltävä vain tietyille pohjavesissä yleisesti esiintyville haitta-aineille, voidaan pilaantuneen pohjaveden puhdistusta koskevissa päätöksissä soveltaa myös ulkomaisia tai esimerkiksi Maailman terveysjärjestön (WHO) antamia suosituksia. (Öljyllä pilaantuneen... 2002).

Pilaantuneen maaperän kunnostukseen liittyvät päätökset tehdään yhä useammin tapauskohtaisesti riskinarviointiin perustuen (Sorvari ja Assmuth 1999). Pohjaveden pilaantumistapauksissa puhdistusta ohjaavan riskinarvioinnin käyttö voi olla perusteltua ainakin silloin, kun alueen pohjavettä ei käytetä talousvetenä. Tällöin riskinarvioinnilla tulisi pyrkiä ottamaan huomioon pohjaveden pilaantumisesta aiheutuvat ekologiset haitat, haitta-aineiden leviämispotentiaali alueen ulkopuolelle ja myös alueen vedenkäytön mahdollinen muuttuminen tulevaisuudessa.

2.4 Pohjaveden puhdistaminen ja siihen liittyvät ongelmat

Pohjaveden puhdistamisella tarkoitetaan yleensä pohjavedessä liuenneena olevien haitallisten aineiden poistamista vedestä erilaisia fysikaalis-biokemiallisia prosesseja käyttäen. Puhdistaminen voidaan toteuttaa joko suoraan maaperässä (in situ) tai käsittelemällä maaperästä poistettu pohjavesi erillisissä puhdistusyksiköissä maanpinnalla (on site). Joissakin tapauksissa pohjavesi voidaan johtaa kä-

siteltäväksi muualle (ex situ). Pohjaveden puhdistamisessa käytettävien menetelmien valintaan vaikuttavat pohjavedessä esiintyvät haitta-aineet ja niiden ominaisuudet, pilaantuneisuuden luonne ja laajuus, kohteen hydrogeologiset ja geokemialliset olosuhteet sekä puhdistukselle asetetut tavoitteet.

Useimmissa pilaantumistapauksissa haitallisia aineita esiintyy useassa eri olo muodossa sekä pohjavedenpinnan ylä- että alapuolella. Tavallisesti suurin osa aineista on sitoutuneena maa-ainekseen ja vain pieni osa esiintyy liukoisessa muodossa pohjavedessä. Monet orgaaniset kemikaalit voivat esiintyä maaperässä myös omina veteen liukenemattomina nestefaaseinaan (NAPL, non-aqueous-phase-liquids). Pohjavesi pilaantuu, kun maaperään kiinnittyneet ja erillisfaaseissa olevat haitta-aineiden päästölähteet liukenevat hitaasti pohjaveteen. (Huling ja Weaver 1991.)

Yleensä pohjaveden pilaantumista pyritään rajoittamaan poistamalla kyseiset päästölähteet maaperästä. Päästölähteiden poistaminen nopeuttaa koko alueen lopullista puhdistumista ja laskee siten merkittävästi myös pohjaveden käsittelykustannuksia. Päästölähteiden paikantaminen on kuitenkin ongelmallista erityisesti NAPL-yhdisteiden osalta, koska maaperän rakenteellisten vaihteluiden vuoksi haitta-aineiden leviäminen ja jakaantuminen ei ole koskaan tasaista ja etukäteen ennustettavissa. Tarkastelua vaikeuttavat usein aineiden pitkäaikainen käyttö alueella ja suuret kokonaisuudet sekä alkuperäisten päästötapahtumien monivaiheinen historia, johon voivat liittyä esimerkiksi kemikaalien jatkuvat käyttöpäästöt, kertaluonteiset vuodot ja jätteiden hävitys. Erityisesti vanhoissa pilaantumistapauksissa myös tiedot kemikaalien käytöstä ja niiden joutumisesta maaperään ovat tavallisesti hyvin puutteelliset. (Huling ja Weaver 1991; DNAPL source... 2002.)

Vaikka päästölähteet onnistuttaisiin paikantamaan, ei niitä usein voida poistaa niin hyvin, että pohjavesi puhdistuisi riittävästi ja kohtuullisessa ajassa itsensä. Esimerkiksi pilaantuneen maa-aineksen suuri määrä rajoittaa usein massanvaihtoja tai muita kunnostustoimenpiteitä. Päästölähteet voivat myös sijaita syvällä pohjavesikerroksessa, kallioruhjeissa, rakennusten alla tai muissa paikoissa, joista edes niiden osittainen poistaminen ei aina ole teknisesti tai taloudellisesti mahdollista. (Huling ja Weaver 1991; DNAPL source... 2002.)

Pohjaveden puhdistamisessa pilaantunut vesi on perinteisesti pumpattu ylös maaperästä ja käsitelty erillisissä puhdistusyksikössä maanpinnalla (pump-and-treat). Suomessa toimenpidettä on käytetty lähinnä suojapumppauksina pilaantumisen leviämisen estämiseksi, suhteellisen pienien vesimäärien käsittelyyn. Suuremmista puhdistushankkeista tunnetuimpia on Kärkölen tapaus, jossa kloorifenoileilla pilaantunutta pohjavettä on pumpattu ja käsitelty useiden vuosien ajan bioreaktorissa ja aktiivihiiisuodatuksella (Järvinen 2001).

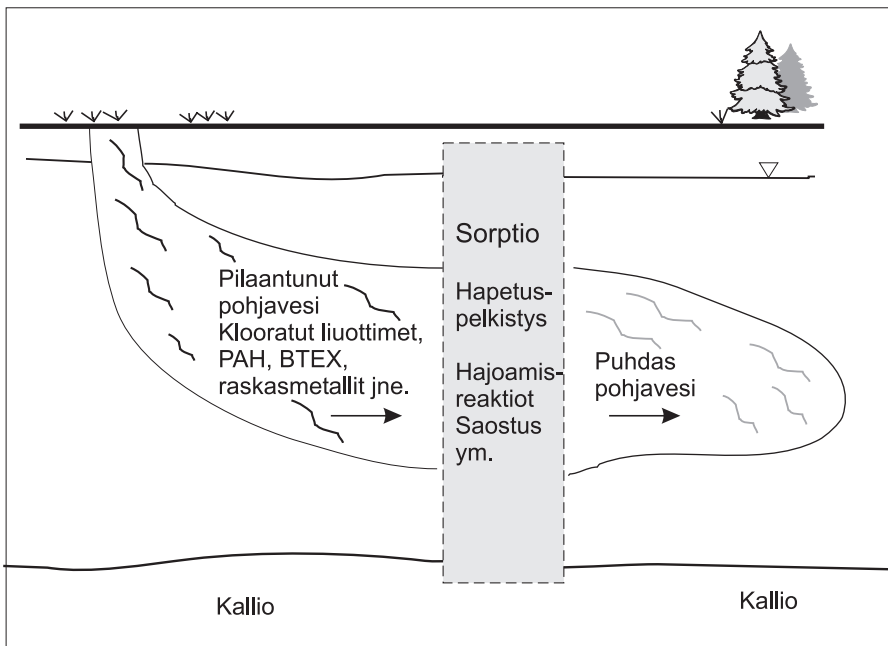
Käytännön kokemukset pumppausmenetelmistä laajamittaisessa pohjaveden puhdistamisessa noin 20 vuoden ajalta osoittavat, että puhdistamiselle asetettuja tavoitteita ei yleensä ole saavutettu ja siitä aiheutuneet kustannukset ovat olleet todellisuudessa huomattavasti arvioitua suuremmat (Teutsch ym. 2001). Pelkkä pumppaus ei nopeuta riittävästi maaperään kiinnittyneiden tai erillisfaaseissa olevien aineiden liukenemista pohjaveteen, ja erityisesti heterogeenisessä maaperässä pumppauksen toimivuuden arviointi on aina vaikeaa. Siksi pohjaveden lopullinen puhdistuminen kestää lähes aina kauan, vaikka varsinainen maanpäällinen puhdistusyksikkö toimisi hyvin. Käsittelyajan pidentyessä puhdistussysteemin käyttö- ja ylläpitokustannukset kasvavat suuriksi.

Reaktiivinen seinämä

3.1 Määritelmä ja toimintaperiaate

Tässä raportissa reaktiivisella seinämällä tarkoitetaan maaperään asennettua, reaktiivista materiaalia sisältävää seinämärakennetta tai -vyöhykettä, jonka läpi pilaantunut pohjavesi johdetaan luontaisen pohjavesivirtauksen mukana. 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 3.1).

Kalliopohjavesien käsittelyssä ja pohjavedenpinnan yläpuolisissa suojaus- tai eristerakenteissa mahdollisesti käytettävät reaktiiviset seinämärakenteet on jätetty pääsääntöisesti pois tästä kirjallisuustarkastelusta.



Kuva 3.1. Reaktiivisen seinämän toimintaperiaate.

Reaktiivinen seinämä toimii passiivisesti, pohjaveden luontaista virtausta hyödyntäen. Tämän vuoksi sen käyttö ei vaadi jatkuvaa energiapanosta tai prosessin ohjausta. Pohjaveden käsittelykustannukset reaktiivisilla seinämillä jäävät siksi tavallisesti pienemmiksi kuin perinteisiä puhdistusmenetelmiä käytettäessä. Ympäristön kannalta merkittävää on, että monet haitta-aineet muuntuvat seinämässä täysin haitattomaan muotoon eikä menetelmän käyttö muuta olennaisesti pohjavesialueen alkuperäisiä virtausolosuhteita. Useissa tapauksissa seinämärakenne voidaan jättää pysyvästi maaperään, jolloin pohjaveden käsittelystä ei muodostu lainkaan jätteitä, asennuksessa mahdollisesti kaivettuja pilaantuneita maa-

massoja lukuun ottamatta. Alueen maankäyttömuodot säilyvät lisäksi ennallaan koko käsittelyprosessin ajan, koska puhdistussysteemiin ei kuulu maanpinnan yläpuolisia rakenteita.

3.2 Sovelluskohteet

Pohjaveden puhdistuminen reaktiivisessa seinämässä perustuu erilaisiin fysikaalis-biokemiallisiin reaktioihin liuenneiden haitta-aineiden ja seinämään valitun reaktiivisen materiaalin välillä (luku 4). Seinämässä voidaan hyödyntää ja yhdistellä esimerkiksi haitta-aineiden kemiallista ja biologista hajoamista, sorptiota, saostumista sekä hapetus-pelkistys –reaktioita eli käytännössä lähes kaikkia samoja yksikköprosesseja kuin maanpinnalle pumpatun pohjaveden käsittelyssä. Menetelmää voidaankin periaatteessa soveltaa useimpien pohjavesissä esiintyvien orgaanisten ja epäorgaanisten kemikaalien poistamiseen.

Menetelmän toistaiseksi yleisin, jo lähes 100 kohteessa eri puolilla maailmaa käytetty sovellus on ollut klooratuilla liuottimilla pilaantuneen pohjaveden puhdistaminen raemuotoisen metalliraudan (Fe^0) avulla (Solutions for... 2002). Siinä pohjaveden puhdistuminen perustuu raudan ja klooriyhdisteen väliseen kemialliseen hapetus-pelkistys –reaktioon, jossa kemikaali muuntuu haitattomaan muotoon. Klooratut liuottimet, kuten tetra- ja trikloorieteeni, ovat ominaisuuksiensa ja laaja-alaisen käyttönsä vuoksi yleisimpiä pohjavesiä pilanneita kemikaaleja. Niiden poistaminen pohjavedestä perinteisillä tekniikoilla on todettu poikkeuksetta hyvin vaikeaksi. Myös Suomessa on tiedossa useita liuottimilla pilaantuneita pohjavesialueita, joissa kunnostustoimenpiteitä ei ole aloitettu tai ne on lopetettu käytettyjen puhdistusmenetelmien tehottomuuden vuoksi.

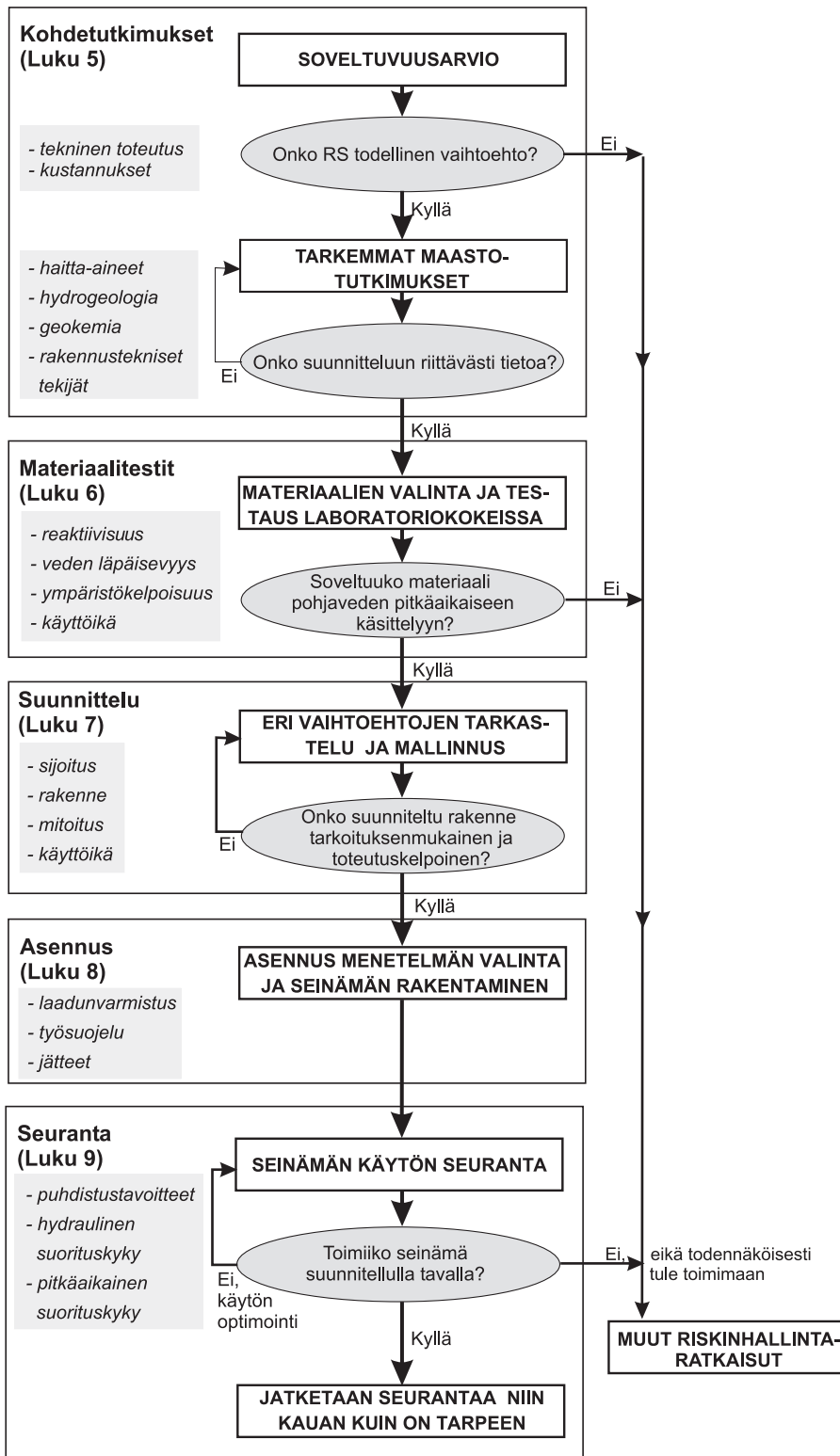
Reaktiivisen seinämän käyttö kaikissa pohjaveden pilaantumistapauksissa ei ole kuitenkaan kannattavaa tai edes teknisesti mahdollista. Menetelmän perusedellytyksenä on, että kohteen haitta-aineet kulkeutuvat suhteellisen helposti hallittavana vyöhykkeenä pohjavesivirtauksen mukana. Mitä laajemmalle tai syvempiin kerroksiin haitta-aineet ovat levinneet, sitä vaikeampaa ja kalliimpaa seinämähankkeen toteutus yleensä on. Erityisesti pitkäaikaista puhdistusta vaativissa kohteissa reaktiivisen seinämän käyttö on usein kustannustehokas ratkaisu, koska suhteellisen suurista suunnittelu- ja asennuskustannuksista huolimatta sen käyttö- ja ylläpitokustannukset ovat yleensä selvästi pienemmät kuin pumppausmenetelmissä.

3.3 Seinämähankkeen toteutus

Reaktiivisen seinämän onnistunut käyttö edellyttää pilaantuneen kohteen olosuhteiden tarkkaa tuntemista sekä huolellista suunnittelua ja toteutusta niin puhdistusprosessien hallinnan kuin seinämän mitoituksen, asennuksen ja käytön seurannankin osalta. Perusteellinen suunnittelu on tärkeää, koska maaperään asennetun seinämärakenteen siirtäminen tai sen ominaisuuksien osittainkin muuttaminen puhdistustyön aikana voi olla teknisesti vaikeaa ja kustannuksiltaan kallista. Kuvassa 3.2 on esitetty yleisesti seinämähankkeen teknisen toteutuksen vaiheet.

Lähtötiedot reaktiivisen seinämän käytölle hankitaan yksityiskohtaisilla kohdetutkimuksilla (luku 5). Vaikka kohdetutkimukset reaktiivisen seinämän suunnittelussa vastaavat monilta osin yleisiä pilaantuneilla alueilla tehtäviä tutkimuksia, voidaan pohjaveden onnistuneen in situ – puhdistuksen olettaa pääsääntöisesti edellyttävän tavallista yksityiskohtaisempaa tarkastelua. Tämä asettaa uusia tarkkuusvaatimuksia myös käytettäville tutkimusmenetelmille.

Laboratoriokokeina toteutetuilla materiaalitesteillä selvitetään seinämään valittavan reaktiivisen materiaalin ominaisuudet ja seinämän mitoitusparametrit (luku 6). Materiaalitestien keskeinen päämäärä on reaktionopeuksien tai muiden puhdistusprosessia kuvaavien parametrien määrittäminen puhdistettavaa kohdetta vastaavissa olosuhteissa.



Kuva 3.2. Reaktiivisen seinämän käyttöön perustuvan pohjaveden puhdistushankkeen toteutusvaiheet.

Kun lähtötietoja on saatu riittävästi, voidaan aloittaa varsinainen seinämärakenteen suunnittelu (luku 7). Seinämän suunnitteluparametrit määräytyvät aina tapauskohtaisesti puhdistettavan alueen hydrogeologisten, rakennusteknisten ja hallinnollisten tekijöiden mukaan. Yleensä seinämän sijoituksen ja mitoituksen tavoitteena on, että koko pilaantunut pohjavesivyöhyke saadaan ohjattua seinämän läpi siten, että haitta-aineiden pitoisuudet laskevat läpivirtauksen aikana hyväksyttävälle tasolle. Koska pohjaveden passiivinen puhdistaminen kestää poikkeuksetta kauan, tulee rakenne suunnitella myös mahdollisimman pitkäikäiseksi. Jos esimerkiksi reaktiivista materiaalia joudutaan vaihtamaan usein, lisääntyvät käsittelyn kustannukset huomattavasti. Pohjavesimallien käyttö suunnittelun apuvälineenä on yleensä suositeltavaa.

Monet ulkomaisissa seinämähankkeissa havaituista ongelmista ovat olleet seurausta seinämän asennuksen osittaisesta epäonnistumisesta. Tavallisesti työvaiheen onnistuminen voidaan turvata oikean asennusmenetelmän valinnalla sekä asennuksen kohdekohtaisella suunnittelulla ja laadunvarmennuksella (luku 8). Reaktiivisten seinämien asentamiseen on toistaiseksi käytetty pääsääntöisesti perinteisiä maanrakennustekniikoita.

Reaktiivisen seinämän käytön seurannalla varmistetaan pohjaveden puhdistukselle asetettujen tavoitteiden täyttyminen ja seinämän toiminta aiemmin suunnitellulla tavalla (luku 9). Seuranta suunnitellaan aina tapauskohtaisesti puhdistettavan alueen ja asennettavan seinämärakenteen ominaisuuksien perusteella.

Reaktiiviset seinämämateriaalit ja puhdistusprosessit

4

Reaktiivisessa seinämässä käytettävän reaktiivisen materiaalin päätarkoitus on poistaa liuenneet haitta-aineet puhdistettavasta pohjavedestä tai muuntaa ne haittattomiksi tai alkuperäistä vähemmän haitallisiksi yhdisteiksi. Materiaalin aikaansaama pohjaveden puhdistuminen voi perustua fysikaalisiin, kemiallisiin tai biologisiin reaktioihin tai niiden yhdistelmiin. Oikeiden materiaalien valinta ja puhdistusprosessien hallinta ovat reaktiivisen seinämän onnistuneen käytön keskeiset tekijät.

Tässä selvityksessä on esitetty yleisimmät reaktiivisten seinämien kenttäsovelluksissa käytetyt (taulukko 4.1) ja lupaavimmat vielä kehitysasteella olevat reaktiiviset materiaalit. Samalla on tarkasteltu kyseisten materiaalien ja niillä poistettavien haitta-aineiden välisiä pohjaveden puhdistumiseen johtavia prosesseja.

Taulukko 4.1. Reaktiivisissa seinämissä käytettyjä materiaaleja ja niillä poistettuja haitta-aineita.

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, kadium, 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

4.1 Reaktiivisen materiaalin valintaan vaikuttavat tekijät

Reaktiivisessa seinämässä voidaan periaatteessa käyttää mitä tahansa materiaalia, joka täyttää sille asetetut vaatimukset. Yleisesti reaktiivisen materiaalin valinnassa tulisi ottaa huomioon seuraavat tekijät (Gavaskar ym. 2000):

- **Reaktiivisuus.** Materiaalin tulee pystyä poistamaan pohjaveteen liuenneet haitta-aineet mahdollisimman tehokkaasti siten, että asetetut puhdistusvoitteet saavutetaan.
- **Reaktiivisuuden säilyminen.** Materiaalin tulee säilyttää reaktiivisuutensa mahdollisimman pitkään, sillä reaktiivisia seinämiä käytetään pääasiassa pitkäaikaista käsittelyä vaativissa kohteissa, ja materiaalin vaihto aiheuttaa huomattavia lisäkustannuksia.

- **Kustannukset.** Tarvittava materiaalmäärä on usein suuri ja sen hankinta suurimpia kustannuseriä seinämähankkeen toteutuksessa. Jos vaihtoehtoisten materiaalien suorituskyvyssä ei ole odotettavissa suuria eroja, on järkevää valita edullisin tuote.
- **Saatavuus ja tasalaatuisuus.** Materiaalin riittävä saatavuus tulee varmistaa ajoissa ja sen laatuksien on täytyttävä jokaisessa toimitetussa materiaalierässä.
- **Hydraulinen toimivuus.** Materiaalin vedenläpäisevyyden tulee olla vähintään yhtä suuri kuin puhdistettavan pohjavesiesiintymän maa-aineksessa, jotta pohjavesivirtaus saadaan ohjattua seinämän läpi. Tavallisesti kuitenkin suositellaan yli viisinkertaista vedenläpäisevyysarvoa.
- **Ympäristökelpoisuus.** Materiaalista ei saa aiheutua haitallisten aineiden päästöjä ympäristöön sen liuetessa pohjaveteen tai reagoidessa pohjaveden ainekomponenttien kanssa.
- **Asennusmenetelmä.** Materiaalin pitää olla asennettavissa haluttuun maaston kohtaan käytössä olevilla menetelmillä. Joskus myös materiaalin mahdollinen sekoitettavuus esimerkiksi akviferin maa-aineksen kanssa tulee varmistaa etukäteen.

4.2 Kemiallisiin hapetus-pelkistys -reaktioihin perustuvat seinämät

Reaktiivisissa seinämissä on hyödynnetty usein kemiallisiin hapetus-pelkistys –reaktioihin (redox) perustuvia pohjaveden puhdistusprosesseja, joissa reaktiivinen materiaali hapettuu (luovuttaa elektroneja) ja haitta-aine pelkistyy (vastaanottaa elektroneja). Pelkistyessään haitta-aine muuntuu ympäristön kannalta haittommampaan muotoon tai sellaiselle hapetusasteelle, joka edesauttaa aineen poistumista pohjavedestä. Jotta hapetus-pelkistys –reaktioon perustuva reaktiivinen materiaali olisi suorituskyvyltään tehokas, täytyy redox-prosessin tapahtua ilman ulkopuolista energiaa ja reaktiokinetikaltaan riittävän nopeasti.

Tässä julkaisussa hapetus-pelkistys –reaktioihin perustuvasta orgaanisten haitta-aineiden muuntumisesta käytetään myös termiä kemiallinen hajoaminen.

4.2.1 Metallinen rautarae

Tähän mennessä yleisimmin käytetty reaktiivinen materiaali on ollut metallinen eli alkuainemuotoinen rauta (Fe^0). Metallinen rauta on voimakas pelkistin, joka hapettuu pohjavedessä kahdenarvoiseksi ferrorautaioniksi:



Metallisen raudan hapettuessa pohjaveden redox-potentiaali reaktiivisessa seinämässä laskee tyypillisesti tasolle -300... -600 mV, mikä mahdollistaa monien pohjaveteen liuenneiden haitta-aineiden pelkistymisen.

Reaktiivisissa seinämissä on käytetty sekä kaupallisia että erilaisissa teollisuusprosesseissa syntyneitä jalostamattomia rautavalmisteita, kuten autoteollisuuden sivutuotteita ja valimohiekkoja (ks. taulukko 4.2). Koska eri lähteistä peräisin olevien rautalaatujen ominaisuudet saattavat vaihdella paljon, on niille menetelmän tähänastisten kokemusten perusteella esitetty muun muassa seuraavia yleisiä valintaperusteita (Gavaskar ym. 2000):

- Materiaalissa tulisi olla metallista rautaa (Fe⁰) yli 90 % (w/w), ja sen tulisi sisältää mahdollisimman vähän oksidikerrostumia, hiiltä tai muita metalleja.
- Materiaalin suositeltava raekoko on tasolla 0,25...2,0 mm, ja sen sisältämän hienoaineksen määrän pitäisi olla mahdollisimman pieni.
- Materiaali ei saa sisältää sellaisia määriä haitallisia aineita, joista voi aiheutua pohjaveden laadun heikkenemistä. Ongelmia voivat aiheuttaa esimerkiksi materiaaliin sen tuotannon aikana sitoutuneet öljyt ja rasvat.

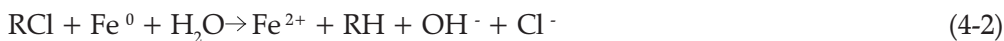
Pohjaveden puhdistumisen kannalta rautavalmisteen tärkeimmäksi ominaisuudeksi on havaittu sen ominaispinta-ala, sillä puhdistumiseen johtavat kemialliset reaktiot tapahtuvat materiaalin pinnalla (Matheson ja Tratnyek 1994). Mitä enemmän vapaata pintaa raudassa on, sitä nopeammin toivotut reaktiot tavallisesti tapahtuvat. Muodoltaan tyypillisesti käytetyt tuotteet ovat rakeisia tai lastumaisia partikkeleja, joiden raekoko vastaa hiekkaa. Hienorakeisemman raudan vedenläpäisevyyttä on joissakin kohteissa parannettu karkealla hiekalla tai soralla. (Gavaskar ym. 2000.)

Taulukko 4.2. Euroopassa yleisesti käytetyn valimoperäisen rautalaadun (Gotthart Maier) fysikaalis-kemialliset ominaisuudet (Czurda ja Roehl 2001).

Ominaisuudet	%
Fe	92.03
C	3.31
Si	2.04
Mn	0.63
Al	0.16
S	0.09
Ni	0.06
Cr	0.05
H ₂ O	0.4
Ominaispinta-ala (m ² /g)	0.0482
Raekoko (mm)	0.2 – 1.2
Tiheys (g/cm ³)	2.7 – 2.9

Kloorattujen hiilivetyjen kemiallinen hajotus

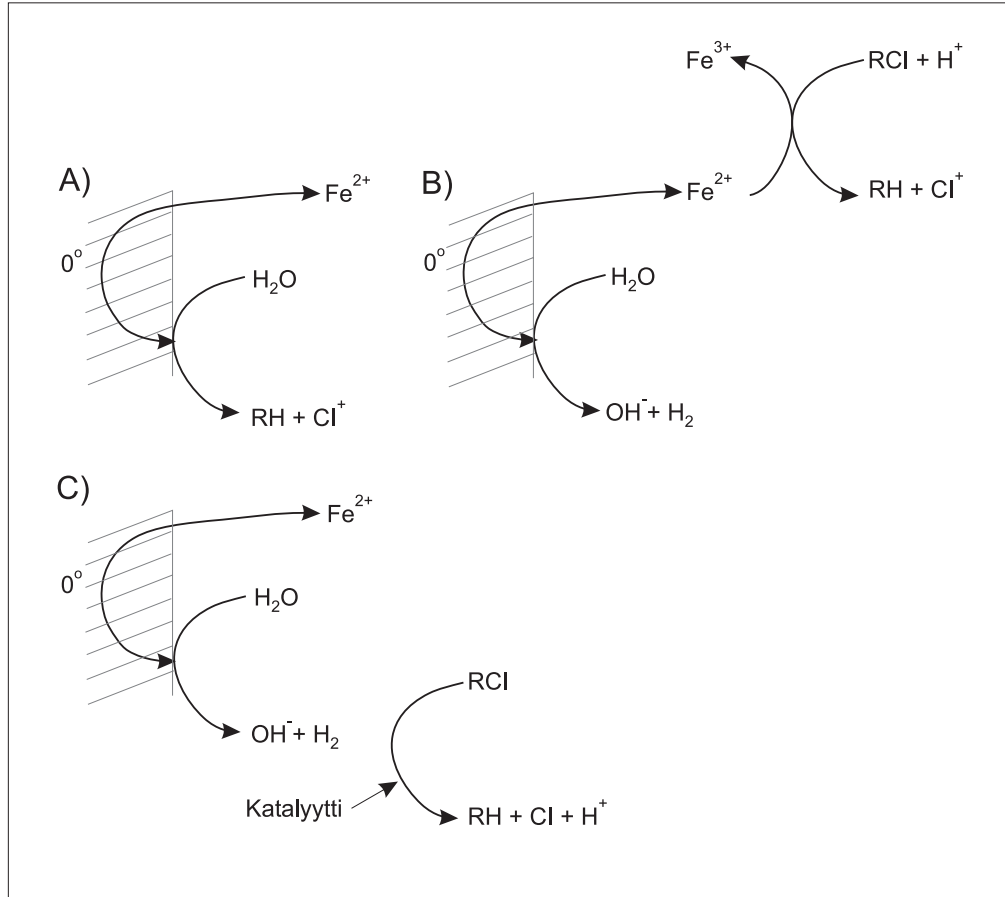
Reaktiivisia metallirautaseinämiä on käytetty klooratuilla hiilivedyillä pilaantuneen pohjaveden puhdistamiseen jo lähes 100 kohteessa eri puolilla maailmaa (Solutions for... 2002). Kyseinen pohjaveden puhdistusprosessi voidaan yksinkertaisessa muodossa esittää raudan hapettumisen (reaktioyhtälö 4-1) ja klooriyhdisteen pelkistymisen nettoreaktiona, jossa hiilivety-molekyylin klooriatomi korvautuu vetyatomilla (reduktiivinen deklorinaatio):



Prosessiin on todettu liittyvän kolme potentiaalista mekanismia, joiden mukaan klooriyhdisteen pelkistyminen voi tapahtua (1) rautamateriaalin pinnalla suoraan elektronin siirtoon perustuen, (2) raudan hapettuessa syntyvän Fe²⁺-ionin aikaansaamana (Fe²⁺ → Fe³⁺) ja (3) veden pelkistyessä muodostuvan vetykaasun katalysoimana (kuva 4.1). Mekanismeista suora elektronin siirto rautapinnalla on todettu selvästi merkittävimäksi. (Matheson ja Tratnyek 1994.)

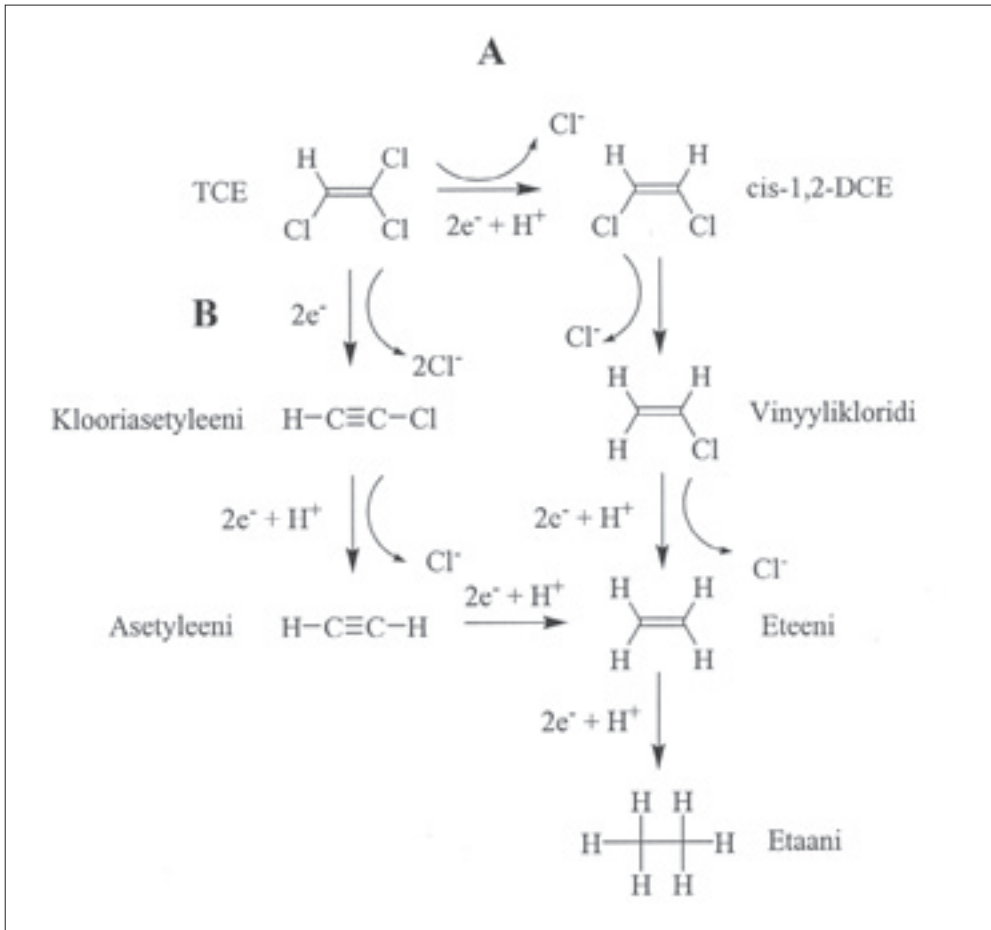
Tähän mennessä raudan vaikutuksesta tapahtuvaa haitta-aineiden kemiallista hajoamista on tutkittu eniten suoraketjuisilla eli alifaattisilla kloorihiilivedyillä, joista erityisesti monet eteenit, etaanit ja metaanit ovat ominaisuuksiensa ja suuren käyttövolyyminsa johdosta tyypillisiä pohjavesiä pilanneita kemikaaleja. Kyseisten yhdisteiden hajoamiseen on todettu liittyvän useita erilaisia reaktioita ja

hajoamisreittejä, joiden kautta kemikaalit muuntuvat haitattomampaan muotoon. Prosesseissa voi muodostua myös välituotteita, jotka ovat lähtöaineitaan haitallisempia ja hitaammin hajoavia tai jopa täysin hajoamattomia. Monet alifaattiset klooriyhdisteet voivat hajota pohjavedessä kemiallisesti myös luontaisesti, mutta metallisen raudan vaikutuksesta hajoamisnopeus useiden aineiden osalta on todettu 5...15 kertaluokkaa suuremmaksi (Gillham ja O'Hannesin 1994).



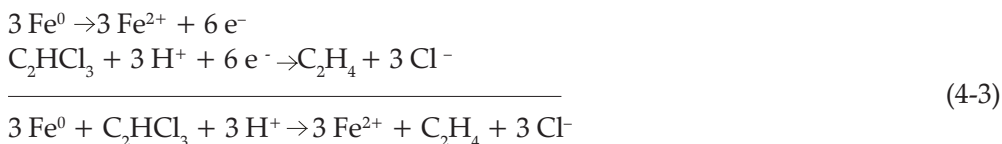
Kuva 4.1. Reduktiivisen deklorinaation oletetut mekanismit Fe-H₂O -systeemissä: (A) suora elektronin siirto metalliraudalta rautamateriaalin pinnalla; (B) raudan hapettuessa syntyvän Fe²⁺-ionin aikaansaama pelkistyminen; (3) veden pelkistyessä muodostuvan vetykaasun katalysoima pelkistyminen (Matheson ja Tratnyek 1994).

Klooratut eteenit hajoavat metallisen raudan vaikutuksesta kahta hajoamisreittiä pitkin, joihin molempiin liittyy vaiheittainen kahden elektronin siirto. Hydrogenolysireittissä hiilivety molekyylin klooriatomit poistuvat ja korvautuvat yksitellen vetyatomeilla. Reduktiivisessa β-eliminaatiossa kaksi klooriatomia tai yksi vety- ja yksi klooriatomi poistuvat samanaikaisesti, jolloin hiiliatomien välinen kovalenttinen kaksoissidos muuntuu kolmoissidokseksi. Hajoamisreaktioita on havainnollistettu kuvassa 4.2 käyttämällä esimerkkijhdisteenä trikloorieteeniä (TCE), joka on pohjavesissä tavallisimmin esiintyvä klooriyhdiste. Reaktiossa suurin osa TCE:stä pelkistyy β-eliminaatioreittinä diklooriasetyleeniksi ja asetyleeniksi ja edelleen eteeniksi ja etaaniksi suhteessa 2:1. (Orth ja Gillham 1996.)



Kuva 4.2. TCE:n oletetut hajoamisreitit metallisen raudan vaikutuksesta (A = hydrogenolyysi-
sireitti ja B = β -eliminaatioreitti) (Roberts ym. 1996).

Kloorattujen eteenien hajoamisessa muodostuvat eteeni ja etaani poistuvat haihtumisen ja biokemiallisen hajoamisen vuoksi nopeasti pohjavedestä. Tavallisesti alle 10 % alkuperäisestä TCE:stä esiintyy hajoamisprosessin välituotteina, joita ovat cis-1,2-dikloorieteeni (DCE), trans-1,2-DCE, 1,1-DCE ja vinylylkloridi (VC). Kyseiset välituotteet hajoavat usein hitaammin kuin TCE, mutta aineiden hajoaminen jatkuu loppuun asti, kun kontaktaika raudan kanssa on tarpeeksi pitkä. TCE:n hajoamisen nettoreaktio, kun lopputuotteena oletetaan syntyvän vain eteeniä, voidaan esittää seuraavasti (Orth ja Gillham 1996):



Kloorattujen etaanien ja metaanien hajoamista ei ole tutkittu yhtä perusteellisesti kuin eteenien. Hajoamisprosessiin oletetaan kuitenkin useimpien yhdisteiden osalta liittyvän sekä hydrogenolyysi- että β -eliminaatioreitit, mutta myös muita monimutkaisia mekanismeja, kuten tiettyjen hiilivetyradikaalien muodostumisesta ja osallistumisesta reaktiovaiheisiin, pidetään todennäköisenä (Fennely ja Roberts 1998). Jos kyseisten aineiden pelkistyminen jatkuu loppuun asti, muodostuu kloorietaaneista suurelta osin etaania ja kloorimetaaneista metaania. Toisaalta tietyt

yhdisteet, kuten metyleenikloridi, kloorimetaani ja 1,2-dikloorietaani, eivät nykyisen tiedon mukaan hajoa metallisen raudan vaikutuksesta lainkaan tai niiden hajoaminen on hyvin hidasta. Metyleenikloridia ja kloorimetaania on todettu syntyvän myös esimerkiksi hiilitetrakloridin hajoamisväli tuotteina (Matheson ja Tratnyek 1994; Helland ym. 1995).

Hajoamisprosesseja ja niihin vaikuttavia tekijöitä ei kuitenkaan vielä tunneta aukottomasti edes TCE:n ja muiden paljon tutkittujen aineiden osalta. TCE:n hajoamistutkimuksissa on havaittu esimerkiksi metaanin, propeenin, propaanin ja butaanin kohonneita pitoisuuksia, joiden esiintymiseen ei ole pystytty antamaan yksiselitteisestä syytä (Hardy ja Gillham 1996).

Useista epävarmuustekijöistä huolimatta nykyisin pidetään selvänä, että klooriyhdisteiden kemiallinen hajoaminen tapahtuu raudan pinnalla. Hajoamisreaktioiden on osoitettu noudattavan haitta-aineen pitoisuuden suhteen ensimmäisen kertaluokan kinetiikkaa (ks. kohta 6.3) eikä aineen lähtöpitoisuudella ole todettu olevan prosessiin merkittävää vaikutusta (Gillham ja O'Hannesin 1994; Matheson ja Tratnyek 1994; Orth ja Gillham 1996). Lisäksi tiedetään, että kemiallisen hajoamisreaktion nopeus laskee yhdisteen kloorausasteen eli klooriatomien lukumäärän pienentyessä ja deklorinaatio tapahtuu nopeammin täysin klooratussa (esim. hiilitetrakloridi) kuin vain osittain klooratussa hiilessä (esim. TCE tai VC) (Matheson ja Tratnyek 1994). Tutkimukset yksittäisten kloorihiilivetyjen hajoamisnopeuksista osoittavat lisäksi, että raudan ominaispinta-alan kasvaessa yhdisteen hajoaminen nopeutuu (Matheson ja Tratnyek 1994; Orth ja Gillham 1996).

Reaktiivisen seinämän käytön kannalta reaktiomekanismien tunteminen on tärkeää, sillä epätäydellisen hajoamisen seurauksena mahdollisesti syntyvät väli tuotteet voivat olla alkuperäisiä yhdisteitä haitallisempia ja pysyvämpiä. Esimerkiksi sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa määritetty talousveden enimmäispitoisuus tri- ja tetrakloorieteenille on yhteensä 10 µg/l, kun se kyseisten yhdisteiden mahdolliselle hajoamisväli tuotteelle vinyylidikloridille on vain 0,5 µg/l. Vinyylidikloridin hajoaminen on puolestaan joissain tutkimuksissa todettu lähes 20 kertaa hitaammaksi kuin trikloorieteenin hajoaminen (Gillham ja O'Hannesin 1994). Hiilitetrakloridin hajoamisessa mahdollisesti syntyvät dikloorimetaani ja metyleenikloridi eivät sen sijaan hajoa metallisen raudan vaikutuksesta lainkaan. Toisaalta hajoamisnopeudet voivat vaihdella huomattavasti käytettäessä eri rautavalmisteita. Myös pohjaveden geokemialliset olosuhteet vaikuttavat reaktionopeuksiin eikä väli tuotteiden hajoaminen ole aina merkittävästi lähtöaineen hajoamista hitaampaa (Shapiro ym. 1996).

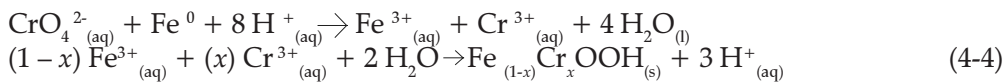
Epäorgaanisten ionien saostus

Metallisen raudan soveltuvuutta liuenneiden raskasmetallien ja monien muiden epäorgaanisten ionien poistamiseen pohjavedestä on myös tutkittu paljon. Periaatteena käsittelyssä on, että hapettuessaan rauta pelkistää liukoisen haitta-aineionin alemmalle hapetusasteelle. Hapetusasteen muuttuminen edistää ionin saostumista niukkaliukoisina mineraaleina, jotka poistuvat pohjavedestä.

Negatiivisesti varautuneet anionit ja oksianionit, kuten arseeni, seleeni, kromi (kromaatti), teknetium ja antimoni sekä nitraatti, fosfaatti ja sulfaatti, ovat pohjavesissä yleisesti esiintyviä haitta-aineita. Sähköisen varauksensa johdosta kyseiset aineet eivät sitoudu herkästi tyypillisesti negatiivisesti varautuneisiin maa-partikkeleihin, minkä seurauksena ne kulkeutuvat suhteellisen helposti pohjaveden mukana.

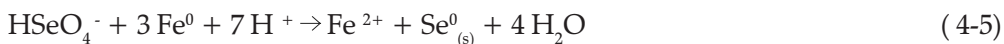
Reaktiivisissa seinämissä metallista rautaa on käytetty useimmin kuudenarvoisen kromin (Cr⁶⁺) poistamiseen pohjavedestä (Blowes ym. 1999; Puls ym. 1999). Kyseisellä hapetusasteella kromi esiintyy pohjavedessä liuenneena kromaattina

(CrO₄²⁻ tai Cr₂O₇²⁻), jonka saostuminen edellyttää kromin pelkistymistä kolmenarvoiseksi (Cr³⁺), niukkaliukoiseksi kromiksi. Metallisen raudan vaikutuksesta pelkistynyt kromi saostuu pohjavedestä Cr(III)-oksihydroksidina (Blowes ym. 2000):



Metallisen raudan avulla pohjavedestä on onnistuttu poistamaan myös arseenia (As) ja seleeniä (Se) (Morrison ym. 2001) sekä teknetiumia (Tc) ja nitraattia (NO₃) (U.S. EPA 1998). Näistä pohjaveteen liuennut arseeni esiintyy tavallisesti hapetusasteilla +5 ja +3 muodostaen oksianioneita (H₃AsO₄ ja H₃AsO₃). Raudan vaikutuksesta arseenin oletetaan pelkistyvän ensin hapetusasteelle As⁰ ja saostuvan sen jälkeen alkuainemuotoisena arseenina tai arseenisulfidina (As₂S₃) (Blowes ym. 2000; Morrison ym. 2001).

Liuennut seleeni esiintyy tavallisesti myös kahdella eri hapetusasteella, Se(VI) ja Se(IV), joista molemmat muodostavat tyypillisissä pohjavesiolosuhteissa oksianioneita. Metallinen rauta pelkistää anionit alkuaineseleeniksi (Se⁰), joka saostuu ja poistuu vesifaasista (reaktioyhtälö 4-5). Seleenin saostuminen voi tapahtua myös rautamineraaleina, kuten FeSe₂:na. (Morrison ym. 2001.)



Nitraatin pelkistyessä toivottu lopputuote on typpi (N₂). Rauta voi kuitenkin pelkistää nitraatin myös nitriitiksi (NO₂) tai ammoniumiksi (NH₄⁺), joista edellinen on pohjavedessä nitraattia haitallisempi yhdiste (Till ym. 1998).

Metallista rautaa voidaan käyttää myös epäorgaanisilla kationeilla, kuten monilla raskasmetalleilla, pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Kyseistä menetelmää on sovellettu muutamissa kohteissa uraanin (Morrison ym. 2001; U.S. EPA 1999) ja ainakin yhdessä kohteessa myös mangaanin, molybdeenin ja sinkin saostamiseen pohjavedestä (Morrison ym. 2001). Lisäksi laboratoriokokeissa vesifaasista on poistettu raudan avulla esimerkiksi elohopeaa ja kuparia (Blowes ym. 2000).

Edellytyksenä liukoisten kationien saostamisessa on pohjaveden redox-tilan ja pH:n hallitseminen, sillä kyseiset kenttäparametrit vaikuttavat merkittävästi pelkistys- ja saostusreaktioiden etenemiseen. Esimerkiksi uraanin (U), joka esiintyy pohjavedessä tyypillisesti liukoisena uranyyli-ionina (UO₂²⁺), saostaminen edellyttää hyvin pelkistäviä olosuhteita. Pohjaveden redox-tilan tulee myös pysyä alhaisena, jotta saostunut yhdiste ei hapetu ja mobilisoidu uudelleen. Uraanilla pilaantuneen pohjaveden käsittely metalliraudalla perustuu hapetusasteeltaan kuudenarvoisen (U⁶⁺) uraanin pelkistymiseen neljänarvoiseksi (U⁴⁺) ja sitä seuraavaan niukkaliukoisen uraniitin saostumiseen (Simon ja Meggyes 2000):



Geokemialliset reaktiot

Metallinen rauta reagoi haitta-aineiden lisäksi myös muiden pohjaveden ainekomponenttien kanssa. Kyseisten reaktioiden tunteminen on tärkeää rautaseinämän pitkäaikaisen käytön kannalta, koska tietyt reaktiot voivat johtaa raudan vedenläpäisevyyttä ja reaktiivisuutta heikentävien korroosiotuotteiden ja mineraalisaostumien muodostumiseen.

Pohjaveteen liuennut happi reagoi nopeasti metallisen raudan kanssa. Tyypillisissä aerobisissa olosuhteissa, joissa pohjaveden pH-arvo on lähellä neutraalia, reaktiossa saostuu amorfista ferrihydroksidia (reaktioyhtälö 4-7). Jos pohjaveden

happipitoisuus on riittävän korkea, muodostuva mineraalimassa voi heikentää merkittävästi vedenläpäisevyyttä reaktiivisen seinämän sisääntuloreunalla eli seinämän ja akviferin ylävirran puoleisella rajapinnalla.



Sisääntuloreunan jälkeen olosuhteet seinämässä muuttuvat anaerobisiksi ja hyvin pelkistäviksi, jolloin rauta hapettuu veden vaikutuksesta:



Reaktiossa syntyvät hydroksidi-ionit nostavat pohjaveden pH:ta usein merkittävästi, mikä voi johtaa ferrohydroksidin saostumiseen:



Pohjaveden luontainen puskurointikyky pyrkii tavallisesti estämään pH:n nousua, jolloin veden bikarbonaatti-karbonaatti -tasapaino siirtyy karbonaatin suuntaan:



Karbonaattipitoisuuden nousu edistää puolestaan erilaisten karbonaattimineraalien saostumista. Tyypillisesti saostuvia mineraaleja ovat sideriitti (reaktioyhtälö 4-11), kalsiumkarbonaatti (reaktioyhtälö 4-12) ja magnesiumkarbonaatti (reaktioyhtälö 4-13).



Pohjaveden geokemiallinen koostumus määrä lopulta sen, kuinka paljon ja minkälaisia mineraaleja seinämässä muodostuu. Geokemiallisten reaktioiden eteneminen riippuu poikkeuksesta useista eri muuttujista, mikä vaikeuttaa niiden arviointia. Periaatteessa kaikki saostumat ja myös muodostuva vetykaasu (ks. reaktioyhtälö 4-8) voivat kuitenkin heikentää seinämän vedenläpäisevyyttä peittämällä metalliraudan reaktiivista ominaispinta-alaa ja tukkimalla vapaita materiaalihuokosia. (Liang ym. 1999; Mackenzie ym. 1999; Vogan ym. 1999.)

4.2.2 Kaksoismetallit

Monien kaksoismetallisysteemien, joissa metallinen rauta on päällystetty toisella metallilla, on todettu hajottavan kloorattuja hiilivetyjä suuremmilla reaktionopeuksilla kuin pelkän raudan. Laboratoriossa tutkittuja metallipareja ovat olleet esimerkiksi nikkeli/rauta (Fennelly ja Roberts 1998; Appleton 1996), kupari/rauta (Fennelly ja Roberts 1998; Gavaskar ym. 1998) ja palladium/rauta (Muftikian ym. 1995; Grittini ym. 1995). Hajoamisreaktioiden nopeutumisen arvioidaan tällöin johtuvan päällystemetallin katalyyttisestä vaikutuksesta (esim. Pd) tai galvaanisen parin (esim. Cu/Fe) muodostumisesta, jossa epäjalompi metalli (Fe) luovuttaa elektroneja jalommalle metallille (Cu). Tutkituista metallipareista Pd/Fe on todettu tehokkaimmaksi useiden kloorattujen alifaattisten hiilivetyjen ja myös PCB-yhdis-

teiden kemiallisessa hajotuksessa (Grittini ym. 1995). Lisäksi esimerkiksi dikloori-metaanin on osoitettu hajoavan täysin Pd/Fe –systeemeissä, vaikka kyseinen yhdiste ei hajoa lainkaan pelkän raudan vaikutuksesta (Muftikian ym. 1995).

Palladium ja myös muut raudan pariksi mahdollisesti soveltuvat metallit ovat kuitenkin hankintahinnaltaan huomattavasti rautaa kalliimpia. Tämä voi rajoittaa niiden käyttöä reaktiivisissa seinämissä, joissa tarvittavat materiaalmäärät ovat usein suuret. Rajoituksia voi aiheuttaa myös tavallisesti rautaa haitallisempien metallien mahdollinen liukeneminen pohjaveteen. Lisäksi metalliparien reaktiivisuuden on laboratoriokokeiden perusteella epäilty heikkenevän suhteellisen nopeasti (Gavaskar ym. 1998). Pelkkää rautaa käytettäessä reaktiivisuuden ei ole todettu heikentyvän vastaavalla nopeudella tyypillisissä pohjavesiolosuhteissa.

4.2.3 Metallinen rauta ja lisäaineet

Metallisen raudan hapettuminen pyrkii nostamaan pohjaveden pH-arvoa, mikä lisää monien reaktiivisen seinämän suorituskykyä mahdollisesti heikentävien mineraalien saostumisherkkyttä. Sekoittamalla rautaan tiettyjä lisäaineita voidaan hillitä sekä pH:n nousua että saostumien muodostumista. Laboratoriokokeissa pH:n kohoamista on onnistuneesti vähennetty esimerkiksi rikkikiisun (FeS_2) (Burris ym. 1995) ja troiliitin (FeS) (Mackenzie ym. 1999) avulla.

Onnistunut pH:n hallinta ei kuitenkaan aina vähennä mineraalien saostumista, koska saostumisreaktioita ohjaavat pohjaveden pH-arvon lisäksi myös monet muut tekijät (Mackenzie ym. 1999). Lisäaineiden käytön mahdollisena haittavaiikutuksena pidetään lisääntyvää raudan liukenemistä pohjaveteen.

4.2.4 Modifioidut rautavalmisteet

Reaktiivisissa seinämissä tyypillisesti käytettävien raemuotoisten rautavalmisteiden valinnassa on tehtävä kompromissi materiaalin ominaispinta-alan ja vedenläpäisevyyden välillä. Siksi viime vuosina on pyritty kehittämään tuotteita, jossa yhdistyvät nämä molemmat materiaalin suorituskyvyn kannalta olennaiset ominaisuudet. Kehitystyössä on pyritty ottamaan huomioon myös rautaseinämän asentaminen, mikä raemuotoisia tuotteita käytettäessä edellyttää usein mittavia maanrakennustöitä ja rajoittuu syvyyssuunnassa vain noin 15 metriin (ks. luku 8).

Keraaminen ”rautavaahto” (Cercona™ Iron Foam) on eräs innovatiivinen valmiste, jossa liukoisista silikaateista ja aluminaateista valmistettavaan suspensioon lisätään tehoaineeksi jauhemaista metallista rautaa. Valmistuksessa pienten materiaalipartikkelien muoto mahdollistaa sekä suuren ominaispinta-alan että riittävän huokoisuuden (Gavaskar ym. 2000). Materiaali asennetaan maaperään injektioimalla, mikä lisää sen käyttömahdollisuuksia entistä syvemmissä kohteissa tai esimerkiksi kallioruhjeissa, joissa raemuotoisen raudan ja perinteisten asennusmenetelmien soveltuvuus on heikko. Tähän mennessä materiaalia on käytetty onnistuneesti pilot-mittakaavan reaktiivisessa seinämässä, klooratuilla liuottimilla ja raskasmetalleilla pilaantuneen kalliopohjaveden puhdistamisessa (Marcus 1998).

Raemuotoiselle raudalle on esitetty vaihtoehdoksi myös kolloidista rautaa. Kolloidisen raudan pienet ja kevyet hiukkaset (1-3 μm) mahdollistavat sen käytön emulsiolietteenä, jolloin materiaali voidaan injektoida maaperään. Materiaalilla suoritettavat laboratoriokokeet ovat olleet lupaavia (Kaplan, 1996; Cantrell ym. 1997). Kolloidisen raudan suuret valmistuskustannukset voivat kuitenkin asettaa rajoituksia materiaalin laajamittaiselle käytölle reaktiivisissa seinämissä ainakin lähitulevaisuudessa.

4.2.5 Muut alkuainemetallit ja metalliyhdisteet

Raudan lisäksi myös monilla muilla alkuainemetalleilla ja metalliyhdisteillä on kyky pelkistää pohjavesissä tyypillisesti esiintyviä haitta-aineita vaarattomampaan muotoon. Tutkituista metalleista esimerkiksi kupari (Cu^0), messinki, alumiini (Al^0), tina (Sn^0), sinkki (Zn^0) ja mangaani (Mn^0) pystyvät hajottamaan kloorattuja hiilivetyjä, mutta yhdelläkään niistä ei ole osoitettu saavutettavan merkittävää etua metalliseen rautaan verrattuna (Boronina ym. 1995; Reynolds ym. 1990; Roberts ym. 1996; Schreier ja Reinhard 1994). Rautaa haitallisempien metallien mahdollinen liukeneminen pohjaveteen ja pääsääntöisesti rautaa suurempi hankintahinta voivat lisäksi asettaa rajoituksia niiden käytölle.

Erilaisista metalliyhdisteistä esimerkiksi rikkikiisun (FeS_2) ja troiliitin (FeS) on todettu hajottavan hiilitetrakloridia lähes samoilla reaktionopeuksilla kuin metallisen raudan (Kriegman-King ja Reinhard 1994; Lipczynska-Kochany ym. 1994). Kuudenarvoisen kromin (Cr^{6+}) pelkistäminen ja saostaminen rikkikiisua ja sideriittiä (FeCO_3) käyttäen on myös mahdollista, mutta reaktion nopeus on todettu rautaan verrattuna hitaaksi (Blowes ym. 1997).

4.2.6 Natriumditioniitti

Natriumditioniitin ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$) käyttö pilaantuneen pohjaveden in situ -käsittelyssä eli in situ redox-manipulaatio (ISRM) on reaktiivisten seinämien sovellus, joka perustuu akviferin redox-potentiaalin keinotekoiseen laskemiseen. Menetelmässä natriumditioniittia injektoidaan syöttökaivoista akviferiin, jossa se pelkistää maa-aineksessa luontaisesti esiintyvät ferrirautayhdisteet ferromuotoon ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$). Näin aikaansaatu ferrirautavyöhyke kykenee puolestaan pelkistämään tietyt vyöhykkeen läpi kulkeutuvat haitta-aineet alemmille hapetusasteille, mikä edistää niiden poistumista pohjavedestä (Gavaskar 2000). Reagoidessaan ferriraudan kanssa natriumditioniitista muodostuu natriumsulfaattia, joka poistetaan pohjavedestä prosessin tapahduttua (Permeable reactive... 2001).

Laboratoriokokeiden perusteella ISRM-menetelmä on todettu tehokkaaksi vain herkästi pelkistyville raskasmetalleille, kuten kromille, uraanille ja teknetiumille sekä tietyille klooratuille hiilivedyille, kuten hiilitetrakloridille. Kenttäolosuhteissa tekniikkaa on onnistuneesti sovellettu kromilla pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa (Permeable reactive... 2001).

Menetelmän merkittävä etu on, että nestemäinen reagenssi voidaan asentaa maaperään injektoidulla. Prosessissa muodostuvan ferrirautavyöhykkeen pelkistyskapasiteetti ei kuitenkaan ole yhtä hyvä kuin esimerkiksi metallisen raudan. Tämän vuoksi menetelmä soveltuu vain herkästi pelkistyvien haitta-aineiden käsittelyyn. Menetelmän onnistunut käyttö edellyttää lisäksi, että pelkistyvien ferrirautayhdisteiden määrä akviferin maa-aineksessa on riittävän suuri.

4.3 Biologiset seinämät

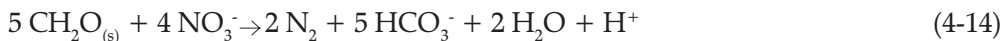
Pilaantuneiden alueiden maaperässä tapahtuvaa luontaista mikrobitoimintaa voidaan hyödyntää reaktiivisissa seinämissä usealla eri tavalla. Mikrobin kasvun ja toimintaedellytysten parantaminen esimerkiksi happi- ja ravinnelisäyksillä tai orgaanisen hiilen avulla voi tehostaa mikrobin kykyä hajottaa orgaanisia kemikaa- leja, edesauttaa denitrifikaatiota, vähentää kaivosvesien happamuutta ja saostaa pohjaveteen liuenneita raskasmetalleja.

4.3.1 Orgaaninen aines

Maaperässä olevat mikrobit käyttävät orgaanista ainesta energianlähteenään ja solumassansa rakennusaineena. Luontaisen orgaanisen aineksen määrä pohjavesikerroksessa on kuitenkin usein vähäinen, mikä rajoittaa mikrobien toimintaedellytyksiä. Käyttämällä orgaanista ainesta reaktiivisessa seinämässä tehostetaan erilaisia mikrobiologisia prosesseja, joita voidaan hyödyntää haitta-aineiden poistamisessa pohjavedestä.

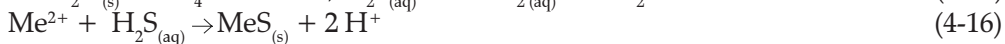
Orgaanisten aineiden käyttö reaktiivisissa seinämissä on houkuttelevaa ennen kaikkea soveltuvien materiaalien helpon saatavuuden ja minimaalisten hankintakustannusten vuoksi. Ongelmia niiden käytölle voivat aiheuttaa esimerkiksi materiaalien heterogeeninen koostumus ja biologisten puhdistusprosessien herkkyys ympäristömuutoksille.

Suurina pitoisuuksina esiintyvä nitraatti on tyypillinen pohjaveden lika-aine. Nitraatin poistamiseen pohjavedestä seinämässä voidaan käyttää hitaasti hajoavaa orgaanista ainesta, joka ylläpitää pohjaveden anaerobista ympäristöä ja edistää nitraatin pelkistymistä typpikaasuksi:



Reaktioyhtälössä CH_2O edustaa yleisesti orgaanista yhdistettä, jota nitraatipelkistäjäbakteerit voivat käyttää energiantuotantoonsa. Bakteerit hapettavat orgaanisen yhdisteen (elektronidonori) ja käyttävät prosessissa syntyvät elektronit nitraatin (elektroniakseptori) pelkistämiseen typpikaasuksi. Reaktiivisissa seinämissä biologista nitraatin poistoa sahaajauhoa ja muita puuperäisiä jätteitä hyödyntäen on käytetty onnistuneesti muutamissa kohteissa (Robertson ja Cherry 1995; Schipper ja Vojvodi-Vukovi 1998 ja 2000). Kaikkia orgaanisissa seinämissä mahdollisesti tapahtuvia reaktioita ei kuitenkaan vielä ole pystytty määrittämään eikä nitraatin poistumisen vedestä ole yksiselitteisesti osoitettu johtuvan vain denitrifikaatiosta. Pohjaveden laadulle orgaanisen seinämän käytöstä voi aiheutua haittaa esimerkiksi mahdollisesta nitriitin tai ammoniumin muodostumisesta typpikaasun sijaan. Denitrifikaatioprosessin mahdollinen heikentyminen voi puolestaan aiheuttaa ongelmia orgaanisen seinämän pitkäaikaisessa käytössä.

Biologista sulfaatin (SO_4^{2-}) pelkistystä ja sen seurauksena tapahtuvaa liukoisten metalli-ionien saostumista on hyödynnetty reaktiivisissa seinämissä kaivosalueiden pohjavesiä käsiteltäessä. Seinämän orgaaninen aines toimii tällöin elektronien luovuttajana mikrobeille, jotka pelkistävät sulfaatin sulfidiksi (S^{2-}). Prosessissa syntyvä rikkivety (H_2S) reagoi liukoisten metalli-ionien kanssa muodostaen saostuvia metallisulfideja (Benner ym. 1997):



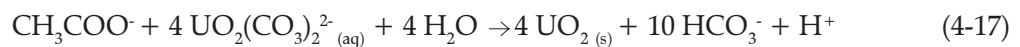
Kaivosalueiden pohjavesissä pH on yleensä alhainen. Happamuus itsessään on haitallista ympäristölle, mutta se lisää myös kaivosalueilla tyypillisesti esiintyvien raskasmetallien liukoisuutta. Orgaanisen seinämän ylläpitämä biologinen sulfaatin pelkistys nostaa pohjaveden pH-arvoa, parantaa puskurikapasiteettia ja edistää liukoisten metallien saostumista. Prosessissa saostuvia sulfideja muodostavia metalleja ovat esimerkiksi Cd, Cu, Fe, Ni ja Pb (Benner ym. 1997; 2002).

Pelkistysprosessin ylläpitäminen tehokkaana ei kuitenkaan ole käytännössä ongelmatonta. Kaivosveden suuri happamuus voi esimerkiksi kuluttaa nopeasti orgaanisen materiaalin puskurointikyvyyn, mikä johtaa pohjaveden pH-arvon huomattavaan laskuun. Happamat olosuhteet rajoittavat bakteerien toimintaedellytyksiä ja heikentävät orgaanisen seinämän puhdistustehoa (Benner ym. 1997).

Reaktiivisessa seinämässä käytettävän orgaanisen materiaalin tulisi toimia mikrobeille tehokkaana ja pitkäaikaisena hiilenlähteenä. Sulfaatin pelkistyksessä materiaalin reaktiivisuus on todettu parhaimmaksi käytettäessä useita eri hiilenlähteitä sisältäviä aineksia (Waybrant ym. 1998). Menetelmän kenttäsovelluksissa reaktiivisena materiaalina on käytetty esimerkiksi seosta, joka sisältää kotitalousjätteiden kompostia, lehtikompostia sekä puulastuja (Benner ym. 1997).

Käytännössä sulfaatin pelkistymisessä ja metallisulfidien saostumisessa on havaittu huomattavia vaihteluita sekä ajallisesti että paikallisesti orgaanisen seinämän eri osissa (Benner ym. 2002). Kyseisiä vaihteluita voivat selittää esimerkiksi pohjaveden lämpötilavaihteluiden seurauksena tapahtuvat muutokset orgaanisen hiilen saatavuudessa ja sulfaatin pelkistysnopeudessa. Lämpötilalla ei kuitenkaan ole havaittu olevan merkittävää vaikutusta pelkistysprosessin nopeuteen kaikissa tutkimuksissa (Herhily ym. 1987). Myös orgaanisen materiaalin fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja sulfaattipitoisuuden vaihtelut pohjavedessä voivat vaikuttaa prosessin pitkäaikaiseen toimivuuteen (Waybrant ym. 1998). Lisäksi käytettäväksi soveltuvia orgaanisia aineksia ei tavallisesti saa täysin tasalaatuisiksi, minkä vuoksi lika-aineiden viipymät seinämässä saattavat vaihdella paikallisesti aineiden vedenläpäisevyysarvojen mukaan. Tämä voi vaikeuttaa seinämärakenteen suunnittelua ja käytön seuranta.

Mikrobit voivat käyttää orgaanista ainetta myös metallien suoraan pelkistämiseen ja saostamiseen, mikä ei vaadi prosessia edeltävää sulfaatin pelkistymistä. Tietyt bakteerit kykenevät esimerkiksi pelkistämään hapetusluvultaan kuudenarvoisen uraanin (U^{6+}) neljänarvoiseksi uraaniksi (U^{4+}), joka saostuu pohjavedestä kiinteänä uraniittina (UO_2) (Lovely ja Phillips 1992a; 1992b). Kun orgaanisena materiaalina käytetään asetaattia (CH_3COO^-), kyseinen reaktio voidaan esittää seuraavasti:



4.3.2 Elektroniakseptorit

Polttoainehiilivedyt ja monet muut orgaaniset haitta-aineet hajoavat mikrobiologisen toiminnan seurauksena luontaisesti suotuisissa ympäristöolosuhteissa. Pohjavedenpinnan alapuolella aineiden luontaista biohajoamista hidastavat kuitenkin usein mikrobien tarvitsemien elektroniakseptorien, ravinteiden tai riittävän suuren mikrobipopulaation puute. Koska alhainen happipitoisuus on tyypillisiä haitta-aineiden hajoamista rajoittava tekijä, perustuvat monet menetelmät pohjaveden happipitoisuuden keinotekoiseen lisäämiseen.

Reaktiivisten seinämien eräänä sovelluksena hapettomaan tai vähähappiseen pohjaveteen voidaan muodostaa biohajoamista tehostava hapellinen vyöhyke hapetta vapauttavien yhdisteiden avulla. Eniten käytetty kaupallinen tuote ORC® (oxygen releasing compound) on magnesiumperoksidivalmiste, joka vapauttaa hapetta joutuessaan kontaktiin maaperän kosteuden tai pohjaveden kanssa (Frequently asked... 2002):



Hapellinen seinämävyöhyke muodostetaan käsiteltävän pohjavesivyöhykkeen poikki sijoitettujen, vierekkäisten kairausreikien tai pohjavesiputkien avulla. Murskeena tai jauheena oleva yhdiste lisätään kairausreikiin vettä läpäisevässä suojuksessa, jonka läpi virratessaan pohjaveteen vapautuu hitaasti hapetta. Yhdiste voidaan injektoida maaperään myös lietteenä. Pohjaveden happipitoisuus

seinämävyöhykkeessä voidaan usein ylläpitää jopa kuukausien ajan tasolla 6...9 mg/l ilman materiaalin vaihtoa. Kohteen olosuhteet ja käytetyt materiaalmäärät vaikuttavat kuitenkin merkittävästi saavutettavaan tulokseen. (Scherer ym. 2000; Frequently asked... 2002.)

Happea vapauttavien yhdisteiden käyttö soveltuu erityisesti polttoainehiilivetyjen, kuten BTEX-yhdisteiden ja MTBE:n, biologiseen hajotukseen. Menetelmän käyttöä rajoittavia tekijöitä voivat olla esimerkiksi pohjaveden suuri ferroutroutra- ja mangaanipitoisuus (Fe^{2+} , Mn^{2+}) sekä pieni puskurikapasiteetti. Happipitoisuuden lisäys entuudestaan hapettomaan tai vähähappiseen pohjaveteen saostaa helposti liukoiset rauta- ja mangaani-ionit metallioksideina, mikä voi heikentää seinämävyöhykkeen vedenläpäisevyyttä. Yhdisteiden käyttöön liittyvä pohjaveden pH-arvon nousu (OH-ionien muodostuminen) voi toisaalta heikentää mikrobien toimintaedellytyksiä. Käytettäessä kaupallista ORC®-valmistetta haitallisten vaikutusten on kuitenkin väitetty olevan usein vähäiset ja rajoittuvan pienelle alueelle. Tämä perustuu siihen, että valmisteen liukeneminen ja hapen vapautuminen tapahtuvat riittävän hitaasti. (Scherer ym. 2000; Frequently asked... 2002.)

Happea vapauttavien yhdisteiden käyttöä ei kuitenkaan usein pidetä reaktiivisten seinämien sovelluksena, vaan se yhdistetään tavallisesti pohjaveden tehostettuun luontaiseen puhdistamiseen (enhanced/accelerated natural attenuation).

4.4 Sorptioseinämät

Reaktiivisen seinämän toiminta voi perustua pohjaveteen liuenneiden haitta-ainesten pidättymiseen kiinteään materiaalin pinnalle tai syvemmälle materiaalihuokosiin (sorptio). Monet materiaalit, kuten aktiivihili, zeoliitit, fosfaatit, turve, rautaoksidit ja synteettiset hartsit, kykenevät sitomaan itseensä useita erilaisia orgaanisia ja epäorgaanisia haitta-aineita. Sitoutumisen tehokkuus määräytyy materiaalin ja haitta-aineen molekyyllitasolla tapahtuvien fysikaalisten ja kemiallisten vuorovaikutusten perusteella, joihin liittyy monimutkaisia tasapainoreaktioita kiinteään materiaalin ja nestemäisen liuosvesifaasin välillä. Prosessiin vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi haitta-ainesten fysikaalis-kemialliset ominaisuudet ja molekyyllirakenne, pidättävän materiaalin pintarakenne ja ominaispinta-ala sekä pohjaveden pH ja lämpötila. (Suthersan 1997.)

Tyypillisimmät haitta-aineita pidättävät sorptiomekanismit ovat (1) hydrofobinen vuorovaikutus, (2) sähköstaattinen vetovoima ja (3) pintakompleksointi (Scherer ym. 2000). Reaktiivisissa seinämissä kyseisiä prosesseja on hyödynnetty käyttämällä reaktiivisena materiaalina muun muassa aktiivihiltä, zeoliitteja ja rautaoksideja (U.S. EPA 1999).

Vesifaasista sorptiomateriaaliin pidättyvä haitta-aine ei muunnu prosessissa haitattomampaan muotoon kuten biologisessa tai kemiallisessa hajoamisessa eikä pidättyminen ole pysyvää. Siten tietyssä pitoisuudessa osa haitta-aineesta pidättyy materiaaliin ja osa vapautuu takaisin liukoiseen muotoon (desorptio). Kun liukoinen konsentraatio muuttuu, myös sorption ja desorption suhteelliset osuudet muuttuvat. Materiaalin pidätyskapasiteetti määräytyy tapauskohtaisesti pohjaveden haitta-ainesten, geokemiallisen tilan ja virtausolosuhteiden perusteella. Riittävän suuren pidätyskapasiteetin lisäksi nopea sorptiokinetiikka on edellytyksenä sille, että pidättyminen on tehokasta myös nopeassa pohjavesivirtauksessa.

4.4.1 Aktiivihiili

Aktiivihiiltä on käytetty talousvedenpuhdistuksessa jo 1960-luvulta lähtien. Myöhemmin sen käyttö on yleistynyt myös pilaantuneen pohjaveden on-site –käsittelyssä, jossa akviferista pumpattu pohjavesi puhdistetaan erillisissä puhdistusyksiköissä maanpinnalla. Pitkän käyttöhistorian vuoksi aktiivihiilen ominaisuudet tunnetaan hyvin, mikä lisää sen luotettavuutta pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Kokemukset aktiivihiilen in situ –käytöstä ovat kuitenkin vielä vähäiset. (Suthersan 1997.)

Aktiivihiilen pidätyskyky perustuu materiaalin suureen ominaispinta-alaan (800-1100 m²/g) ja aktiiviseen pintarakenteeseen. Materiaalin kompleksit orgaaniset molekyylit sisältävät useita funktionaalisia ryhmiä, kuten fenoli- ja karboksyyli-ryhmiä, jotka edesauttavat ionimuotoisten haitta-aineiden adsorboitumista. Suuri hiilipitoisuus mahdollistaa puolestaan ei-polaaristen orgaanisten yhdisteiden pidättymisen. (Scherer ym. 2000.) Ominaisuuksiensa vuoksi aktiivihiilen käyttöalue erilaisille haitta-aineille ja suurille pitoisuusvaihteluille on laaja. Pohjaveden puhdistamisessa aktiivihiiltä on käytetty pääsääntöisesti veteen niukkaliukoisten orgaanisten kemikaalien sekä tiettyjen raskasmetallien (esim. kromi) adsorptioon. Reaktiivisilla aktiivihiiliseinämällä on toistaiseksi käsitelty esimerkiksi PAH- ja BTEX-yhdisteillä pilaantunutta pohjavettä (Schad ym. 2000). Vesiliukoisemmille yhdisteille, kuten MTBE:lle, aktiivihiili ei ole yhtä tehokas. (Suthersan 1997.)

Markkinoilla on tarjolla useita vaihtoehtoisia aktiivihiilimateriaaleja. Tyypillisesti vedenkäsittelyssä on käytetty raemuotoista aktiivihiiltä (GAC, granular activated carbon) (Suthersan 1997). Käytettäessä aktiivihiiltä reaktiivisessa seinämässä raekoolla on erityinen merkitys, koska reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyyden tulee olla riittävän suuri akviferimateriaalin vedenläpäisevyyteen verrattuna. Raekoon kasvaessa materiaalin sorptio-ominaisuudet kuitenkin heikentävät.

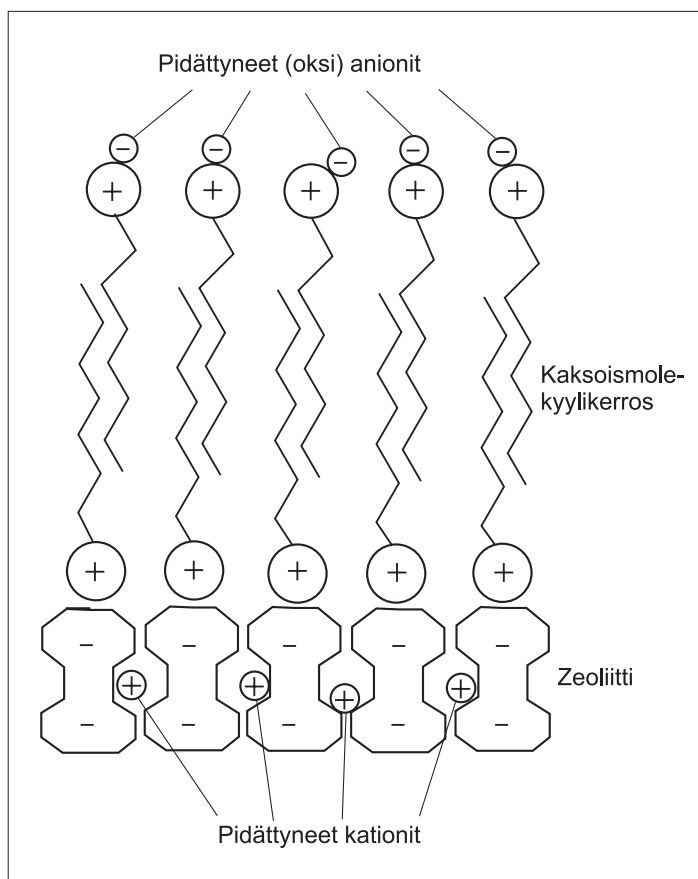
Aktiivihiilen suuri adsorptiokyky voi johtaa myös muiden pohjaveteen liuenneiden ainekomponenttien sitoutumiseen materiaalin pinnalle. Erityisesti pohjaveden luontainen orgaaninen aines, kuten humus, pidättyy voimakkaasti aktiivihiileen. Lisäksi aktiivihiili tarjoaa hyvän kasvualustan monille mikro-organismille, ja sen ominaisuudet voivat edesauttaa myös mineraalien saostumista. Kyseiset tekijät voivat heikentää aktiivihiilen puhdistustehoa kohdeaineille ja pienentää materiaalin vedenläpäisevyyttä. Aktiivihiileen muodostuvaa mikrobibiomassaa voidaan toisaalta myös hyödyntää tapauksissa, joissa biomassan kasvu edistää materiaaliin pidättyvien haitta-aineiden hajoamista. Siksi pohjaveden geokemiallisen koostumuksen ja sen vaikutusten tunteminen on hyvin tärkeää, erityisesti aktiivihiilen in situ –sovelluksissa. (Suthersan 1997.)

4.4.2 Zeoliitti

Zeoliitit ovat ympäristössä luontaisesti esiintyviä alumosilikaatteja, joiden negatiivisesti varautunut pintarakenne luo edellytykset tehokkaalle kationinvaihdolle. Ominaisuuksiensa vuoksi zeoliitteja on käytetty laajasti kationisilla haitta-aineilla pilaantuneen veden puhdistuksessa. Reaktiivisissa seinämissä pohjavedestä on poistettu zeoliitin avulla esimerkiksi radioaktiivista strontium-90-isotooppia. (Lee 2001; Vidic 2001.)

Zeoliitin sorptio-ominaisuuksia voidaan parantaa liittämällä materiaaliin tiettyjä pinta-aktiivisia aineita, kuten suurimolekyylisiä amiiniyhdisteitä. Kyseiset aineet sisältävät sekä hydrofobisen orgaanisen molekyyliketjun että positiivisesti varautuneen hydrofiilisen pään, jonka ansiosta ne sitoutuvat pysyvästi zeoliitin

pintaosien kationinvaihtopaikoille (kuva 4.3). Kun pinta-aktiivisten aineiden pitoisuutta lisätään, alkavat molekyylien orgaaniset ketjut yhdistyä. Tämä muodostaa rakenteeseen kaksoismolekyylikerroksen, jossa positiivinen sähkövaraus suuntautuu ulospäin. (Bowman 1999; Scherer ym. 2000.)



Kuva 4.3. Haitta-aineiden sorptio modifioituu zeoliittiin (Bowman 1999).

Pinta-aktiivisten aineiden hydrofobinen molekyyliketju adsorboi tehokkaasti orgaanisia haitta-aineita, ja ketjun päässä oleva positiivinen sähkövaraus mahdollistaa epäorgaanisten (oksi)anionien (esim. CrO_4^{2-}) sitoutumisen. Tämän lisäksi pohjaveden kationiset haitta-aineet voivat pidäytyä zeoliitin pintarakenteen sisäpuolisille kationinvaihtopaikoille, joihin pinta-aktiiviset aineet eivät suuren molekyylikokonsa vuoksi pääse (Bowman 1999). Pinta-aktiivisen aineen pitoisuus vaikuttaa haitta-aineiden pidäytymiseen siten, että pienessä pitoisuudessa syntyy tavallisesti vain yksimolekyylinen kerros, joka edistää hydrofobisten orgaanisten yhdisteiden adsorptiota. Suuri pinta-aktiivisen aineen pitoisuus muodostaa puolestaan kaksoismolekyylikerroksen, joka suosii epäorgaanisten anionien adsorptiota. (Scherer ym. 2000.)

Modifioitua zeoliittia ei ole tietävästi vielä käytetty täyden mittakaavan reaktiivisissa seinämissä, mutta pilot-kokeissa saavutetut tulokset esimerkiksi tetrakloorietaanilla ja kromilla pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa ovat olleet lupaavia (Bowman 1999).

4.5 Saostusseinämät

Hapetus-pelkistys –reaktioihin perustuvissa seinämässä voidaan hyödyntää haitta-aineen epäsuoraa saostumista, mikä edellyttää liukoisen ionin hapetusasteen muuttamista. Tietyt materiaalit edistävät myös haitta-aineiden suoraa saostumista, jolloin liukoisen ionin hapetusaste ei muutu. Reaktiivisissa saostusseinämässä materiaaleina on toistaiseksi käytetty kalkkikiveä (U.S. EPA 1999) ja luuhiilifosfaatteja (Naftz 2000).

Kalkkikiveä (CaCO_3) on käytetty perinteisesti happamien kaivosvesien käsittelyyn. Kalkkikiven ja muiden emäksisten yhdisteiden, kuten kalsiumhydroksidin, käyttö pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä perustuu materiaalin aikaansaamaan pH-arvon nousuun. Koska useat metallit liukenevat veteen vain happamissa olosuhteissa, edistää pohjaveden pH:n nousu liukoisten metalli-ionien saostumista erilaisina metallimineraaleina tai -oksideina. Ravinnepitoisten vesien käsittelyssä kalkkikiven käyttö johtaa liukoisten fosforiyhdisteiden saostumiseen kalsiumfosfaattina (Baker ym. 1998). Reaktiivisten seinämien sovelluksissa kalkkikiven avulla pohjavedestä on saostettu ainakin lyijyä, kadmiumia, arseenia, sinkkiä, kuparia ja fosfaattia (U.S. EPA 1999).

Emäksisen materiaalin kyky nostaa pohjaveden pH-arvoa on kuitenkin aina rajallinen, mikä edellyttää materiaalin säännöllistä vaihtamista pohjaveden pitkäaikaisessa käsittelyssä. Hapellisissa olosuhteissa emäksisten seinämämateriaalien käyttö ei tavallisesti ole järkevää, koska materiaalin pinnalle herkästi muodostuvat oksidi- ja hydroksidisaostumat heikentävät nopeasti seinämän vedenläpäisevyyttä (Scherer ym. 2000).

Luuhiilifosfaattia, joka on pieniä määriä hiiltä sisältävä apatiittimineraali, on käytetty reaktiivisessa seinämässä uraanipitoisen pohjaveden käsittelyyn (Naftz 2000). Mineraalin liuetessa hitaasti pohjaveteen liukoinen uraani (UO_2^{2+}) saostuu vedestä stabiileina fosfaattiyhdisteinä $[(\text{UO}_2)_3(\text{PO}_4)_2]$. Materiaalia voidaan hyödyntää myös muiden raskasmetallien, kuten lyijyn, saostamisessa (Scherer ym. 2000). Luuhiilifosfaatin teho ja käyttöikä uraanilla pilaantuneen pohjaveden puhdistamisessa on todettu lähes metallisen raudan veroiseksi.

Saostuneiden yhdisteiden mahdollinen liukeneminen takaisin pohjaveteen ympäristöolosuhteiden muuttuessa on otettava aina huomioon suunniteltaessa saostusseinämiä.

4.6 Useita eri prosesseja hyödyntävät seinämät

Pilaantuneissa pohjavesissä on usein monia, ominaisuuksiltaan vaihtelevia haitta-aineita, joiden poistaminen vesifaasista ei ole mahdollista vain yhtä puhdistusprosessia tai yhtä reaktiivista materiaalia käyttäen. Tällaisten pohjavesien puhdistuksessa joudutaan tavallisesti turvautumaan erilaisten menetelmien yhdistelmäkäyttöön.

Reaktiivisten seinämien sovelluksissa kyseinen ongelma voidaan ratkaista sijoittamalla maaperään pohjaveden virtaussuunnassa peräkkäisiä seinämiä, joista kukin toimii spesifinä puhdistusyksikkönä tietyille haitta-aineelle tai haitta-aineryhmälle. Eri puhdistusprosesseja voidaan yhdistää myös samassa seinämärakenteessa. Toistaiseksi seinämäsovelluksissa on yhdistelty ainakin haitta-aineiden kemiallista ja biologista hajotusta sekä adsorptiota ja biohajotusta.

Eräässä kloorieteeneillä ja polttoainehiilivedeillä pilaantuneessa kohteessa seinämän ensimmäinen läpäisevä osa on metallista rautaa, joka pelkistää suurimman osan kloorieteeneistä eteeniksi ja etaaniksi (Morkin ym. 2000). Kyseisessä

puhdistussysteemissä rautaseinämää seuraa vyöhyke, jossa pohjaveteen syötetään happea. Happi tehostaa polttoainehiilivetyjen sekä rautaseinämässä vain osittain pelkistyneiden klooriyhdisteiden biologista hajoamista.

Koska aktiivihiili on hyvä kasvualusta monille mikrobeille, voidaan sitä käyttää orgaanisten haitta-aineiden yhdistettyyn adsorptioon ja biohajotukseen. Menetelmää on sovellettu erityisesti pilaantuneen pohjaveden on-site -käsittelyssä, mutta siitä on kokemuksia myös pilot-mittakaavan in situ -käytössä (Tiehm ym. 2000). Koeluentoisessa reaktiivisessa seinämässä on tutkittu myös yhdistettyä kreoosottiöljyn adsorptiota ja biohajotusta turve- ja kompostimateriaaleilla (Rasmusen 2000).

Haitta-aineita saostavien emäksisten yhdisteiden käyttöikä voidaan joissain tapauksissa parantaa liittämällä niihin haitta-aineita adsorboivia tai epäsuoraa saostusta edistäviä pelkistäviä materiaaleja. Laboratoriossa tutkituissa materiaaleissa on käytetty kalkkikiven ja kalsiumhydroksidin lisäksi turvetta, ferrosulfaattia, rauta- ja kalsiumoksideja sekä fosfaattiyhdisteitä (Morrison ja Spangler 1992; U.S. EPA 1998). Käsiteltyjä haitta-aineita ovat olleet esimerkiksi U, As, Mo, Se, Cr ja PO_4 .

Peräkkäisten tai eri prosesseja yhdistelevien reaktiivisten seinämien käytöstä ei vielä ole laajaa kokemusta. Sovellusten uskotaan kuitenkin lähitulevaisuudessa lisääntyvän, kun reaktiivisten seinämien käyttö pohjaveden puhdistamisessa yleisyy. Ongelmia eri prosesseja yhdisteleville seinämäratkaisuille voi kuitenkin aiheutua pohjaveden geokemiallisten olosuhteiden nopeista muutostarpeista. Koska eri puhdistusprosessit edellyttävät usein hyvinkin erilaisia olosuhteita esimerkiksi pohjaveden redox-tilassa tai pH-arvossa, voi olosuhteiden optimointi erikseen kullekin prosessille osoittautua vaikeaksi.

5

Kohdetutkimukset

Kohdetutkimuksilla varmistetaan reaktiivisen seinämän soveltuvuus pilaantuneen pohjaveden käsittelymenetelmäksi ja hankitaan lähtötietoja seinämähankkeen toteutukselle. Yksityiskohtaisilla maastotutkimuksilla selvitetään yleensä pilaantuneen alueen geologia ja hydrologia, haitta-aineiden esiintyminen ja käyttäytyminen pohjavedessä, pohjaveden geokemia ja mikrobiologia sekä alueen rakennustekniset ominaisuudet (ks. taulukko 5.1). Tavallisesti maastotutkimustiedot esitetään havainnollisesti konseptuaalisen mallin avulla. Mallin jatkuva päivittäminen ja tarkentaminen alueella suoritettavia tutkimus- ja rakennustoimenpiteitä koskevilla tiedoilla auttaa sen hyödyntämistä myös seinämän käytön seurannassa ja ohjauksessa koko puhdistustyön ajan.

Taulukko 5.1. Reaktiivisen seinämän suunnitteluun keskeisesti liittyviä kohdekohtaisia parametreja (mukaillen Gavaskar ym. 2000)

Selvitettävä tekijä	Parametri	Huomioitavaa
Haitta-aineiden esiintyminen	Kohdeaineiden pitoisuudet; keskiarvot ja maksimit (esim. mg/l, µg/l)	Horizontaalinen ja vertikaalinen jakaantuminen; näytteenototekniikoiden oikea valinta ja pohjavesiputkien sijoitus
Hydrogeologia	Maakerrosjärjestys Kallioperän topografia ja ruheisuus Hydraulinen gradientti Vedenjohtavuus (K-arvojen jakauma) Partikkelikokojakauma Huokoisuus Pohjaveden virtausnopeudet ja -suunnat	Tutkimusten keskittäminen pilaantuneelle alueelle; tarkimmat tutkimukset siinä maaston osassa, johon seinämä aiotaan sijoittaa
Pohjaveden geokemia	Kenttäsuureet; redox, liukoinen happi, pH, sähkönjohtokyky Kationit; esim. Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Fe ^{2+/3+} , Mn ²⁺ Anionit; esim. SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ , HCO ₃ ⁻ (alkaliteetti) Muut; TOC ja DOC	Horizontaalinen ja vertikaalinen jakaantuminen; näytteenototekniikoiden oikea valinta ja pohjavesiputkien sijoitus
Rakennustekniset ominaisuudet	Tiiviit maakerrokset Suuret kivet/lohkareet Maan pinnalla ja alla olevat rakenteet	Vaikutus seinämän rakennettavuuteen ja sijoitukseen

5.1 Taustaselvitykset

Kohdetutkimukset aloitetaan yleensä perusteellisilla taustaselvityksillä. Niillä saadaan yleiskäsitys alueella harjoitetusta toiminnasta sekä käytetyistä haitta-aineista ja aineiden esiintymisestä alueen maaperässä ja pohjavedessä. Samalla selvite-

tään ne olosuhdetekijät, jotka mahdollisesti vaikuttavat haitta-aineiden käyttäytymiseen kyseisessä kohteessa. Hankittua tietoa käytetään pilaantuneen alueen rajaukseen sekä tarkempien tutkimusten suunnitteluun ja kohdentamiseen.

Taustaselvityksissä voidaan hyödyntää maastokäyntejä ja esimerkiksi seuraavia pilaantunutta aluetta koskevia tietolähteitä (Järvinen 1996):

- pohjatutkimukset, pohjarakennussuunnitelmat, kunnan, ympäristökeskuksen ja tiepiirin ympäristöselvitykset
- lupa- ja valvonta-asiakirjat kuten jätehuoltosuunnitelma, ympäristölupa, sijoituspaikkalupa, rakennuslupa
- työntekijöiden ja asukkaiden haastattelut koskien esim. kemikaalien käyttöä, käsittelyä ja varastointia sekä kemikaalijätteiden hävitystä
- peruskartta, maaperäkartat, kallioperäkartat, topografiset kartat, pohjavesialuekartat, paikalliset geotekniset kartat sekä sora- ja hiekkavarakartat
- ilmakuvat
- valtakunnalliset ja alueelliset maaperä- ja pohjavesitutkimukset.

5.2 Alustava soveltuvuusarvio

Reaktiivisen seinämän käyttö kaikissa pohjaveden pilaantumistapauksissa ei ole taloudellisesti järkevää tai edes teknisesti mahdollista. Menetelmän kohdekohtaiset rajoitukset on pyrittävä siksi määrittämään alustavasti jo ennen tarkempia maastotutkimuksia

5.2.1 Tekninen toteutus

Monissa pilaantumistapauksissa pohjavedessä esiintyy useita erityyppisiä ja ominaisuuksiltaan vaihtelevia haitta-aineita. Kyseisissä kohteissa reaktiivisen seinämän käyttö voi yleensä soveltua vain osaksi laajempaa puhdistusratkaisua. Joissakin kohteissa ongelma voidaan tosin pystyä ratkaisemaan useiden peräkkäisten seinämien käytöllä.

Pohjaveden pilaantumisen laajuus ja liuenneiden haitta-aineiden jakaantuminen pohjavedessä vaikuttavat olennaisesti reaktiivisen seinämän soveltuvuuteen. Mitä laajemmalle pilaantuminen on levinnyt, sitä vaikeampaa on tavallisesti suunnitella toteutuskelpoinen seinämärakenne, jonka läpi kaikki pohjaveden haitta-aineet saadaan kulkemaan luontaisen virtauksen mukana. Rakennustekniset tekijät voivat lisäksi estää esimerkiksi syvällä maaperässä kulkevan pilaantuneen pohjaveden käsittelyn. Toistaiseksi suurimmat seinämärakenteet ovat olleet yli 400 m leveitä (Birke ym. 2002) ja ulottuneet muutamien kymmenien metrien syvyyteen (Permeable reactive... 2001).

Seinämähankkeissa optimaalinen maaperä koostuu suhteellisen matalasta ja homogeenisesta, hyvin vettä läpäisevästä hiekka- tai sorakerroksesta, jossa on tasainen pohjaveden virtaus. Maaperän heterogeenisuus ja vettä johtavien kerrosten epäjatkuvuudet vaikeuttavat pääsääntöisesti pohjavesivirtausten hallitsemista ja reaktiivisen seinämän käyttöä.

Myös pohjaveden virtausnopeus voi vaikuttaa menetelmän soveltuvuuteen. Hyvin nopeassa virtauksessa haitta-aineiden ja reaktiivisen materiaalin välinen kontaktiaika voi jäädä liian lyhyeksi, jotta pohjaveden puhdistuminen tapahtuisi tehokkaasti. Liian hidaskulku tai liikkumaton virtaus voi toisaalta estää veden puhdistumisen kohtuullisessa ajassa. Toistaiseksi reaktiivisten seinämien sovelluskohteissa pohjaveden keskimääräinen virtausnopeus on ollut pienimmillään vain 0,1 mm/d ja suurimmillaan noin 1 m/d (Gavaskar ym. 2000).

Pilaantuneen pohjavesikerroksen tulisi rajoittua syvyysuunnassa riittävän paksuun tiiviiseen maakerrokseen tai ehjään kallioon, jotta haitta-aineet eivät pääse kulkeutumaan seinämärakenteen ali. Rakennusteknisten tekijöiden vuoksi kyseinen kerros ei saa sijaita liian syvällä. Reaktiivisia seinämiä on käytetty myös koh-teissa, joissa seinämää ei ole voitu ulottaa läpäisemättömään kerrokseen asti (U.S. EPA 1999). Tällaisissa tapauksissa menetelmän käyttö edellyttää haitta-aineiden kulkeutumisreittien yksityiskohtaista tuntemista.

Reaktiivinen seinämä tulee voida asentaa tarkoituksenmukaiseen kohtaan maastossa käytettävissä olevilla rakennustekniikoilla. Siksi kohteen soveltuvuus-arviossa tulee selvittää ne alueen geologiset ja rakennustekniset ominaispiirteet, joilla voi olla erityistä vaikutusta seinämän asennettavuuteen.

5.2.2 Kustannukset

Eri puhdistusmenetelmien pääoma-, käyttö- ja ylläpitokustannukset arvioidaan karkeasti jo ennen varsinaisen suunnittelun aloittamista. Alustava kustannusarvio voi ohjata sekä puhdistuksen maksajan että ympäristöviranomaisten päätöksenteoa. Reaktiivisen seinämän käyttöön perustuvassa puhdistushankkeessa suurimmat kustannukset aiheutuvat tavallisesti materiaalihankinnoista ja seinämän asennuksesta.

Kohteen materiaalikustannusten muodostumisessa keskeisiä tekijöitä ovat pohjavedessä esiintyvät haitta-aineet, joiden perusteella käytettävä reaktiivinen materiaali valitaan, sekä käsiteltävän pohjavesivyöhykkeen leveys, syvyys ja kulkeutumisenopeus, jotka määrittävät rakenteessa tarvittavat materiaalmäärät. Lisäksi pohjaveden geokemia vaikuttaa reaktiivisen materiaalin käyttöikään. Tavan-omaista perusteellisempien materiaalitestien tarve voi aiheuttaa huomattavia lisäkustannuksia niissä hankkeissa, joissa tiettyä reaktiivista materiaalia käytetään ensimmäistä kertaa. Yksityiskohtaisia soveltuvuustarkasteluja pitää edellyttää myös, kun ennestään tunnettua materiaalia käytetään uusissa olosuhteissa. Mate-riaalikustannusten arvioinnissa tulee lisäksi ottaa huomioon aluekohtaiset toimi-tuskustannukset.

Seinämän asennuskustannukset määräytyvät pääsääntöisesti käytettävän asennusmenetelmän ja rakennustyövaiheen keston perusteella. Asennusmenetelmän valintaan vaikuttavat muun muassa haitta-aineiden jakaantuminen pohjave-ässä sekä kohteen rakennustekniset ominaispiirteet. Mitä suurempi tarvittava seinämärakenne on ja mitä syvempään tai rakennusteknisesti vaikeampaan koh-teeseen se asennetaan, sitä enemmän työvaihe tavallisesti maksaa. Erilaisten in-jektointitekniikoiden kehityksen uskotaan lähitulevaisuudessa laskevan reaktii-visten seinämien rakennuskustannuksia myös teknisesti ongelmallisissa kohteis-sa. Asennuskustannuksiin vaikuttavat lisäksi patentoitujen menetelmien käyttö-lisenssimaksut. (Gavaskar ym. 2000.)

5.3 Tarkemmat maastotutkimukset

5.3.1 Hydrogeologia

Haitta-aineiden kulkeutumisen arviointi pohjavesikerroksessa perustuu pohjave-den virtausolosuhteiden yksityiskohtaiseen tarkasteluun ja edellyttää kyllästyy-neen vyöhykkeen maaperän ja sitä syvyysuunnassa rajoittavan kalliooperän tai tiiviin maakerroksen tutkimista. Kalliotopografia ja maakerrosten ominaisuudet, myös pohjaveden pinnan yläpuolisissa osissa, vaikuttavat lisäksi seinämäraken-teen sijoitukseen ja asennettavuuteen.

Vedenjohtavuudeltaan erilaisten maaperän rakenneosien sijainti, paksuus ja jatkuvuus sekä pohjaveden ja mahdollisen orsiveden pinnankorkeudet selvitetään lika-aineiden kulkeutumisreittien rajaamiseksi. Vettä parhaiten johtavien pohjavedenpinnan alapuolisten maakerrosten ominaisuuksista määritetään tarkemmin ainakin vedenläpäisevyys (K-arvo) ja huokoisuus, jotka vaikuttavat pohjaveden virtausnopeuteen. Maaperän K-arvojakauma on määritettävä erityisen tarkasti siinä pohjavesimuodostuman osassa, johon seinämärakenne aiotaan sijoittaa. Pilaantunutta pohjavesivyöhykettä syvyysuunnassa pidättävän kallion tai tiiviin maakerroksen tutkimuksissa pitää selvittää lisäksi kyseisen pinnan topografia ja etäisyys maanpinnasta sekä mahdollisten rakojen, halkeamien ja ruhjevyöhykkeiden esiintyminen.

Maa- ja kallioperän rakenteen tutkimukset pilaantuneilla alueilla aloitetaan tyypillisesti geofysiikalla. Suomessa yleisesti käytettyjä geofysikaalisia menetelmiä ovat aeromagneettiset ja aerosähköiset mittaukset, painovoimamittaukset, sähköinen vastustusluotaus, seisminen refraktioluotaus, sähkömagneettinen maatutkaluotaus sekä IP-mittaus (Mattsson 2001).

Kairauksilla ja maanäytteenotolla selvitetään tarkemmin maaperän geoteknisiä ominaisuuksia ja kerrosrakennetta ja varmistetaan paikallisesti geofysiikalla saavutetut tulokset. Paino- ja puristinkairaus ovat usein käytettyjä menetelmiä, jotka soveltuvat helposti läpäistävien maakerrosten tutkimiseen. Pohjavedenpinnan alapuolisten maakerrosten tutkimiseen käytetään usein porakonekairausta, jonka yhteydessä voidaan asentaa myös pohjavesiseurantaan tarvittavat pohjavesiputket. Tietyillä instrumentoiduilla kalustoilla maaperän ominaisuuksia voidaan määrittää myös kairauksen aikana tallentuviin tietoihin perustuen. (Kaatopaikkojen lopettamisopas 2001.)

Yksittäisistä maaperäominaisuuksista vedenläpäisevyysarvo voidaan määrittää sekä laboratoriossa että maastossa. Laboratoriomäärityksissä käytettyjen maanäytteiden ominaisuudet eivät kuitenkaan tavallisesti vastaa täysin maaperän luontaisia ominaisuuksia. Kenttämittauksissa pohjavedenpinnan yläpuolella vedenläpäisevyyttä voidaan arvioida infiltrometrillä ja lysimetrillä. Suoraan kylälästyneessä kerroksessa vedenläpäisevyys voidaan määrittää pohjavesiputkista koepumppauksilla tai putkialenematesteillä.

Pohjaveden virtausolosuhteita voidaan tarkastella joko teoreettisesti Darcyn lakiin ja pohjaveden pinnankorkeustietoihin perustuen tai esimerkiksi merkkiainekokeilla maastossa. Virtaussuuntien jatkuvuuksien ja -nopeuksien määrittämiseen ja virtausolosuhteissa pitkällä aikavälillä tapahtuvien muutosten arviointiin voidaan käyttää myös pohjavesimalleja. Erityisesti Pohjois-Amerikassa reaktiivisten seinämien sovelluskohteissa virtausolosuhteiden tarkasteluun on käytetty lisäksi erilaisia on-line -mittalaitteita. (Gavaskar ym. 2000.)

5.3.2 Haitta-aineiden esiintyminen ja käyttäytyminen maaperässä

Haitta-aineiden käyttäytymistä maaperässä säätelevät samanaikaisesti useat erilaiset fysikaaliset, kemialliset ja biologiset luonnonilmiöt kuten (mukailten Komulainen ja Karvonen 1996):

- haihtuminen ja kulkeutuminen huokoskaasussa
- liukeneminen maa- ja pohjaveteen
- kulkeutuminen maa- ja pohjavedessä; advektio, dispersio ja diffuusio
- kulkeutuminen erillisenä kemikaalinestefaasina
- pidäytyminen maa-ainekseen (sorptio/desorptio); adsorptio, ioninvaihto ja kompleksinmuodostus
- muuntuminen biokemiallisesti (esim. hapetus-pelkistys, hydrolyysi, saostuminen, biotransformaatio)

Eri prosessien merkittävyys määräytyy tapauskohtaisesti. Siihen vaikuttavat ennen kaikkea maaperän hydrogeologiset ja geokemialliset olosuhteet sekä aineiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet, kuten vesiliukoisuus, höyrynpaine, Henryn lain vakio, tiheys, viskositeetti, molekyyli rakenne, vesi-oktanoli –jakaantumiskerroin ja biohajoavuus.

Reaktiivisen seinämän suunnittelussa ja käytössä on tunnettava erityisesti ne tekijät, jotka säätelevät haitta-aineiden kulkeutumista ja muuntumista pohjavesikerroksessa. Seinämän sijoituksen kannalta on olennaista tietää, mihin suuntiin ja kuinka laajalle alueelle pohjaveden pilaantuminen voi levitä. Seinämän mitoitukseen vaikuttavat puolestaan haitta-aineiden etenemisnopeus ja muun muassa orgaanisten kemikaalien mahdolliset hajoamisväliaineet.

Päästölähteet

Haitallisten aineiden päästölähteinä maaperässä voivat toimia sekä pohjavedenpinnan ylä- että alapuolella olevat, maa-ainekseen sitoutuneet lika-ainekertymät tai erilliset kemikaalifaasit. Erityisesti vettä raskaampien, niukkaliukoisten orgaanisten kemikaalien, kuten kloorieteenien tai kreosoottijyn, muodostamia neste-faaseja (DNAPL, dense non-aqueous-phase-liquids) on usein hyvin vaikea paikantaa tarkasti ja niiden poistaminen tai käsittely maaperässä on ongelmallista (DNAPL Source... 2002).

Seinämhankkeen kohdetutkimuksissa on pyrittävä selvittämään pääpiirteissään päästölähteiden sijainti maaperässä, haitta-aineiden esiintymisen olomuoto ja kokonaismäärät sekä ne prosessit, jotka vaikuttavat aineiden kulkeutumiseen päästölähteistä pohjaveteen. Lisäksi on otettava huomioon päästölähteiden mahdolliseen tutkimiseen tai kunnostamiseen liittyvien toimenpiteiden vaikutukset pohjaveden haitta-ainepitoisuuksiin ja virtausolosuhteisiin.

Päästölähteiden tutkimisessa käytetään tavallisesti kairauksia, maa-, huokoskaasu- ja pohjavesinäytteenottoa, pumppaustestejä, geofysikaalisia tutkimusmenetelmiä sekä erilaisia kenttämittalaitteita (Huling ja Weaver 1991; Kram ym. 2001).

Pitoisuustarkastelut

Seinämhankkeen toteutuksessa pohjaveden pitoisuustarkastelut aloitetaan selvittämällä pilaantuneen alueen laajuus. Tämän jälkeen määritetään haitta-aineiden pitoisuudet pilaantuneen vyöhykkeen eri syvyys- ja pitoisuustasoilla tarkkuudella, joka seinämän suunnittelun kannalta todetaan tarpeelliseksi. Kun seinämän sijoituskohta maastossa on valittu, keskitetään tarkemmat tutkimukset sen läheisyyteen. (Gavaskar 1999.)

Tavallisesti pohjaveden keskimääräisiä pitoisuuksia käytetään arvioitaessa käsiteltävän haitta-ainevirran suuruutta ja haitta-aineiden maksimipitoisuuksien perusteella mitoitetaan seinämän reaktiivisen osan tai osien paksuus. Pitoisuuksien suuret paikalliset vaihtelut ovat tavallisia erityisesti heterogeenisessä maaperässä.

Koska reaktiivisia seinämiä käytetään pääsääntöisesti pitkäaikaista käsitteilyä vaativissa tapauksissa, on kohdetutkimuksilla pyrittävä arvioimaan myös pilaantuneen pohjavesivyöhykkeen geometriassa tai haitta-ainepitoisuuksissa tapahtuvia ajallisia muutoksia.

Pohjavesinäytteenotto ja analysointi

Suomessa pohjavesinäytteenotosta ei ole annettu yhtenäisiä ja virallisia ohjeita, ja suurin osa siihen liittyvästä kirjallisuudesta käsittelee näytteenottoa vedenhankintatutkimusten näkökulmasta. Vedenhankintatutkimuksissa käytetyt näytteenoton yleiset periaatteet ja menetelmät eivät kuitenkaan ole sellaisenaan sovellettavissa pilaantuneiden alueiden tutkimuksissa. Lisäksi reaktiivisten seinämien ja

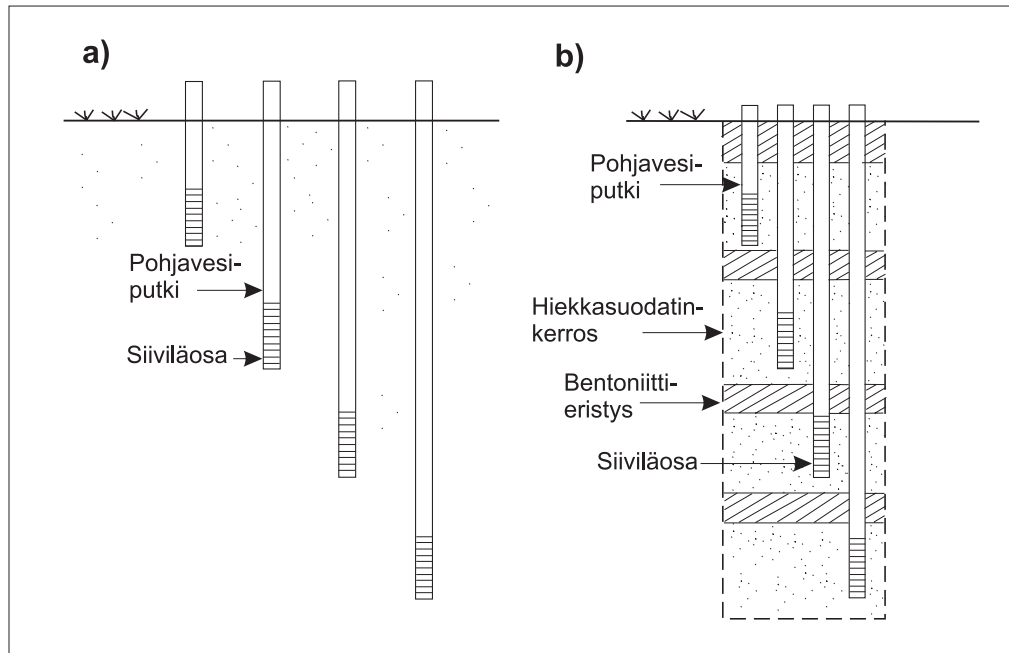
myös muiden in situ –tekniikoiden onnistunut käyttö edellyttää lähes poikkeuksetta yksityiskohtaisempaa pohjavesiolosuhteiden tarkastelua kuin tavanomaiset pumppausmenetelmät.

Esimerkiksi pohjaveden maksimipitoisuuksia määritettäessä vesinäytteitä pitää tavallisesti ottaa usealta eri syvyytasolta. Pilaantuneen vyöhykkeen yksityiskohtainen syvyysprofilointi edellyttää melko lyhyiden (< 1 m) siiviläosien käyttöä pohjavesiputkissa. Tällöin pohjavesiputket voidaan sijoittaa maaperään joko erillisiin kairausreikiin (kuva 5.1 a) tai samaan, sisähalkaisijaltaan suureen (esim. 250 mm) kairausreikään asennettuna systeeminä (kuva 5.1 b). Ulkomaisissa tutkimuksissa on käytetty myös samaan kairausreikään asennettua putkiryhmää, jossa keskusputken ympärille on liitetty monia kapeita, lyhyillä siiviläosilla varustettuja putkia. Monet uudet monitasosysteemit perustuvat puolestaan samassa pohjavesiputkessa eri syvyytasolla olevien näytteenottoporttien käyttöön. Maaperäkairausten yhteydessä pohjavesinäytteitä voidaan lisäksi ottaa nopeasti usealta syvyytasolta, jos kalustoon on mahdollista liittää erillinen näytteenottokärki (drive-point profiler). (Barcelona ym. 1985; Pitkin ym. 1999; Solinst groundwater... 2002; U.S. EPA 1998.)

Näytteenottoon ja pohjavesiputken huuhteluun tai tyhjennykseen käytettävien välineiden valintaan vaikuttavat pohjavesiputken rakenne ja antoisuus, näytteenottosyvyys ja tutkittavat haitta-aineet. Näytteenotto pumppaamalla on kuitenkin yleensä suositeltavaa (Ikäheimo 2002). Noutimien käyttö on tavallisesti suositeltavaa vain silloin, kun näytteenottoa on käytettävissä oleville pumppuille liian syvällä, putken antoisuus on erittäin heikko tai vesinäytteen saantia tietyltä syvyytasolta ei muutoin voida varmistaa (Yeskis ja Zavala 2002). Pohjavesiputkiin pysyvästi tai riittävästi ennen näytteenottoa asennettujen, putkikohtaisten pumppujen käyttö puolestaan minimoi huuhteluun tarvittavan vesimäärän ja parantaa näytteenoton edustavuutta (Puls ja Barcelona 1996).

Kun pilaantuneen alueen maaperä- ja virtausolosuhteet eivät ole tasalaatuiset ja pohjavesiputken antoisuus on heikko, on syytä käyttää näytteenottomenetelmiä, jotka minimoivat putken kohdistuvan kuormituksen (engl. low-flow/minimal drawdown sampling). Käytännössä tämä edellyttää riittävän alhaista pumppaustehoa (< 0,5 l/min) sekä pohjavesiputken huuhtelun että näytteenoton yhteydessä (Puls ja Barcelona 1996). Antoisuudeltaan hyvin heikoissa muodostumissa pohjavesiputki voidaan käydä lisäksi huuhtomassa puhtaalla vedellä esimerkiksi viikkoa ennen näytteenottoa (Ikäheimo 2002). Passiivisten näytteenottotekniikoiden käytössä huuhtelupumppausta ei puolestaan tarvita lainkaan. (Vroblesky 2001.)

Kohteen käyttöhistorian ja haitta-aineiden mahdollisten muuntumistuotteiden tarkka selvittäminen on tärkeää, jotta pohjavesinäytteistä osataan tehdä oikeat analyysit. Pääsääntöisesti näytteet analysoidaan laboratoriossa, kentällä tarvittaessa toteutettujen esikäsittelyvaiheiden jälkeen. Kenttämittalaitteiden käyttö voi lisäksi olla hyvin kustannustehokasta esimerkiksi pilaantuneen alueen rajauksessa, vaikka kyseisillä laitteilla saadaan yleensä ainoastaan suuntaa-antavia tuloksia.



Kuva 5.1. a) erillisiin kairausreikiin asennetut pohjavesi-putket, b) samaan kairausreikään asennettu monitasoratkaisu.

5.3.3 Pohjaveden geokemia ja mikrobiologia

Pohjaveden geokemiallisen tilan määrittäminen on oleellista arvioitaessa reaktiivisen seinämän suorituskykyä, koska useimmat seinämässä tapahtuvista, pohjaveden puhdistumiseen johtavista reaktioista edellyttävät tietyn tyyppisiä pohjavesiolosuhteita: haitta-aineiden kemiallinen hajotus saattaa onnistua vain pelkistävissä olosuhteissa; biohajoamiseen voidaan tarvita huomattava liukoisen hapen pitoisuus; liukoisen metallin saostuminen voi edellyttää korkeaa pH-arvoa ja niin edelleen. Toisaalta pohjaveden geokemia vaikuttaa seinämän käyttöikänsä säätelemällä esimerkiksi seinämän vedenläpäisevyyttä heikentävien mineraalisaostumien muodostumista. Pohjaveden geokemian vaikutusten arviointi edellyttää reaktiivisen materiaalin ominaisuuksien ja puhdistusprosessien riittävän hyvää tuntemista.

Tavallisesti seinämähankkeen kohdetutkimuksissa selvitetään ainakin pohjaveden redox-potentiaali, pH, liukoinen happi, sähkönjohtokyky ja lämpötila sekä pääasialliset epäorgaaniset ionit (mm. Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Fe}^{2+/3+}$, Mn^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , $\text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$, HCO_3^-) ja muut pohjavedessä merkittävinä määrinä esiintyvät aineet. Näistä redox-potentiaali ja pH säätelevät lähes kaikkia reaktiivisessa seinämässä tapahtuvia prosesseja ja lämpötilalla on keskeinen vaikutus erityisesti kemiallisiin ja biologisiin reaktioihin. Pohjaveden ionikonsentraatio vaikuttaa puolestaan reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyyttä ja reaktiivisuutta heikentävien mineraalisaostumien muodostumiseen: mitä enemmän materiaalin kanssa mahdollisesti reagoivia ioneja pohjavedessä on, sitä todennäköisemmin syntyvät saostumat vaikuttavat seinämän suorituskykyyn. Tyypillisesti saostuvia mineraaleja ovat rauta- ja kalsiumkarbonaatit, mutta myös muut karbonaatit, oksidit, hydroksidit tai sulfidit voivat saostua. Epäorgaanisten ionien tai orgaanisen aineksen, kuten humuksen, adsorptio reaktiivisen materiaalin pinnalle voi myös heikentää seinä-

män suorituskykyä. Erityisesti metallirautaseinämässä myös pohjaveden korkea happipitoisuus voi aiheuttaa seinämän vedenläpäisevyyden huomattavaa heikentymistä ja esimerkiksi silikaatit saattavat muodostaa raudan pinnalle pohjaveden puhdistumista heikentävän kalvon. (Kraft ym. 2000; Liang ym. 2000; Mackenzie ym. 1999.)

Vaikeasti hajoavien orgaanisten yhdisteiden biohajotukseen perustuvissa sovelluksissa on usein selvitettävä akviferin paikallisten mikrobipopulaatioiden hajotuskykyä. Lisäksi on otettava huomioon, että monet biologiset prosessit, kuten sulfaatin ja raudan mikrobiologinen pelkistyminen, voivat heikentää seinämän reaktiivisuutta ja vedenläpäisevyyttä seinämään kasvavan biomassan takia. (Scherer ym. 2000.)

Pohjaveden pH, redox-potentiaali, liukoinen happi ja lämpötila määritetään tyypillisesti suoraan pohjavesiputkesta. Sähkönjohtokyky ja sameus voidaan määrittää analysoimalla putkesta otettu vesinäyte välittömästi maanpinnalla. Osa laboratorioon lähetettävistä epäorgaanisista määrityksistä edellyttää puolestaan näytteiden suodatusta ja esikäsittelyä näytteenoton jälkeen (ks. taulukko 9.1).

5.3.4 Rakennustekniset ominaispiirteet

Reaktiivisen seinämän asennukseen käytetään tavallisesti suuria työkoneita. Siksi kohdetutkimuksissa pitää selvittää maanpinnan topografia ja sellaiset alueella olevat pysyvät rakenteet, jotka voivat estää seinämän asennuksen halutussa maaston kohdassa. Maanpinnan alapuolella seinämän asennusta voivat vaikeuttaa esimerkiksi lujittuneet maakerrokset, suuret kivilohkareet, sähkö- ja kaapelilinjat sekä putkijohdot.

Tarvittavia rakennusteknisiä tietoja voidaan hankkia maastokäynneillä ja maaperätutkimuksilla sekä tutustumalla alueella aiemmin tehtyihin selvityksiin. Rakennusteknisten tekijöiden kartoitus tulee aloittaa jo kohteen alustavassa soveltuvuusarvioinnissa, mutta niiden merkitys korostuu vasta lopullista rakennusmenetelmää valittaessa.

6

Materiaalitestit

Reaktiivisen seinämän suunnittelussa materiaalitestien keskeinen päämäärä on reaktionopeuksien tai muiden puhdistusprosessia kuvaavien parametrien määrittäminen puhdistettavaa pohjavesiesiintymää vastaavissa olosuhteissa. Testeillä voidaan selvittää myös muita seinämäateriaaleilta edellytettäviä ominaisuuksia ja vertailla vaihtoehtoisten materiaalien käyttökelpoisuutta.

6.1 Panoskokeet

Panoskokeet soveltuvat tavallisesti hyvin vaihtoehtoisten materiaalien ominaisuuksien vertailuun ja käyttökelpoisimpien materiaalien valintaan. Kokeissa voidaan määrittää esimerkiksi puhdistusprosessien nopeuksia ja reaktiokinetiikkaa sekä materiaalin tai siinä mahdollisesti esiintyvien epäpuhtauksien liukenemistä. Panoskokeet suoritetaan yleensä tiiviisti suljettavissa lasipulloissa. Tutkittavat materiaaliominaisuudet selvitetään analysoimalla pulloista otettuja vesi-, kaasu- ja materiaalinäytteitä. (U.S. EPA 1998.)

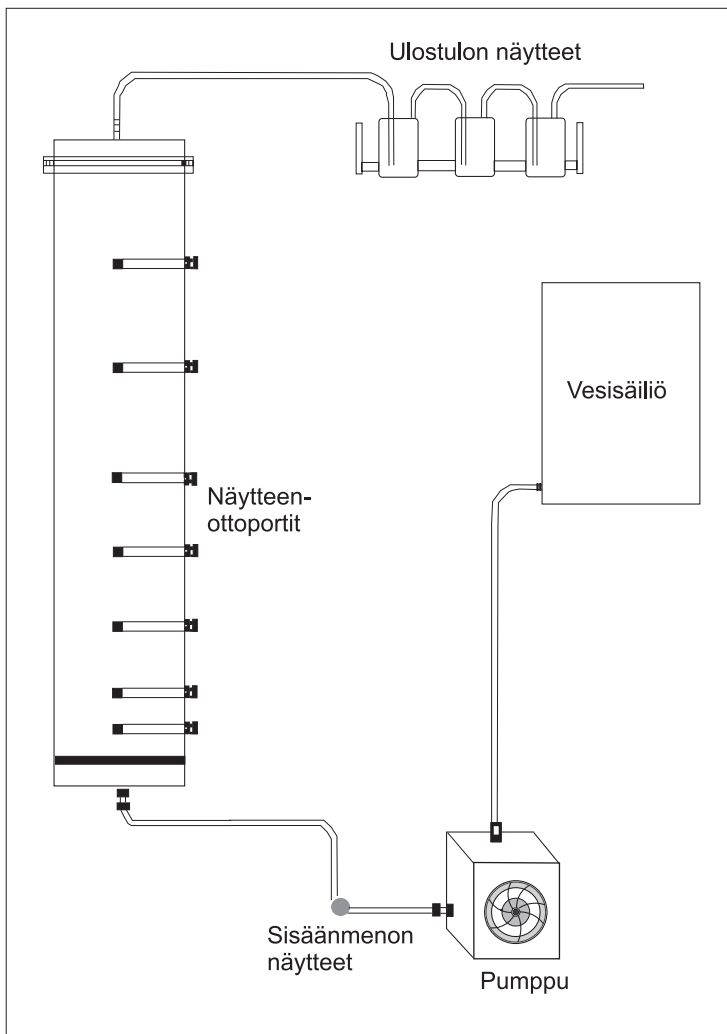
Vaihtoehtoisten materiaalien valinnassa panoskokeet ovat huomattavasti kolonnikokeita käyttökelpoisempia, koska panoskoejärjestelyjen ja niissä mahdollisesti tarvittavien muutosten toteutus on nopeaa, edullista ja suhteellisen yksinkertaista. Panoskokeista saatavia tuloksia ei tulisi kuitenkaan koskaan käyttää ainoana lähtötietoina reaktiivisen seinämän suunnittelussa, koska niissä ei voida riittävällä tarkkuudella arvioida materiaalien soveltuvuutta kenttäolosuhteisiin (U.S. EPA 1998).

6.2 Kolonnikokeet

Kolonnikokeilla voidaan simuloida panoskokeita paremmin dynaamisia virtausolosuhteita ja siten arvioida materiaalin suorituskykyä puhdistettavassa kohteessa. Kolonnikokeiden tuloksia voidaan hyödyntää suoraan reaktiivisen seinämän mitoituksessa ja arvioitaessa materiaalin käyttöikää tutkittavan pohjaveden puhdistamisessa.

Reaktiivisten seinämien suunnittelussa on tyypillisesti käytetty lasista, ruostumattomasta teräksestä tai muusta mahdollisimman inertistä materiaalista valmistettuja kolonneja, joihin on asennettu useita vesinäytteenottoon tarkoitettuja portteja eri etäisyyksille kolonnin pituusaksella. Kokeissa kolonnit täytetään mahdollisimman tasaisesti tutkittavalla materiaalilla ja niiden läpi johdetaan joko pilaantuneen kohteen pohjavettä tai keinotekoista pohjavettä, jossa haluttu haitta-ainepitoisuus ja muut pohjaveden ainekomponentit on lisätty esimerkiksi ionivaihdettuun veteen. Kun kokeiden tuloksia aiotaan soveltaa reaktiivisen seinämän mitoituksessa, on suositeltavaa käyttää kunnostettavan kohteen pohjavettä, koska pohjaveden kemiallinen koostumus vaikuttaa merkittävästi puhdistusprosessiin. (U.S. EPA 1998.)

Yleensä tasainen ja helposti hallittava virtaus saadaan aikaan pumppaamalla vesi alhaalta ylöspäin pystyyn asetettujen kolonnien läpi. Syöttövesisäiliöinä voidaan käyttää esimerkiksi tiiviitä, kokoonpainuvia teflonpusseja (kuva 6.1). Näytteenottoporteista vesinäytteet imetään kaasui- ja vesitiiviillä ruiskuilla niin hitaasti, että toimenpide ei vaikuta virtausolosuhteisiin kolonnissa. Näytteitä otetaan myös kolonnin sisäänmeno- ja ulostulovedestä. Varsinainen näytteenotto aloitetaan vasta, kun haitta-ainepitoisuudet kolonnissa ovat saavuttaneet stationaaritilan eli pitoisuus tietyssä näytteenottopisteessä pysyy suunnilleen vakiona. Haitta-ainepitoisuuksien lisäksi kolonnin läpi virtaavasta vedestä seurataan yleensä geokemiallisten muuttujien arvoissa tapahtuvia muutoksia.



Kuva 6.1. Periaatekuva tyypillisestä kolonnikoejärjestelystä (U.S. EPA 1998).

6.2.1 Reaktiivisuuden määrittäminen

Haitta-aineiden kolonnissa kulkemat matkat voidaan muuttaa viipymäajoiksi, kun tutkittavan materiaalin huokoisuus ja kolonnin läpi virtaavan veden nopeus ovat tiedossa. Näin saadaan riippuvuus pitoisuuden ja viipymäajan välille. Tutkittavan haitta-aineen ja materiaalin välisen reaktion nopeusvakio lasketaan puolestaan kineettisten mallien avulla vertaamalla pitoisuutta ja viipymää. Pohjaveden puhdistumiseen johtavan reaktion nopeus on keskeinen reaktiivisen materiaalin valintakriteeri ja seinämän mitoituspäarametri. (U.S. EPA 1998.)

Kun reaktiivista materiaalia aiotaan käyttää haitta-aineiden hajotukseen tai muuntamiseen, lasketaan puhdistusprosessille määritetyn reaktionopeusvakion avulla tutkitun haitta-aineen puoliintumisaika. Mitä pienempi aineen puoliintumisaika on, sitä tehokkaammin testattu materiaali kykenee poistamaan sen pohjavedestä. Monet reaktiot, kuten kloorattujen hiilivetyjen hajoaminen ja kromin pelkistyminen metallirautaseinämässä, noudattavat haitta-aineen pitoisuuden suhteen ensimmäisen kertaluokan kinetiikkaa, jonka matemaattiset laskuperusteet on esitetty esimerkissä 6.1. (U.S. EPA 1998.)

Esimerkki 6.1. Hajoamisnopeuden määrittäminen ensimmäisen kertaluokan kineettisellä mallilla (U.S. EPA 1998).

$$C_t = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (6-1)$$

jossa

C_t = haitta-aineen pitoisuus hetkellä t (esim. kolonnista otetussa vesinäytteessä),

C_0 = haitta-aineen lähtöpitoisuus (esim. kolonnikokeen syöttövedessä),

k = ensimmäisen kertaluokan reaktionopeusvakio ja

t = aika.

Muuntamalla kyseisen kaava muotoon:

$$\ln(C_t/C_0) = -k \cdot t \quad (6-2)$$

saadaan yksittäisen haitta-ainekomponentin puoliintumisaikaksi:

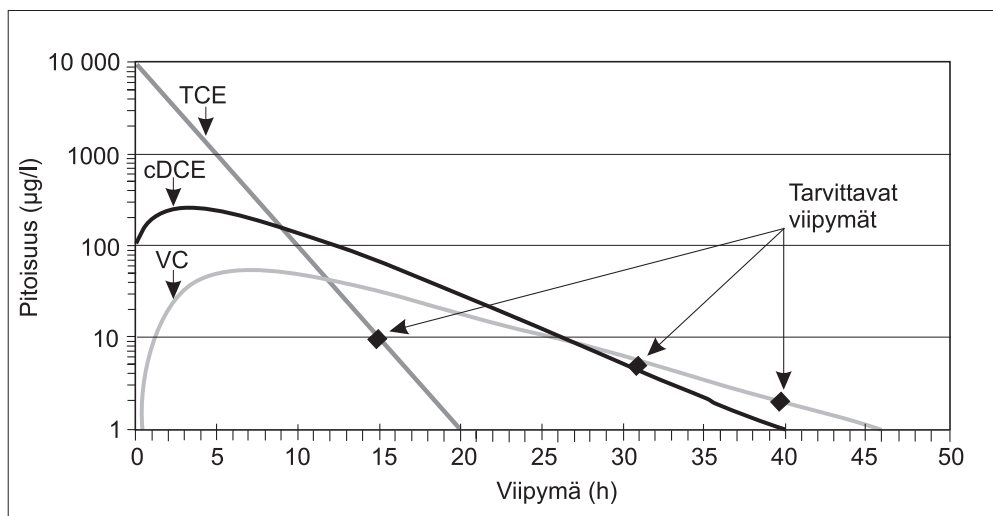
$$t_{1/2} = 0,693/k \quad (6-3)$$

Kolonnikoejärjestely pitäisi rakentaa siten, että kokeella voidaan määrittää haitta-aineiden hajoamisessa tai muuntumisessa mahdollisesti syntyvien välituotteiden maksimipitoisuudet sekä niiden hajoamis- tai muuntumisnopeudet, koska monet välituotteet voivat olla lähtöaineitaan haitallisempia ja hitaammin hajoavia. Haitta-aineiden hajotukseen perustuva reaktiivinen seinämä mitoitetaan tavallisesti sen pohjavedessä olevan haitta-aineen mukaan, jonka suurin oletettu pitoisuus pohjavedessä saavuttaa hitaimmin sille asetetun puhdistuksen tavoitetaso kulkiessaan seinämän läpi.

Kuvassa 6.2 on esitetty esimerkki TCE:n ja sen raudan aikaansaamassa kemiallisessa hajoamisessa välituotteina muodostuvien 1,2 DCE:n ja VC:n ensimmäisen kertaluokan hajoamisreaktioista. Kuvan esimerkissä haitta-aineiden tavoitepitoisuuksiksi on asetettu $10 \mu\text{g/l}$ (TCE), $5 \mu\text{g/l}$ (1,2 DCE) ja $2 \mu\text{g/l}$ (VC). Kyseistä esimerkkiä vastaavassa tilanteessa reaktiivinen seinämä mitoitettaisiin vinyylidikloridin hajoamisnopeuden perusteella.

Reaktiivisten sorptioseinämien suunnittelussa kolonnikokeita voidaan käyttää materiaalin pidätyskyvyn arvioimiseen kenttäolosuhteita vastaavissa virtausolosuhteissa. Pidätyskykyä tietylle materiaalille läpi kulkeutuvalla haitta-aineella kuvataan pidätyskerroin (R_d) avulla, joka ilmaisee pohjaveden nopeuden veden mukana kulkeutuvan haitta-aineen etenemisnopeuteen verrattuna. Siten pidätyskerroin osoittaa, kuinka monta huokostilavuutta materiaalin läpi voi virrata vettä ennen kuin haitta-aine kulkeutuu sen läpi. Sorptiomateriaalitesteissä haitta-aineiden pitoisuudet analysoidaan kolonniin johdettavasta ja sen läpi tulevasta vedestä. Pidätyskerroin voidaan määrittää, kun asetetut tavoitepitoisuudet ylittyvät ulostulovedessä. Jos haitta-aineiden pidättyminen reaktiiviseen materiaaliin on tehokasta ja virtausnopeus on alhainen, mikä on tavallista kenttäolosuhteissa, läpivirtaukseen kuluva aika voi olla hyvin pitkä. Tällöin materiaalin pidätyskyky

on usein suhteellisen lähellä tasapainotilassa olevaa sorptiota, ja pidätyskerroin voidaan määrittää kaavan 6-4 avulla. Saatu tulos voidaan varmistaa määrittämällä kolonnista otetuista materiaalinäytteistä, kuinka pitkälle haitta-aine on kokeen aikana materiaalissa edennyt. (Schad ja Grathwohl 1998.)



Kuva 6.2. Esimerkki TCE:n ja sen kemiallisessa hajoamisessa syntyvien välituotteiden pitoisuuksista ja viipymäajoista kolonnikokeessa, jossa reaktiivisena materiaalina käytetään rautaa (mukailien Solutions for... 2002).

Kaavassa 6-4 jakautumiskerroin K_d osoittaa materiaaliin pidättyneen haitta-ainepitoisuuden verrattuna kyseisen aineen pohjavedessä olevaan pitoisuuteen tasapainotilassa. Pitoisuusosuudet voidaan määrittää esimerkiksi panoskokeissa, ja tulokset esitetään tyypillisesti graafisena adsorptioisoterminä. Isotermikäyrältä voidaan lukea pidättyneen haitta-aineen määrä materiaalin yksikköpainoa kohti eli materiaalin pidätyskapasiteetti tietyssä haitta-ainepitoisuudessa ja lämpötilassa. Adsorptioisotermien muoto noudattaa yleensä jotain kolmesta tyypillisestä käyrästä, jotka ovat lineaarinen, Freundlichin ja Langmuirin isotermi (Boulding 1995). Eri isotermien mukaan K_d -arvot voidaan yksinkertaisessa muodossa määrittää kaavojen 6-5, 6-6 ja 6-7 avulla (Carey ym. 2002).

Haitta-aineiden pidättymistä maaperässä kuvataan usein lineaarisen isotermin avulla, mutta epälineaariset mallit soveltuvat paremmin suurille pitoisuuksille tai tehokkaille prosesseille, kuten hydrofobisten orgaanisten aineiden sorptiolle aktiivihilleen (Schad ja Grathwohl 1998).

Monien pohjavesissä tyypillisesti esiintyvien haitta-aineiden K_d -arvoja löytyy usein käytetyille materiaaleille kirjallisuudesta, mutta reaktiivisen seinämän suunnittelussa arvot tulisi määrittää myös tapauskohtaisesti laboratoriokokeissa. Kolonnikokeiden käyttö sorptiomateriaalitesteissä on suositeltavaa, koska niiden avulla voidaan selvittää sekä materiaalin pidätyskapasiteettia että sorptioprosessin kinetiikkaa. Isotermeihin perustuvat määritykset eivät esimerkiksi ota huomioon dispersion ja diffuusion vaikutusta haitta-aineiden kulkeutumiseen virtaavassa systeemissä. Lisäksi isotermin olettaamaan tasapainotilan sorptioon kuluva aika on tavallisesti tasolla $10^2 \dots 10^3$ h haitta-aineen ja materiaalin välisen kontaktin alkamisesta, ja ennen tasapainon muodostumista prosessin K_d -arvo saattaa olla selvästi pienempi. Pohjaveden riittävän suuri viipymä sorptioseinämissä on aina varmistettava erikseen, jos seinämän suunnittelussa käytetään adsorptioisotermillä määritettyjä pidätyskerroimia. (Schad ja Grathwohl 1998.)

Esimerkki 6.2. Pidätyskerroimen määrittäminen tasapainotilan sorptioprosessille (Carey ym. 2002).

$$R_d = 1 + K_d \cdot r/n \quad (6-4)$$

jossa

K_d = jakautumiskerroin,

r = materiaalin tilavuuspaino ja

n = materiaalin huokoisuus.

$$K_d = C_s/C \quad \text{Lineaarinen isotermi} \quad (6-5)$$

$$K_d = C_s/C^{1/N} \quad \text{Langmuirin isotermi} \quad (6-6)$$

$$K_d = C_s/C(b-C_s) \quad \text{Freundlichin isotermi} \quad (6-7)$$

joissa

C = pitoisuus pohjavedessä,

C_s = materiaaliin pidättyneen pitoisuus,

N = ainekohtainen kerroin ($1/N$ arvot tyypillisesti tasolla 0,7...1,1) ja

b = suurin pitoisuus, joka materiaaliin voi pidättyä.

6.2.2 Pitkäaikaistoimivuuden arviointi

Kolonnikokeissa seurataan haitta-ainepitoisuuksien lisäksi yleensä geokemiallisten muuttujien arvoissa tapahtuvia vaihteluita, minkä perusteella arvioidaan tutkitun materiaalin pitkäaikaistoimivuutta kenttäolosuhteissa. Pohjaveden pääasiallisten epäorgaanisten ionien (esim. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) ja muiden veteen liuenneiden yhdisteiden, kuten humuksen, pitoisuudet analysoidaan tyypillisesti vain kolonniin menevästä ja sieltä ulos tulevasta vedestä. Jos pitoisuudet laskevat merkittävästi veden virratessa kolonnin läpi, on aineiden adsorptio tai saostuminen vesifaasista todennäköistä.

Kolonniin johdettavan veden pH-arvoa ja redox-potentiaalia seurataan tyypillisesti kolonnin koko pituusleikkauksessa. Siten voidaan usein suoraan päätellä, toimiiko reaktiivinen materiaali halutulla tavalla. Esimerkiksi metallista rautaa käytettäessä pohjaveden redox-potentiaalin lasku ja pH:n nousu tiettyyn stationaaritilaan tapahtuu kokeen alkaessa melko nopeasti. Muutokset parametrien arvoissa kokeen edetessä voivat osoittaa puhdistusprosessin heikkenemisestä reaktiivisuuden laskun tai kanavoitumisen seurauksena. (U.S. EPA 1998.)

Seinäämämateriaalin käyttöä arvioiminen lyhytaikaisten laboratorikokeiden perusteella on ainoastaan suuntaa-antavaa, koska kenttäolosuhteissa materiaalin tulisi toimia vuosia tai jopa vuosikymmeniä. Käyttämällä kolonnikokeissa suurta virtausnopeutta reaktiivisen materiaalin läpi voidaan suhteellisen lyhyessä ajassa johtaa pohjavesimäärä, joka vastaa useiden vuosien toimintajaksoa todellisissa maasto-olosuhteissa. Nopeutettujen kolonnikokeiden tuloksia on kuitenkin syytä tulkita varoen, koska virtausnopeus voi vaikuttaa merkittävästi moniin reaktioihin reaktiivisen materiaalin ja pohjaveteen liuenneiden aineiden välillä. (Gavaskar ym. 2000.)

6.3 Muut laboratoriokokeet

Materiaalitesteillä selvitetään reaktiivisen materiaalin puhdistustehon ja sen säilymisen lisäksi myös muita seinämän suorituskyvyn kannalta keskeisiä materiaaliominaisuuksia. Näistä tärkeimmät liittyvät reaktiivisen materiaalin hydraulisiin ominaisuuksiin, mutta myös muut rakenteessa käytettävien materiaalien fysikaaliset, mikrobiologiset ja ympäristökelpoisuutta selvittävät tutkimukset voivat tuottaa hyödyllistä tietoa.

Reaktiivisen materiaalin K-arvon perusteella voidaan arvioida pohjaveden virtausnopeutta ja viipymää seinämän reaktiivisessa osassa olettaen, että virtausnopeus todellisissa kenttäolosuhteissa tiedetään. K-arvo on määritettävä mahdollisimman tarkasti, koska viipymä on seinämän keskeisin mitoitusparametri. Laboratoriokokeissa K-arvo voidaan määrittää myös seinämärakenteen heikosti läpäiseville ohjauseinille (ks. kohta 7.2). K-arvon määrittämiseen Suomessa käytetään tavallisesti joustava- tai kiinteäseinäisiä sellejä, joista edellinen soveltuu heikosti vettä läpäiseville ja jälkimmäinen hyvin vettä läpäiseville materiaaleille.

Virtausnopeuden ja reaktiivisen materiaalin huokoisuuden perusteella voidaan arvioida seinämärakenteen läpi kulkevaa pohjavesivirtaa. Tehokas huokoisuus voidaan määrittää mittaamalla vedellä kyllästetystä materiaalista painovoiman vaikutuksesta poistuvan veden tilavuuden suhde kokonaistilavuuteen.

Lähes kaikki reaktiivisten materiaalien ja haitta-aineiden väliset reaktiot tapahtuvat materiaalin pinnalla, minkä vuoksi materiaalin ominaispinta-alan tulisi olla mahdollisimman suuri. Vertailemalla vaihtoehtoisten materiaalien ominaispinta-aloja voidaan saada nopeasti käsitys niiden reaktiivisuudesta. Materiaalin ominaispinta-ala voidaan määrittää laboratoriossa esimerkiksi typen adsorptio menetelmällä.

Reaktiivisen materiaalin ympäristökelpoisuus määritellään käytännössä materiaaliin kuuluvien tai siinä epäpuhtauksina olevien aineiden liukenemisen ja sen seurauksena mahdollisesti tapahtuvan pohjaveden likaantumisen perusteella. Eri aineiden liukenemistä voidaan tutkia panos- tai kolonnikokeissa.

Mikrobiologiset laboratoriotutkimukset ovat tarpeellisia erityisesti biologiseen toimintaan perustuvien seinämien suunnittelussa. Orgaanisten materiaalien ja elektroniakseptorien vaikutuksia haitta-aineiden hajoamiseen tai muuntumiseen, mikrobiaktiivisuuksiin, mikrobipopulaatioiden muutoksiin ja muihin biologisiin prosesseihin voidaan tutkia sekä panos- että kolonnikokeissa. Kolonnikokeissa voidaan arvioida myös, miten biomassan kasvu vaikuttaa reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyyteen tai reaktiivisuuteen.

7

Reaktiivisen seinämän suunnittelu

Kohdetutkimuksilla ja materiaalitesteillä hankittujen lähtötietojen perusteella suoritetaan reaktiivisen seinämän varsinainen suunnittelu. Suunnittelun tavoitteena on kehittää pilaantuneen kohteen erityispiirteet huomioon ottava, toteutuskelppoinen seinämäratkaisu, jonka käyttö varmistaa pohjaveden puhdistumiselle asetetut tavoitteet mahdollisimman kustannustehokkaasti. Seinämän käyttöiän maksimointi on lisäksi keskeinen osa suunnittelutyötä.

7.1 Seinämän sijoitus

Yleisenä periaatteena reaktiivisen seinämän sijoituksessa on estää pilaantumisen leviäminen ja ihmisten tai ympäristön altistuminen haitallisille aineille. Seinämälle on siten löydettävä paikka päästölähteen ja suojeltavan kohteen välisestä pohjavesialueen osasta. Tyypillisesti seinämä pyritään sijoittamaan mahdollisimman lähelle pilaantuneen pohjavesivyöhykkeen alavirran puoleista reunaa ja kohtisuoraan pohjavesivirtausta vasten. Näin voidaan parhaiten varmistaa kaikkien pohjaveden liuenneiden haitta-aineiden kulkeutuminen seinämän läpi. (Gavaskar 1999.)

Reaktiivisen seinämän sijoituksen kannalta ongelmallisia ovat kohteet, joissa pohjaveden pilaantuminen on levinnyt laajalle alueelle tai haitta-aineet kulkeutuvat erillisinä vyöhykkeinä useisiin eri suuntiin. Kyseisissä tapauksissa seinämä kannattaa usein sijoittaa pohjavesimuodostuman siihen osaan, jossa pilaantuminen on voimakkainta. Seinämän alavirran puolelle jäävästä tai sen ohittavasta pilaantuneen pohjavesivyöhykkeen osasta aiheutuva riski ja sen hallinta on kuitenkin arvioitava erikseen. (Gavaskar 1999.)

Reaktiivisen seinämän sijoitukseen vaikuttavat myös kohteen hydrogeologiset, rakennustekniset ja hallinnolliset tekijät sekä kustannukset. Yleensä seinämä pyritään sijoittamaan sellaiseen kohtaan maastossa, johon sen rakentaminen on mahdollisimman edullista ja teknisesti yksinkertaista.

Vedenjohtavuudeltaan erilaisten maakerrosten esiintyminen ja jatkuvuus sekä kallioperän ominaisuudet ohjaavat seinämän sijoitusta. Hyvin vettä johtavat hieka- ja sorakerrokset ovat haitta-aineiden todennäköisiä kulkeutumisreittejä, joille seinämä on usein järkevä sijoittaa. Seinämärakenteen ulottaminen syvyyssuunnassa tiiviiseen maakerrokseen tai kallioon on puolestaan tärkeää, jotta haitta-aineet eivät pysty kulkeutumaan seinämän ali. Koska seinämän asennus on sitä helpompaa, mitä lähempänä maanpintaa tiivis kerros sijaitsee, on kerroksen syvyystaso oleellinen seinämän sijoitukseen vaikuttava tekijä. (Gavaskar 1999.)

Reaktiivisen seinämän asennusta rajoittavia ja siten sen sijoitusta ohjaavia tekijöitä kohteessa voivat olla myös rakennukset, putkilinjat, kaapelit ja muut kohteessa olevat rakenteet sekä tiiviit maakerrokset ja kivilohkareet.

Hallinnolliset tekijät voivat vaikuttaa seinämärakenteen sijoitukseen tilanteissa, jossa pohjaveden pilaantuminen on levinnyt usean maanomistajan alueelle. Koska pilaaja tai vaihtoehtoisesti päästölähteen käsittävän alueen haltija vastaa tarvittavista pohjaveden käsittelytoimenpiteistä, voidaan seinämä joutua sijoittamaan tämän tontille, vaikka olosuhteet rakenteen sijoituksen kannalta olisivat otollisemmat muiden maanomistajien alueilla. (Gavaskar 1999.)

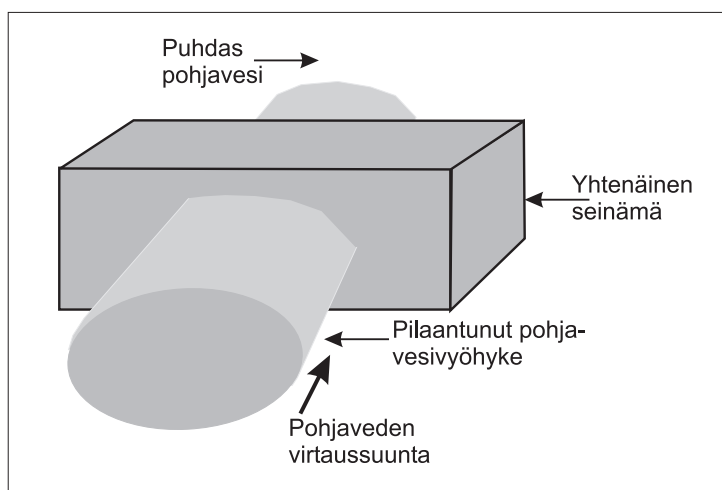
Joskus seinämän sijoituksessa kannattaa hyödyntää myös pohjaveden luontaista puhdistumista, jos seinämä sen vuoksi voidaan asentaa taloudellisesti tai rakennusteknisesti tarkoituksenmukaisempaan paikkaan maastossa (Puls ym. 2001).

7.2 Seinämän rakenne

Reaktiivisissa seinämissä on tähän mennessä käytetty pääsääntöisesti kahta erilaista seinämärakennetta tai -tyyppiä. Yhtenäisessä seinämässä (engl. continuous wall) reaktiivista materiaalia on koko rakenteen laajuudessa (kuva 7.1). Kanavoitu seinämä (engl. funnel ja gate) on puolestaan rakenne, joka koostuu läpäisemättömistä ohjauseinistä sekä yhdestä tai useammasta reaktiivista materiaalia sisältävästä portista (kuva 7.2). Seinämän tyyppi valitaan aina tapauskohtaisesti, pilaantuneen kohteen rakenteelle asettamien vaatimusten perusteella.

7.2.1 Yhtenäinen seinämä

Yhtenäinen seinämä koostuu joko kokonaan reaktiivisesta materiaalista tai reaktiivisen ja jonkun hyvin vettä läpäisevän materiaalin sekoitteesta. Rakenteessa tarvittavat materiaalmäärät ovat kuitenkin yleensä melko suuret, koska seinämän poikkileikkauspinta-alan tulisi tavallisesti olla vähintään yhtä suuri kuin käsiteltävässä pohjavesivyöhykkeessä. Tämän vuoksi yhtenäinen seinämä soveltuu hyvin kohteeseen, jossa pilaantunut pohjavesivyöhyke on suhteellisen kapea ja matala. Jos reaktiivisen materiaalin hankintahinta on hyvin edullinen, käsiteltävän vyöhykkeen koko ei välttämättä rajoita yhtenäisen seinämän käyttöä. (U.S. EPA 1998.)



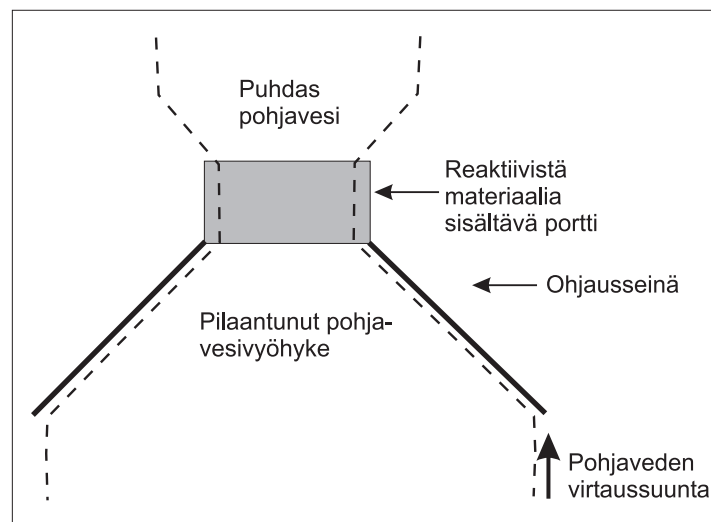
Kuva 7.1. Yhtenäinen reaktiivinen seinämä.

Yhtenäisen seinämän käyttö on perusteltua kohteissa, joissa virtausolosuhteet ovat suhteellisen tasaiset ja pilaantunut pohjavesivyöhyke tunnetaan hyvin. Tällöin on yksinkertaista optimoida käytettävät materiaalmäärät, seinämän mitat ja seurantaverkon sijoitus. Oikein suunnitellun ja asennetun yhtenäisen seinämän vaikutukset pohjaveden luontaisiin virtausolosuhteisiin ovat myös vähäiset. Yhtenäisen seinämän onnistunut ja kustannustehokas toteutus on huomattavasti vaikeampaa, kun epävarmuus virtausolosuhteista ja haitta-aineiden käyttäytymises-

tä lisääntyy. Seinämän asennus voi lisäksi olla ongelmallista kohteissa, joissa pilaantunut pohjavesivyöhyke sijaitsee yli 10 metrin syvyydessä maanpinnasta (ks. kohta 8.2).

7.2.2 Kanavoitu seinämä

Kanavoidussa seinämässä käsiteltävä pohjavesi ohjataan kulkemaan reaktiivista materiaalia sisältävän portin tai porttien läpi erillisten ohjauseinien avulla. Ohjauseinät valmistetaan läpäisemättömästä tai heikosti läpäisevästä materiaalista, kuten bentoniitista tai teräksestä. Koska kanavoidussa seinämässä tarvittava reaktiivisen materiaalin määrä on yleensä pienempi kuin yhtenäisessä seinämässä ja ohjauseinien asennus on tavallisesti yksinkertaisempaa ja edullisempaa kuin reaktiivisen materiaalin asennus, soveltuu kanavoitu seinämä yhtenäistä seinämää paremmin kohteisiin, joissa pohjaveden pilaantuminen on levinnyt laajalle alueelle. (U.S. EPA 1998.)



Kuva 7.2. Kanavoitu reaktiivinen seinämä.

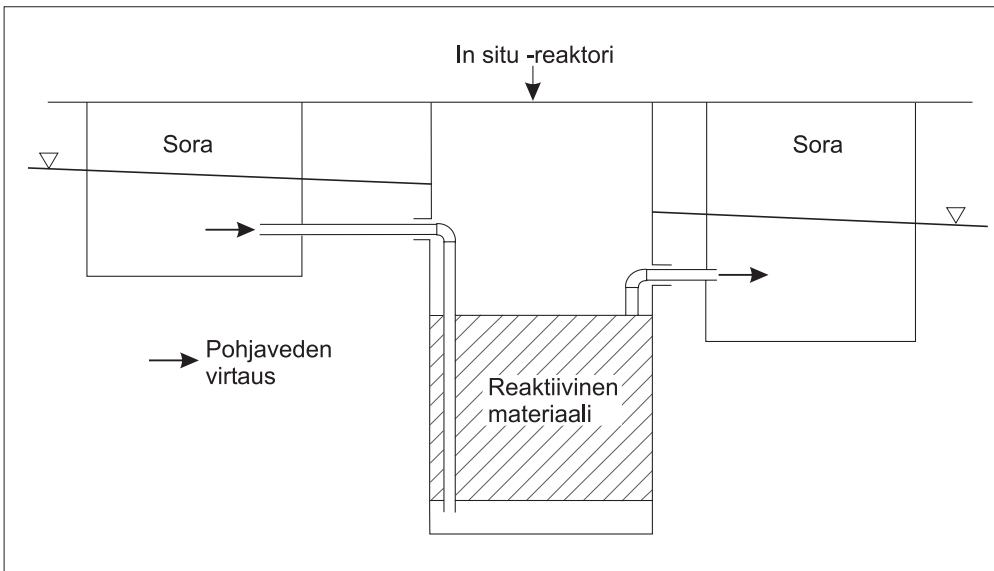
Kanavoidun seinämän käyttö on suositeltavaa kohteissa, joissa pohjaveden virtausolosuhteet ovat vaihtelevat ja haitta-aineiden kulkeutumista on vaikea arvioida. Ohjaamalla pilaantunut pohjavesi reaktiivisiin portteihin, joissa puhdistusprosessit tapahtuvat suhteellisen pienellä alueella, muuttuvien olosuhteiden hallinta ja seuranta on helpompaa kuin yhtenäisessä seinämässä. Porttien tarkoituksellinen ylimitoitus (ks. kohta 7.3) on lisäksi edullisempaa kuin yhtenäistä seinämää käytettäessä, mikä mahdollistaa epävarmuustekijöiden paremman huomiointamisen seinämän suunnittelussa. (Gavaskar 1999.)

Kanavoitu seinämä voidaan suunnitella yhtenäistä seinämää helpommin rakenteeltaan sellaiseksi, että reaktiivisen materiaalin vaihto ja poisto on suhteellisen yksinkertaista. Tämä on olennaista erityisesti silloin, kun materiaalin vaihtotiheys arvioidaan suureksi. Tällöin seinämän porttiosa voidaan suunnitella eräänlaiseksi in situ -reaktoriksi, jossa kiinteäseinäinen sylinteri täytetään reaktiivisella materiaalilla (kuva 7.3). Tiettyjen materiaalien, kuten aktiivihiilen, asennusta seinämärakenteeseen on esitetty myös helposti vaihdettavina kasetteina (Suthersan 1997).

Läpäisemättömien ohjauseinien käyttö muuttaa pohjaveden luontaisia virtausolosuhteita. Kanavoidun seinämän suunnittelussa on siten suositeltavaa käyttää hydrologista mallinnusta (ks. kohta 7.5.1), jotta rakenteen vaikutukset pohja-

veden virtaukseen akviferissa ja reaktiivisessa materiaalissa voidaan arvioida riittävän tarkasti.

Viime vuosina Pohjois-Amerikassa suunnitellut reaktiiviset seinämät ovat olleet tyypillisesti yhtenäisiä seinämiä ja Euroopassa kanavoituja seinämiä. Yhtenäisten seinämien suosio Pohjois-Amerikassa on perustunut erityisesti paikallisten metallirautavalmisteiden edullisiin hankintakustannuksiin. Euroopassa puolestaan virtausolosuhteiden vaihtelut ja arviot reaktiivisten materiaalien suorituskyvyn heikentymisestä pitkäaikaisessa käytössä ovat olleet syinä kanavoitujen seinämäratkaisujen käyttöön. (Puls ym. 2001.)



Kuva 7.3. Reaktorimallinen kanavoitu seinämä (mukaillen U.S. EPA 1998).

7.3 Seinämän mitoitus

Reaktiivisen seinämän mitoituksen yleisenä tavoitteena on varmistaa pilaantuneen pohjavesivyöhykkeen kulkeutuminen kokonaisuudessaan seinämän läpi siten, että haitta-aineiden pitoisuudet laskevat läpivirtauksen aikana hyväksyttävälle tasolle. Lisäksi mitoituksessa pyritään ottamaan huomioon seinämän pitkäaikaiseen toimivuuteen vaikuttavat tekijät ja varmistamaan materiaalien kustannustehokas käyttö. Seinämärakenteen ulottuvuudet ja rakenteessa tarvittavat materiaalimäärät optimoidaan tapauskohtaisesti.

7.3.1 Rakenteen ulottuvuudet

Reaktiivisen seinämän paksuus mitoitetaan siten, että kaikkien pohjavedestä poistettavaksi aiottujen ja käsittelyprosessin seurauksena mahdollisesti syntyvien haitallisten aineiden viipymä seinämässä on riittävän suuri. Mitoitus edellyttää puhdistusprosessien tehokkuuden ja haitta-aineiden kulkeutumisnopeuden määrittämistä seinämässä ja perustuu materiaalitestillä ja kohdetutkimuksilla hankittuihin lähtötietoihin.

Esimerkissä 7.1 on esitetty yksinkertaistettu laskentamenetelmä reaktiivisen seinämän paksuuden määrittämiseen tilanteessa, jossa materiaalin ja haitta-aineiden väliset reaktiot noudattavat haitta-ainepitoisuuden suhteen ensimmäisen kertaluokan reaktiokinetiikkaa. Menetelmää voidaan käyttää esimerkiksi haitta-aineita hajottavien tai muuntavien seinämätyyppien mitoituksessa. Kaavassa 7-1 haitta-aineiden kulkeutumisen oletetaan perustuvan ainoastaan advektioon eli kaava ei ota huomioon sorption, dispersion, diffuusion ja muiden haitta-aineiden kulkeutumista ohjaavien fysikaalis-kemiallisten prosessien vaikutuksia. (Carey ym. 2002.)

Esimerkki 7.1. Reaktiivisen seinämän paksuuden määrittäminen, kun puhdistumiseen johtavat reaktiot noudattavat ensimmäisen kertaluokan kinetiikkaa (Carey ym. 2002).

$$b = v \cdot t_v \cdot KV \quad (7-1)$$

jossa

b = seinämän reaktiivisen osan paksuus,

v = pohjaveden virtausnopeus reaktiivisessa materiaalissa = $K \cdot I / n_e$,

K = reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyyskerroin,

I = hydraulinen gradientti (seinämän yli),

n_e = reaktiivisen materiaalin tehokas huokoisuus,

t_v = viipymä, joka lasketaan ensimmäisen kertaluokan reaktiolle kaavalla:

$$t_v = \left[\frac{-\ln(C_t / C_0)}{k} \right] \quad (7-2)$$

C_0 = seinämään tuleva haitta-ainepitoisuus,

C_t = puhdistuksen tavoitepitoisuus,

k = reaktionopeusvakio (määritetty kolonnikokeissa) ja

KV = korjaus-/varmuuskerroin, joka huomioi suunnittelun epävarmuustekijät (esim. pohjavesivirtaus, reaktiokinetiikka, lämpötila).

Reaktiivisen sorptioseinämän suunnittelussa seinämän paksuus valitaan sen mukaan, kuinka tehokkaasti reaktiivinen materiaali kykenee pidättämään pohjavedestä poistettavia haitta-aineita. Pidätyskyky ja valittu seinämän paksuus vaikuttavat puolestaan materiaalin käyttöikäen. Seinämän pisin mahdollinen käyttöikä (t_{\max}) voidaan arvioida valitun seinämäpaksuuden (b), materiaalin mitoittavan pidätyskerroimen (R) ja pohjaveden virtausnopeuden (v) perusteella (Birke ja Rohl 2002):

$$t_{\max} = b \cdot R / v \quad (7-3)$$

Kaavoissa 7-1 ja 7-3 pohjaveden virtausnopeudella tarkoitetaan nopeutta reaktiivisessa seinämässä, ei akviferissa. Virtausnopeuteen seinämässä vaikuttavat sekä pohjavesimuodostuman maa-aineksen että reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyys ja pohjavedenpinnantasojen vaihtelut. Kanavoidussa seinämässä virtausnopeuteen vaikuttavat lisäksi ohjauseinien ja reaktiivisen portin tai porttien leveydet.

Reaktiivisen seinämän leveyteen vaikuttaa sekä akviferin että seinämän vedenläpäisevyys: mitä suurempi seinämän K -arvo on suhteessa akviferin K -arvoon, sitä kapeampi seinämä voi olla. Yhtenäinen seinämä mitoitetään yleensä vähintään yhtä leveäksi kuin käsiteltävä pohjavesivyöhyke, jolloin seinämän vedenläpäisevyys voi olla vain hieman akviferin vedenläpäisevyyttä suurempi. Kanavoidussa seinämässä reaktiivista materiaalia sisältävä portti on yleensä selvästi käsi-

teltävää pohjavesivyöhykettä kapeampi, minkä vuoksi K-arvon portissa tulee olla huomattavasti suurempi kuin akviferissa. Siten myös pohjaveden virtausnopeus kanavoidun seinämän portissa on suuri, mikä puolestaan vaikuttaa tarvittavaan seinämäpaksuuteen.

Seinämärakenteen syvyys määräytyy tavallisesti tiiviin maakerrokseen tai kallion syvyystason perusteella, johon rakenne tulee ulottaa. Kanavoidussa seinämässä reaktiivisen materiaalin ei tarvitse ulottua kyseiseen kerrokseen, jos alivirtaus estetään ohjauseinillä. Seinämärakenteen yläosan tulee puolestaan olla niin korkealla, että haitta-aineet eivät voi kulkeutua seinämän yli edes pohjavedenpinnan noustessa.

7.3.2 Korjaus- ja varmuuskertoimet

Kohdetutkimuksilla ja materiaalitesteillä hankitut suunnittelun lähtötiedot sisältävät aina epävarmuustekijöitä. Seinämärakenteen mitoituksessa ne otetaan huomioon käyttämällä korjaus- ja varmuuskertoimia. Liian suurten kertoimien käyttöä on kuitenkin syytä välttää, jotta materiaalikustannukset eivät nouse liian suuriksi.

Materiaalitestien laboratorio-olosuhteet eivät koskaan täysin vastaa puhdistettavan kohteen ympäristöolosuhteita. Esimerkiksi koejärjestelyissä käytetty lämpötila on usein selvästi suurempi kuin kylmin mahdollinen lämpötila kentällä. Koska pohjaveden puhdistumiseen johtavat reaktiot ovat pääsääntöisesti hitaampia kylmissä olosuhteissa, pitää koe- ja kenttälämpötilan välinen ero ottaa huomioon seinämän mitoituksessa sopivalla korjauskertoimella. Haitta-aineiden kemialliseen muuntamiseen perustuvissa seinämäsovelluksissa +8...+10 °C:n kenttälämpötilassa reaktionopeudet ovat tyypillisesti olleet noin kaksi kertaa hitaammat kuin +20...+25 °C:ssa laboratorioissa (Gavaskar 1999). Vähintään yhtä suuri korrelaatio lämpötilan laskun ja reaktionopeuden välillä on todettu öljyhiilivetyjen mikrobiologisessa hajoamisessa (Atlas 1981). Reaktiivisen sorptiomateriaalin pidätyskapasiteetti puolestaan tavallisesti nousee lämpötilan laskiessa, mutta sorptiokinetiikka vastaavasti hidastuu eli pidättymisteho virtaavassa systeemissä laskee (Schad ja Grathwohl 1998).

Lämpötilan vaikutusta reaktionopeuksiin voidaan arvioida teoreettisesti käyttämällä ns. Arrheniuksen yhtälöä, joka soveltuu erityisesti abioottisille reaktioille (ks. esimerkki 7.2) (Carey ym. 2002).

Esimerkki 7.2. Lämpötilan korjaus käyttäen Arrheniuksen yhtälöä (Carey ym. 2002).

Arrheniuksen yhtälö liittää kemiallisen reaktion nopeuden lämpötilaan seuraavasti:
 $k \mu e^{-E/RT}$ (7-4)

jossa

k = reaktionopeusvakio,

E = aktivaatioenergia,

R = yleinen kaasuvakio ja

T = absoluuttinen lämpötila.

Ottamalla mukaan ns. verrannollisuuskerroin A, voidaan yhtälö esittää muodossa:

$$\ln(k) = \ln(A) - \frac{E}{RT} \quad (7-5)$$

Kun $\ln(K)$ esitetään $1/T$:n funktiona, saadaan kuvaajaksi suora, jonka kulmakerroin on $-E/R$.

Lämpötilan lisäksi laboratoriokokeiden tuloksia voidaan joutua korjaamaan reaktiivisen materiaalin huokoisuuden osalta, koska kolonnikokeissa materiaali pakkautuu usein tiiviimmin kuin asennetussa seinämässä kentällä (Blowes ym. 1999). Tämän vuoksi materiaalin ominaispinta-ala ja reaktiivisuus seinämässä voi olla pienempi kuin suoritettussa kolonnikokeessa.

Kohdetutkimuksiin liittyvät epävarmuustekijät otetaan huomioon seinämän mitoituksessa varmuuskertoimilla, koska käsiteltävässä pohjavesivyöhykkeessä mahdollisesti tapahtuvia muutoksia on vaikea arvioida etukäteen jopa kymmeniä vuosia kestävästä puhdistustyön ajalle. Esimerkiksi seinämään kulkeutuvan haitta-ainepitoisuuden kasvu oletettua suuremmaksi voi johtaa aineen läpivirtaukseen seinämässä, ja muutokset pohjaveden geokemiassa saattavat heikentää reaktiivisen materiaalin puhdistuskykyä arvioitua nopeammin. Pohjaveden virtausnopeuden arviointi maaperässä ja erityisesti reaktiivisessa materiaalissa on puolestaan usein vaikeaa pohjavedenpinnan ja väliaineiden vedenjohtavuuksien vaihteluiden vuoksi. Siten seinämän mitoituksessa käytetty virtausnopeus voi olla pienempi kuin todellinen virtausnopeus kentällä, jolloin haitta-aineiden viipymä seinämässä on liian pieni.

Taulukossa 7.1 on esitetty reaktiivisen seinämän mitoitukseseen käytetyn viipymän määrittäminen toteutuneessa seinämähankkeessa. Laboratoriokokeissa määritettyjen hajoamisnopeuksien perusteella laskettu suurin tarvittava viipymä on korjattu lämpötilan ja reaktiivisen materiaalin huokoisuuden muutosten korjauskertoimilla sekä kohdetutkimusten epävarmuusvarmuustekijöiden varmuuskertoimella (Gavaskar 1999).

Taulukko 7.1. Reaktiivisen metallirautaseinämän (Dover Air Force Base, USA) mitoitusviipymän määrittäminen. Taulukossa C_{max} on haitta-aineen suurin oletettu pitoisuus pohjavedessä, $C_{taavoite}$ on puhdistuksen tavoitepitoisuus ja $t_{1/2}$ puoliintumisaika (Gavaskar 1999).

Haitta-aine	C_{max} ($\mu\text{g/l}$)	$C_{taavoite}$ ($\mu\text{g/l}$)	$t_{1/2}$ (h)	Tarvittava $t_{1/2}$ -määrä	Viipymä (h)	Lämpötilan korjauskerroin	Huokoisuuden korjauskerroin	Varmuuskerroin	Mitoitusviipymä
PCE	10 000	5	0.5	12	6				
TCE	1000	5	0.5	8	4				
DCE	1000	70	1.5	4	6				
VC	500	2	1.5	8	12	2	1.5	2	72

- Hajoamisnopeuksien perusteella laskettu suurin tarvittava viipymä seinämässä: 12 h

- Seinämän mitoituksessa käytetty korjattu mitoitusviipymä: $(12 \cdot 2 \cdot 1.5 \cdot 2) \text{ h} = 72 \text{ h}$

- Lämpötilan korjauskertoimen määrittäminen: oletettu lämpötila kentällä $+10 \text{ }^\circ\text{C}$, käytetty lämpötila laboratoriossa $+20 \text{ }^\circ\text{C}$

7.4 Seinämän suorituskyvyn säilyminen

Reaktiivisen seinämän pitkäaikaistoimivuuden arviointi ja käyttöiän maksimointi ovat olennainen osa seinämärakenteen suunnittelua, koska pohjaveden passiivinen puhdistaminen kestää pääsääntöisesti kauan ja reaktiivisen materiaalin vaihtotarve lisää huomattavasti käsittelyn kustannuksia. Siksi suunnittelussa pitää selvittää ne kohteen olosuhdetekijät, jotka saattavat heikentää seinämän suorituskykyä. Selvitysten perusteella seinämän rakenne voidaan kehittää sellaiseksi, että mahdolliset haitalliset vaikutukset voidaan estää tai minimoida ennen seinämän asennusta.

7.4.1 Suorituskyvyn säilymiseen vaikuttavat tekijät

Reaktiivisen seinämän hydraulinen suorituskyky ja puhdistusprosessien tehokkuus voivat heikentyä seinämän käytön aikana esimerkiksi seuraavien osatekijöiden seurauksena (Carey ym. 2002; Liang ym. 1999; Mackenzie ym. 1999; Vogan ym. 1999):

- Reaktiivisen materiaalin kuluminen voi heikentää vähitellen materiaalin toimintakykyä. Kuluminen voi olla mekaanista, pohjaveden virtauksesta aiheutuvaa kulumista tai erilaisissa materiaalin ja pohjaveden ainekomponenttien välisissä reaktioissa tapahtuvaa kemiallista kulumista.
- Biomassan kasvu ja epäorgaanisten mineraalien saostuminen voivat muodostaa reaktiivisen materiaalin pinnalle kerroksen, joka estää materiaalin ja haitta-aineiden välisen kontaktin ja vähentää puhdistusprosessin tehoa. Sama vaikutus voi olla pohjavedessä esiintyvillä, materiaaliin sitoutuvilla aineilla, kuten humuksella. Saostumien muodostuminen määräytyy pohjaveden geokemiallisen tilan mukaan ja on yleensä liukoisen hapen, redox-tilan, alkaliteetin ja ionikonsentraation vaikutusten summa.
- Biomassa ja saostuvat mineraalit voivat tukkia reaktiivisen materiaalin huokostilaa ja heikentää sen vedenläpäisevyyttä. Tukokset voivat muodostaa materiaaliin paikallisia haitta-aineiden kulkeutumisreittejä, joissa virtausnopeudet kasvavat ja aineiden läpivirtaus seinämässä tulee mahdolliseksi. Jos vedenläpäisevyys heikentyy riittävästi, voi pohjavesivirtaus kääntyä seinämän ohi.
- Kemialliset reaktiot seinämässä voivat lisätä tiettyjen kaasujen muodostumista, mikä voi tukkia materiaalihuokosia ja pienentää seinämän vedenläpäisevyyttä. Esimerkiksi rautaseinämässä on todettu vapautuvan usein huomattavia määriä vetyä. Orgaanisia aineita hajottavissa seinämässä ongelmia voi aiheutua esimerkiksi hiilidioksidista.
- Pohjaveden mukana seinämään kulkeutuva hienoaines voi tukkia reaktiivisen materiaalin huokosia ja heikentää sen vedenläpäisevyyttä.
- Muutokset pohjaveden geokemiallisessa tilassa voivat mobilisoida puhdistusprosessissa jo poistettuja haitta-aineita uudelleen pohjaveteen. Esimerkiksi pohjaveden redox-tilan muuttuminen pelkistävästä hapettavaksi happipitoisuuden noustessa voi johtaa pelkistyneiden ja saostuneiden metallien hapettumiseen ja mobilisointiin. Pohjaveden pH-arvon muuttuminen voi puolestaan aiheuttaa sorptioseinämässä jo pidättyneiden haitta-aineiden liukenemisen takaisin veteen.

7.4.2 Suorituskyvyn säilymistä edistävät toimenpiteet

Reaktiivisen materiaalin vaihtaminen uuteen sopivin väliajoin lisää seinämän toimintavarmuutta. Jos seinämän suorituskyvyssä ei havaita muutoksia tai muutokset ovat merkityksettömän pieniä, materiaalin vaihto on turhaa. Kun reaktiivisen materiaalin vaihto on puhdistustyön aikana todennäköistä, tulee seinämä suunnitella rakenteeltaan sellaiseksi, että materiaalin vaihto on riittävän yksinkertaista.

Pohjaveden esikäsitely ennen virtausta reaktiiviseen seinämään voi tietyissä tilanteissa lisätä seinämän käyttöikä. Esimerkiksi pohjaveteen liuennut happi reagoi metallirautaseinämässä nopeasti rautahydroksideja muodostaen, mikä voi heikentää merkittävästi vedenläpäisevyyttä seinämän sisääntuloreunalla. Kun hapellinen pohjavesi esikäsitellään sekoittamalla pieni määrä metallista rautaa karkearakeiseen hiekkaan, saadaan happi pois vedestä ennen varsinaista seinämää. Kyseisessä seosmateriaalissa hapen ja raudan välinen reaktio ei ole yhtä nopea kuin pelkkää rautaa sisältävässä seinämässä, koska seosmateriaalin reaktiivinen pinta-

ala on metalliraudan ominaispinta-alaa pienempi. Muodostuva mineraalimassa jakautuu siten tasaisesti koko seosmateriaalin tilavuuteen eikä siitä aiheudu merkittävää vedenläpäisevyyden heikentymistä, koska seos on riittävän karkearakeista. Erilaisilla suodatinyksiköillä pohjavedestä voidaan periaatteessa poistaa myös muita reaktiivisen materiaalin kanssa haitallisesti reagoivia aineita. (Gavaskar 1999.)

Reaktiivista materiaalia karkearakeisempia aineksia voidaan lisäksi käyttää seinämän sisääntulo- ja ulostuloreunoilla jakamaan pohjavesi tasaisesti seinämään ja sieltä takaisin akviferiin. Näin voidaan lisätä rakenteen hydraulista toimintavarmuutta. (Gavaskar ym 2000.)

Pohjaveden geokemialliset olosuhteet vaikuttavat mineraalisaostumien muodostumiseen. Esimerkiksi pohjaveden korkea pH-arvo lisää monien mineraalien saostumisherkkyttä ja voi siten heikentää reaktiivisen materiaalin vedenläpäisevyyttä. Tämä on ongelmana erityisesti metallirautaseinämissä, joissa pohjaveden pH yleensä nousee. Lisäämällä seinämään tiettyjä pohjaveden puskurointikykyä parantavia aineita, kuten rikkikiisua ja troiliittia, saostumien muodostumista voidaan mahdollisesti hillitä (Burriss ym. 1995; Mackenzie ym. 1999).

Seinämarakenteen suunnittelussa voidaan ottaa huomioon myös heikkenevän suorituskyvyn palauttamiseen tarkoitettujen tekniikoiden käyttöedellytykset. Tähän mennessä erilaisten regenerointimenetelmien soveltuvuutta on tutkittu erityisesti metallisen raudan kemiallisen reaktiivisuuden parantamiseen. Tutkituista tekniikoista esimerkiksi happo- ja ultraäänikäsitteilyllä on onnistuneesti lisätty hapettuneen raudan reaktiivisuutta. (Ruiz ym. 2000; Geiger 2001.)

7.5 Pohjavesimallit

Matemaattisten pohjavesimallien käyttö reaktiivisen seinämän suunnittelun apuvälineenä on yleensä suositeltavaa. Lähes kaikkien viimeaikaisten seinämähankkeiden suunnittelussa onkin hyödynnetty jotain pohjavesimallia. Hydrologista mallinnusta käytetään tyypillisesti seinämärakenteen mitoituksen optimointiin. Geokemiallista mallinnusta voidaan tarvittaessa käyttää puhdistusprosessien ja seinämän pitkäaikaisen suorituskyvyn arvioinnissa.

7.5.1 Hydrologiset mallit

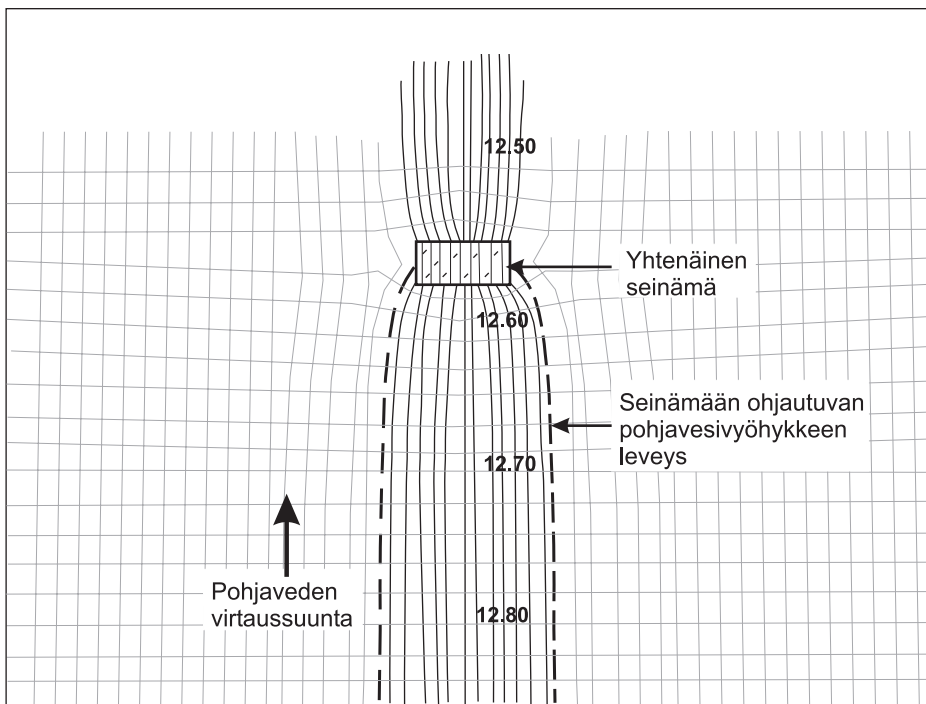
Reaktiivisten seinämien suunnittelussa on tyypillisesti käytetty pohjaveden virtausmallia ja siihen yhdistettyä partikkelin kulkeutumismallia. Kaupallisista sovelluksista useimmin käytettyjä ovat olleet MODFLOW ja MODPATH (Gupta ja Fox 1999).

Yksityiskohtaisen pohjavesimallin luominen mahdollistaa nopean ja vaivattoman tarkastelun erilaisille seinämävariaatioille. Mallilla voidaan arvioida samanaikaisesti suunnitteluparametrien arvoissa ja kohteen olosuhteissa tapahtuvien muutosten vaikutusta tarkasteltavan seinämärakenteen suorituskykyyn. Toimivan mallin rakentaminen edellyttää tarkkoja kohdetutkimuksia. Olennaista on tuntea myös käytettävän reaktiivisen materiaalin ja mahdollisten ohjausseinien ominaisuudet ja pohjaveden puhdistumiseen johtavien reaktioiden nopeudet. Mallinnuksen kannalta kohdetutkimuksissa tulisi kiinnittää erityistä huomiota akviferin vedenjohtavuuden paikallisiin ja pohjaveden virtausolosuhteiden ajallisiin vaihteluihin. (Gupta ja Fox 1999.)

Reaktiivisten seinämien suunnittelussa hydrologisia pohjavesimalleja on käytetty esimerkiksi seuraaviin tarkoituksiin (Gavaskar ym. 2000; Carey ym. 2002):

- määrittäessä seinämän optimaalista sijaintia

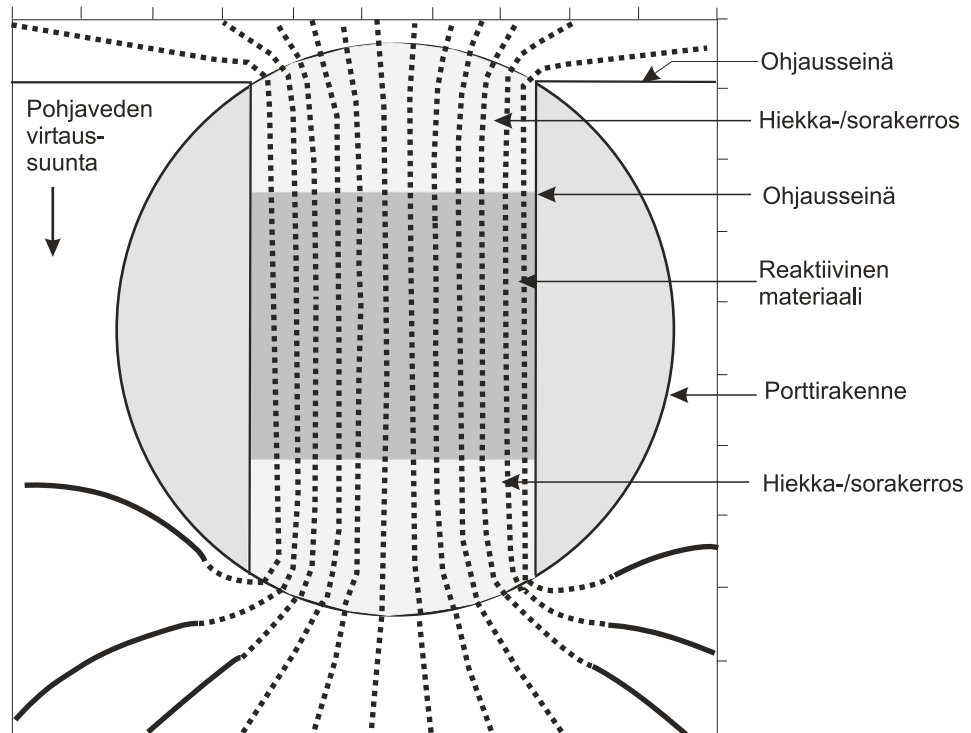
- määritettäessä parhaiten soveltuvaa seinämätyyppiä (esim. yhtenäinen vai kanavoitu seinämä)
- määritettäessä seinämän leveyttä (kanavoidussa seinämässä reaktiivinen portti tai portit sekä ohjauseinät)
- arvioitaessa ali-, yli- ja ohivirtausten tapahtumisen todennäköisyyttä
- arvioitaessa virtausolosuhteissa tapahtuvien ajallisten muutosten vaikutuksia kulkeutumisreitteihin
- valittaessa reaktiivista materiaalia ja arvioitaessa sen pitkäaikaista hydraulista suorituskykyä (riittävä vedenläpäisevyys ja huokoisuus suhteessa akviferiin)
- määritettäessä varmuuskertoimia seinämän reaktiivisuuden tai vedenläpäisevyyden mahdollisen heikkenemisen varalta
- suunniteltaessa seurantaverkon optimaalista sijoitusta ja näytteenoton ajankohtia.



Kuva 7.4. Mallinnustulos yhtenäiseen seinämään ohjautuvan pohjavesivyöhykkeen leveydestä. Virtauskuva 180 vuorokauden ajalta (Gavaskar ym. 2000).

Kuvassa 7.4 on esimerkki virtausmallin ja partikkelinkulkeutumismallin yhdistävän simuloinnin tuloksista, jossa on kuvattu yhtenäiseen seinämään ohjautuvan pohjavesivyöhykkeen leveyttä. Mallinnusesimerkissä seinämän leveydeksi on oletettu 3 m, paksuudeksi 1,8 m ja reaktiivisen materiaalin K-arvoksi 86 m/d. Mallinnuksen akviferi on oletettu yksikerroksiseksi ja hydraulisilta ominaisuuksiltaan tasalaatuiseksi, jossa maa-aineksen hydraulinen johtavuus on 3 m/d ja gradientti 0.005. Partikkelinkulkeutumismallin avulla on määritetty seinämään ohjautuvan pohjavesivyöhykkeen leveys esittämällä virtausreitit 180 vuorokauden ajalta. Reaktiivisen materiaalin ja akviferin K-arvojen suuren eron vuoksi mallinnusesimerkissä oleva 3 m leveä seinämä pystyisi käsittelemään 6 m leveän pohjavesivyöhykkeen. (Gavaskar ym. 2000.)

Kuvan 7.5 mallinnusesimerkissä on esitetty homogeenisessa akviferissa simuloidun kanavoidun seinämän virtausreitit ja -ajat. Siinä peräkkäisten partikkelien välinen aika virtausreitillä on yksi vuorokausi ja virtausnopeuden keskiarvo 5,2 cm vuorokaudessa. Mallinnuksen perusteella on arvioitu seinämän läpi virtaavan pohjaveden viipymäksi reaktiivisessa materiaalissa 25 vuorokautta. (Gupta ja Fox 1999.)



Kuva 7.5. Mallinnustulos virtausreiteistä ja -ajoista kanavoidussa seinämässä (Gupta ja Fox 1999).

7.5.2 Geokemialliset mallit

Geokemiallisilla pohjavesimalleilla voidaan kuvata reaktiivisen materiaalin ja pohjaveden erilaisten ainekomponenttien välisiä reaktioita. Malleja voidaan hyödyntää sekä reaktiivisen seinämän suunnittelussa että seurannassa.

Geokemiallisten mallien avulla voidaan määrittää esimerkiksi (Carey ym. 2002; Gavaskar ym. 2000):

- tarvittavat viipymäajat seinämässä perustuen pohjaveden virtausnopeuteen ja reaktionopeuksiin
- tarvittava reaktiivisen materiaalin määrä perustuen haitta-ainevirran suuruuteen
- muodostuvien mineraalisaostuminen määrä ja jakautuminen reaktiivisessa materiaalissa sekä saostumien vaikutus vedenläpäisevyyteen
- muodostuvien välituotteiden määrä ja muuntuminen
- reaktiivisen materiaalin reaktiivisuuden heikentyminen erilaisten geokemiallisten reaktioiden seurauksena
- pohjaveden pH-arvossa ja redox-tilassa tapahtuvien muutosten vaikutus puhdistusprosesseihin
- useita eri haitta-aineita sisältävän pohjaveden käsittelyyn liittyvät ongelmat, kuten kilpailu reaktiivisesta pinta-alasta.

Yksinkertaisissa systeemeissä käytettävät mallit voivat rajoittua yksinkertaisten laskutoimitusten tekoon ja lähtötietoina voidaan käyttää ainoastaan kohdetutkimusten analyysituloksia. Kehittyneemmät mallit ottavat laskuissa huomioon lukuisia eri muuttujia ja vaihtoehtoisia reaktioita. Yhdistämällä geokemiallisia ja virtausmallikoodeja voidaan arvioida myös mallinnettavien prosessien kineetiikkaa. Yksityiskohtaisempien mallien lähtötietoina käytetään kohdetutkimusten lisäksi kolonnikoideiden tuloksia. (Carey ym. 2002.)

Geokemiallinen mallinnus on suositeltavaa erityisesti silloin, kun reaktiivisen materiaalin käytöstä puhdistettavaa kohdetta vastaavissa olosuhteissa ei ole paljon kokemuksia. Geokemiallisia malleja on tähän mennessä käytetty pääsääntöisesti arvioitaessa erilaisten saostusreaktioiden tapahtumisen todennäköisyyttä sekä merkittävyyttä metallirautaseinämien suorituskyvyn heikentymisessä. Käytetyistä malleista kehittyneimmät (esim. PHREEQC) sisältävät lukuisia geokemiallisten reaktioiden massataseyhtälöitä, ja ne ottavat huomioon muun muassa monia redox-prosesseja sekä lähtötietoihin liittyviä epävarmuustekijöitä. (Gavaskar ym. 2000.)

8

Reaktiivisen seinämän asennus

Reaktiivisen seinämän asennuksessa etukäteen suunniteltu seinämärakenne sijoitetaan pilaantuneen kohteen maaperään. Oikean asennusmenetelmän valinta sekä asennuksen yksityiskohtainen suunnittelu ja laadunvarmennus ovat työvaiheen onnistumisen kannalta keskeiset tekijät. Reaktiivisten seinämien sovelluksissa toistaiseksi havaitut ongelmat ovat johtuneet usein seinämän asennuksen osittaisesta epäonnistumisesta (U.S. EPA 1999; 2002).

8.1 Asennusmenetelmän valintaan vaikuttavat tekijät

Asennusmenetelmän valinta määräytyy tapauskohtaisesti pilaantuneen alueen olosuhteiden ja suunnitellun seinämärakenteen ominaisuuksien perusteella. Asennuksen suunnittelu aloitetaan yleensä jo kohdetutkimuksissa ja viimeistään seinämän suunnittelun yhteydessä.

Tyypillisiä asennusmenetelmän valintaan vaikuttavia tekijöitä ovat esimerkiksi (Gavaskar ym. 2000):

- tarvittava seinämän syvyys ja leveys
- kohteen geotekniset rajoitukset ja asennukseen tarvittava tila
- reaktiivisen materiaalin vaihto-, regenerointi- ja poistotarve
- syntyvien jätteiden määrä ja käsittelytarve
- reaktiivisen materiaalin ominaisuudet, kuten asennettavuus ja vedenläpäisevyyden muuttuminen asennuksessa
- ympäristö-, terveys- ja turvallisuustekijät
- kustannukset.

8.2 Asennusmenetelmät

Reaktiivisten seinämien asentamiseen on tähän mennessä käytetty eniten perinteisiä maanrakennustekniikoita. Erilaisten injektointitekniikoiden käytön oletetaan kuitenkin selvästi lisääntyvän lähitulevaisuudessa. Monet nykyisin käytössä olevat menetelmät soveltuvat sekä reaktiivisen materiaalin että erilaisten ohjausseinien ja muiden materiaalien tai rakenteiden asentamiseen. Tässä yhteydessä on käsitelty lähinnä seinämärakenteen reaktiivisen osan asentamista.

8.2.1 Tukiseinillä tuettu kaivu

Reaktiivisen seinämän asentamiseen voidaan usein käyttää tukiseinillä tuettua kaivinkonekaivua. Siinä suunniteltuun kohtaan maastossa kaivetaan mitoitusta vastaava kaivanto, joka täytetään reaktiivisella materiaalilla käyttäen esimerkiksi valuputkia tai kaivannon luiskaa. Kaivannon tukeminen työnaikaisilla tukirakenteilla, kuten teräspontiseinillä, on sortumavaaran vuoksi välttämätöntä hyvin matalia kaivantoja lukuun ottamatta. Koska tukiseinät eivät estä veden kertymistä kaivantoon, on kuivatuspumppaus rakennustyön aikana tavallisesti tarpeen.

Kanavoidun seinämäratkaisun ohjauseinän asennuksessa kaivantoa täytetään kaivun edetessä esimerkiksi bentoniitilla tai muulla savipitoisella lietteellä, joka kovtuessaan muodostaa läpäisemättömän rakenteen. Tällöin liete tukee itse kaivantoa eikä erillisiä tukirakenteita ja kuivatuspumppauksia yleensä tarvita. (Gavaskar ym. 2000.)

Kaivinkoneiden yleisyys ja käyttövarmuus tekevät seinämän asentamisesta yleensä melko nopeaa ja edullista. Tavallisten kaivinkoneiden käyttöalue maaperän syvyysuunnassa rajoittuu kuitenkin noin kymmeneen metriin, minkä vuoksi ne eivät sovellu kaikkiin kohteisiin. Joidenkin koneiden syvyysulottuvuutta voidaan lisätä pidentämällä kaivinkoneen vartta. Kauhoilla varustetuilla nosturilaitteilla, kuten kauhakaivureilla ja laahauskaivureilla, voidaan päästä jopa 50 m syvyyteen, mutta kyseisten koneiden käyttö on huomattavasti tavallisia kaivinkoneita hitaampaa ja kalliimpaa. (Gavaskar ym. 1999.)

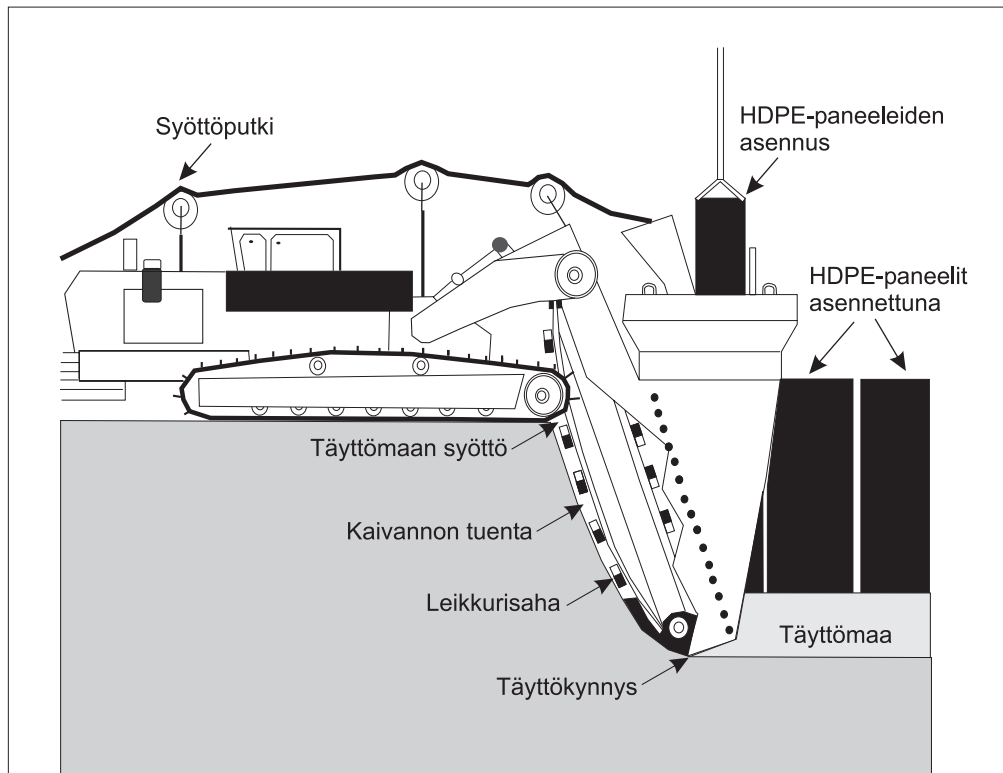
Kaivinkoneilla ja kauhakaivureilla ylös kaivettuja maa-aineksia voidaan joutua käsittelemään jätteinä tai ongelmajätteinä maassa olevien haitta-ainepitoisuuksien takia. Kaivantoon kertyvä likaantunut vesi saattaa myös vaatia käsittelytoimenpiteitä. Pilaantuneen maan ja veden loppusijoitus ja välivarastointi tai mahdollinen käsittely alueella tulee suunnitella ennen maanrakennustöiden aloittamista. Jättemaiden ja -vesien käsittely voi lisätä merkittävästi reaktiivisen seinämän asennuskustannuksia.

Lujittuneet maakerrokset ja suuret kivet tai lohkarit voivat hidastaa kaivinkoneiden käyttöä ja vaikeuttaa huomattavasti tukiseinien asennusta. Tukiseinien asennus voi toisaalta tiivistää karkearakeisia maa-aineksia tai levittää maakerrosten hienojakoista maa-ainesta vettä johtaviin kerroksiin siten, että maaperän vedenläpäisevyys heikentyy. Jos asennustyöntekijöiden täytyy työskennellä asennuksen aikana kaivannossa, on kaivannon sortumisvaara ja työntekijöiden altistuminen kemikaaleille otettava aina huomioon. (Day ym. 1999.)

8.2.2 Ketjukaivin

Erilaisissa ojitustöissä usein käytetyn ketjukaivinlaitteen suurempaa ja modifioitua versiota (engl. continuous trencher) on käytetty sekä yhtenäisen että kanavoidun reaktiivisen seinämän asentamiseen. Siinä ketjukaivimen telaketjuleikkurilla tehdään maaperään kapeaa kaivantoa, jota leikkuripuomiin kiinnitetty kotelorakenne estää sortumasta (kuva 8.1). Kun kaivuri liikkuu eteenpäin ja poistaa maa-aineksen kaivannosta maanpinnalle, koteloon samanaikaisesti lisättävä reaktiivinen tai muu materiaali muodostaa kaivantoon yhtenäisen seinämärakenteen. (Day ym. 1999.)

Reaktiivisen seinämän asennus ketjukaivimella on yleensä nopeaa. Esimerkiksi eräässä kohteessa (Elizabeth City, USA) noin 50 m leveä, 0,6 m paksu ja 7 m syvä seinämärakenne asennettiin alle kahdeksassa tunnissa (Ott 2000). Erillisten tukirakenteiden käyttö ja kaivantoon muodostuvan veden poisto asennustyön aikana on tarpeellista, mikä lisää menetelmän kustannustehokkuutta. Laitetta voidaan käyttää lisäksi melko pienessä tilassa eikä asennustyöntekijöiden tarvitse työskennellä kaivannossa.



Kuva 8.1. Periaatekuva ketjukaivimen käytöstä muovipaneelien asennuksessa (Gavaskar ym. 2000).

Ketjukaivimen suurin puute on kaivussyvyys, joka rajoittuu yleensä alle 10 metriin. Märkiä ja lajittumattomia maalajeja sisältävä maaperä voi vaikeuttaa laitteen käyttöä, koska kyseisten maa-ainesten poistaminen kaivannosta telaketjuleikkurilla on usein ongelmallista. Kivinen ja lohkarainen maaperä voi puolestaan vaikeuttaa maan kaivamista. Parhaiten ketjukaivin soveltuu kohteisiin, joissa tarvittava kaivussyvyys on matala ja maaperä esimerkiksi hyvin lajittunutta hiekkaa. (Day ym.1999.)

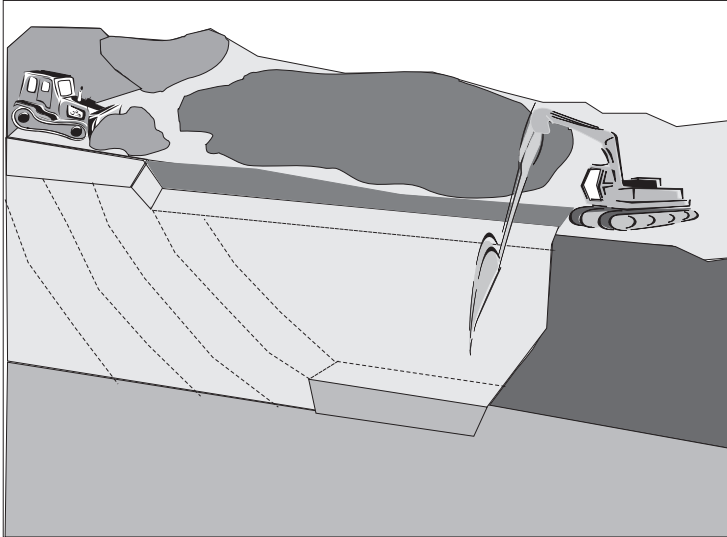
8.2.3 Biohajoavalla lietteellä tuettu kaivu

Bentoniittia ja erilaisia savia käytetään vedenpidätyskykynsä vuoksi usein kaatopaikkojen tiivistysmateriaaleissa, teiden luiskasuojauksissa ja pilaantuneiden maa-alueiden eristerakenteissa. Reaktiivisten seinämien sovelluksissa kyseisiä materiaaleja on käytetty kanavoidun seinämärakenteen ohjauseinissä. Biohajoavan lietteen käyttö on menetelmän viime vuosina kehitetty sovellus reaktiivisten ja vettä hyvin läpäisevien materiaalien asentamiseen.

Reaktiivisten seinämien asennuksessa biohajoavana lietteenä on käytetty guar-kumista valmistettua lietettä. Guar-kumi on luontaisesti esiintyvä viskoosi hiilihydraattipolymeeri, joka koostuu pääosin mannoosi- ja galaktoosipolysakkarideista, ja hajoaa maaperässä mikrobiologisen toiminnan vaikutuksesta helposti yksinkertaisiksi sokeriyhdisteiksi ja vedeksi. Biohajoavaa polymeeriä sisältävä liete tukee kaivantoa eikä erillisiä tukirakenteita tarvita (kuva 8.2). Lietteen lisäyksen jälkeen reaktiivinen materiaali valutetaan kaivantoon käyttämällä uppovaluputkea tai kaivantoon tehtyä

kaltevaa luiskaa. Kaivannossa polymeeri alkaa hajota maaperän mikrobien tai lietteen lisättyjen hajottajaentsyymien toimesta ja sen hajottua kokonaan kaivantoon jää lopulta vain reaktiivisen materiaalin muodostama seinämä. (Day ym. 1999.)

Biohajoavan lietteen käyttöön ei liity kiinteiden tukiseinien asennusongelmia, koska liete tukee itse kaivantoa. Lietteiden käytön on myös todettu nopeuttavan erityisesti suurten seinämärakenteiden asennusta, mikä parantaa työvaiheen kustannustehokkuutta. (Day ym. 1999.)



Kuva 8.2. Periaatekuva biohajoavalla lietteellä tuetusta kaivusta (Day ym. 1999).

Polymeerin hajoaminen puhdistettavan kohteen maaperässä pitää pyrkiä varmistamaan tarvittavin koejärjestelyin ennen seinämän asennusta. Alhainen lämpötila ja muut polymeeriä hajottavien mikro-organismien toimintaa heikentävät tekijät kohteessa voivat periaatteessa rajoittaa menetelmän käyttöä. Asennusta suunniteltaessa on myös otettava huomioon, että biopolymeeri pysyy stabiilina, ja siten säilyttää kaivannon tukemiseen tarvittavan viskositeetin, vain tietyn aikaa. Siksi rakennustyövaihe tulee saattaa loppuun mahdollisimman nopeasti. Reaktiivisen materiaalin tiheyden tulee puolestaan olla lietteen tiheyttä suurempi, jotta materiaali voidaan valuttaa lietekaivantoon (Day ym. 1999). Toistaiseksi menetelmää on käytetty onnistuneesti metallirautaseinämien asentamiseen. (Permeable reactive... 2001.)

8.2.4 Kaivinpaalutus

Kaivinpaalutekniikkaa (engl. caisson) on käytetty reaktiivisen seinämän asennukseen useissa kohteissa. Menetelmässä kiinteäseinäinen, ontto kehikko tai työputki upotetaan tavoitesyvyyteen mekaanisesti lyömällä tai hydraulisesti painamalla. Putken sisällä oleva maa-aines poistetaan erityiskaivurilla ja korvataan reaktiivisella materiaalilla. Tämän jälkeen työputki vedetään ylös maasta. (Gavaskar 1999.)

Työputki kootaan tavallisesti useista muutaman metrin pituisista osista. Suomessa työputkien läpimitat ovat tyypillisesti 0,5-1,5 m (RIL 1986). Ulkomailla reaktiivisten seinämien asentamiseen on käytetty halkaisijaltaan yli 2 m putkia (Gavaskar ym. 2002).

Kaivinpaalutekniikan etuna ponttiseinillä tuettuun kaivuun verrattuna on mahdollisuus suurempaan kaivussyvyyteen. Menetelmä on usein melko edullinen ja yksinkertainen eikä kaivantoon kertyvä vesi tavallisesti aiheuta ongelmia. Kos-

ka tavallisen työputken läpimitta on suhteellisen pieni, soveltuu menetelmä erityisesti kapeiden seinämien tai kanavoidun seinämäsysteemin porttiosan asennukseen. Useiden limittäin tehtyjen kaivantojen avulla seinämän kokoa voidaan kuitenkin kasvattaa. Leveiden rakenteiden asennus kaivinpaalutekniikalla vie yleensä paljon aikaa ja on kustannuksiltaan kallista. (Gavaskar ym. 2000.)

Tiiviit maakerrokset tai kivilohkareet voivat vaikeuttaa sekä työputken asentamista että vetämistä ylös maaperästä. Putken asennus voi myös tiivistää karkearakeisia maa-aineksia tai pienentää maaperän vedenläpäisevyyttä levittämällä hienojakoisia maa-aineksia vettä johtaviin kerroksiin. Putken poistaminen maaperästä saattaa lisäksi tiivistää reaktiivista materiaalia. (U.S. EPA 1999.)

8.2.5 Suihkupaalutus

Suihkupaalutusta (engl. jetting) on käytetty maanrakennustöissä 1970-luvulta lähtien erilaisten sementtivalurakenteiden tekoon. Siinä lietemäinen materiaali asennetaan maaperään injektoimalla. Viime vuosina menetelmää on alettu soveltaa myös reaktiivisten seinämien asentamiseen.

Suihkupaalutuksessa maaperään poratun reiän pohjalle laskettu suihkusuihutin vedetään hitaasti ylös ruiskuttaen samanaikaisesti suurella paineella lietettä. Liete huuhtoo maaperästä erityisesti sen sisältämän hienoaineksen, joka poistuu porareian kautta maan pinnalle. Tavallisesti injektointia tehostetaan käyttämällä paineilmaa tai paineilmaa ja vettä, jolloin liete pumpataan vesi-ilmasuihkun synnyttämään tyhjätilaan. Pyörittämällä suutinta injektoinnin aikana lietteen ja maaaineksen seos leviää patsaaksi, jonka tyypillinen halkaisija on 1-2 m. Jos suutinta ei pyöritetä, muodostaa liete suuttimen osoittamaan suuntaan injektointisädettä vastaavan ohuen ja yhtenäisen seinämän. Käyttämällä useita rinnakkaisia porareikiä, joiden välinen etäisyys on injektointisädettä pienempi, voidaan maaperään asentaa halutun mittainen yhtenäinen seinämärakenne. (Gavaskar ym. 2000; RIL 1986.)

Suihkupaalutusta voidaan käyttää sekä reaktiivisen materiaalin että läpäisevämmien ohjauseinien asentamiseen. Ohjauseinät voidaan asentaa esimerkiksi bentoniittilietteenä ja reaktiivinen materiaali biohajoavaan lietteeseen sekoitettuna. Tämä asettaa erityisiä vaatimuksia reaktiiviselle materiaalille, jonka tulee pysyä lietteessä homogeenisena suspensiona lietteen käsittelyn ja pumppauksen ajan. Toistaiseksi suihkupaalutusta on käytetty metallirautaseinämien asennukseen biohajoavan guarkumilietteen avulla. (Gavaskar ym. 2000.)

Suihkupaalutuksella reaktiivinen seinämä voidaan asentaa jopa 100 metriin eli huomattavasti syvemmälle kuin maan kaivamiseen perustuvilla tekniikoilla. Suihkupaalutusta voidaan käyttää myös kohteissa, joissa vapaan tilan puute rajoittaa suurien laitteiden käyttöä ja maanpinnan alapuoliset rakenteet maan kaivamista. Menetelmän etuna on lisäksi syntyvien jätemaiden vähäisyys. (Landis 2001.)

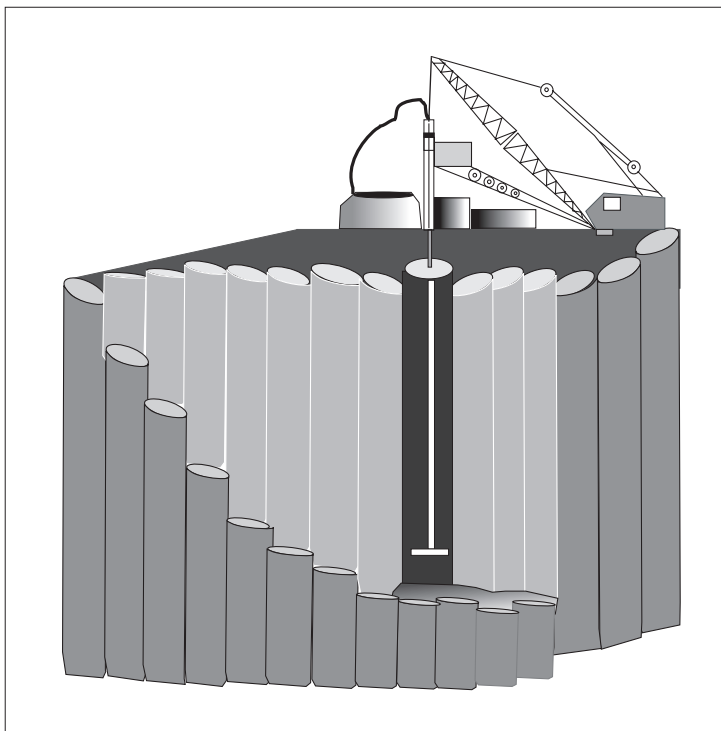
Kokemukset suihkupaalutuksesta reaktiivisten seinämien asentamisessa ovat vielä vähäisiä, minkä vuoksi sen käyttöön liittyy useita epävarmuustekijöitä. Erityisesti reaktiivisen materiaalin tasainen jakautuminen maaperässä voi olla hankala varmistaa. Lisäksi suihkupaalutus on kustannuksiltaan melko kallista.

8.2.6 Syvästabilointi

Syvästabilointi (engl. deep soil mixing) tarkoittaa perinteisessä maarakentamisessa maapohjan vahvistamiseen käytettävää menetelmää, jossa sideaineen ja maaaineksen seos muodostaa maaperään pystysuuntaisia, lieriömäisiä ja lujittuneita

maapilareita (RIL 1986). Reaktiivisten seinämien sovelluksissa tekniikkaa voidaan käyttää sekä läpäisemättömien ohjauseinien että reaktiivisen materiaalin asentamiseen.

Syvästabilointilaitteistoon kuuluu tyypillisesti hydraulisesti ohjattava kairauskalusto, sideainesäiliö ja paineilmakompressori. Kaira ja siihen kiinnitetty sekoitinsiiveke painetaan pyörittämällä haluttuun syvyyteen, minkä jälkeen siivekkeen kiertosuunta muutetaan päinvastaiseksi ja kaira vedetään ylös. Lietemäinen materiaali injektoidaan samanaikaisesti suurella paineella kairan kärjessä olevasta suuttimesta, jolloin maaperään syntyy materiaalin ja maa-aineksen muodostava pilari (RIL 1986). Limittäin tehtyjen pilareiden avulla voidaan maaperään muodostaa yhtenäinen ja jatkuva seinämärakenne (kuva 8.3). Seinämän mitoituksessa pitää kuitenkin ottaa huomioon, että valmiissa pilarissa lietettä tai reaktiivista materiaalia on vain osa, maksimissaan 40 - 60 %, pilarin koko massasta (Gavaskar ym. 2000).



Kuva 8.3. Periaatekuva syvästabilointitekniikasta (Day ym. 1999).

Syvästabiloinnissa ohjauseinien asentamiseen voidaan käyttää esimerkiksi bentoniittia ja seinämän reaktiivisen osan asentamiseen biohajoavaa lietettä, johon reaktiivinen aine on sekoitettu.

Syvästabilointitekniikan etuja kaivumenetelmiin verrattuna ovat syntyvien jätemaiden vähäisyys ja mahdollisuus suurempaan asennussyvyyteen. Suihkupaalutukseen verrattuna menetelmää pidetään myös suhteellisen edullisena. Syvästabilointi soveltuu erityisen hyvin pehmeille maapohjille, joissa lietteen injektointi voi kuitenkin aiheuttaa hydraulisia murtumia. Kokemuksia tekniikasta reaktiivisten materiaalien asentamisessa on kuitenkin vähän. (Gavaskar ym. 2000.)

8.2.7 Hydraulinen murtaminen

Hydraulista murtamista (engl. hydraulic fracturing) on käytetty viime vuosina reaktiivisten seinämien asennukseen muutamassa kohteessa. Menetelmässä maaperään aikaansaadaan hallitusti pystysuuntainen murtumavyöhyke, joka täytetään reaktiivisella materiaalilla.

Seinämän asennus aloitetaan poraamalla sen suunnitellulle pituusakselille useita vierekkäisiä reikiä. Niistä maaperään syötetään erikoisvalmisteisen laitteiston avulla suurella paineella nestettä, joka synnyttää maahan murtumavyöhykkeen haluttuun suuntaan ja syvyyteen. Murtumaan injektoidaan reaktiivisen materiaalin sisältävä, helposti hajoava liete, joka muodostaa maaperään yhtenäisen seinämärakenteen. Asennuksen reaaliaikaisella tarkkailulla sähkövastusluotausta tai magnetometriä käyttäen varmistetaan, että asennettu seinämä on suunnitellun mukainen. (Hocking ym. 2002.)

Laitteistoprofiilin valintaan vaikuttavat kohteen maakerrosten ominaisuudet, seinämän asennussyvyys sekä käytettävät nesteet ja reaktiivinen materiaali. Tähän mennessä menetelmää on sovellettu metallirautaseinämien asentamiseen, jolloin hienorakeinen rauta on sekoitettu vesipohjaiseen ja verkkorakenteiseen polymeerigeeliin (hydroksipropyyliguar). Koska polymeerigeelin viskositeetti on suuri, pysyvät rautarakeet lietesuspensiossa sen käsittelyn ja pumppauksen aikana. Polymeerin hajotessa maaperässä murtumavyöhykkeeseen jää ohuehko, yhtenäinen rautaseinämä. (Gavaskar ym. 2000.)

Hydraulisen murtamisen avulla reaktiivinen seinämä voidaan asentaa huomattavasti syvemmälle kuin kaivumenetelmiä käytettäessä eikä asennuksessa synny jätteinä käsiteltäviä maa-aineksia. Tekniikka soveltuu parhaiten kohteisiin, joissa maaperä on lajittunutta hiekkaa. Hyvin hienorakeiset maalajit voivat asettaa menetelmälle rajoituksia (Hocking 2001). Hydraulisesta murtamisesta reaktiivisten seinämien asennuksessa on toistaiseksi melko vähän kokemuksia.

8.3 Asennuksen laadunvarmennus

Seinämän asennusta edeltävä laadunvarmennus käsittää ensisijaisesti oikean asennusmenetelmän valinnan, jossa tulisi ottaa huomioon työvaiheen onnistumiseen mahdollisesti vaikuttavat olosuhdetekijät ja seinämältä odotettava suorituskyky. Ennen seinämän asennusta on varmistuttava myös siitä, että käytettävien materiaalien ja laitteiden ominaisuudet vastaavat käyttötarkoitustaan. Laitteiden ominaisuuksia ja niiden käyttäjien pätevyyttä voidaan arvioida muista hankkeista saatujen käyttökokemus- ja referenssitietojen perusteella. Materiaaleilta edellytettävät ominaisuudet voidaan tarvittaessa varmistaa laboratoriokokeissa.

Asennustyön aikaisella seurannalla pyritään varmistamaan, että asennettava rakenne vastaa suunniteltua ja että kaikki toimenpiteet tehdään huolellisesti ja perustellusti.

Reaktiivisen seinämän asennus voi vaikuttaa rakenteen toimivuuteen esimerkiksi seuraavasti (Carey ym. 2002; U.S. EPA 1999):

- Hienorakeisten maa-ainesten leviäminen ja sekoittuminen akviferin vettä johtaviin kerroksiin tai reaktiiviseen materiaaliin voi pienentää materiaalien vedenläpäisevyyttä. Sekoittuminen voi tapahtua esimerkiksi maan kaivuun tai kaivannon tukiseinien asennuksen yhteydessä, erityisesti heterogeenisessä tai vedenläpäisevyydeltään useita erilaisia kerroksia käsittävässä maaperässä.
- Akviferin maa-aineksen tiivistyminen voi tapahtua esimerkiksi ponttiseinien asennuksen yhteydessä akviferin ja seinämän reaktiivisen osan rajapinnan läheisyydessä. Tiivistyminen pienentää maa-aineksen vedenläpäise-

vyyttä ja voi aiheuttaa muutoksia pohjaveden virtausreitteihin, vaikka reaktiivisen materiaalin läpäisevyys pysyisikin suurena. Tiivistymistä voi tapahtua myös injektointiin perustuvia asennusmenetelmiä käytettäessä.

- Ohjauseiniä tai muiden heikosti läpäisevien rakenteiden asennuksessa käytettävien lietteiden sekoittuminen reaktiiviseen materiaaliin tai seinämän läheisyydessä oleviin vettä johtaviin maakerrokseen voi aiheuttaa muutoksia arvioituihin haitta-aineiden kulkeutumisreitteihin. Biohajoavien polymeerilietteiden suunniteltua hitaampi hajoaminen maaperässä voi toisaalta heikentää seinämän suorituskykyä asennuksen biolietesovelluksissa.
- Seinämärakenteen epäjatkuvuuskohtat voivat johtaa haitta-aineiden osittaiseen läpivirtaukseen seinämässä. Epäjatkuvuuskohtia voi syntyä sekä reaktiiviseen materiaaliin että ohjauseiniin, erityisesti injektointiin perustuvia asennusmenetelmiä käytettäessä.
- Reaktiivisen materiaalin epätasainen jakautuminen asennuksen yhteydessä voi muodostaa seinämään ympäröivää materiaalia huokoisempia kanavia, joissa haitta-aineet pyrkivät kulkemaan. Näissä kanavissa virtausnopeudet kasvavat suuremmiksi kuin suunnitellussa seinämässä, mikä lyhentää haitta-aineiden viipymää ja voi johtaa niiden läpivirtaukseen. Kanavissa myös materiaalin reaktiivisuus voi menettää tehonsa arvioitua nopeammin. Materiaalin epätasaista jakautumista voi tapahtua sekä kaivumenetelmiä että injektointitekniikoita käytettäessä.

Asennetun seinämän laadunvarmennuksella varmistetaan, että rakenne toimii maaperässä halutulla tavalla. Merkkiainekokeilla ja pohjavedenpinnan tasoja seuraamalla voidaan esimerkiksi tutkia, kulkeeko virtaus tasaisesti seinämän reaktiivisen osan läpi vai onko asennuksesta aiheutunut materiaaliin mahdollisia epäjatkuvuuskohtia tai kanavoitumista. Hydrologisten perusmääritysten lisäksi seinämärakenteiden jatkuvuuden tutkimiseen voidaan soveltaa geofysikaalisia menetelmiä, kuten sähkövastusluotausta tai tomografisia ja magnetometrisiä mittauksia. Seuraamalla pohjaveden kenttäparametreja voidaan puolestaan usein selvittää seinämän reaktiivisen osan asennuksen onnistumista. Laadunvarmennustutkimukset tulee tehdä vasta virtausolosuhteiden tasaannuttua, johon voi mennä useita viikkoja tai jopa kuukausia seinämän asennuksesta. (U.S. EPA 1998; Hocking ym. 2002.)

9

Reaktiivisen seinämän käytön seuranta

9.1 Seurantastrategiat

Reaktiivisen seinämän käytön seurannassa tarkastellaan sekä puhdistustyön laatua että seinämärakenteen toimivuutta. Puhdistustyön laadun seurannassa haitta-aineiden pitoisuuksia ja pohjaveden yleisiä laatuparametreja tarkkailemalla varmistetaan, että seinämän alavirran puolella haitta-aineille asetetut pitoisuusrajat alittuvat eikä seinämä itse aiheuta pohjaveden laadun heikkenemistä. Seinämän hydraulista suorituskykyä tarkkaillaan seuraamalla seinämässä ja sen läheisyydessä tapahtuvia virtausolosuhteiden muutoksia. Rakenteen pitkäaikaistoimivuuden arviointi perustuu puolestaan seinämässä tapahtuvien pohjaveden geokemiallisten ja mikrobiologisten olosuhteiden seurantaan. (U.S. EPA 1998.)

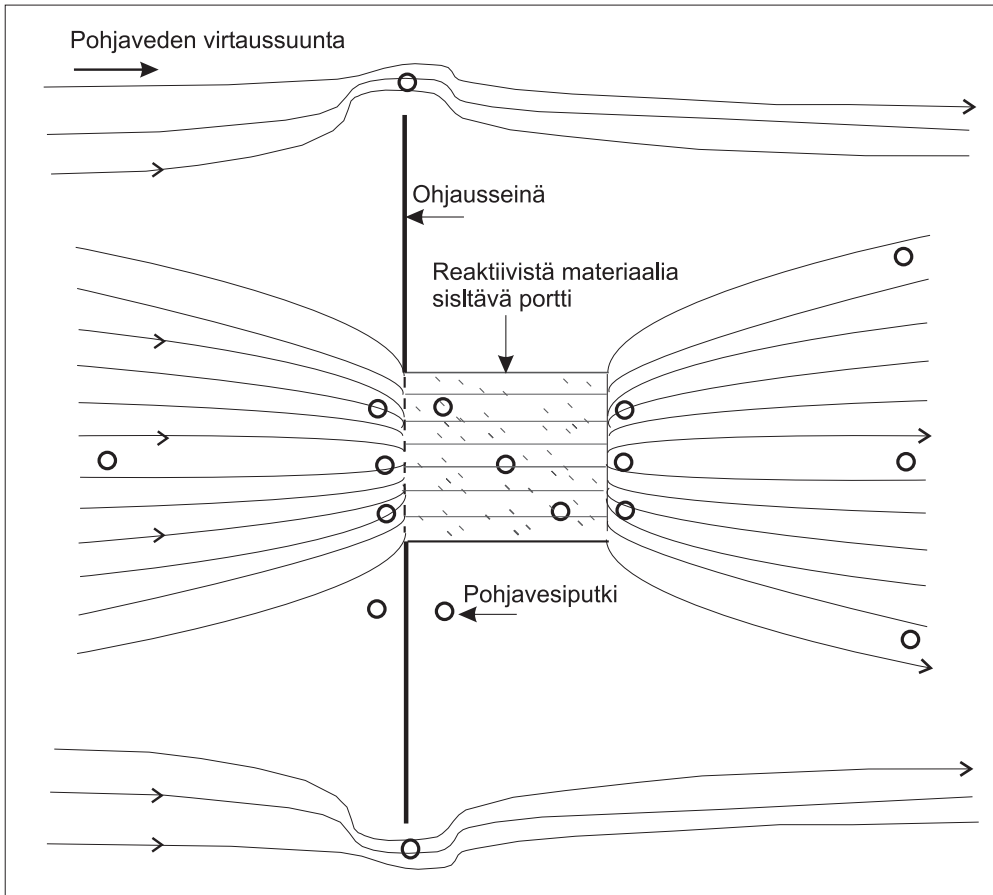
9.2 Seurantaverkon sijoitus ja rakenne

Reaktiivisen seinämän seurantaverkko suunnitellaan aina tapauskohtaisesti. Sen sijoitukseen, laajuuteen ja näytteenottorakenteisiin vaikuttavat sekä pilaantuneen pohjaveden että seinämärakenteen erityispiirteet.

Puhdistustyön laadun seuranta

Seinämää kohti kulkeutuvan pohjaveden ominaisuudet määritetään seinämän ylävirran puolelle sijoitetuista pohjavesiputkista. Näillä putkilla voidaan varautua esimerkiksi pohjaveden haitta-ainepitoisuuksissa tai virtaussuunnissa mahdollisesti tapahtuviin muutoksiin. Seinämän alavirran puolelle sijoitettuja pohjavesiputkia käytetään arvioitaessa asetettujen pitoisuustavoitteiden saavuttamista. Niiden avulla voidaan varmistua myös siitä, ettei seinämä itse aiheuta pohjaveden likaantumista ja että pohjaveden geokemialliset ominaisuudet palautuvat seinämän jälkeen luontaiselle tasolle. Sijoittamalla pohjavesiputkia seinämärakenteen sivureunoille voidaan puolestaan osoittaa, että haitta-aineita ei kulkeudu seinämän ohi. Kanavoidussa seinämäsysteemissä putkia voidaan sijoittaa myös ohjauseinien alavirran puolelle, jos seinien tiiveyttä tai yhtenäisyyttä on syytä epäillä esimerkiksi seinämän asennuksessa ilmenneiden ongelmien vuoksi. Kuvassa 9.1 on esimerkki seurantaverkon sijoituksesta kanavoidun seinämärakenteen käytön seurannassa. (Regulatory guidance... 1999a; U.S. EPA 1998.)

Puhdistustyön laadun seurannassa pitkän siiviläosan käyttö pohjavesiputkessa voi aiheuttaa ongelmia esimerkiksi tilanteessa, jossa haitta-ainepitoisuudet nousevat seinämän alavirran puolella. Tällöin voi olla vaikea tulkita, kulkeutuuko haitta-aine putkeen seinämän ali, seinämän läpi koko seinämän laajuudessa vai seinämän läpi ainoastaan tietyltä syvyystasolta. Pohjavesiputkien sijoitusta liian lähelle seinämää tulee puolestaan välttää, jotta näytteenotossa vesi ei sekoitu seinämässä olevan veden kanssa ja vääristä saatavia tuloksia. (Regulatory guidance... 1999a; U.S. EPA 1998.)



Kuva 9.1. Pohjavesiputkien sijoitus kanavoidun seinämärakenteen käytön seurannassa (mu-
kailien Regulatory guidance... 1999b).

Suorituskyvyn seuranta

Seinämärakenteeseen ja sen välittömään läheisyyteen sijoitettavien pohjavesiputkien rakenne ja asennus poikkeavat tavallisista pohjaveden havaintoputkista. Tyypillisesti seinämän suorituskyvyn seurantaan käytetään sisähalkaisijaltaan kapeita, esimerkiksi 20 mm muoviputkia, jotta näytteenottoon ja sitä edeltävään huuh-
telupumppaukseen tarvittava vesitilavuus olisi mahdollisimman pieni. Tavallises-
ti putket painetaan varovasti haluttuun syvyystasoon reaktiivisen materiaalin asen-
tamisen jälkeen. Porakonekairojen käyttö putkien asennuksessa ei ole suositelta-
vaa, koska poraus voi aiheuttaa muutoksia reaktiivisen materiaalin ominaisuuksiin
esimerkiksi vedenläpäisevyyttä pienentäen. Seinämärakenteessa olevissa put-
kissa ei lisäksi käytetä hiekkasuodatinkerroksia ja siiviläosan yläpuolisia bento-
niittieristyksiä. Erityisesti kanavoidussa seinämässä pohjavesiputket voidaan asen-
taa seinämän reaktiiviseen osaan käyttämällä erillistä tukikehikkoa, joka laske-
taan kaivantoon ennen reaktiivisen materiaalien lisäystä. Materiaalitötön yhtey-
dessä kehikko poistetaan, jolloin pohjavesiputket jäävät paikoilleen. Pohjavesi-
putken asennus oikeaan kohtaan ohuissa ja syvissä seinämärakenteissa voi olla
ongelmallista, jos putki tulee ulottaa koko rakenteen läpi. Asennuksen onnistumi-
nen voidaan usein varmistaa geofysikaalisilla menetelmillä. (Regulatory
guidance...1999a; U.S. EPA 1998.)

Seinämärakenteessa monitasonäytteenotto on aina suositeltavaa, koska sei-
nämän asennuksessa reaktiivinen materiaali voi jakautua epätasaisesti ja seinä-
män käytön aikana materiaaliin voi syntyä rakenteellisia muutoksia. Mahdollisen

alivirtauksen havaitsemiseksi joissakin putkissa siiviläosan tulisi puolestaan ulottua seinämärakenteen pohjaan saakka. Jos seinämää ei ole kiinnitetty tiiviiseen maatai kalliopohjaan, mahdollisen alivirtauksen tarkkailu useilla pohjavesiputkilla on välttämätöntä. Kanavoidussa seinämässä reaktiivisen portin ja ohjauseinän rajapintaan voi lisäksi muodostua haitta-aineiden läpivirtausta edistäviä vyöhykkeitä, mikä pitää ottaa huomioon seurantaverkon sijoituksessa. (Regulatory guidance... 1999a.)

Seinämärakenteen suorituskyvyn seurannassa voi olla kustannustehokasta käyttää uusia monitasoratkaisuja, jotka perustuvat samassa pohjavesiputkessa eri syvyystasoilla olevien näytteenottoporttien käyttöön (mm. CMT Multilevel System ja Waterloo Multilevel System). Näissä näytteenottokohdat on erotettu toisistaan erityistulpilla, ja jokaiseen porttiin on liitetty erillinen näytteenottoletku. Kyseiset monitasosysteemit kootaan kohteen erityispiirteet huomioon ottaen paikan päällä ja asennetaan valmiiseen kairausreikään. (Solinst groundwater... 2002.)

9.3 Pohjavesinäytteenotto ja analysointi

Reaktiivisen seinämän käytön seurantaan liittyvä pohjavesinäytteenotto ei saa vaikuttaa pohjaveden viipymään seinämässä. Pysyvästi asennettujen putkikohtaisten pumppujen ja alhaisten pumppausnopeuksien käyttö on siksi suositeltavaa erityisesti seinämässä tai sen välittömässä läheisyydessä olevissa pohjavesiputkissa (U.S. EPA 1998). Myös passiivisten näytteenottotekniikoiden käyttö voi olla tarkoituksenmukaista ja lisäksi kustannustehokasta. Esimerkiksi eräs suhteellisen paljon tutkittu passiivinen menetelmä perustuu haitta-aineiden kulkeutumiseen pohjavedestä näytteenottoon diffuusion avulla (diffusion bag sampling). Menetelmässä molemmista päistä suljettu, vedellä täytetty polyeteeninäytteenotin lasketaan pohjavesiputken halutulle syvyydelle. Pohjaveden haitta-aineet diffundoituvat näytteenottoon sen pienten huokosten läpi ja saavuttavat vähitellen tasapainotilan. Tämän jälkeen näytteenotin poistetaan putkesta ja sen sisältämä vesi analysoidaan. Tasapainotilan saavuttaminen kestää tavanomaisissa pohjavesiolosuhteissa pari viikkoa. Toistaiseksi tekniikka on sovellettu erityisesti haihtuvien orgaanisten yhdisteiden näytteenotossa. (Vroblesky 2001.)

Reaktiivisen seinämän käytön seurantaan liittyvä analytiikka voi poiketa kohdetutkimuksista analysoitavien haitta-aineiden ja kenttäparametrien osalta. Seurannan aikana pitää selvittää esimerkiksi puhdistusprosessissa mahdollisesti muodostuvien haitta-aineiden hajoamis- tai muuntumisväliuotteiden pitoisuudet sekä muut seinämästä pohjaveden laadulle aiheutuvat haitat. Puhdistustyön laadun seurannan kannalta muuntumistuotteiden määrittäminen on tärkeää erityisesti silloin, kun tuotteet ovat lähtöaineitaan haitallisempia ja hitaammin hajoavia. Seuraamalla muuntumistuotteiden pitoisuuksia seinämärakenteessa olevista pohjavesiputkista voidaan puolestaan laskea puhdistusprosessien nopeuksia ja arvioida seinämän suorituskyvyssä mahdollisesti tapahtuvia muutoksia. Haitattomien hajoamislopputuotteiden analysoinnilla voidaan toisaalta osoittaa, että yhdisteiden hajoaminen seinämässä tapahtuu loppuun asti. Seinämässä tapahtuvien fysikaalis-biokemiallisten prosessien tarkka tunteminen on edellytyksenä, että käytön seurannassa osataan tehdä oikeat analyysit.

Pohjaveden laatumuuttujia seurataan seinämän alavirran puolelta otetuista näytteistä. Tällä varmistetaan, että reaktiivisen seinämän käytöstä ei aiheudu pohjaveden laadulle pysyviä haitallisia muutoksia. Yleisten kenttä- ja laatuparametrien lisäksi seurannassa tulisi aina ottaa huomioon käytettävien seinämämateriaalien erityisominaisuudet, kuten mahdollinen liukenevuus pohjaveteen.

Taulukossa 9.1 on esimerkki reaktiivisen seinämän käytön seurantaan liittyvistä määrittämisistä erään yhdysvaltalaisen viranomaisohjeen mukaisesti (haitta-aineet epä-organisia tai haihtuvia orgaanisia yhdisteitä).

Taulukko 9.1 Reaktiivisen seinämän käytössä seurattavia kenttä- ja laboratorioparametreja (Regulatory guidance . . . 1999a).

Parametri/analyysi	Suosittelava mittaustapa	Tarvittava näytemäärä	Näyteastia	Näytteen säilytys	Näytteen säilyvyys
Kenttäparametrit					
Pohjaveden pinta	Suora mittaus havaintoputkesta	-	-	-	-
pH	Suora mittaus havaintoputkesta	-	-	-	-
Lämpötila	Suora mittaus havaintoputkesta	-	-	-	-
Redox-potentiaali	Suora mittaus havaintoputkesta	-	-	-	-
Liukoinen happi	Suora mittaus havaintoputkesta	-	-	-	-
Sähkönjohtokyky	Kenttämittari	-	-	-	-
Sameus	Kenttämittari	-	-	-	-
Saliniteetti	Kenttämittari	-	-	-	-
Orgaaniset analyysit					
Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC) ^a	USEPA SW846 8240	40 ml	Lasi	4 °C, pH < 2 tai ei pH:n säätöä	14 d 7 d
	USEPA SW846 8260a tai b	40 ml	Lasi	4 °C, pH < 2 tai ei pH:n säätöä	14 d 7 d
	40 CFR, Part 136 Method 624	40 ml	Lasi	4 °C, pH < 2 tai ei pH:n säätöä	14 d 7 d
Epäorgaaniset analyysit					
Metallit ^b ; K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Ba	40 CFR, Part 136 Method 200.7	100 ml	Polyeteeni	4 °C, pH < 2 (HNO ₃)	180 d
Metallit; Cr ⁺⁶	40 CFR, Part 136 tai HACH Method	200 ml	Lasi, muovi	4 °C	24 h
Anionit; NO ₃ , SO ₄ , Cl, Br, F	40 CFR, Part 136 Method 300.0	100 ml	Polyeteeni	4 °C	28 d paitsi NO ₃ 48 h
Alkalisiteetti	40 CFR, Part 136 Method 310.1	100 ml	Polyeteeni	4 °C	14 d
Muut määritykset					
TDS	40 CFR, Part 136 Method 160.2	100 ml	Lasi, muovi	4 °C	7 d
TSS	40 CFR, Part 136 Method 160.1	100 ml	Lasi, muovi	4 °C	7 d
DOC	40 CFR, Part 136 Method 415.1	40 ml	Lasi	4 °C, pH < 2 (H ₂ SO ₄)	28 d
TOC	40 CFR, Part 136 Method 415.1	40 ml	Lasi	4 °C, pH < 2 (H ₂ SO ₄)	28 d
Liukoiset piioksidit ^c	USEPA 6010	250 ml	Polyeteeni	-	28 d

^a – tarkoituksenmukainen menetelmä valitaan, kun haitta-aineet ja niiden väliaineet ovat tiedossa

^b – lisäksi muut metallit, joita kohteessa voi esiintyä

^c – lähde: Gavaskar ym. 2000

TDS = total dissolved solids (liukoinen kiintoaine, kokonaispitoisuus)

TSS = total suspended solids (kiintoaine, kokonaispitoisuus)

DOC = dissolved organic carbon (liukoinen orgaaninen hiili)

TOC = total organic carbon (orgaaninen hiili, kokonaispitoisuus)

9.4 Seurannan aikataulu

Pohjaveden virtausnopeus on keskeisin yksittäinen seuranta- tai näytteenotto-
heyttä määräävä tekijä: mitä suurempi virtausnopeus on, sitä useammin näytteitä
tulee tavallisesti ottaa. Nopeassa virtauksessa seinämän suorituskyvyn heikenty-
minen ja pohjaveden laadun äkillinen huonontuminen voivat aiheuttaa välittömiä
haittoja esimerkiksi seinämän alavirran puoleisen pohjaveden käytölle. Kun vir-
tausnopeus on alhainen, vaikutukset eivät ole yhtä nopeita eikä seurannan tarvit-
se olla yhtä tiheää. (Regulatory guidance... 1999a; 1999b.)

Reaktiivisen seinämän käytön seurannassa pohjavesinäytteitä voidaan ottaa
esimerkiksi kuukausittain ensimmäisen vuosineljänneksen aikana ja kolmen kuu-
kauden välein seinämän ensimmäisen ja toisen käyttövuoden aikana. Pohjaveden
pinnankorkeuden määrittäminen on kuitenkin suositeltavaa tehdä useammin. Jos seinä-
mä toimii suunnitellulla tavalla eikä sen suorituskyvyssä ole seurannan perusteel-
la odotettavissa huomattavia muutoksia, voidaan näytteenotto-
tiheyttä vähentää. (Regulatory guidance... 1999a; 1999b.)

Monet tähänastisista seinämähankkeista ovat olleet tutkimuksellisia projek-
teja, joissa seinämän suorituskykyä on seurattu laajan ja yksityiskohtaisen näyt-
teenottosuunnitelman mukaisesti. Seinämien käytön ja siihen liittyvän tiedon li-
sääntyessä seurannan ei välttämättä tarvitse olla yhtä tiheää. Uusissa olosuhteissa
ja uusissa reaktiivisia materiaaleja käytettäessä suorituskyvyn yksityiskohtainen
seuranta on kuitenkin aina perusteltua.

Seinämän asennuksesta aiheutuvat väliaikaiset muutokset pohjavesiolosuhteis-
iin vaikuttavat siihen, että ensimmäisten näytteenottokertojen tulokset seinä-
män asennuksen jälkeen eivät yleensä ole edustavia. Pohjavesiolosuhteiden pa-
lautuminen ja vakiintuminen kestää tavallisesti yhdestä kolmeen kuukauteen. (U.S.
EPA 1998.)

9.5 Hydraulisen suorituskyvyn seuranta

Reaktiivisen seinämän hydraulisen suorituskyvyn seurannassa määritetään poh-
javeden virtausolosuhteissa tapahtuvia muutoksia seinämässä ja sen läheisyydes-
sä. Seurannalla pyritään varmistamaan, että käsiteltäväksi aiottu pohjavesi virtaa
seinämän läpi ja pohjaveden viipymä seinämässä on tarpeeksi suuri.

Yksinkertaisin, varmin ja edullisin tapa selvittää seinämän läpi kulkevaa vir-
tausta on seurata pohjavedenpinnantasoja seinämässä ja sen välittömässä lähei-
syydessä. Seinämään ohjautuvan pohjavesivyöhykkeen leveyden tarkka määrit-
täminen pinnankorkeuksien perusteella voi kuitenkin olla vaikeaa, koska pinnan-
korkeudet vierekkäisissä havaintoputkissa ovat yleensä lähes samalla korkeusta-
solla. Pinnankorkeuksien avulla voidaan arvioida myös pohjaveden viipymää sei-
nämässä määrittämällä pohjaveden teoreettinen virtausnopeus Darcyn lakiin pe-
rustuen. (Gavaskar ym 2000.)

Pohjaveden virtausolosuhteita seinämässä voidaan seurata myös merkkiain-
ekokeilla. Merkkiainekokeet soveltuvat parhaiten virtausolosuhteiden arvioin-
tiin suppealla ja useita seurantapistettä käsittävällä alueella, kuten kanavoidun
seinämäsysteemin porttiosassa, jossa pohjaveden mahdollisten kulkeutumisreit-
tien määrä on rajoitettu.

Reaktiivisen seinämän hydraulista suorituskykyä voidaan seurata lisäksi eri-
laisilla on-line -mittalaitteilla. Pysyvästi akviferiin tai pohjavesiputkeen asennetut
anturit tuottavat tietoa pohjaveden virtausnopeuksista ja –suunnista reaaliajassa,
minkä vuoksi ne soveltuvat hyvin pitkäaikaiseen pohjavesiseurantaan. Antureita
voidaan hyödyntää esimerkiksi pohjaveden virtausolosuhteissa tapahtuvien kau-
siluontoisten muutosten seurannassa. (Gavaskar ym 2000.)

9.6 Pitkäaikaistoimivuuden seuranta

Reaktiivisen seinämän suorituskyky heikkenee poikkeuksetta pitkäaikaisessa käytössä, minkä vuoksi seurannassa on tärkeää ottaa huomioon seinämän käyttöikään mahdollisesti vaikuttavat tekijät. Seinämän suorituskyvyn säilymistä voidaan arvioida määrittämällä pohjaveden geokemiassa ja mikrobiologiassa tapahtuvia muutoksia pohjavesinäytteistä sekä mallintamalla kyseisiä muutoksia. Lisäksi reaktiivisesta materiaalista voidaan ottaa analysoitavia materiaalinäytteitä. Pitkäaikaisen suorituskyvyn arviointi ja seurannan optimaalinen suunnittelu edellyttävät pohjaveden puhdistumiseen johtavien prosessien ja niihin mahdollisesti vaikuttavien biogeokemiallisten reaktioiden riittävän hyvää tuntemista.

9.6.1 Pohjavesinäytteet

Pohjaveden pääasiallisten epäorgaanisten ionien, alkaliteetin, hapen, silikaattien ja orgaanisen aineksen pitoisuudet analysoidaan seinämään menevästä ja sen läpi kulkeutuneesta pohjavedestä. Näiden pitoisuuksien huomattava aleneminen seinämässä on todennäköisesti seurausta mineraalien saostumisesta tai aineiden adsorboitumisesta reaktiivisen materiaalin pinnalle. Kun pohjaveden keskimääräinen laatu ja seinämän läpi kulkeva tilavuusvirta ovat tiedossa, voidaan vedessä havaittujen laatumuutosten perusteella laskea esimerkiksi seinämään vuoden aikana kertyvien aineiden kokonaismäärä. Tämän perusteella voidaan puolestaan karkeasti arvioida reaktiivisen materiaalin käyttöikä. (Gavaskar ym. 2000.)

Pohjaveden redox-potentiaalia ja pH-arvoa seurataan pääsääntöisesti aina, koska kyseiset parametrit vaikuttavat lähes kaikkiin seinämissä tapahtuviin prosesseihin. Elektriakseptorien ja ravinnepitoisuuksien seuranta on puolestaan keskeistä biologisissa seinämissä. Näiden pitoisuuksien lasku seinämässä voi viitata aktiiviseen mikrobitoimintaan ja nousu toiminnan heikentymiseen. Toisaalta pitoisuuksien pysyminen pysyvästi alhaisella tasolla voi merkitä sitä, että olosuhteet eivät ole biologisten puhdistusprosessin kannalta optimaaliset. Biologisissa seinämissä puhdistusprosesseihin osallistuvien mikrobien tunnistaminen, mikrobibiomassan ja -aktiivisuuksien määrittäminen sekä havaitut populaatiomuutokset voivat myös ohjata seinämän käyttöiän arviointia.

Kenttäparametrien pitkäaikaisessa seurannassa putkikohtaisten on-line-mittalaitteiden käyttö on usein suositeltavaa ja kustannustehokasta. Geokemiallinen mallinnus puolestaan tukee tavallisesti hyvin reaktiivisen seinämän pitkäaikaisen suorituskyvyn seuranta. (Gavaskar ym 2000.)

9.6.2 Materiaalinäytteet

Reaktiivisen seinämän käyttöikä voidaan arvioida myös analysoimalla reaktiivisesta materiaalista otettuja näytteitä. Materiaalinäytteiden tutkiminen on relevanttia erityisesti silloin, kun seinämän suorituskyvyssä on havaittu muutoksia, joita pelkkien pohjavesinäytteiden avulla on vaikea tulkita. Materiaalitutkimuksilla voidaan helposti osoittaa reaktiivisessa materiaalissa mahdollisesti tapahtuneet fysikaalis-biokemialliset muutokset, kuten saostumat, mutta kyseisten muutosten merkitys seinämän suorituskyvyn heikentymisessä voi silti olla vaikea todentaa.

Näytteenottopisteiden tulisi edustaa mahdollisimman hyvin koko seinämän reaktiivista osaa. Todennäköisimmät muutokset reaktiivisessa materiaalissa aiheutuvat kuitenkin yleensä akviferin ja materiaalin rajapinnoilla ja erityisesti seinämän ylävirran puoleisella reunalla.

Materiaalinäyte tulisi ottaa siten, että näyte kuvaa seinämämateriaalin koko syvyysprofiilia. Tämä on tärkeää erityisesti silloin, kun haitta-ainepitoisuudet ja geokemialliset ominaisuudet vaihtelevat pohjaveden eri syvyystasoilla. Pystysuoria näytteitä seinämästä voidaan ottaa esimerkiksi erilaisilla painokairauskalustoihin liitettävillä putkiottimilla. Vinosti otetut näytteet saattavat kuitenkin olla pystysuoria näytteitä hyödyllisempiä esimerkiksi tutkittaessa akviferin ja reaktiivisen materiaalin välistä rajapintaa. Tällaisten näytteiden otto vaatii yleensä erityislaitteita. (Gavaskar ym. 2000.)

Toistaiseksi materiaalinäytteitä on tutkittu lähinnä metallirautaseinämistä otetuista näytteistä. Niistä erilaisia mineraalisaostumia ja raudan korroosiotuotteita on määritetty käyttäen esimerkiksi pyyhkäisyelektronimikroskopiaa, röntgensädediffraktiota sekä raman-spektroskopiaa. Mikrobiologisia analyysimenetelmiä, kuten PLFA-analyysiä, on puolestaan käytetty raudanpelkistäjien ja muiden mikrobipopulaatioiden tunnistamiseen. (Gavaskar ym. 2000.)

Reaktiivisten seinämien soveltuvuus Suomen olosuhteisiin

10

Hyvät kokemukset reaktiivisista seinämissä muualla puoltavat menetelmän käyttöönottoa myös Suomessa. Maamme ilmasto-, maaperä- ja pohjavesiolosuhteet poikkeavat kuitenkin niistä ympäristöistä, joissa seinämärakenteita on tähän mennessä käytetty.

10.1 Soveltuvuustarkastelun lähtökohta

Pilaantuneen alueen geologiset, hydrologiset ja geokemialliset olosuhteet sekä seinämän asennukseen vaikuttavat rakennustekniset ominaisuudet määräävät reaktiivisen seinämän soveltuvuudesta kohdekohtaisella tasolla. Kyseiset tekijät vaikuttavat merkittävästi siihen, kuinka haitta-aineita kuljettavan pohjavesivirtauksen hallitseminen, puhdistusprosessien optimointi ja seinämärakenteen asennus onnistuvat. Seinämätekniikoiden soveltuvuutta yleisemmällä tasolla voidaan puolestaan arvioida valtakunnallisesti tai alueellisesti tyyppillisten ympäristöolosuhteiden perusteella.

Suomessa pohjavettä on vaihtelevalla syvyydellä lähes kaikkialla. Maaperän muodostumia ja pohjavesiä on kartoitettu paljon sekä valtakunnallisesti että alueellisesti, mutta yksittäisten muodostumien geologiset ominaispiirteet tunnetaan kuitenkin yleensä hyvin vain pohjavedenpinnan yläpuolisilta osilta (Mälkki 2001). Lisäksi maamme pohjavesigeologinen aluejako ja siihen liittyvät kartoitukset ja luokitukset on tehty ennen kaikkea vedenhankinnan näkökulmasta, joten tiedot muista kuin vedenhankintaan hyvin soveltuvista pohjavesialueista ovat melko vähäiset. Huomattava on myös, ettei pilaantuneilla alueilla usein esiintyvistä täytömaakerroksista ole usein tietoa ennen tarkempia maastotutkimuksia. Alueelliset kartoitukset luovat kuitenkin useissa kohteissa hyvät edellytykset tehokkaalle tutkimukselle myös paikallisella tasolla ja edistävät siten pohjavesien pilaantumisen hallintaa.

Tässä tarkastelussa reaktiivisten seinämien yleistä soveltuvuutta suomalaisiin ympäristöolosuhteisiin on arvioitu maamme tyyppillisten maaperä- ja pohjavesitietojen perusteella. On kuitenkin muistettava, että seinämien käytön kannalta merkittävät olosuhdetekijät ovat paikallisesti hyvin vaihtelevat ja määräävät lopulta menetelmän soveltuvuudesta.

10.2 Hydrogeologia

Suomen maaperän selvästi yleisin kerrostumatyyppi on moreeni (Korkka-Niemi ja Salonen 1996). Moreenien rakenteessa havaitaan sekä alueellisia että hyvinkin pienimuotoisia paikallisia vaihteluita, jotka vaikuttavat merkittävästi pohjaveden ja lika-aineiden kulkeutumiseen. Moreeneissa myös haitta-ainepitoisuuksien suuret vaihtelut ovat tavallisia pohjavesivyöhykkeen eri osissa. Pohjaveden virtaus moreeneissa on usein kanavoitunut, koska hydraulisen johtavuuden vaihtelu on suuri. Pohjavesi ja lika-aineet kulkevat ensisijaisesti moreenin hyvin vettä johtavissa karkearakeisissa kerroksissa, joiden tarkka paikantaminen ohjaa reaktiivisen sei-

nämän sijoitusta. Koska moreenimaaperän rakenteelliset vaihtelut vaikeuttavat haitta-aineiden kulkeutumisen arviointia ja pohjavesivirtausten hallitsemista, voidaan kanavoitujen seinämäratkaisujen olettaa soveltuvan moreenialueille yhtenäisiä seinämärakenteita paremmin.

Talulukko 10.1. Suomalaisen maaperän vedenjohtokyvyn ja teoreettisten virtausnopeuksien ohjearvoja (Rantamäki ym. 1997).

Maalaji	Vedenjohtokyky k [m/s]	aika/m
sora	$10^{-2} \dots 10^{-4}$	2 min...3 h
hiekk	$10^{-4} \dots 10^{-6}$	3 h...12 d
siltti	$10^{-5} \dots 10^{-9}$	1 d...30 a
savi	$10^{-8} \dots 10^{-10}$	3 a...300 a
moreeni	$10^{-5} \dots 10^{-10}$	1 d...300 a

Pohjavedenpinnan nopeat ja suurehkot vaihtelut moreenimaissa on otettava huomioon seinämärakenteen suunnittelussa, jotta haitta-aineet eivät pääse kulkeutumaan seinämän yli pohjavedenpinnan noustessa tai ohi virtaussuuntien vaihtuessa. Pohjavesiasemien alueelliset seurantatulokset (ks. taulukko 10.2) ovat hyvä apuväline korkeustasojen vuodenaikaisvaihteluiden ja pitkällä aikavälillä tapahtuvien muutosten arvioinnissa.

Moreeneissa maaperän jäätyminen voi muodostaa seinämärakenteeseen epäjatkuvuuskohtia. Niissä lika-aineiden kontaktiaika reaktiivisen materiaalin kanssa saattaa jäädä läpivirtauksen aikana liian lyhyeksi, jolloin aineiden pitoisuudet eivät ehdi laskea puhdistuksen tavoitetasoihin. Suomen oloissa routaraja on kuitenkin yleensä pohjavedenpinnan yläpuolella, joten maaperän jäätyminen voi vaikuttaa seinämään periaatteessa vain pohjavedenpinnan yläpuolisen rakenteen osalta. Epäjatkuvuuskohtien mahdollinen muodostuminen talven aikana on kuitenkin otettava huomioon seinämän suunnittelussa, jos pohjavedenpinta sulana aikana voi nousta kyseiseen tasoon asti.

Reaktiivisen seinämän asennusta voi helpottaa se, että tyyppillisessä moreeni-muodostumassa pohjaveden pinta on suhteellisen lähellä maanpintaa ja vedellä kyllästynyt maakerros vain muutaman metrin paksu ja usein kallioon rajoittuva (Korkka-Niemi ja Salonen 1996). Toisaalta moreenien kivisyys ja tiiviit maakerrokset voivat vaikeuttaa joidenkin asennusmenetelmien käyttöä. Kallion mahdolliset raot, halkeamat tai ruhjevyöhykkeet on lisäksi aina selvitettävä erikseen.

Taulukko 10.2. Valtakunnallisen seurantatutkimuksen (1975-1999) tulokset pohjaveden pinnan korkeusvaihteluista Suomen ympäristökeskuksen pohjavesiasemilla (Soveri ym. 2001).

Määrittäminen	Moreeni	Hiekka-sora	Savi-siltti
Alimman ja ylimmän pohjavedenpinnan pitkän aikavälin vaihteluväli (m)	1,0-4,0	0,9-2,0	1,0-2,2
Keskimääräinen vuodenaikaisvaihtelu (m)	0,4-1,7	0,1-1,0	0,3-0,6
Pohjaveden pinnan ja maanpinnan keskimääräinen etäisyys (m)	1,3	4,6	2,2

Harjujen ja muiden jäätikköjokikerrostumien muodostamia hiekka- ja sora-alueita on maamme pinta-alasta noin 5 %. Laajimmat ja yhtenäisimmät muodostumat ovat Salpausselillä (Korkka-Niemi ja Salonen 1996). Hiekka- ja sora muodostumisessa pohjaveden virtausolosuhteet ovat usein selkeät ja helposti hallittavissa, mikä helpottaa haitta-aineiden kulkeutumisen arviointia ja reaktiivisen seinämän suunnittelua. Harjuissa ja reunamuodostumissa tyyppisesti esiintyvät tiiviit savi-, siltti- ja moreenikerrokset voivat kuitenkin aiheuttaa virtausreitteihin ja haitta-aineiden kulkeutumiseen yllättäviä muutoksia. Kyseiset välikerrokset voivat muodostaa myös haitta-aineita kuljettavia orsivesikerroksia.

Hiekka- ja soramuodostumissa reaktiivisen seinämän käytön voi estää pilaantuneen pohjavesikerroksen paksuus tai sijainti syvällä maaperässä. Yleisesti käytössä olevilla menetelmillä seinämän rakennus on usein teknisesti mahdollista vain reilun 10 metrin syvyyteen. Pilaantuneen pohjaveden kulkeutumisreitiltä voi kuitenkin myös harjualueilla löytyä kohtia, joissa kyllästynyt kerros on lähellä maanpintaa ja joiden paksuus on suhteellisen pieni.

Hyvin vettä johtavissa hiekka- ja soramuodostumissa pohjaveden suuri virtausnopeus voi aiheuttaa ongelmia reaktiivisen seinämän käytölle, koska se edellyttää paksua seinämää ja lisää kustannuksia.

Laajempia savikkoalueita on Suomessa erityisesti rannikoilla (Korkka-Niemi ja Salonen 1996). Koska pohjavesi ja haitta-aineet eivät merkittävästi liiku hyvin hienorakeisessa maaperässä, ei reaktiivisen seinämän käyttö tavallisesti sovellu savimaille. Karkearakeisemmissa silttikerrostumissa seinämien käytölle ei ole periaatteellisia esteitä, jos haitta-aineiden kulkeutumisnopeus todetaan paikallisesti riittävän suureksi. Lisäksi on huomattava, että savi- ja silttikerrostumien alla esiintyy usein vettä hyvin johtavia maa-aineksia, joissa haitta-aineiden kulkeutumisriski kasvaa.

10.3 Pohjaveden geokemia

Reaktiivisten seinämien soveltuvuuden arvioinnissa pohjaveden geokemian keskeisin merkitys liittyy niihin seinämämateriaalin ja pohjaveteen liuenneiden aineiden välisiin reaktioihin, jotka voivat heikentää seinämän vedenläpäisevyyttä tai reaktiivisuutta. Reaktiivisen materiaalin käyttöikä on karkeasti arvioiden sitä lyhyempi, mitä enemmän pohjavedessä on liuenneita aineita.

Valtakunnallisella tasolla poikkeuksellista Suomen pohjavesissä on liuenneiden aineiden vähyys (Korkka-Niemi ja Salonen 1996). Tätä voidaan pitää reaktiivisten seinämien pitkäaikaistoimivuutta olennaisesti edistävänä tekijänä. Suomessa pohjaveden pääasiallisten epäorgaanisten komponenttien pitoisuudet ovat keskimäärin muutamia milligrammoja litrassa (taulukko 10.3), kun pitoisuudet ulkomaisissa seinämäkohteissa useiden aineiden osalta ovat olleet kymmeniä tai jopa satoja milligrammoja litrassa. Esimerkiksi (bi)karbonaattipitoisuus, joka on todettu merkittävimäksi yksittäiseksi ainekomponentiksi saostumien muodostumisessa metallirautaseinämissä, on ollut useassa tapauksessa yli kymmenkertainen Suomen pohjavesien keskimääräiseen tasoon (10-20 mg/l) verrattuna (Liang ym. 2000; Vogan ym. 1999). Lisäksi on huomattava, että korkeista pitoisuuksista huolimatta useimmissa ulkomaisissa tutkimuksissa ei ole todettu seinämien vedenläpäisevyyden tai reaktiivisuuden merkittävää heikentymistä.

Maamme paikallisesti korkeat rauta- ja mangaani-, silikaatti- ja humusyhdisteiden pitoisuudet saattavat tietyissä tapauksissa lyhentää reaktiivisen seinämämateriaalin käyttöikää. Humusyhdisteiden adsorboituminen reaktiiviseen materiaaliin voi heikentää vedenläpäisevyyttä ja reaktiivisuutta useimmissa seinämäsovelluksissa. Raudan ja mangaanin saostuminen voi puolestaan huonontaa seinämän vedenläpäisevyyttä esimerkiksi happea vapauttavia yhdisteitä käytettäessä, ja pohjaveden korkea silikaattipitoisuus saattaa heikentää metallirautaseinämän reaktiivisuutta.

Pohjaveden geokemiassa havaitaan Suomessa huomattavia alueellisia eroja esimerkiksi maa- ja kallioperän mineraalikoostumuksen vaihteluiden takia. Vedenlaadun paikalliset vaihtelut ovat puolestaan yleisiä erityisesti moreeneissa. Lisäksi esimerkiksi harjualueilla pohjaveden kemiallinen koostumus voi olla selvästi kerroksellista. Pohjaveden kemiallinen koostumus vaihtelee myös vuodenaikojen mukaan. Suurimmat muutokset tapahtuvat tavallisesti keväisin ja syksyisin

pohjaveden pinnakorkeuksien noustessa. Reaktiivisen seinämän suunnittelussa pohjaveden paikalliset ja ajalliset laatu muutokset tulee ottaa huomioon. (Korkka-Niemi ja Salonen 1996.)

Suomen pohjavesien matalahkon pH-arvon ei pitäisi aiheuttaa ongelmia tavanomaisille seinämäsovelluksille, koska yleisesti pH on melko lähellä neutraalia. Pohjaveden heikko puskurointikyky voi kuitenkin olla ongelma prosesseille, joissa pH pyrkii nousemaan (esim. metallisen raudan käyttö). Tällöin seinämän vedenläpäisevyys voi heikentyä, koska pH:n nousu edistää mineraalien saostumista. Suomen pohjavesissä mahdollisesti saostuvien ionien pitoisuudet ovat kuitenkin yleensä alhaiset, minkä vuoksi muodostuvien mineraaliainesten määrän voi olettaa jäävän pieneksi pH-arvon noususta huolimatta. Pohjaveden pH:n nousu metallirautaseinämissä voi lisäksi estää seinämän suorituskykyä mahdollisesti heikentävän biomassan liiallista kasvua.

Taulukko 10.3. Pohjaveden laatu muuttujien pitoisuuksien keskiarvot, mediaanit, prosenttipisteet (10% ja 90%), minimi, maksimit, keskihajonnat ja tehtyjen analyysien lukumäärät (N) pohjavesiasemilla vuosina 1975-1999 (Soveri ym. 2001).

Muuttuja	Yksikkö	Keskiarvo	Mediaani	10%-piste	90%-piste	Minimi	Maksimi	Keskihajonta	N
S ₂₅	mS m ⁻¹	6,43	4,20	2,40	11,8	0,29	59,0	6,54	5744
Alk.	mmol l ⁻¹	0,32	0,22	0,10	0,66	0,00	5,26	0,43	5414
pH	-	6,31	6,30	5,70	6,80	3,60	8,80	0,59	5870
Ca	mg l ⁻¹	5,42	3,20	1,60	11,0	0,10	61,0	6,52	5141
Mg	mg l ⁻¹	1,49	0,90	0,40	3,10	0,10	28,0	2,34	5376
Na	mg l ⁻¹	3,16	2,20	1,40	5,10	0,20	51,0	3,93	5386
K	mg l ⁻¹	1,24	0,80	0,40	2,70	<0,10	13,0	1,45	5362
SO ₄	mg l ⁻¹	7,14	3,80	1,20	10,0	0,1	280	15,1	5393
Cl	mg l ⁻¹	2,82	1,5	0,7	5,3	<1	60,5	4,48	5636
SiO ₂	mg l ⁻¹	12,9	12,0	7,9	18,0	1,70	53,1	5,38	2597
Fe	μg l ⁻¹	706	35	<20	870	<20	77000	3372	3898
TOC	mg l ⁻¹	2,21	1,0	<0,50	4,50	<0,50	34,8	3,59	1348
NO ₃	μg l ⁻¹	216	50	8	520	<1	7600	498	5494

S₂₅ = sähkönjohtavuus +25°C:ssa, Alk. = alkaliteetti, TOC = orgaaninen hiili, kokonaispitoisuus, NO₃ = nitraatti- ja nitriittitypen summa

Pohjaveden lämpötila määräytyy pääasiassa alueen ilmasto-olosuhteiden mukaan ja seuraa ilman keskilämpötilaa, tosin pienemmällä vaihteluvälillä. Esimerkiksi harjuakvifereissa vuoden keskimääräinen lämpötila Lapissa on +4,4 °C ja Uudenmaan läänissä +5,4 °C. Vuodeaikavaihtelun maa- ja kalliopohjavesissä on arvioitu olevan tasolla +2...+11 °C. Vuosien 1975-1999 aikana pohjavesiasemilla tehtyjen lämpötilamittausten mediaani oli puolestaan +4,3 °C (Soveri ym. 2001). Pohjaveden lämpötilan vuodeaikavaihtelut ovat ajallisesti ilman lämpötiloja jäljessä, mutta kevät sulannan lämpötilaa laskeva vaikutus näkyy vesissä nopeasti. (Korkka-Niemi ja Salonen 1996.)

Suomen pohjavesien alhainen lämpötila vaikuttaa useimpiin seinämäsovelluksiin. Kun lämpötila laskee, esimerkiksi haitta-aineiden biokemialliset muuntumisreaktiot hidastuvat. Tämä voi lisätä seinämähankkeen kustannuksia, sillä alhaisessa lämpötilassa seinämässä tarvittava reaktiivisen materiaalin määrä kasvaa. Toistaiseksi useimmat reaktiivisia seinämiä koskevat kansainväliset tutkimukset on toteutettu lämpötila-alueella +8...+25 °C, jolloin kemiallisen reaktion nopeus karkean arvion mukaan puoliintuu, kun lämpötila laskee 10 °C (Gavaskar 1999; Carey ym. 2002). Vastaava tai hieman voimakkaampi korrelaatio on todettu lämpötilan laskun ja monien biologisten hajoamisreaktioiden nopeuksien välillä (Atlas 1981). Suomessa maaperän mikrobit ovat kuitenkin sopeutuneet alhaiseen lämpötilaan ja pystyvät siten esimerkiksi hajottamaan, jopa luontaisesti, monia vaikeasti hajoavia orgaanisia kemikaaleja (Tuomi 2001; Männistö ym.2001).

Kirjallisuus:

- Appleton, E. 1996. A nickel-iron wall against contaminated groundwater. *Environmental Science & Technology* 30(12): 536-539.
- Atlas, R. 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbial Reviews* 45(1): 180-209.
- Baker, M., Blowes, D., Ptacek, C. 1998. Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorous from onsite wastewater disposal systems. *Environmental Science & Technology* 32(15): 2308-2316.
- Bakker, L., Tonnaer, H., Michelberger, H., Pijls, C. & Filipponi, P. 2000. Full-scale operation of aerobic biobarriers. *Contaminated Soil 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany, Volume 2*, s. 932-938.
- Barcelona, M., Gibb, J., Helfrich, J. & Garske, E. 1985. Practical guide for ground-water sampling. Illinois State Water Survey. Contract report 374. 94 s.
- Benner, S., Blowes, D & Ptacek, C. 1997. A full-scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage. *Groundwater Monitoring and Remediation* 17(4): 99-107.
- Benner, S., Blowes, D., Ptacek, C., Mayer, K. 2002. Rates of sulfate reduction and metal sulfide precipitation in a permeable reactive barrier. *Applied Geochemistry* 17 (3): 301-320.
- Birke, V. & Roehl, E. 2002. An introduction to permeable reactive barriers. The 1st IMAGE-TRAIN Advanced Study Course, June 24-28 2002, Katowice. Luentomateriaali. 8 s.
- Birke, V., Burmeier, H. & Rosenau, D. 2002. PRB technologies in Germany: recent progress and new developments. Julk.: Gavaskar, A. & Chen, A. (toim.). Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Proceedings of the the First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, May 20-23, 2002. Columbus, Battelle Press. Paper 2A-16. ISBN 1-57477-132-9. [CD-ROM]
- Blowes, D., Ptacek, C., Benner, S., McRae, C., Bennett, T. & Puls, R. 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology* 45(1-2): 123-137.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J. 1997. In-Situ remediation of chromate contaminated groundwater using permeable reactive walls. *Environmental Science & Technology* 31(12): 3348-3357.
- Blowes, D., Puls, R., Gillham, R., Ptacek, C., Bain, J., Hanton-Fong, C. & Paul, C. 1999. An in situ permeable reactive barrier for the treatment of hexavalent chromium and trichloroethylene in groundwater: Volume 2. Performance monitoring. Washington, United States Environmental Protection Agency. Report EPA/600/R-99/095b. 19 s.
- Boronina, T., Klabunde, K. & Sergeev, G. 1995. Destruction of organohalides in water using metal particles: carbon tetrachloride/water reactions with magnesium, tin and zinc. *Environmental Science & Technology* 29(5): 1511-1517.
- Boulding, R. 1995. Practical handbook of soil, vadose zone and ground-water contamination: assessment, prevention, and remediation. Boca Raton, CRC Press. 948 s. ISBN-1-56670-051-5.
- Bowman, R. 1999. Pilot-scale testing of a surfactant-modified zeolite PRB. *Ground Water Currents* 31. Washington, United States Environmental Protection Agency. EPA-542-N-99-002. S. 3.
- Burmeier, H. 1998. General overview. Julk.: Treatment walls and permeable reactive barriers. Evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated land and groundwater. North Atlantic Treaty Organization & Committee on the Challenges of Modern Society. NATO/CCMS pilot study report 229. S. 1-2. [EPA/542/R-98/003.]
- Burris, D., Campbell, T. & Manoranjan, V. 1995. Sorption of trichloroethylene and tetrachloroethylene in a batch reactive metallic iron-water system. *Environmental Science & Technology* 29(11): 2850-2855.
- Cantrell, K., Kaplan, D. & Gilmore, T. 1997. Injection of colloidal Fe⁰ particles in sand columns with shear-thinning fluids. *Journal of Environmental Engineering* 123(8): 786-791.

- Carey, M., Fretell, B., Mosley, N. & Smith, J. 2002. Guidance on the use of permeable reactive barriers for remediating contaminated groundwater. Bristol, National Groundwater & Contaminated Land Centre. Report NC/01/51. 140 s. ISBN 1-85705-665-5.
- Czurda, K. & Roehl, E. 2001. Long-term performance of permeable reactive barriers used for the remediation of contaminated groundwater. Karlsruhe, PEREBAR. Mid-term report. 41 s.
- Day, S., O'Hannesin, S. & Marsden, L. 1999. Geotechnical techniques for the construction of reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* B67: 285-297.
- DNAPL source reduction: facing the challenge. 2002. Interstate Technology and Regulatory Council. Regulatory overview. 21 s. + 11 liites.
- Fennelly, J., Roberts, A. 1998. Reaction of 1,1,1-trichloroethane with zero-valent metals and bi-metallic reductants. *Environmental Science & Technology* 32(13): 1980-1988.
- Frequently asked questions about oxygen release compound, ORC®. 2002. Regensis. http://www.regensis.com/Technical_Center/FAQs/new_page_2.htm. [WWW, viitattu 20.9.2002.]
- Gavaskar, A. 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* 68 (1-2): 41-71.
- Gavaskar, A., Gupta, N., Sass, B., Janosy, R. & Hicks, J. 2000. Design guidance for application of permeable reactive barriers for groundwater remediation. Columbus, Battelle. 167 s. + 39 liites.
- Gavaskar, A., Sass, B., Drescher, E., Cumming, L., Giammar, D. & Gupta, N. 1998. Enhancing the reactivity of permeable barrier media. Julk.: Wickramanayake, G. & Hinchee, R. (toim.). *Designing and applying treatment technologies. Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. The First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, May 18-21, 1998.* Columbus, Battelle Press. S. 91-96. ISBN 1-57477-061-6.
- Geiger, C. 2001. The use of ultrasound to restore the dehalogenation activity in iron in permeable reactive barriers. Summary of the Remediation Technologies Development Forum's Permeable Reactive Barrier Action Team meeting. Orlando, June 12, 2001. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/061201.htm>. [Verkköjulkaisu, viitattu 10.9. 2002.]
- Gillham, R. & O'Hannesin, S. 1994. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron. *Groundwater* 30(6): 958-967.
- Grittini, C., Malcomson, M., Fernando, Q., Korte, N. 1995. Rapid dechlorination of polychlorinated biphenyls on the surface of a Pd/Fe bimetallic system. *Environmental Science & Technology* 29(11): 2898-2900.
- Gupta, N. & Fox, T. 1999. Hydrogeologic modeling for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials* 68(1-2): 19-39.
- Haavisto, T. 2002. Pilaantuneet maa-alueet Suomessa – katsaus 2001. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. 71 s. [Luonnos 12.12.2002.]
- Hardy, L. & Gillham, R. 1996. Formation of hydrocarbons from the reduction of aqueous CO₂ by zero-valent iron. *Environmental Science & Technology* 30(1): 57-65.
- Helland, B., Alvarez, P. & Schnoor, J. 1995. Reductive dechlorination of carbon tetrachloride with elemental iron. *Journal of Hazardous Materials* 41(2-3): 205-216.
- Herhily, A., Mills, A., Hornberger, G. & Bruckner, A. 1987. The importance of sediment sulfate reduction to the sulfate budget of an impoundment receiving acid mine drainage. *Water Resources Research* 23(2): 287-292.
- Hocking, G. 2001. Performance of a deep iron permeable reactive barrier for groundwater remediation of volatile organic compounds. Summary of the Remediation Technologies Development Forum Permeable Reactive Barrier Action Team meeting. Orlando, June 12, 2001. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/061201.htm>. [Verkköjulkaisu, viitattu 14.10. 2002.]
- Hocking, G., Wells, S. & Thurman, M. 2002. Design, construction and installation verification of deep iron permeable reactive barriers. Julk.: Gavaskar, A. & Chen, A. (toim.). *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. Proceedings of the the First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, May 20-23, 2002.* Columbus, Battelle Press. Paper 2A-20. ISBN 1-57477-132-9. [CD-ROM]

- Huling, S. & Weaver, J. 1991. Dense nonaqueous phase liquids. Washington, United States Environmental Protection Agency. Ground water issue EPA/540/4-91-002. 21 s.
- Ikäheimo, J. 2002. Näytteenotto pohjavesiputkista. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Luentomateriaali laborioripäiviltä 16.-17.10. 2002. 12 s.
- Järvinen, H-L. 1996. Osa 1. Maa-alueiden tutkiminen. Julk.: Mroueh, U-M., Järvinen, H-L. & Lehto, O. (toim.). Saastuneiden maiden tutkiminen ja kunnostus.. Helsinki, Teknologian kehittämiskeskus. Teknologia katsaus 47. 194 s. ISSN 951-53-0743-0.
- Järvinen, K. 2001. Bioreaktoriprosessi kloorifenoleilla pilaantuneen pohjaveden puhdistuksessa –Kärkölä. Helsinki, Uudenmaan ympäristökeskus. Suomen ympäristö 506. 44 s. ISBN 952-11-0952-1, ISSN 1238-7312.
- Kaatopaikkojen lopettamisopas. 2001. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 89. 109 s. ISBN 952-11-1021-8, ISSN 1238-8602.
- Kaplan, D., Cantrell, K., Wietsma, T. & Potter, M. 1996. Formation of a chemical barrier with zero-valent iron colloids for groundwater remediation. *Journal of Environmental Quality* 25(5): 1086-1094.
- Korkka-Niemi, K. & Salonen V-P. 1996. Maanalaiset vedet – pohjavesigeologian perusteet. Turku, Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskus. Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskuksen julkaisuja A:50. 181 s. ISBN 951-29-0825-5, ISSN 0788-7906.
- Kraft, S., Schüth, C. & Grathwohl, P. 2000. The influence of groundwater specific parameters on the performance of in-situ reactors based on the example of in-situ activated-carbon-filtration. Julk.: Contaminated Soil 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany. Volume 2. S. 939-942. London, Thomas Telford Publishing. ISBN 0-7277-2954-3.
- Kram, M., Keller, A., Rossabi, J. & Everett, L. 2001. DNAPL characterization methods and approaches, part 1: performance comparisons. *Ground Water Monitoring & Remediation* 21(4): 109-123.
- Kriegman-King, M. & Reinhard. 1994. Transformation of carbon tetrachloride by pyrite in aqueous solution. *Environmental Science & Technology* 28(4): 692-700.
- Landis, R. 2001. The innovative use of high-pressure jetting of thin diaphragm walls to construct hydraulic control barriers. Summary of the Remediation Technologies Development Forum Permeable Reactive Barrier Action Team meeting. Orlando, June 12, 2001. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/061201.htm>. [Verkkojulkaisu, viitattu 14.10. 2002.]
- Lee, D. 2001. Wall-and-curtain for subsurface treatment of contaminated ground water. Summary of the Remediation Technologies Development Forum Permeable Reactive Barrier Action Team meeting. Orlando, June 12, 2001. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/061201.htm>. [Verkkojulkaisu, viitattu 10.9. 2002.]
- 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(4): 273-286.
- Lipczynska-Kochany, E., Harms, S., Milburn, R., Sprah, G. & Nadarajah, N. 1994. degradation of carbon tetrachloride in the presence of iron and sulphur containing compounds. *Chemosphere* 29 (7): 1477-1489.
- Lovely, D. & Phillips, E. 1992a. Bioremediation of uranium contamination with enzymatic uranium reduction. *Environmental Science & Technology* 26(11): 2228-2234.
- Lovely, D. & Phillips, E. 1992b. Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*. *Applied Environmental Microbiology* 58(3): 850-856.
- Mackenzie, P., Horney, D., Sivavec, T. 1999. Mineral precipitation and porosity losses in granular iron columns. *Journal of Hazardous Materials* 68(1-2): 1-17.
- Marcus, D. 1998. Reactant sand-fracking pilot test results. Julk.: Wickramanayake, G. & Hinchee, R. (toim.). Designing and applying treatment technologies: remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. The First International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, May 18-21 1998, Monterey. Columbus, Battelle Press. S. 85-90. ISBN 1-57477-061-6.
- Matheson, L. & Tratnyek, P. 1994. Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. *Environmental Science & Technology* 28(12): 2045-2053.
- Mattsson, A. 2001. Geofysiikan menetelmistä pohjavesialueen rakenteen tutkimuksessa. Julk.: Salonen, V-P. & Korkka-Niemi, K. (toim.). Kirjoituksia pohjavedestä. Turku, Turun yliopisto. S. 47-54. ISBN 951-29-21707.

- Morkin, M., Devlin, J., Barker, J. & Butler, B. 2000. In situ sequential treatment of a mixed contaminant plume. *Journal of Contaminant Hydrology* 45 (3-4), s. 283-302.
- Morrison, S. & Spangler, R. 1992. Extraction of uranium and molybdenum from aqueous solutions: A survey of industrial materials for use in chemical barriers uranium mill tailings remediation. *Environmental Science & Technology* 26(10): 1922-1931.
- Morrison, S., Metzler, D. & Dwyer, B. 2002. Removal of As, Mn, Mo, Se, U, V and Zn from groundwater by zero-valent iron in a passive treatment cell: reaction progress modeling. *Journal of Contaminant Hydrology* 56(1-2): 99-116.
- Muftikian, R., Fernando, Q. & Korte, N. 1995. A method for the rapid dechlorination of low molecular weight chlorinated hydrocarbons in water. *Water Research* 29(10): 2434-2439.
- Männistö, M., Salkinoja-Salonen, M. & Puhakka, J. 2001. In situ polychlorophenol bioremediation potential of the indigenous bacterial community of boreal groundwater. *Water Research* 30(10): 2496-2504.
- Mälkki, E. Pohjavesigeologisen tutkimuksen kehitystarpeet Suomessa. Julk.: Salonen, V-P. & Korkka-Niemi, K. (toim.). Kirjoituksia pohjavedestä. Turku, Turun yliopisto. S. 11-20. ISBN 951-29-21707.
- Naftz, D. 2000. Field demonstration of permeable reactive barriers to control uranium contamination in groundwater. Julk.: Wickramanayake, G., Gavaskar, A. & Chen, A. (toim.). Chemical oxidation and reactive barriers: remediation of chlorinated and recalcitrant compounds. The Second International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, May 22-25 2000, Monterey. Columbus, Battelle Press. S. 281-290. ISBN 1-57477-100-0.
- Orth, S. & Gillham, R. 1996. Dechlorination of trichloroethene in aqueous solution using Fe⁰. *Environmental Science & Technology* 30(1): 66-71.
- Ott, N. 2000. Permeable reactive barriers for inorganics. Washington, United States Environmental Protection Agency. 58 s. http://www.epa.gov/tio/download/remed/ott_prb.pdf. [Verkkojulkaisu, viitattu 10.09. 2002.]
- Permeable reactive barrier installation profiles. Päivitetty 1.8. 2001. Remediation Technologies Development Forum. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/prbsumms/default.cfm>. [WWW, viitattu 10.9. 2002]
- Pitkin, S., Cherry, J., Ingleton, R. & Broholm, M. 1999. Field demonstrations using the Waterloo ground water profiler. *Ground Water Monitoring and Remediation* 19(3): 122-131.
- Puls, R. & Barcelona, M. 1996. Low-flow (minimal drawdown) ground-water sampling procedures. Washington, U.S. Environmental Protection Agency. Ground water forum issue paper EPA/540/S-95/505. 12 s.
- Puls, R., Paul, C. & Powell, R. 1999. The application of in situ permeable reactive (zero-valent iron) barrier technology for the remediation of chromate-contaminated groundwater: a field test. *Applied Geochemistry* 14(8): 989-1000.
- Puls, R., Quinn, J., Landis, R., Liang, L., Gillham, R. & Jefferis, S. 2001. RTDF panel discussion. Summary of the Remediation Technologies Development Forum Permeable Reactive Barrier Action Team meeting. Orlando, June 12, 2001. <http://www.rtdf.org/public/permbarr/minutes/061201.htm>. [Verkkojulkaisu, viitattu 14.10. 2002.]
- Rantamäki, M., Jäskeläinen, R. & Tammirinne, M. 1997. *Geotekniikka*. Otatieto 464. 307 s. ISBN 951-672-257-1.
- Rasmussen, G. 2000. Risk reduction on creosote contaminated site using vegetated permeable barriers. Julk.: Contaminated Soil 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany. Volume 2. S. 1125-1126. London, Thomas Telford Publishing. ISBN 0-7277-2954-3.
- Regulatory guidance for permeable reactive barriers designed to remediate inorganic and radionuclide contamination. 1999a. Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group. Technical/regulatory guidelines document. 29 s.
- Regulatory guidance for permeable reactive barriers designed to remediate chlorinated solvents. 1999b. 2. edition. Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group. Technical/regulatory guidelines document. 26 s.
- Reynolds, G., Hoff, J. & Gillham, R. 1990. Sampling bias caused by materials used to monitor halocarbons in groundwater. *Environmental Science & Technology* 24(1): 135-142.

- RIL 166 Pohjarakenteet. 1986. Helsinki, Suomen Rakennusinsinöörien Liitto. 597 s. ISBN 951-758-108-4. ISSN 0356-9403.
- Roberts, L., Totten, L., Arnold, W., Burris, D. & Campbell, T. 1996. Reductive elimination of chlorinated ethylenes by zero-valent metals. *Environmental Science & Technology* 30(8): 2654-2659.
- Robertson, W. & Cherry, J. 1995. In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: field trials. *Ground Water* 33(1): 99-111.
- Ruiz, N., Sudipta, S. & Reinhart, D. 2000. Surface chemical reactivity in selected zero-valent iron samples used in groundwater remediation. *Journal of Hazardous Materials B80*: 107-117.
- Schad, H., Haist-Gulde, B., Klein, R., Maier, D., Maier, M., Schulze, B. 2000. Funnel- and-gate at the former manufactured gas plant site in Karlsruhe: sorption test results, hydraulic and technical design, construction. *Julk.: Contaminated Soil 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany. Volume 2. 951-959. London, Thomas Telford Publishing. ISBN 0-7277-2954-3.*
- Schad, H. & Grathwohl, P. 1998. Funnel-and-gate systems for in situ treatment of contaminated groundwater at former manufactured gas plant sites. *Julk.: Treatment walls and permeable reactive barriers. Evaluation of demonstrated and emerging technologies for the treatment of contaminated land and groundwater. North Atlantic Treaty Organization & Committee on the Challenges of Modern Society. NATO/CCMS pilot study report 229. S. 56-65. [EPA/542/R-98/003.]*
- Scherer, M., Richter, S., Valentine, R. & Alvarez, P. 2000. Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up. *Critical Reviews in Microbiology* 26(4): 221-264.
- Schipper, L. & Vojvodi-Vukovi, M. 1998. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: field trial. *Journal of Environmental Quality* 27(3): 664-668.
- Schipper, L. & Vojvodi-Vukovi, M. 2000. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. *Ecological Engineering* 14(3): 269-278.
- Schreier, C. & Reinhard, M. 1994. Transformation of chlorinated organic compounds by iron and manganese powders in buffered water in landfill leachate. *Chemosphere* 29(8): 1743-1753.
- Shapiro, A., Sivavec, T. & Baghel, S. 1996. Development of an integrated in-situ remediation technology. Topical report for task no. 9 – Part I entitled “TCE degradation using non-biological methods”. DOE contract number: DE-AR21-94MC31185. 28 s.
- Simon, F. & Meggyes, T. Removal of organic and inorganic pollutants from groundwater using permeable reactive barriers. Part 1. Treatment processes for pollutants. *Land Contamination & Reclamation* 8(2): 103-116.
- Solinst groundwater and surface water instrumentation. Georgetown, Solinst. <http://www.solinst.com/Prod/Prod.html>. [WWW, viitattu 12.12. 2002]
- Solutions for groundwater remediation. 2002. Waterloo, Envirometal Technologies Inc. [CD-ROM]
- Soveri, J., Mäkinen, R. & Peltonen, K. 2001. Pohjaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975-1999. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 420. 382 s. ISBN 952-11-0746-4. ISSN 1238-7312.
- Suomela, T. 1995. Pohjavesialueisiin kohdistuvat riskit ja niiden ennakoiminen. *Vesitalous* 36(5): 7-10.
- Suthersan, S. 1997. Remediation engineering: design concepts. Boca Raton, CRC Press. 362 s. ISBN-1-56670-137-6.
- Teutsch, G., Rügner, H., Zamfirescu, D., Finkel, M. & Bittens, M. 2001. Source remediation vs. plume management: Critical factors affecting cost-efficiency. *Land Contamination & Reclamation* 9 (1): 128-139.
- Tiehm, A., Schulze, S., Böckle, K., Müller, A., Lorbeer, H. & Werner, P. 2000. Elimination of chloroorganics in a reactive wall system by biodegradation on activated carbon. *Julk.: Contaminated Soil 2000. Proceedings of the Seventh International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, 18-22 September 2000, Leipzig, Germany. Volume 2. S. 1125-1126. London, Thomas Telford Publishing. ISBN 0-7277-2954-3.*

- Till, B., Weathers, L. & Alvarez, P. 1998. Fe(0)-supported autotrophic denitrification. *Environmental Science & Technology* 32(5): 634-639.
- Tuomi, P. 2001. Maaperän luontaisen puhdistuskapasiteetin hyväksikäyttö öljyllä pilaantuneiden alueiden kunnostuksessa. Julk.: Idman, H. & Rönkä, E. (toim.). *Kestävä kehitys – tutkimuksen haasteet ja mahdollisuudet*. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 153. 94 s. ISBN 951-690-806-3. ISSN 0781-4240.
- U.S. EPA. 1998. *Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation*. Washington, United States Environmental Protection Agency. Report EPA/600/R-98/125. 94 s.
- U.S. EPA. 1999. *Field Applications of in situ remediation technologies: Permeable reactive barriers*. Washington, United States Environmental Protection Agency. Report EPA/542/R-99/002. 114 s.
- U.S. EPA. 2002. *Field Applications of in situ remediation technologies: Permeable reactive barriers*. Washington, United States Environmental Protection Agency. 30 s.
- Waybrant, K., Blowes, D. & Ptacek, C. 1998. Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage. *Environmental Science & Technology* 32(13): 1972-1979.
- Vidic, R. 2001. *Permeable reactive barriers: Case study review*. Pittsburgh, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Technology evaluation report TE-01-01. 49 s.
- Vroblesky, D. (toim.). 2001. *User's guide for polyethylene-based passive diffusion bag samplers to obtain volatile organic compound concentrations in wells – Part 1: Deployment, recovery, data interpretation, and quality control and assurance*. Columbia, U.S. Geological Survey. Water-resources investigations report 01-4060.
- Yeskis, D. & Zavala, B. 2002. *Ground-water sampling guidelines for Superfund and RDRA project managers*. Washington, U.S. Environmental Protection Agency. Ground water forum issue paper EPA 542-S-02-001. 53 s.
- Öljyllä pilaantuneen maa-alueen kunnostaminen: opas kunnostushankkeen toteuttamiseksi. 2002. Helsinki, Öljyalan Palvelukeskus. 106 s.

Kuvailulehti

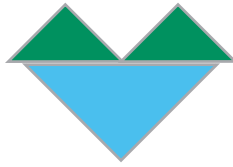
Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisu-aika Kesäkuu 2003
Tekijä(t)	Jussi Reinikainen	
Julkaisun nimi	Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä	
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: http://www.ymparisto.fi/julkaisut	
Tiivistelmä	Tässä julkaisussa käsitellään reaktiivisten seinämien käyttöä pilaantuneen pohjaveden in situ -puhdistuksessa kansainvälisiin tutkimuksiin perustuen. Raportissa esitellään seinämähankkeen teknisen toteutuksen vaiheet. Samalla annetaan esimerkkejä eri työvaiheissa sovellettavista tekniikoista ja tutkimusmenetelmistä. Työssä tarkastellaan myös niitä fysikaalis-biokemiallisia prosesseja, joihin pohjaveden puhdistuminen reaktiivisessa seinämässä perustuu. Lisäksi arvioidaan menetelmän yleistä soveltuvuutta suomalaisiin ympäristöolosuhteisiin.	
Asiasanat	Reaktiivinen seinämä, pohjavesi, pilaantuminen, in situ, käsittely, puhdistus, kunnostus, klooratut hiilivedyt, liuottimet	
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 628	
Julkaisun teema	Ympäristön suojeleminen	
Projektihankkeen nimi ja projektinumero		
Rahoittaja/ toimeksiantaja	TEKES/Ympäristöministeriö	
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1413-4, 952- 11-1414-2 (PDF)
	Sivuja 85	Kieli Suomi
	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta 12,00 e
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 Edita, vaihe 020 450 00 Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi, www.edita.fi/netmarket	
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki	
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2003	

Presentationsblad

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum Juni 2003
Författare	Jussi Reinikainen	
Publikationens titel	Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä (Reaktiva barriärer för rengöring av förorenade grundvatten)	
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns även i internet: http://www.miljo.fi/publikationer	
Sammandrag	I denna publikation som baserar sig på internationella publikationer behandlas nyttjandet av reaktiva barriärer för in situ rengöring av förorenade grundvatten. I rapporten presenteras olika skeden i en typisk barriärkonstruktion tekniska förverkligande. Samtidigt ges exempel på de tekniker och forskningsmetoder som tillämpas vid de olika arbetsfaserna. I arbetet behandlas även de fysikalisk- biokemiska processer som rengöringen i en reaktiv barriär baserar sig på. I tillägg värderas metodens lämplighet i finska miljöförhållanden.	
Nyckelord	Reaktiv barriär, grundvatten, förorening, in situ, behandling, rening, restaurering, klorerade kolväten, lösningsmedel	
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 628	
Publikationens tema	Miljövård	
Projektets namn och nummer		
Finansiär/ uppgångsgivare	TEKES/Miljöministeriet	
Organisationer i projektgruppen		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1413-4, 952-11-1414-2(PDF)
	Sidantal 85	Språk Finska
	Offentlighet Offentlig	Pris 12,00 EUR
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, FIN-00043 Edita, växel 020 450 00 Postförsäljning: Telefon +358 020 450 05, telefax +358 020 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket	
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, FIN-00251 Helsingfors, Finland	
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2003	

Documentation page

Publisher	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date June 2003
Author(s)	Jussi Reinikainen	
Title of publication	Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä (Reactive barriers for treatment of contaminated groundwater)	
Parts of publication/ other project publications	This publication is also available in the Internet: http://www.environment.fi/publications	
Abstract	In this report, international experiences of in situ remediation of contaminated groundwaters using permeable reactive barriers are discussed. Techniques of installing and monitoring permeable reactive barriers are introduced. Moreover, physical and biochemical processes involved in groundwater purification are demonstrated. Finally, possibilities of using the method in Finnish climate and geological conditions are evaluated.	
Keywords	Reactive barrier, groundwater, contamination, in situ, treatment, cleanup, remediation, chlorinated hydrocarbons, solvents	
Publication series and number	The Finnish Environment 628	
Theme of publication	Environmental Protection	
Project name and number, if any		
Financier/ commissioner	TEKES/Ministry of the Environment	
Project organization		
	ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-1413-4, 952-11-1414-2 (PDF)
	No. of pages 85	Language Finnish
	Restrictions Public	Price 12,00 EUR
For sale at/ distributor	Edita Publishing Ltd., P.O. Box 800, FIN-00043 Edita, Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Phone +358 20 450 05, telefax + 358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket	
Financier of publication	Finnish Environment Institute, P.O. Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland	
Printing place and year	Edita Prima Ltd, Helsinki 2003	



YMPÄRISTÖN- SUOJELU

Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä

Maassamme havaitaan jatkuvasti uusia pohjaveden pilaantumistapauksia, jotka aiheuttavat riskejä ympäristölle ja ihmisten terveydelle. Tavallisesti riskien vähentäminen edellyttää pilaantuneen veden puhdistamista, koska haitallisten aineiden luontainen poistuminen pohjavedestä voi kestää jopa satoja vuosia.

Reaktiivisten seinämien käyttö on kustannustehokas pohjaveden puhdistusmenetelmä. Pohjois-Amerikassa ja Keski-Euroopassa menetelmän sovelluksia käytetään yhä yleisemmin vaikeissa pilaantumistapauksissa, joissa perinteiset menetelmät on todettu kalliiksi ja tehottomiksi. Hyvät kokemukset reaktiivisista seinämistä muualla puoltavat menetelmän käyttöönottoa myös Suomessa.

Tässä julkaisussa tarkastellaan reaktiivisten seinämien soveltuvuutta erilaisiin pohjaveden pilaantumistapauksiin ja suomalaisiin ympäristöolosuhteisiin. Raportti perehdyttää lukijan reaktiivisten seinämien suunnitteluperusteisiin ja esittää pohjaveden in situ –puhdistukseen keskeisesti liittyviä näkökohtia. Julkaisu on tarkoitettu pohjaveden pilaantumisongelmien kanssa työskenteleville ja muille alan kehitysuunnista kiinnostuneille ryhmille.

Julkaisu on saatavissa myös Internetissä:
<http://www.ymparisto.fi/julkaisut>

ISBN 952-11-1413-4
ISBN 952-11-1414-2 (PDF)
ISSN 1238-7312

Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA, vaihe 020 450 00
Asiakaspalvelu:
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566



9 789521 114137